VALIDACIÓN DEL ÍNDICE DE FÓSFORO DEL CARIBE Y EVALUACIÓN DE PRÁCTICAS DE MANEJO DE DESECHOS ORGÁNICOS EN FINCAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL DE PUERTO RICO

Por

SANDRA LILIANA ORTEGA ACHURY

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
2005

Aprobado por

_____	_____
David Sotomayor Ramírez, Ph.D. Miembro, Comité Graduado	Fecha
_____	_____
Luis R. Pérez Alegría, Ph.D. Miembro, Comité Graduado	Fecha
_____	_____
Miguel A. Muñoz Muñoz, Ph.D. Miembro, Comité Graduado	Fecha
_____	_____
Gustavo A. Martínez Rodríguez, Ph.D. Presidente, Comité Graduado	Fecha
_____	_____
José E. Cortés Figueroa, Ph.D. Representante de Estudios Graduados	Fecha
_____	_____
Miguel A. Muñoz Muñoz, Ph.D. Director de Departamento	Fecha

ABSTRACT

Nutrient losses from agricultural soils are one of the principal causes of surface water quality impairment. A study was conducted in animal operations (dairy cattle and poultry) of Puerto Rico, to quantify nitrogen (TKN), phosphorus (DP and TP), dissolved organic carbon (COD) and heavy metal (Cu, Fe, Zn) runoff concentrations. Results were used to validate at the field level the Caribbean Phosphorus Index (CPI), a tool developed for the identification of agricultural soils with high risk of P losses to surface waters. Runoff fractionators and a pluviograph were installed in each farm to monitor rainfall duration and intensity. Eighty-five percent of the area in the poultry farm had soil P levels (Olsen) in excess of 35 mg P kg^{-1}. In the dairy farm, only 35% of the total area, exceeded the 35 mg P kg^{-1} threshold. Average nutrient concentration losses in the poultry farm were 5.87 mg DP L^{-1}, 4.82 mg TP L^{-1}, 0.14 mg Cu L^{-1}, 4.33 mg Fe L^{-1} y 1.36 mg Zn L^{-1}. Those values were significantly higher than concentration losses at the dairy farm (2.29 mg DP L^{-1} y 1.79 mg TP L^{-1}, 0.03 mg Cu L^{-1}, 0.69 mg Fe L^{-1} y 0.70 mg Zn L^{-1}). In both farms runoff P concentration exceeded 1 mg L^{-1}, a value that has been tentatively proposed by USEPA as the maximum desirable concentration in surface runoff from agricultural fields. The CPI ranked plots in the dairy manure in the Medium category for P loss vulnerability, and the poultry farm plots in the High category.

RESUMEN

La pérdida de nutrimentos de suelos agrícolas es una de las principales causas del deterioro de la calidad de los cuerpos de agua superficial. Se realizó un estudio en dos fincas de producción animal (ganado lechero y pollos parrilleros) de Puerto Rico, para cuantificar las pérdidas en concentración de nitrógeno (TKN), fósforo (DP y TP), carbono orgánico disuelto (COD) y metales (Cu, Fe, Zn) en agua de escorrentía. Los resultados se usaron para validar a nivel de campo el Índice de Fósforo del Caribe (IPC) como herramienta para identificar suelos agrícolas con alto potencial de transporte de P. En cada finca se instalaron colectores de escorrentía y un pluviógrafo para monitorear la duración e intensidad de la precipitación. El 87.5% del área en los predios con aplicación de gallinaza presentó niveles de P en el suelo (Olsen) superiores a 35 mg P kg^{-1}. En el caso de la vaquería solo el 35% del área total, presentó valores superiores a 35 mg P kg^{-1}. Las concentraciones promedio de pérdidas de nutrimentos en la finca avícola (5.87 mg DP L^{-1}, 4.82 mg TP L^{-1}, 0.14 mg Cu L^{-1}, 4.33 mg Fe L^{-1} y 1.36 mg Zn L^{-1}) fueron significativamente mayores a las de la vaquería (2.29 mg DP L^{-1} y 1.79 mg TP L^{-1}, 0.03 mg Cu L^{-1}, 0.69 mg Fe L^{-1} y 0.70 mg Zn L^{-1}). En ambas fincas las concentraciones de P en escorrentía exceden el máximo permisible en predios agrícolas (1 mg L^{-1}), sugerido por la EPA. De acuerdo al IPC, se categorizaron los predios bajo aplicación de estiércol de ganado con potencial medio al movimiento de P y un alto potencial para el movimiento de P de los predios con aplicación de gallinaza.

DEDICATORIA

A Dios

“ Todo lo que nos convierte en mejores
y más felices, Dios lo ha puesto
abiertamente ante nosotros ”

A mis padres... *Luis y Lucrecia*

“ Mi mayor Bendición y mi razón de ser ”

A mis hermanos... *Alba, Carlos, Maria, Edgar,*
Nora, Victor, Humberto y Gabriel

“ Mi familia... mi mayor orgullo”

A mis sobrinos... Andres, Carolina, Ximena, Mauricio, Carlitos, Diego, Mario, José Luis, Camilo y Andrey

“ Mi alegría y esperanza para el futuro ”

A mi amigo y compañero... *John Jairo*

“ *Si una vida brilla, la vida que está a su lado*
reflejará su luz “

A todos los ANGELES que desde el cielo me cuidan
y me guian en el camino de mi vida.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por ser mi luz.

A mi Familia, por el amor, los consejos y el apoyo constante.

Al doctor Gustavo A. Martínez Rodríguez por la confianza y el apoyo ofrecido durante esta etapa de crecimiento académico y profesional.

A los doctores Miguel A. Muñoz Muñoz, David Sotomayor Ramírez y Luis R. Pérez Alegría por el respaldo y orientación durante el desarrollo de este estudio.

A los Señores José Noriega Rosado y Angel Alicea Quilés, por facilitar mi trabajo en campo, ofreciendome sus fincas y su apoyo.

A Onilda, Madelene, José Luis y Vidal, miembros de la Estación Experimental Agrícola de Rio Piedras, por el apoyo técnico y la amistad ofrecida.

Al Sr. Ulises Chardon, por la ayuda ofrecida en el laboratorio de la Estación Experimental de Agricultura Tropical – TARS.

A Evelyn, Gloria, Keyla y Zulma por facilitar mi trabajo, aunque complicará el suyo.

A cada una de las personas que me han ofrecido su amistad sincera y apoyo incondicional; Katherine, José Carlos, Carmen Lys, Joel, Rocio, Juan V., Carlos, José B, Juan C., John Jairo, Sr. Ulises Chardon y Sra. Vanessa.

A Gabriel, que en su corta edad, ha sabido tener palabras para ofrecerme tranquilidad en momentos difíciles y me ha apoyado incondicionalmente en mi proyecto de vida.

A todas las personas que de una u otra forma, hicieron posible el desarrollo de este estudio.

“ Lo mejor de la vida es que mientras vivamos, tenemos el privilegio de crecer “

Joshua Loth Liebman

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE TABLAS x

LISTA DE FIGURAS xii

LISTA DE FOTOS xiv

LISTA DE ANEXOS xv

JUSTIFICACIÓN 1

1. OBJETIVOS 5

2. REVISIÓN DE LITERATURA 6

2.1. LOS NUTRIMENTOS EN EL SUELO 6

2.1.1. Industria de producción animal 6

2.1.2. Relación nutrimentos – suelo 7

2.1.3. Fuentes de contaminación dispersa y puntual 14

2.1.4. Incidencia de la producción animal en la pérdida de nutrimentos 15

2.2. LOS NUTRIMENTOS EN LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL 17

2.2.1. Estándares y criterios de calidad de agua 18

2.2.2. Efecto de los nutrimentos en la calidad de los cuerpos de agua.. 20

2.2.3. Pérdida de nutrimentos en escorrentía de predios agrícolas 21

2.3. ESTRATEGIAS DE MANEJO DE NUTRIMENTOS 26

2.3.1. Índice de Fósforo (IP) 27

2.3.2. Índice de Fósforo del Caribe (IPC) 29

3. METODOLOGÍA 30

3.1. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO 30

3.1.1. Localización y descripción 30

3.1.2. Prácticas de manejo para desechos orgánicos 32

3.2. MUESTREO DEL SUELO 35

3.2.1. Análisis de fósforo 36

3.2.2. Determinación de pH y conductividad eléctrica (CE)..... 36

3.2.3. Distribución de partículas 36

3.2.4. Materia orgánica (MO) 37

3.2.5. Capacidad de adsorción de P 37

3.2.6. Contenido de óxidos de Fe y Al 39

3.3. ESTABLECIMIENTO DE PARCELAS DE ESCORRENTÍA 39

3.3.1. Programación de periodos de monitoreo de escorrentía 40

3.3.2. Nitrógeno Total Kjeldahl (TKN) 41

3.3.3. Fósforo Total (TP) y Disuelto (DP) 42

3.3.4. Metales Pesados 42

3.3.5. Carbono orgánico disuelto (DOC) 42

3.3.6. Conductividad Eléctrica 42

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO 43

3.5. VALIDACIÓN DEL ÍNDICE DE FÓSFORO DEL CARIBE (IPC) 44

3.5.1. Cálculo de parámetros del IPC 45

3.5.2. Análisis de sensibilidad 46

3.6. EVALUACIÓN DE MEJORES PRÁCTICAS DE MANEJO PARA PREDIOS CON APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL Y GALLINAZA..... 47

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 48

4.1. CUANTIFICACIÓN DE PÉRDIDAS DE NUTRIMENTOS EN LA ESCORRENTÍA 48

4.1.1. Características de los suelos 48

4.1.2. Prueba P de suelo (STP) ……..…… 54

4.1.3. Concentración de nutrimentos en la escorrentía …… ……..… 56

4.1.4. Conclusiones …… ……..…… 81

4.2. VALIDACIÓN DEL ÍNDICE DE P DEL CARIBE 84

4.2.1. Cálculo del Índice de P del Caribe para cada predio 84

4.2.2. Análisis de sensibilidad 97

4.2.3. Resultados obtenidos con otros Índices de P 101

4.2.4. Modificación al Índice de Fósforo del Caribe 105

4.2.5. Conclusiones 107

4.3. EVALUACIÓN DE MEJORES PRACTICAS DE MANEJO PARA PREDIOS CON APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL Y GALLINAZA..... 109

4.3.1. Predios con aplicación de estiércol de ganado 109

4.3.2. Predios con aplicación de gallinaza..... 110

4.3.3. Recomendación de mejores prácticas de manejo en predios con aplicación de estiércol de ganado y gallinaza..... 111

5. CONCLUSIONES GENERALES 115

6. RECOMENDACIONES GENERALES 119

REFERENCIAS CITADAS..... 120

ANEXOS 133

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Producción y composicón promedio del estiércol 6

Tabla 2. Criterios de calidad de agua para usos específicos 19

Tabla 3. Ubicación y área de los predios de estudio 32

Tabla 4. Clasificación taxonómica de los suelos del estudio 34

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas de suelos enmendados con estiércol de ganado y gallinaza 49

Tabla 6. Capacidad de adsorción de P por los suelos 52

Tabla 7. Prueba P del suelo 54

Tabla 8. Composición promedio de la escorrentía generada en predios con aplicación de estiércol de ganado (incluyendo eventos del 27 de abril y 3 de mayo) 58

Tabla 9. Composición promedio de la escorrentía generada en predios con aplicación estiércol de ganado excluyendo los eventos del 27 de abril y 3 de mayo 59

Tabla 10. Promedio de la composición de la escorrentía generada en predios con aplicación de gallinaza……..……. 68

Tabla 11. Promedio de la composición de la escorrentía proveniente de suelos bajo aplicación de desecho animal 79

Tabla 12. Determinación de la tasa de erosión del suelo (RUSLE) 85

Tabla 13. Clase de escorrentía superficial (CES) 86

Tabla 14. Distancia a cuerpos de agua y/o barreras vegetales 87

Tabla 15. Prueba P del suelo para Índice de Fósforo del Caribe 88

Tabla 16. Aplicación de P inorgánico (fertilizante) ……. 89

Tabla 17. Aplicación de P orgánico ……. 90

Tabla 18. Índice de P para el área del Caribe …… 92

Tabla 19. Interpretación del Índice de Fósforo del Caribe ……..…… 93

Tabla 20. Cálculo del valor de Índice de Fósforo del Caribe para predios 1 y 2, localidad de San Sebastián 94

Tabla 21. Cálculo del valor de Índice de Fósforo del Caribe para predios 1 y 2, localidad de Corozal 95

Tabla 22. Aplicación del Índice de Fósforo original y versiones adaptadas para Colorado, Arizona y Nuevo México y Oregon (este) y Washington 103

Tabla 23. Resultados del Índice de Fósforo del Caribe modificando el factor “Tasa de erosión del suelo” 106

Tabla 24. Resultados del Índice de Fósforo del Caribe modificando el factor “Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales” 107

Tabla 25. Promedio de la concentración de nutrimentos en un cuerpo de agua (localidad de corozal) 111

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo del P en el suelo 7

Figura 2. Procesos de transporte de P del suelo 9

Figura 3. Ciclo del nitrógeno 11

Figura 4. Movimiento de nitrato en suelos de diferente textura 12

Figura 5. Ubicación Finca Ganadera – Municipio de San Sebastián 30

Figura 6. Ubicación Finca Avícola – Municipio de Corozal 32

Figura 7. Esquema de análisis estadístico 44

Figura 8. Isotermas de adsorción de las series Soller, Consumo y Naranjito 53

Figura 9. Distribución del P (Olsen) en los suelos, según categorización desarrollada por Sotomayor et al., 2004 56

Figura 10. Concentraciones de TP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado 61

Figura 11. Concentraciones de DP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de Ganado 61

Figura 12. Concentraciones de nitrógeno total en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado 62

Figura 13. Concentraciones de DOC en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado 64

Figura 14. Concentraciones de cobre en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de Ganado 65

Figura 15. Concentraciones de hierro en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado 65

Figura 16. Concentraciones de zinc en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado 67

Figura 17. pH en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de Ganado 67

Figura 18. Concentraciones de TP en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza ……..…….. 71

Figura 19. Concentraciones de DP en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza ……..….. 71

Figura 20. Concentraciones de nitrógeno total en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza 73

Figura 21. Concentraciones de DOC en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza 74

Figura 22. Concentraciones de cobre en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza 75

Figura 23. Concentraciones de hierro en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza 76

Figura 24. Concentraciones de zinc en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza 77

Figura 25. pH en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza ……. 78

Figura 26. Correlación de TP y DP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado y gallinaza 81

LISTA DE FOTOS

Foto 1. Fraccionador de escorrentía …….. 40

Foto 2. Colector de escorrentía …… 40

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Mapa topográfico 133

Anexo 2. Mapa de serie de suelos 134

Anexo 3. Propiedades fisicas y quimicas de las series de suelo soller, consumo y naranjito (Descripción de suelos representativos de las series de suelo) 135

Anexo 4. Cálculos de capacidad de adsorción de fósforo por los suelos..... 136

Anexo 5. Mapa de muestreo de suelos 140

Anexo 6. Mapa de distribución de la prueba P del suelo 141

Anexo 7. Mapa de factor R 142

Anexo 8. Información del suelo requerida por RUSLE 143

Anexo 9. Valores para factor topográfico, LS de RUSLE 147

Anexo 10. Factor C para vegetación permanente 148

Anexo 11. Valores de EI_{10} 151

Anexo 12. Condiciones de manejo de cobertura 152

Anexo 13. Determinación del grado de irregularidad del terreno con RUSLE 154

Anexo 14. Subfactor P para el cálculo de RUSLE 156

Anexo 15. Propiedades físicas y químicas de los suelos 157

Anexo 16. Clase de escorrentía superficial 163

Anexo 17. Índice de transporte de P y categorización de la capacidad de adsorción de P por los suelos 164

Anexo 18. Interpretación de la prueba de P del suelo para el Índice de P del Caribe 166

Anexo 19. Modelo del índice de P original 167

Anexo 20. Modelo del índice de P de Arizona y Nuevo México 169

Anexo 21. Modelo del índice de P para Colorado 172

Anexo 22. Modelo del índice de P para Oregon (este) y Washington 173

Anexo 23. Ubicación de puntos de muestreo en cuerpo de agua 176

JUSTIFICACIÓN

La presencia de nutrimentos es esencial para las plantas y los organismos, sin embargo en sistemas acuáticos, niveles de nutrimentos similares a los presentes en sistemas terrestres resulta detrimental para la integridad química, física y biológica de los mismos. La pérdida de nutrimentos desde suelos agrícolas es una de las causas primordiales del deterioro de la calidad de los principales cuerpos de agua superficial (ríos, lagos, embalses, etc.) (Ongley, 1997; Parry, 1998; Lory, 1999 y Sharpley et al, 1999a).

En décadas recientes la contaminación de los cuerpos de agua ha sido un tema de preocupación y estudio en el ámbito mundial. En los Estados Unidos, se estima que de un número aproximado de 22,000 cuerpos de agua superficial afectados, el 11% son a causa de los nutrimentos (USEPA, 2003). La agricultura es responsable del 60% de las millas de ríos afectadas y el 50% del área de lagos deterioradas en los Estados Unidos (Parry, 1998). En Puerto Rico, un estudio publicado en el año 2003, reporta que el 67% de millas de ríos monitoreados han sido afectadas y un 99% del total de acres de reservorios (18 lagos) han sido deteriorados debido al bajo contenido de oxígeno disuelto como consecuencia de su condición eutrófica promovida por la sedimentación y los altos contenidos de nutrimentos (Puerto Rico Environmental Quality Board, 2003).

El incremento de nutrimentos en los cuerpos de agua puede favorecer la productividad biológica del agua superficial acelerando el proceso de eutroficación (Sharpley et al., 1999a). Uno de los primeros síntomas de cambio en la estructura ecológica del sistema acuático a consecuencia de la eutroficación, es el rápido aumento del crecimiento de algas. Esta condición restringe el uso del agua para la industria, la recreación y el consumo humano, y favorece el agotamiento del oxígeno disuelto, promoviendo así condiciones que convierten muchos compuestos disueltos a las formas potencialmente tóxicas (ej., el nitrato al amoníaco, al bióxido de carbono al metano, etc.) (Wood, 1998).

En Puerto Rico diferentes investigadores han desarrollado estudios para establecer el grado de contaminación e identificar las causas del deterioro en diferentes cuerpos de agua. Sotomayor et al. (2001) indicó que durante el periodo de 1989 al 1997 en Puerto Rico, el 25 % de los análisis realizados en muestras de agua de 11 ríos, reflejaban niveles de fósforo total mayores a los considerados críticos para la protección de la integridad biológica de los mismos. Por su parte Martínez et al. (1999) evaluaron los niveles de fósforo en suelos con aplicación continua de gallinaza, encontrando que el 67% de las muestras presentaron niveles de P mayores a los considerados adecuados para propósitos agrícolas. Los valores registrados variaron desde no detectable a 900 mg P Kg^{-1}, haciéndose evidente el riesgo de pérdida de P en la escorrentía proveniente de estos suelos.

Aunque se han desarrollado diversos estudios para identificar los factores de mayor incidencia en la pérdida de nutrimentos desde predios experimentales, hasta la fecha se han reportado pocos estudios a nivel de campo con lluvia natural. En los Estados Unidos y Puerto Rico se han desarrollado estudios en parcelas experimentales bajo condiciones de lluvia simulada y bajo condiciones de lluvia natural, que han permitido identificar factores claves para el manejo de P. Así mismo, con el fin de identificar predios agrícolas potencialmente perjudiciales a la integridad química, biológica y física de los cuerpos de agua en Puerto Rico, la Universidad de Puerto Rico y el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS- Oficina del Caribe), desarrollaron una versión del índice de P adaptada para las condiciones del Caribe. Esta versión denominada índice de P del Caribe, es una herramienta semicuantitativa para identificar suelos con alto riesgo a la pérdida de fósforo en la región tropical y del Caribe, facilitando así la localización de las posibles fuentes de contaminación y ubicación de puntos con niveles críticos de fósforo (Castro et al., 2002). Esta nueva herramienta considera diferentes factores que están estrechamente relacionados con la pérdida de P, como lo son: erosión, escorrentía, cantidad y formas de nutrimento (P) aplicado. Siendo una herramienta semicuantitativa, urge la necesidad de validar su aplicabilidad y eficiencia bajo condiciones de campo.

Teniendo en cuenta que el censo agrícola de 2002, reporta las industrias ganadera y avícola como las más importantes de la producción agrícola de

Puerto Rico, el presente proyecto propone el monitoreo de las pérdidas de nutrimentos en agua de escorrentía en dos fincas representativas de cada una de estas empresas. Estos nos permitiría establecer el grado de riesgo que representan éstos para la calidad de los cuerpos de agua receptores y a la vez validar la eficiencia del Índice de P del Caribe como herramienta para la identificación de predios potencialmente contaminantes

1. OBJETIVOS

Validar a nivel de campo la aplicabilidad del Índice de Fósforo del Caribe como herramienta para identificar suelos agrícolas con alto riesgo a la pérdida de fósforo a los cuerpos de agua cercanos.

Cuantificar la concentración de nutrimentos (nitrógeno, fósforo, carbono orgánico disuelto y metales pesados) en agua de escorrentía proveniente de predios que reciben aporte de estiércol de ganado vacuno y gallinaza.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. LOS NUTRIMENTOS EN EL SUELO

2.1.1. Industria de producción animal. En Puerto Rico, las industrias ganadera y avícola ocupan los dos primeros lugares en el sector agrícola, con un aporte en el Ingreso Bruto (IB) de $192.2 millones (25% del IB total) por parte de la industria de ganado lechero y de $77.5 millones (10% del IB total) correspondiente a la producción de aves de corral (Departamento de Agricultura, 2003). El Censo Agrícola del 2002 registró para la industria de ganado lechero un número aproximado de 94,615 animales, entre tanto para la industria avícola se registraron 9,699,787 aves. De acuerdo a estos datos y a la producción promedio de desperdicios presentada en la tabla 1, se puede estimar que anualmente se producen 1.4 millones de toneladas de estiércol de ganado lechero y 252,194 toneladas de gallinaza. El alto contenido nutricional de estos materiales los convierte en una excelente fuente de nutrimentos como N, P y K (Tabla 1).

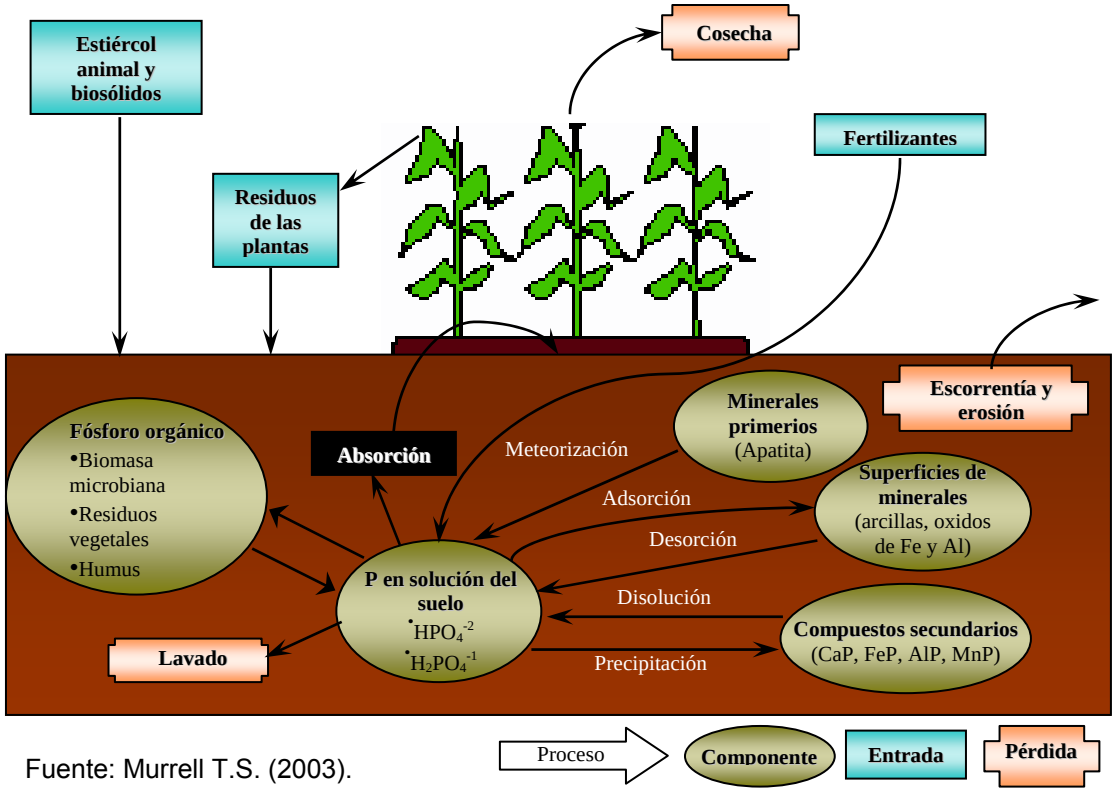
Tabla 1. Producción y composicón promedio del estiércol

Tipo de animal	Peso del animal (lb)	Estiércol		Porcentaje de sólidos	Contenido de nutrientes (lb/ton)		
		ton/año	Gal/año		N	P_2O_5	K_2O
Ganado lechero	1000	15.0	3614	12.7	10	4.1	7.9
Pollo parrillero	2	0.026	6.57	25.2	33.4	16.7	12.5

Fuente: Jonson, 1995 (Adaptado de MWPS 18, Livestock Waste Facilities Handbook, and American Society of Agricultural Engineers 1991 Standards, 38 edición).

2.1.2. Relación nutrimentos - suelo. La disponibilidad de nutrimentos para las plantas puede ser afectada por factores ligados al suelo como el pH, textura, tipo de arcilla, contenido de materia orgánica, la actividad de microorganismos, el contenido de agua y la fuente de fertilizante aplicada (Kass, 1998).

Fósforo (P). A partir del ciclo del fósforo se pueden observar las formas de interacción de este nutrimento con en el suelo (Fig. 1).



Fuente: Murrell T.S. (2003).

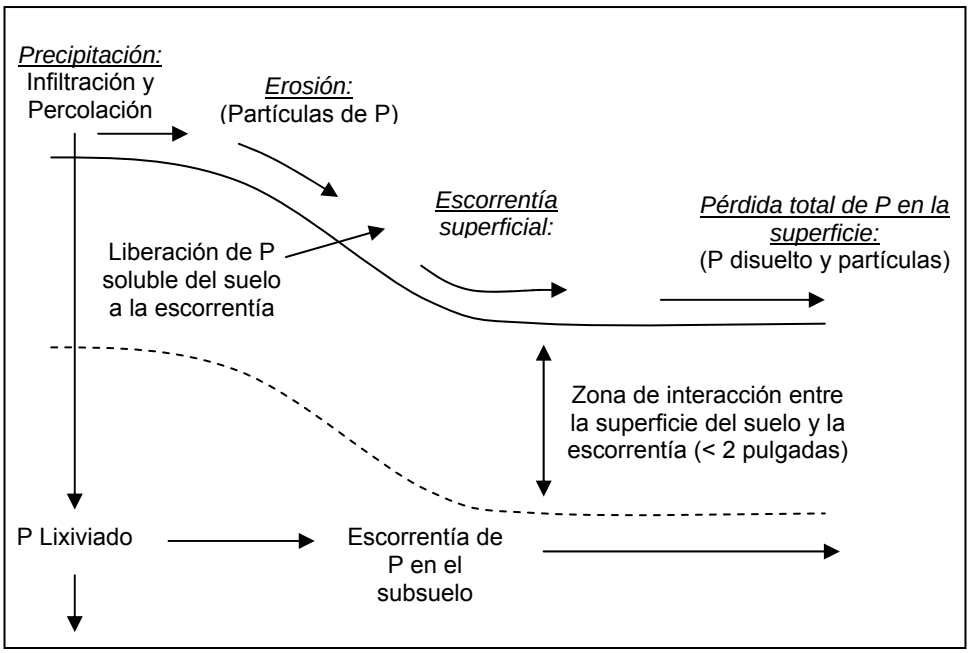
Figura 1. Ciclo del P en el suelo

En términos generales la forma de entrada es por medio de aplicaciones de fertilizantes de tipo orgánico e inorgánico. Sin embargo, también es

importante considerar los minerales que conforman el suelo y que aportan P mediante procesos de disolución. La desorción de P de los aluminosilicatos, los óxidos de Fe y Al y la conversión biológica de P de materiales orgánicos a las formas inorgánicas (mineralización), aportan P en variadas formas a la solución del suelo (Wood, 1998).

El P inorgánico en la solución del suelo está presente predominantemente en dos formas; ortofosfato primario ($H_2PO^-_4$) y secundario (HPO_4^{2-}), que reaccionan fuertemente con la superficie de las arcillas y otros compuestos, mediante procesos de adsorción y precipitación (Fassbender y Bornemisza, 1994). En las reacciones de adsorción, el P es retenido en la superficie de los minerales y en las reacciones de precipitación el P puede reaccionar con otras especies químicas en solución o con la superficie de los minerales, formando compuestos insolubles. Estos dos tipos de reacciones regulan la cantidad de P en la solución del suelo (Murrell, 2003).

La salida o pérdida de P en el suelo, se produce por diferentes medios, entre los cuales se pueden mencionar; la extracción por el cultivo, erosión, escorrentía y lixiviación (Fig. 2). Factores climáticos como el viento y la precipitación favorecen la pérdida de P a través del proceso de erosión (USDA–NRCS, 1994). Otro proceso de pérdida está dado por la infiltración a través del suelo hasta manantiales y drenajes, donde la cantidad de P transportada suele ser muy pequeña y difícil de medir con precisión. Las pérdidas en este proceso pueden variar considerablemente con los contenidos de P en el suelo, siendo mayores en los suelos sobre enriquecidos de P (Sharpley, 1999).



Fuente: Adaptado de Wood, (1998)

Figura 2. Procesos de transporte de P del suelo

El transporte de partículas de suelo químicamente enriquecidas con fósforo contribuye cerca del 60 a 90% del P transportado por escorrentía superficial en suelos cultivados, entre tanto, en suelos con alto grado de cobertura vegetal la fracción de P predominante en la escorrentía es el P disuelto (Sharpley et al., 1992).

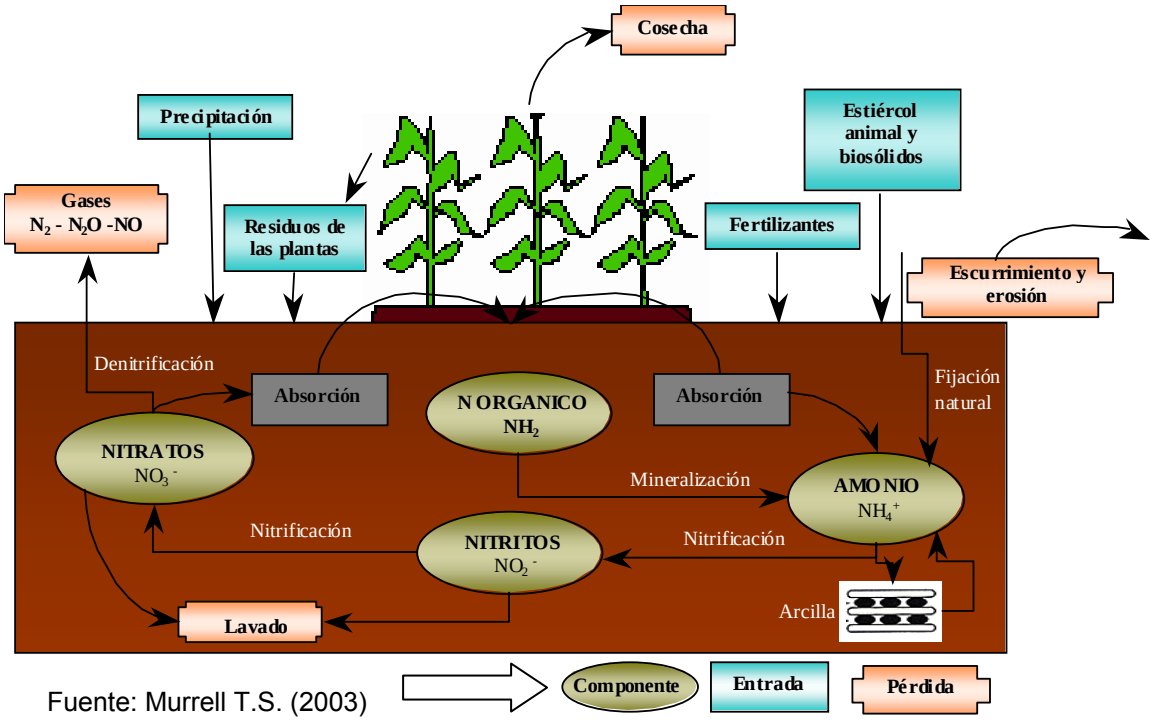
La velocidad de infiltración y la intensidad de la precipitación, regulan la escorrentía superficial. La destrucción de la vegetación y la compactación del suelo, provocan un aumento en la escorrentía superficial. La escorrentía superficial es el principal mecanismo de transporte de los productos químicos agrícolas, desechos animales y sedimentos en los cuerpos de agua (Ongley, 1997). En la mayoría de los casos, la solución del suelo alcanza valores de P

dentro de los rangos de 0.01 y 1 mg L^{-1}. Un valor de 0.02 mg P L^{-1} es considerada como la concentración necesaria para suplir requerimientos nutricionales de variados cultivos, valores superiores pueden facilitar el movimiento de P a fuentes hídricas (Wood, 1998).

Nitrógeno (N). El contenido total de N en los suelos varía entre 0.02% en el subsuelo, hasta 0.60% en suelos de origen volcánico (Kass, 1998). En suelos de zonas tropicales, el contenido puede variar entre 0.02% y 0.4%; en casos extremos, como suelos muy ricos en materia orgánica puede llegar hasta el 2% (Fassbender y Bornemisza, 1994). La cantidad de N en los suelos está controlada, por factores pedologicos y edafologicos.

El N que entra al suelo está sujeto a muchas transformaciones (Fig. 3). La cantidad y tipo de reacciones son las mismas sin importar si la fuente es orgánica ó inorgánica. Sin embargo, la fuente determina que transformaciones son las que dominan. El N de las fuentes orgánicas puede provenir de la materia orgánica del suelo y una parte de este N se convierte en inorgánico a través de la mineralización. El N de fuentes inorgánicas puede convertirse en N orgánico a través del proceso de inmovilización (Murrell, 2003). Existen dos formas principales de N inorgánico en el suelo: amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-). El amonio tiene carga positiva y es retenido por las cargas negativas de las partículas coloidales del suelo (arcillas y humus) a través de reacciones de intercambio. Estas mismas reacciones pueden regresarlo a la solución del suelo. Una porción de NH_4^+ es convertida en nitrato mediante el proceso de

nitrificación. El NO_3^-, debido a su carga negativa y su solubilidad, se mueve libremente con el agua del suelo y no es adsorbido por los minerales.

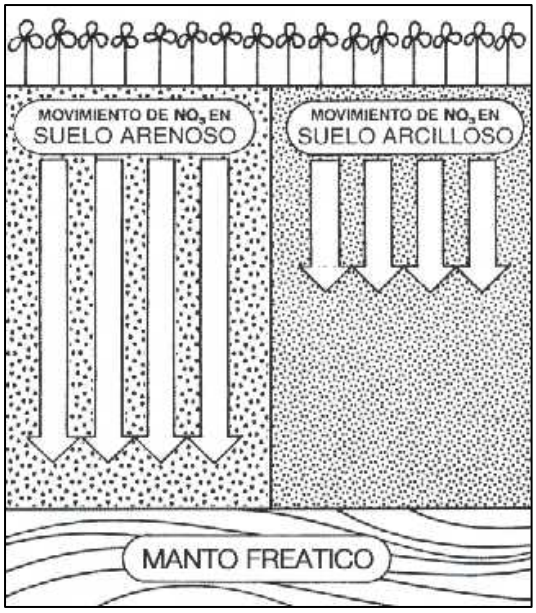


Fuente: Murrell T.S. (2003)

Figura 3. Ciclo del nitrógeno

La lixiviación de NO_3^- y NH_4^+, es posiblemente el mecanismo de pérdida más notable del nitrógeno (Fig. 4). Otra pérdida significativa ocurre a través de escorrentía superficial (Fassbender y Bornemisza, 1994). En condiciones de suelo húmedo, el NO_3^- puede convertirse a formas gaseosas de N a través del proceso de denitrificación. Mediante este proceso gases como el N_2 y el óxido nitroso (N_2O), regresan a la atmósfera. También el NH_4^+ puede convertirse en gas amoniaco (NH_3) y regresar a la atmósfera mediante el proceso de

volatilización. Aunque en menor proporción, el N asociado a la materia orgánica y a las arcillas se puede perder por la erosión (Murrell, 2003).



Fuente: Agropecstar.com

Figura 4. Movimiento de nitrato en suelos de diferente textura

Otros nutrimentos. Otros nutrimentos presentes en el suelo y que resultan de interés en este estudio son el zinc (Zn), hierro (Fe) y cobre (Cu). En términos agronómicos estos elementos se definen como micro nutrimentos porque son requeridos en cantidades muy pequeñas para el crecimiento de las plantas. En el suelo, el contenido de Fe total raramente es menor de 1%, casi siempre tiene valores altos en suelos mal drenados o influenciados por cenizas volcánicas, con valores que oscilan entre 20 y más de 100 mg kg^{-1} (Kass, 1996). El Zn total presenta concentraciones entre 10 y 300 mg kg^{-1}, en suelos volcánicos y poco lavados se encuentran cantidades superiores, entre 252 y 615

mg kg^{-1}. El cobre total por su parte se encuentra en forma divalente (Cu^{+2}) y entre los límites de 2 a 100 mg kg^{-1} (Fassbender y Bornemisza, 1994).

El Zn se encuentra en una proporción considerable en la fracción de arcilla. Este elemento posee una limitada movilidad. El cobre puede estar presente en el suelo como Cu asociado a compuestos orgánicos, unido a los óxidos de Fe y Mn y presente en los minerales primarios y secundarios, principalmente silicatos. Este elemento es el menos móvil de los oligoelementos (Kass, 1998). Así mismo, las formas dominantes de Fe en los suelos son óxidos férricos distribuidos irregularmente como películas de agregados o como constituyentes separados de la fracción arcillosa. El hierro soluble se presenta en la fase acuosa de suelos bien drenados como el ión Fe^{+3} y como el ión Fe^{+2} en suelos mal drenados, o con pH entre 7 y 8. También se encuentra como hidróxidos de hierro $[Fe(OH)_2]^{+}$, y $[Fe(OH)]^{2+}$. Las cuatro formas se consideran formas inorgánicas solubles (Kass, 1998).

Las adiciones de estos metales al suelo, generalmente están relacionadas con la aplicación de fertilizantes comerciales, desechos animales e industriales y deposiciones atmosféricas (He et al., 2004). Suelos que reciben continuas aplicaciones de desechos animales, funguicidas y plaguicidas, exhiben altas concentraciones de metales pesados (Moore et al., 1998). El movimiento de metales desde el suelo es un proceso complejo, que envuelve diferentes reacciones químicas. El transporte puede ocurrir en sus formas disueltas o en los coloides del suelo y va a depender de propiedades fisicoquímicas y condiciones ambientales. La movilidad de los metales a la

solución del suelo es controlada por procesos de adsorción – desorción, quelatación, precipitación – disolución y oxidación – reducción. La adsorción y desorción es muy importante para suelos ácidos, la quelatación en suelos con alto contenido de materia orgánica y la precipitación – disolución en suelos con pH alcalino (He et al., 2004). Básicamente, el movimiento se produce en dos pasos. El primero, es el movimiento del elemento de su estado sólido a la solución del suelo y el segundo es el transporte de la solución del suelo a la escorrentía. Dentro de los efectos ambientales del Fe, Zn y Cu en cuerpos de agua se encuentra el incremento de la acidez y la acumulación en la fauna acuática, principalmente de zinc y cobre, los cuales pueden ser transferidos en la cadena alimenticia, representando un riesgo directo a la salud humana y animal. El Fe por su parte proporciona al agua una coloración no deseada (Lenntech, 1993).

2.1.3. Fuentes de contaminación dispersa y puntual. La pérdida de nutrimentos de la agricultura puede proceder tanto de fuentes no puntuales como de fuentes puntuales. Las primeras hacen referencia a contaminantes originados en áreas extensas, donde no se puede identificar el punto específico de la salida de los contaminantes (USEPA, 1997). Las fuentes no puntuales de la agricultura pueden ser divididas en naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales; son depósitos y rocas ricas en fosfatos que son lavados durante la mineralización, la erosión y por lixiviación (Fig. 2). Las antropogénicas incluyen

la escorrentía de áreas que comprenden depósitos de nutrimentos y predios agrícolas (NC State University Water Quality Group, 2000).

Las fuentes puntuales son definidas como la descarga de contaminantes en un sitio específico, dentro de las cuales se destacan las aguas residuales de sistemas de producción animal y las infiltraciones de puntos de almacenamiento de estiércol (USEPA, 1997). Aunque la fuente de contaminación es puntual, el método de eliminación de los desechos puede resultar tanto en contaminación puntual cuando la descarga se enfoca en un sitio específico o en contaminación no puntual cuando los desechos se dispersan a través de grandes extensiones de terreno. Para propósitos de manejo, las fuentes puntuales primarias de contaminantes claramente identificadas permiten un grado de regulación que no resulta posible en sistemas agrícolas abiertos. En todos los casos el riesgo final es que el agua superficial e incluso la subterránea se contamine, bien sea de manera directa por la descarga o infiltración en los sistemas acuáticos o como resultado de la filtración o escorrentía desde el suelo.

2.1.4. Incidencia de la producción animal en la pérdida de nutrimentos. En los últimos años el incremento en la producción animal se ha hecho evidente. La FAO reporta que para el año 2002, en América Latina y el Caribe la producción de ganado lechero y pollos se incrementaron en un 25 y 53%, respectivamente, convirtiendo esta actividad agrícola en uno de los principales temas de estudio a la hora de identificar fuentes de contaminación de los cuerpos de agua. El estiércol de ganado y la gallinaza son comúnmente

utilizados en la agricultura como un componente clave en el mantenimiento de la fertilidad del suelo. Ambientalmente los desechos de animales representan un alto riesgo, si se considera su alto contenido de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), materia orgánica, sales, metales, patógenos y hormonas (Sutton et al., 1992). Se atribuye a estos componentes los efectos negativos en el medio ambiente, sugiriendo que son causados por niveles excesivos provenientes del estiércol en forma de N, P y metales pesados (cobre, zinc y cadmio), durante el confinamiento, después de la aplicación a los suelos o simplemente cuando el estiércol es eliminado (Campbell et al., 1999). Esta condición empeora si se tiene en cuenta que las empresas de producción animal (principalmente avícolas) se concentran en zonas cuya extensión territorial es limitada, lo que hace necesaria la aplicación de material en cantidad que excede la demanda nutricional de los cultivos, dejando los suelos con niveles altos de nutrimentos y cuerpos de agua con altos grados de contaminación (Field et al., 2001).

Adicionalmente al contenido de P en el suelo, la composición relativa de la fracción de P, (ej. fracción de P soluble), de las diferentes fuentes de P aplicadas puede afectar la forma de P disponible en el agua de escorrentía (Kleinman y Sharpley, 2003). Kleinman et al., (2002) reportó pérdidas de fósforo total (TP) en escorrentía, bajo condiciones de lluvia simulada sobre bandejas de suelo, en un rango de 0.9 a 22 mg TP L^{-1} para suelos con estiércol de ganado y 13.1 a 22.4 mg TP L^{-1} para suelos con gallinaza. Otros factores pueden afectar la disponibilidad de los nutrimentos en los desechos agrícolas. Moore et al., (2000) reporta una reducción del 73% en la concentración de fósforo soluble en

la escorrentía de predios enmendados con gallinaza tratada con alum [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$]. Por su parte Ebeling et al., (2002) reporta que la concentración de P en la dieta del ganado influye en la cantidad y formas de P en el estiércol y por ende en el potencial de pérdidas de predios en los cuales éstos son aplicados.

2.2. LOS NUTRIMENTOS EN LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL

En estudios desarrollados en los últimos años se ha encontrado que el enriquecimiento de aguas superficiales con nutrimentos provenientes de suelos agrícolas es una de las principales causas de la eutroficación de los cuerpos de agua (Sharpley, 1992; Ongley, 1997; Sotomayor et al., 2001). Elementos como el carbono, el fósforo, el nitrógeno y en ciertos casos, el silicio son los nutrimentos que más inciden en esta condición (Lory, 1999). Sin embargo, dado que el fósforo es el nutrimento más restrictivo en los entornos de agua dulce, éste constituye el centro de atención cuando se considera el problema de la eutroficación con respecto a dichos entornos (Ongley, 1997).

La presencia en exceso de micronutrimentos como el cobre, el hierro y el zinc en cuerpos de agua, también ha sido motivo de preocupación, por el riesgo ambiental que estos metales representan para la salud humana y la calidad de los ecosistemas acuáticos. En lugares donde se genera una acumulación de metales, éstos son transferidos en la cadena alimenticia, incrementando así, el riesgo toxicológico para los seres humanos. Como un resultado de la adsorción y acumulación, la concentración de metales en los sedimentos depositados es

más alta que en los sedimentos en suspensión, generando problemas de contaminación secundarios (Chapman, 1992).

2.2.1. Estándares y criterios de calidad de agua. La contaminación de lagos, ríos y estuarios con P proveniente de la agricultura es uno de los mayores problemas de calidad de agua en los Estados Unidos. La Agencia de Protección Ambiental (EPA), ha establecido regulaciones para controlar la contaminación del agua por estas fuentes. El Acta de Agua Limpia (Clean water Act) define las fincas de producción animal de cierta magnitud (> 700 vacas lecheras y 50,000 pollos parrilleros) como una fuente puntual de contaminación que requiere de permiso para realizar descargas en aguas de los Estados Unidos (Parry, 1998). Todas las otras fuentes agrícolas son consideradas no puntuales y son evaluadas a partir de herramientas como el índice de fósforo, pruebas de suelo ambiental, estándares de calidad de agua y planes de manejo de nutrimentos.

Estándares de calidad de agua. Los estándares de calidad de agua consisten de tres fases. Primero, cada estado debe atribuir un uso específico para los cuerpos de agua, que pueden ser, fuente de agua potable, la pesca y vida silvestre, la agricultura y la recreación. Segundo, cada estado debe desarrollar criterios cualitativos y cuantitativos de calidad de agua para cada contaminante. Tercero, los estándares deben incluir una política anti-degradación para mantener los usos existentes (Parry, 1998). Los criterios de calidad de agua, son basados en estudios, que permiten determinar la carga

máxima que puede tolerar un cuerpo de agua sin que se afecte el uso de agua designado o la integridad del sistema.

La Junta de Calidad Ambiental (JCA) de Puerto Rico, ha designado usos para todos los cuerpos de agua de la Isla, con el fin de garantizar la protección y propagación de la vida acuática, la pesca y vida silvestre, el uso del agua para la recreación y como fuente de agua potable. Adicionalmente en 1992, se adaptaron la regla nacional de tóxicos (NTR) y nuevos criterios de calidad de agua (Puerto Rico Environmental Quality Board, 2003). De acuerdo a estos parámetros, la concentración máxima permisible para sustancias específicas en aguas costaneras y estuarios (Clase SB, SC) y aguas superficiales (Clase SD) no deben exceder los valores presentados en la Tabla 2.

Tabla 2. Criterios de calidad de agua para usos específicos.

PARÁMETRO	SB	SC	SD
Oxígeno disuelto ($mg\ L^{-1}$)	No menos de 5	No menos de 4	No menos de 5
Coliformes Fecales ($col\ 100\ mL^{-1}$)	200	2,000	2000
Coliformes Totales ($col\ 100\ mL^{-1}$)	-	10,000	10,000
PH	7.3-8.5	7.3-8.5	6.0-9.0
Sólidos disueltos totales ($mg\ L^{-1}$)	-	-	500
Fósforo total ($mg\ L^{-1}$)	-	-	1
Amonio total ($mg\ L^{-1}$)	-	-	1
Cobre ($\mu g\ L^{-1}$)	50	50 *	
Zinc ($\mu g\ L^{-1}$)	50	50 *	50 *

* Estándar basado en la protección del cuerpo de agua para la propagación y preservación de especies dependientes de la calidad del agua.

Fuente*:* Puerto Rico Environmental Quality Board. 2003.

2.2.2. Efecto de los nutrimentos en la calidad de los cuerpos de agua. El término eutroficación es definido por la EPA, como el enriquecimiento de un sistema acuático con nutrimentos (nitratos y fosfatos), que acelera la productividad biológica (crecimiento de algas y malezas) y la acumulación de algas (USEPA, 1997). Dentro de los efectos negativos de la eutroficación se pueden mencionar, el agotamiento del oxígeno disuelto, promoviendo así condiciones que convierten muchos compuestos disueltos a las formas potencialmente tóxicas (ej., el nitrato al amoníaco, el bióxido de carbono a metano, etc.), tambien puede ocurrir disminución en la diversidad de vida vegetal y animal, aumento en la población de insectos, reducción del uso para el consumo, la recreación y la navegación y mayores costos de purificación cuando el cuerpo de agua es designado como fuente de agua para el consumo humano (Wood, 1998).

El deterioro de los cuerpos de agua a nivel mundial se ha hecho evidente en diversos estudios. En el Sureste de Michigan, se realizó un estudio, dentro del cual se midieron las concentraciones de nitratos y fósforo soluble en diferentes puntos y tributarios del Río Raisin. Las concentraciones de fósforo soluble variaron desde no detectable hasta 0.18 mg L^{-1}. En el caso del nitrato se obtuvieron valores desde no detectable hasta 18.1 mg L^{-1}. Las concentraciones máximas ocurrieron en la primavera, particularmente en los tributarios donde predominaba la agricultura como uso de terreno (>90%) (Castillo et al., 2000). En otro estudio Klatt et al. (2003), reportó concentraciones de fósforo total en un rango de 0.28 a 0.47 mg L^{-1}, en cinco sub cuencas del lago Clear en el norte de

Iowa. La distribución de uso de terreno en estas subcuencas presenta un 59% en uso agrícola, el 14% en áreas urbanas y el 27% en áreas no agrícolas y humedales; se determinó que las áreas agrícolas contribuían con el 52% de la descarga de fósforo total. En Puerto Rico, la Junta de Calidad Ambiental ha evaluado la calidad de los diferentes cuerpos de agua de la Isla, encontrando que aproximadamente el 99% de las áreas de lagos ha sido afectada por la sedimentación y altas concentraciones de nutrimentos en el agua (Puerto Rico Environmental Quality Board, 2003). Por su parte, Sotomayor et al. (2001) realizó un estudio para evaluar los niveles de P en ríos durante los años 1989 y 1997, encontrando que el 25 % de los análisis presentan niveles altos de fósforo que exceden los límites propuestos por la USEPA (> 0.1 mg P L^{-1}), con valores de TP en el rango de 0.04 a 0.29 mg P L^{-1}. Estos estudios, reflejan que en numero proporcional de ocasiones las concentraciones de fósforo en los cuerpos de agua, superan las concentraciones críticas de TP sugeridas por la USEPA para ríos (0.1 mg P L^{-1} y lagos (0.05 mg P L^{-1}) (USEPA, 1986).

2.2.3. Pérdida de nutrimentos en escorrentía de predios agrícolas. Las actividades agrícolas son consideradas como una de las principales fuentes de contaminación de los cuerpos de agua superficial (Parry, 1998; Castillo et al., 2000; Ebeling et al., 2002; DeLaune et al., 2004; Djodjic et al., 2004). Los factores relacionados con la pérdida de nutrimentos en suelos agrícolas son generalmente clasificados en dos categorías: fuente (cuantifica la cantidad

potencialmente disponible para transporte) y transporte (potencial de escorrentía y grado de erosión) (Gilley et al., 2002).

Factores de fuente. Las continuas aplicaciones de fertilizantes y desechos animales que exceden los requerimientos nutricionales de los cultivos, pueden incrementar la concentración de P y metales pesados en el suelo y favorecer la pérdida de éstos en la escorrentía (Daverede et al., 2003; Moore et al., 1998). En el caso del P, la prueba de suelo puede ser usada para reflejar el riesgo a la pérdida en la escorrentía. En Puerto Rico, Sotomayor et al., (2004), establecieron un valor crítico ambiental para correlacionar el nivel de P en el suelo correspondiente a pérdidas de fósforo disuelto (DP) mayores de 1 mg L^{-1} en eventos de escorrentía. Los valores propuestos para los métodos Olsen, Bray I y Mehlich 3 corresponden a 170, 197 y 252 mg kg^{-1}, respectivamente. Estos valores fueron validados en campo por Ramírez et al. (2004) bajo condiciones de lluvia simulada, donde pruebas de suelo superiores a los niveles críticos presentan pérdidas de DP en un rango de 1.0 hasta 2.25 mg L^{-1}. En los Estados Unidos Sharpley et al., (1999b), propuso un valor critico ambiental de la prueba de suelo correspondiente a 200 mg kg^{-1} (Mehlich 3).

Otras características de vital importancia a considerar en la pérdida de nutrimentos, es el tiempo y forma de aplicación de éstos. Estos factores son en gran parte influenciados por el clima, el cultivo, el sistema de manejo y el equipo disponible para la labor (Gilley et al., 2002). La secuencia y tiempo entre la aplicación del estiércol al suelo y el inicio del primer evento de escorrentía es clave en la magnitud de pérdida de P (Sharpley, 1997). Pierson et al., (2001)

reporta que las concentraciones de fósforo disuelto (DP) se incrementan con la aplicación de la gallinaza, y alcanzan valores de hasta 19 mg L^{-1} en el primer evento después de dicha aplicación y se presenta un decrecimiento en la concentración durante los eventos posteriores. Sin embargo, 19 meses después de la aplicación todavía se encontraron valores de DP cercanos a 1 mg L^{-1}, el máximo permisible en escorrentía de predios agrícolas (USEPA, 1986). El nitrógeno presenta un comportamiento similar al descrito anteriormente. Pierson et al., (2001) reporta las mayores pérdidas en el primer evento después de la aplicación, pero al contrario del fósforo, las concentraciones decrecen rápidamente en eventos posteriores debido a los diferentes procesos de transformación de N (volatilización, lixiviación y denitrificación).

Por otra parte, la forma en que son dispuestos los desechos animales en el suelo incide directamente en la pérdida de nutrimentos en la escorrentía. La aplicación superficial puede ser vulnerable a la pérdida de nutrimentos en la escorrentía, sin embargo, la incorporación puede favorecer la pérdida a través del movimiento de partículas de suelo (Kleinman et al., 2002). La incorporación de la gallinaza en el suelo reduce la concentración de fósforo total en la escorrentía comparado con aplicaciones superficiales en 84% para una tasa promedio de aplicación de 45 kg ha^{-1} (Tarkalson y Mikkelsen, 2004). En aplicaciones de desechos líquidos (estiércol de ganado proveniente de lagunas de oxidación), la humedad del suelo es un factor importante a considerar, cuando el suelo está saturado, el estiércol aplicado puede hacer parte de la escorrentía y producir descargas directas a cuerpos de agua cercanos.

Factores de transporte. Los nutrimentos pueden moverse desde predios agrícolas hacia cuerpos de agua, en sus formas solubles a través de la escorrentía y adheridos a la arcilla en el proceso de erosión. En el caso del fósforo, para suelos cultivados o con altas tasas de erosión, generalmente la fracción particulada (P asociado a partículas y material orgánico) constituye del 60 al 90% del total del P perdido (Sharpley et al., 1992). La fracción soluble de P predomina en la escorrentía de suelos de pasturas, forestales y cultivos de reducida mecanización, cuando la erosión del suelo es mínima, condición importante si se tiene en cuenta que el P soluble es biodisponible y el mayor contribuyente para la eutroficación cuando es absorbido por las plantas y algas en los cuerpos de agua (Lemunyon y Daniel, 2002).

La aplicación de desechos animales sobre el suelo puede afectar propiedades físicas que controlan la escorrentía y la erosión, influenciando la pérdida de P en la escorrentía. A corto plazo, la aplicación superficial de estiércol de ganado y gallinaza puede mejorar la protección de la superficie del suelo al impacto de la lluvia y la dispersión de agregados (McDowell y Sharpley, 2003); a largo plazo puede incrementar los niveles de materia orgánica, y a su vez la porosidad y la infiltración, factores que afectan el potencial de erosión y escorrentía (Gilley y Risse, 2000). Un estudio desarrollado en 0.6 ha de algodón enmendadas con gallinaza, presentaron una reducción significativa en la escorrentía y la pérdida de sedimentos con relación a predios similares tratados con fertilizantes comerciales. Sin embargo la concentración de sedimentos incrementó en parcelas enmendadas con gallinaza durante eventos de

precipitación ocurridos inmediatamente después de la aplicación (Vories et al.,1999 citado por Gilley y Risse, 2000).

En general, predios con niveles de P en el suelo similares, presentan concentraciones de fósforo disuelto directamente proporcional al volumen de escorrentía (Schroeder et al., 2004). En ocasiones la pérdida de P está relacionada con factores climáticos, edáficos y agronómicos (Daverede et al., 2003). Pote et al., (1999), indica que altas tasas de infiltración incrementan la adsorción de P en el suelo y reducen la concentración de DP en la escorrentía.

Aunque se han desarrollado diversos estudios para identificar los factores de mayor incidencia en la pérdida de nutrimentos desde parcelas experimentales, hasta la fecha no se han reportado estudios desarrollados a nivel de campo (predios bajo condiciones reales de producción) con lluvia natural. En los Estados Unidos y Puerto Rico se han desarrollado una serie de estudios en parcelas experimentales bajo condiciones de lluvia simulada como parte del "Proyecto Nacional de Fósforo" y bajo condiciones de lluvia natural, que han permitido identificar factores claves para el manejo de P (niveles críticos de la prueba de suelo, tasa, método y tiempo de aplicación, características de las fuentes orgánicas e inorgánicas del nutrimento). Schroeder et al., (2004) reportó un estudio bajo condiciones de lluvia simulada a una tasa de 75 mm hr^{-1} en parcelas pareadas de 1 x 1 m destinadas para la producción de pastos, con pruebas de suelo en el rango de 10 a > 400 mg kg^{-1}, donde se obtuvieron concentraciones de TP en la escorrentía desde 0.42 a 1.25 mg L^{-1} y DRP en el rango de 0.15 a 0.80 mg L^{-1}. La fracción predominante en la escorrentía fue el

fósforo particulado. Se encontró una correlación positiva entre la prueba de suelo y la concentración de DP en la escorrentía (r^2=0.65). Sotomayor et al., (2003) desarrolló un estudio bajo condiciones de lluvia natural en parcelas enmendadas con dos niveles de P inorgánico (44 y 131 kg P ha^{-1} $año^{-1}$) y una fuente orgánica (131 kg P ha^{-1} $año^{-1}$, gallinaza), reportando descargas de sedimentos suspendidos en el rango de 230 a 818 kg ha^{-1}, fósforo total de 3.19, 7.04 y 5.02 kg P ha^{-1} para los tratamientos de 44 y 131 de P inorgánico y 131 de P orgánico, respectivamente. Las mayores pérdidas de TP se registraron en periodos de intensa lluvia que coinciden con la aplicación.

2.3. ESTRATEGIAS DE MANEJO DE NUTRIMENTOS

Los nutrimentos de mayor interés con relación al potencial de deterioro de la calidad del agua son el nitrógeno (N) y el fósforo (P) (Sharpley, 1999; Ongley, 1997). El P es generalmente considerado el nutrimento limitante de cuerpos de agua fresca y el N el nutrimento limitante en estuarios y sistemas costeros (Parry, 1998). Para identificar el riesgo de pérdida de P desde predios agrícolas se han desarrollado estrategias que involucran la prueba P del suelo como un indicador de la pérdida de P en la escorrentía. En algunos estados de los Estados Unidos se han establecido niveles críticos de P en el suelo que pueden indicar el grado de enriquecimiento con P en la escorrentía. Sin embargo, esta herramienta está limitada para ser usada como una guía para el manejo y aplicación de P al suelo; haciendo evidente la necesidad de desarrollar evaluaciones que estimen el potencial de transporte hacia los cuerpos de agua.

Esto ha sido sustanciado por evidencias que indican que la mayor pérdida de P ocurre en áreas pequeñas, durante un limitado número de eventos de lluvia de alta intensidad (Sharpley y Beegle, 1999).

2.3.1. Índice de Fósforo (IP). El IP fue propuesto por Lemunyon y Gilbert (1993), como una herramienta semicuantitativa de planificación para la evaluación y manejo del movimiento de fósforo en el suelo. El IP comprende una matriz de 8 parámetros (erosión natural y por irrigación, clase de escorrentía, prueba P del suelo, tasa y método de aplicación de P inorgánico, tasa y método de aplicación de P orgánico) cada uno subdividido en 5 categorías (no aplica, baja, media, alta y muy alta). A cada parámetro se le asignó un peso relativo basado en la relevancia de éste en un predio específico. Los coeficientes de pesos asignados por Lemunyon y Gilbert, (1993) son:

Erosión del suelo (SE): 1.5

Erosión por irrigación (IE): 1.5

Clase de escorrentía (CE): 0.5

Prueba P del suelo(STP): 1.0

Tasa de aplicación de P inorgánico (API): 0.75

Método de aplicación de P inorgánico (APIM): 0.5

Tasa de aplicación de P orgánico (APO): 1.0

Método de aplicación de P orgánico (APOM): 1.0

Además se le asigna un peso a las diferentes categorías que subdividen cada parámetro de acuerdo a su nivel de incidencia en el sitio de evaluación (ej.

bajo:1, medio:2, alto:4, muy alto:8). La siguiente formula reúne todos los parámetros para establecer el rango del IP;

$$IP = \Sigma [(SE \times Ci) + (IE \times Ci) + (CE \times Ci) + (STP \times Ci) + (APO \times Ci) + (APOM \times Ci) + (API \times Ci) + (APIM \times Ci)], \text{ donde,}$$

SE, IE, CE, STP, APO, APOM, API y APIM = Factores del IP previamente descritos.

C_i = Coeficiente de peso para cada factor

Una vez calculado en IP se establece la vulnerabilidad del sitio a la pérdida de P de acuerdo a la categorización presentada por los autores; para valores de IP < 8 la vulnerabilidad es baja, entre 8 y 14 es media, entre 15 y 32 es alta y > 32 es muy alta. Esta categorización facilita la toma de decisiones a la hora de desarrollar estrategias y planes de manejo de P. En la actualidad existen diversas versiones del IP, que atemperan la versión original a condiciones particulares que afectan el transporte de P en diferentes regiones, demostrando la flexibilidad de esta herramienta para establecer mejores medidas de manejo del P. En los Estados Unidos, el IP ha sido adoptado por 47 estados, con algunas modificaciones que reflejan las condiciones de sitios específicos. Algunos factores adicionados a la versión original incluyen, frecuencia de inundaciones, factores que inciden en la prueba de P (textura, pH, capacidad de sorción de P, aluminio intercambiable, prácticas de conservación) (Sharpley et al., 2003).

2.3.2. Índice de Fósforo del Caribe (IPC). La Universidad de Puerto Rico y el NRCS (Oficina del Caribe) han modificado la versión original del índice de P para ajustarlo a condiciones pedológicas y climatológicas características del área del Caribe. El Índice de Fósforo del Caribe considera ocho parámetros que describen factores de fuente y transporte de P de los suelos. Estos parámetros son: erosión del suelo, clase de escorrentía, distancia a fuentes de agua superficial y ancho de la barrera, contenido de fósforo en el suelo, cantidad de fertilizante P aplicado, método y tiempo de aplicación de fertilizante P, cantidad de P orgánico aplicado y método y tiempo de aplicación del P orgánico (Castro et al., 2002).

Cada parámetro recibe un peso relativo de acuerdo a su incidencia en la pérdida de fósforo. La siguiente fórmula reúne estos parámetros:

$$IP = \{(SE \times C1) \times (RC \times C2) \times (PSW \times C3)\} \times \Sigma \text{ (rango característico del factor} \times C_i),$$

donde,

SE = Rango de erosión del suelo
C1 = Coeficiente de peso la erosión del suelo
RC = Rango de clasificación de escorrentía
C2 = Coeficiente de peso para la clasificación de escorrentía
PSW = Distancia a fuentes hídricas superficiales / Ancho de barreras
C3 = Coeficiente de peso para la distancia a fuentes hídricas superficiales / Ancho de barreras
C_i = Coeficiente de peso para cada factor

Una vez calculado en IP se establece la vulnerabilidad del sitio a la pérdida de P de acuerdo a la categorización presentada por los autores.

3. METODOLOGÍA

Con el propósito de cuantificar las concentraciones de nutrimentos en las aguas de escorrentía provenientes de predios destinados para la disposición de estiércol de ganado y gallinaza se realizaron las siguientes actividades.

3.1. DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

3.1.1. Localización y descripción. La Finca Pura Brisa ubicada en el Barrio Hoya Mala del Municipio de San Sebastián fue seleccionada como unidad representativa de la producción de ganado lechero (Tabla 3)(Fig. 5).

Figura 5. Ubicación Finca Ganadera – Municipio de San Sebastián

La Finca Pura Brisa tiene en promedio 150 vacas y 25 becerros que producen aproximadamente 776 Ton año^{-1} de desperdicios. El programa de manejo de desperdicios de esta finca consiste en una charca de almacenamiento temporal de 30 m de largo x 26 m de ancho y 3 m de profundidad, con una capacidad de almacenamiento de 120 días en períodos de lluvia normal. Los desperdicios depositados en la charca son utilizados para la fertilización de 32 há destinados para pasturas, por medio de un sistema de riego de pisteros (surtidores) con descarga de 745 L min^{-1} (197 gpm). Cada aplicación cubre un área de 0.77 há y tiene una duración de 1.26 hr día^{-1} por posición durante diez (10) días.

La segunda finca seleccionada, representativa de la producción de pollos parrilleros está ubicada en el Barrio Palmarito del Municipio de Corozal (Tabla 3) (Fig. 6). La finca cuenta con un promedio de 45,000 aves dispuestas en dos ranchos, que producen 1320 Ton manada^{-1} (una manada es equivalente al ciclo de producción de aproximadamente 75 días). Para el manejo de los desperdicios se cuenta con un sistema de almacenamiento de 15 m x 9 m x 2 m (270 m^3). Estos desperdicios son distribuidos mecánicamente en áreas de pastos en épocas de no lluvia.

Las fincas seleccionadas cuentan con un programa de manejo de nutrimentos diseñado por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS).

Figura 6. Ubicación Finca Avícola – Municipio de Corozal

Tabla 3. Ubicación y área de los predios

Predio	Municipio	Coordenadas (UTM)	Área (m^2)
1	Corozal	782239.45 – 782926.10 (Norte) 2020745.10 – 2020977.04 (Este)	2554.13
2	Corozal		3230.15
1	San Sebastián	714489.26 – 714726.87 (Norte) 2031011.25 – 2030989.37 (Este)	11198.22
2	San Sebastián		13708.43

3.1.2. Prácticas de manejo para desechos orgánicos. El Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS), ha desarrollado prácticas de manejo para las diferentes actividades agrícolas en Puerto Rico.

Plan de manejo de desperdicios en vaquería. El plan de manejo de la vaquería y pastos mejorados contempla la recolección, almacenamiento,

tratamiento, aplicación y utilización de los desperdicios fecales generados en la operación. Generalmente los desperdicios son recolectados utilizando zanjas de hormigón y almacenados en una charca por un periodo de tiempo determinado de acuerdo a la capacidad de almacenamiento diseñado y la cantidad de desperdicios producidos. Los sólidos y líquidos son transportados y asperjados apropiadamente utilizando el sistema de riego aéreo a la frecuencia, razón y tiempo de aplicación específicos para cada finca, basados en las características de los suelos, la vegetación, el clima, el uso del terreno y el área disponible. Las áreas de aplicación de los desperdicios, facilidades y otras prácticas para el control de la contaminación de las fuentes de agua subterránea y superficiales son localizadas en el mapa del Plan de Conservación de la finca y descritas detalladamente en cada uno de los componentes. La implantación de este plan contempla maximizar el uso de los desperdicios como fuente de nutrimento, minimizando el riesgo potencial de contaminación al ambiente, las aguas subterráneas y superficiales sin afectar la seguridad y salud pública (Avilés, 1998).

Plan de manejo de desperdicios avícolas. El sistema de manejo de desperdicios de pollos parrilleros consiste en la colección, almacenamiento y disposición de los desperdicios en los pastos de la finca. Los desperdicios se acumulan en los pisos de dos ranchos. Después de cada manada[1], los desperdicios son sacados manualmente y regados a los pastos. En caso de

[1] Manada: Equivalente al ciclo de animales, aproximadamente 75 días.

lluvia el agricultor almacena los desperdicios en una estructura con techo para evitar que la gallinaza se humedezca (Newman, 1996).

Descripción de suelos. Dentro de los predios seleccionados para el estudio, se han identificado dos órdenes de suelos (Tabla 4)

Tabla 4. Clasificación taxonómica de los suelos del estudio

UBICACIÓN	ORDEN	SUB ORDEN	GRUPO GENERAL	SUB GRUPO	FAMILIA	SERIE
San Sebastián	Mollisol	Rendolls	Haprendolls	Typic Haprendolls	Clayey, mixed, active, isohyperther-mic, shallow	Soller
Corozal	Ultisol	Humults	Haplohumults	Typic Haplohumults	Fine, mixed, semiactive, isohyperther-mic	Consumo
Corozal	Ultisol	Humults	Haplohumults	Typic Haplohumults	Fine, mixed, semiactive, isohyperther-mic	Naranjito

Fuente: Beinroth et al., 2003

De acuerdo al catastro de suelos de Mayagüez y San Juan, las series de suelos encontrados se describen de la siguiente forma:

(SrD) Soller – Tierra roca caliza complejo, 5 a 20 % de pendiente. Suelo característico de faldas y montes ondulantes que yacen sobre roca caliza dura. Complejo compuesto de Soller arcilloso (aprox. 75 % de las áreas) y tierra caliza que consiste de afloramientos, piedras y guijarros (aprox. 25 % de las áreas).

(SrE) Soller - Tierra roca caliza complejo, 20 a 40 % de pendiente. Suelo característico de faldas y montes ondulantes que yacen sobre roca caliza dura.

Complejo compuesto de Soller arcilloso (aprox. 60 % de las áreas) y tierra caliza que consiste de afloramientos, piedras y guijarros (aprox. 40 % de las áreas).

(CuF) Consumo - Arcilla con 40 a 60 % de pendiente. Suelo muy escarpado, con buen drenaje. Generalmente la capa superficial es arcilla color marrón rojizo con un espesor de 10 pulgadas. Presenta permeabilidad y capacidad de agua disponible moderada. La escorrentía en estos suelos es rápida y presenta alto riesgo de erosión.

(NaF2) Naranjito - Franco arcillo - limoso con 20 a 40 % de pendiente. Suelos muy escarpados, con buen drenaje. Generalmente la capa superficial es de color marrón a marrón oscuro con un espesor de 4 pulgadas. Este suelo presenta permeabilidad moderada y baja capacidad de agua disponible.

3.2. MUESTREO DEL SUELO

Para obtener una muestra representativa de cada predio se desarrolló una grilla con celdas de 25 m^2 o 100 m^2, de acuerdo al tamaño de éste. Posteriormente en cada predio fueron seleccionadas aleatoriamente un mínimo de celdas equivalentes al 35% del total. En cada celda fueron tomadas cinco sub-muestras a una profundidad de 0–7 cm. Se utilizó esta profundidad por ser la zona de mayor interacción entre el suelo y el agua de escorrentía (Sharpley, 1985). Cada muestra fue secada al aire, pasada por el tamiz de 2 mm y analizadas para pH, conductividad eléctrica (CE) y fósforo (Olsen).

Adicionalmente, se tomaron muestras representativas de cada serie de suelo presente en el área de estudio, para determinar características especificas

de los suelos relacionadas con la pérdida de P. Estas muestras fueron tomadas en los primeros 10 cm de profundidad, secadas al aire, pasadas por el tamiz de 2 mm y analizadas para textura, capacidad de adsorción de P, contenido de óxidos de Fe y Al y materia orgánica.

3.2.1. Análisis de fósforo. El análisis de P disponible se realizó mediante el método de extracción Olsen, que utiliza una solución de bicarbonato de sodio de 0.5 M ($NaHCO_3$) a pH de 8.5, como medio de extracción (Olsen., 1982). De cada muestra de suelo fueron pesados 1.25 g, a los cuales se les adicionó 40 mL de $NaHCO_3$ (0.5 M). La muestra fue agitada por espacio de una hora y posteriormente centrifugada a 3000 rpm. Finalmente la muestra es filtrada usando un filtro Whatman # 42. Una alicuota de 5 mL de la muestra filtrada fue usada para determinar la concentración de P por colorimetría mediante la solución Murphy- Riley (Murphy y Riley. 1962).

3.2.2. Determinación de pH y conductividad eléctrica (CE). El pH y la CE fueron determinados en una suspensión suelo: agua, en proporción de 1:1 (Soil Survey Laboratory, 1996; Rhoades J. D., 1996).

3.2.3. Distribución de partículas (Método del hidrómetro). Este método consiste en determinar la cantidad de sólidos en suspensión por medio del hidrómetro. Fueron pesados 50 gr de suelo y colocados en recipientes llenos de agua hasta las 2/3 partes de su capacidad, posteriormente se agregaron 10 mL

de dispersante (Hexametafosfato de sodio) y fue agitada por 15 minutos. Finalmente la muestra fue vertida en cilindros de 1000 mL, donde fue introducido el hidrómetro y se realizaron lecturas a los 4 segundos, 4 minutos, 1 hora y 2 horas (Montenegro y Malagon, 1990).

3.2.4. Materia orgánica (MO). El contenido de materia orgánica fue determinado por el método de Walkley–Black; pesando 0.5 g de suelo, adicionando 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ (1N) y 20 mL de ácido sulfúrico concentrado. Después de haber dejado reposar la muestra por un espacio de 30 minutos, se añadió 200 mL de agua destilada y 5 gotas de ferroína, finalmente el contenido de MO fue determinado por titulación con sulfato amónico ferroso (0.5 N) (Nelson y Sommers, 1996).

3.2.5. Capacidad de adsorción de P. Se analizó la capacidad de adsorción de los suelos en muestras de 2 g de suelo equilibradas con una solución de 100 ppm de P, en cantidades de 0, 2.0, 4.0, 8.0, 12.0 y 16.0 mL. A cada muestra se adiciono 2.0 mL de solución 0.1 N KCl, tres (3) gotas de tolueno y el volumen de agua necesario para completar un volumen final de 20 mL. Las muestras fueron equilibradas por un periodo de 14 días, a una temperatura constante de 22ºC. Durante este periodo fueron agitadas dos veces al día por diez (10) minutos. Al cabo del periodo de equilibrio se determinó el fósforo en solución por colorimetría (Murphy y Riley, 1962). Se desarrollaron isotermas de adsorción a partir de los modelos de Langmuir y Freundlich.

A partir del modelo de Freundlich, se realizó la descripción matemática del fenómeno de adsorción, mediante la expresión:

[1] $q = K_d C^{1/n}$, donde,

q es la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de adsorbente, C es la concentración de P en el medio donde se realizó el proceso y las constantes K_d y 1/n son de tipo empírico. La expresión logarítmica lineal de esta ecuación fue usada para determinar características del proceso de adsorción, mediante la siguiente expresión:

[2] $Logq = \log K_d + \frac{1}{n}\log C$, donde,

1/n (pendiente) define la afinidad y K_d (intercepto) define la capacidad relativa de adsorción, que representa la cantidad de P adsorbido cuando la concentración en la solución es igual a 1 (Fassbender y Bornemisza, 1994).

Adicionalmente se aplico el modelo de Langmuir para describir el proceso de adsorción;

[3] $\frac{x}{m} = \frac{KCb}{1+KC}$, donde

x/m, describe la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de adsorbente, C es la concentración de equilibrio entre la materia adsorbida y el medio donde se realizó el proceso y K y b son constantes empíricas.

Aunque el modelo de Langmuir no se ajustó para los tres suelos, fue usado para describir características del proceso de adsorción, mediante la expresión lineal de la ecuación:

[4] $$\frac{C}{x/m} = \frac{1}{Kb} + \frac{1}{b}C$$, donde

b (pendiente) determina la máxima adsorción posible del sistema y 1/Kb (intercepto) define el valor de la constante K que representa la energía de retención (Fassbender y Bornemisza, 1994).

3.2.6. Contenido de óxidos de Fe y Al. El contenido de óxidos de Fe y Al se determinó por los métodos de oxalato de amonio, donde se extraen los complejos orgánicos, hidróxidos no cristalinos y aluminosilicatos amorfos de Fe y Al. El método de ditionato-bicarbonato-citrato, se utilizo para extraer hidróxidos cristalinos de Fe y Al. Para el método de oxalato de amonio fueron usados 0.25 g de suelo y para el método de ditionato-bicarbonato-citrato se usaron 0.5 g de suelo, una vez realizada la extracción se realizó la lectura correspondiente mediante absorción atómica (Mehra y Jackson, 1960; Schwertmann, 1964).

3.3. ESTABLECIMIENTO DE PARCELAS DE ESCORRENTÍA

En cada predio se seleccionaron los puntos de ubicación de dos fraccionadores, utilizando mapas topográficos generados con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) (Anexo 1). Las características consideradas fueron: puntos con pendientes similares, condiciones topográficas que favorecieran la recolección, cubrimiento de un área representativa dentro del predio. Una vez seleccionada la ubicación en el predio, se instaló los fraccionadores descritos por Franklin et al. (2001) (Foto 1). Cada fraccionador

separa el agua de escorrentía generada en un evento de lluvia en 2 fracciones 100X y 10X. El sistema de recolección consistió de dos botellas de polipropileno con una capacidad de almacenamiento de 25 litros (Foto 2).

En cada localidad se instaló un pluviógrafo, que registró cada evento de precipitación. El monitoreo y posterior recolección de muestras de escorrentía se hizo después de cada evento de lluvia que generara un mínimo de escorrentía (150 mL o más de agua en los recipientes colectores). En cada predio se tomaron medidas de humedad del suelo en un mínimo de 10 celdas por predio, distribuidas a lo largo de éste. Las lecturas fueron hechas 1 o 2 veces por semana empleando un Theta Probe (Soil Moisture Meter) (Miller y Gaskin, 1996).

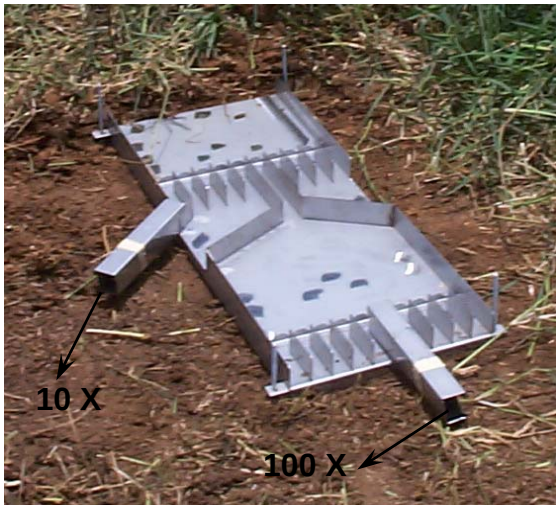


Foto 1. Fraccionador de escorrentía

Foto 2. Colector de escorrentía

3.3.1. Programación de periodos de monitoreo de escorrentía. Las muestras de escorrentía fueron colectadas después de cada evento de lluvia, preservadas

(pH < 2) y almacenadas en nevera a 4 °C, hasta el análisis (TP y TKN). La acidificación realizada en las muestras induce una disolución de los minerales que puede incidir en una sobreestimación de la concentración de DP, sin embargo, considerando que la concentración de sedimentos suspendidos en este estudio fue relativamente baja, se asume que la acidificación no alteró significativamente los resultados. Adicionalmente las concentraciones de TP y DP son similares a las reportadas por diferentes autores en estudios desarrollados en predios destinados para pasturas (Lemunyon y Daniel, 2002; Sotomayor et al., 2003, Ramírez et al., 2004) .

La muestra para el análisis de DP fue filtrada dentro de las 24 horas posteriores a su recolección (Whatman de 0.45 μm). Las diferentes muestras de agua fueron analizadas siguiendo la metodología aprobada por la Agencia de Protección Ambiental USEPA (USEPA, 1999).

3.3.2. Nitrógeno Total Kjeldahl (TKN). Las muestras de agua fueron analizadas en un sistema de micro Kjeldahl. El nitrógeno fue extraído en una muestra de 50 mL, adicionando 10 mL de una solución de ácido sulfúrico, sulfato de mercurio y sulfato de potasio para convertir el nitrógeno orgánico en amonio, posteriormente la muestra con la solución fue evaporada. Después de reducir el volumen de la muestra se adicionó 30 mL de agua destilada. Finalmente la muestra fue analizada por colorimetría utilizando un Autoanalizer 3 Brann and Luebbe (Método No 351.3 – USEPA, 1999).

3.3.3. Fósforo Total (TP) y Disuelto (DP). El TP incluye distintos compuestos como diversos ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La determinación de TP se realizó despues de una digestión con persulfato (Método 365.2 – USEPA, 1999). El DP incluye ortofosfatos y fue determinado por medición directa (Método 365.1 – USEPA, 1999). Ambas fracciones se determinaron por colorimetría (Murphy y Riley, 1962).

3.3.4. Metales Pesados. Los metales cobre, hierro y zinc, fueron determinados en 50 mL de la muestra sin filtrar, a las que se les adicionó 1 mL de ácido hidroclorhidrico y 1 mL de ácido nítrico, posteriormente fueron digeridas a una temperatura inferior a 85ºC hasta dejar un volumen cercano a 20 mL. Finalmente la muestra fue llevada a su volumen inicial con agua destilada y analizada mediante absorción atómica para cada uno de los metales (Método 200.9 -USEPA).

3.3.5. Carbono orgánico disuelto (DOC). La determinación del DOC se hizo en muestras filtradas (filtros Whatman de 0.45 μm) cuantificando la absorbancia (280 nm) en un espectrofotómetro DU-520 Beckman UV/VIS, previamente calibrado con un estándar de carbono orgánico (Chin et al., 1994).

3.3.6. Conductividad Eléctrica. La lectura de conductancia se hizo en campo, empleando un conductivímetro (Método No 120.1 – USEPA, 1999).

Estos análisis fueron realizados en el Laboratorio de Química de Suelos del Recinto Universitario de Mayagüez y el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Estación Experimental Agricola de Río Piedras, ambos pertenecientes a la Universidad de Puerto Rico.

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el total de los datos se desarrollaron las pruebas de Shapiro – Wilks para comprobar el supuesto de normalidad y de LEVENE para comprobar la homogeneidad de varianzas. Los datos fueron transformados aplicando el logaritmo de (Y+1) para cumplir con los supuestos mencionados anteriormente. Se establecieron diferencias significativas mediante un análisis de varianza con la prueba de TUKEY, con nivel significancía del 0.05, para cada uno de los componentes del estudio, siguiendo la figura 7.

Se establecieron diferencias entre las fracciones de 10X y 100X, el colector 1 y 2 en cada predio; debido a que no existe diferencia significativa entre las fracciones ni entre colectores estas concentraciones fueron promediadas. Para establecer diferencia entre los predios 1 y 2 en cada localidad se consideró el valor promedio para cada evento. Asi mismo, se estableció diferencia significativa entre localidades a partir del promedio de todos los eventos en cada localidad (San Sebastián y Corozal).

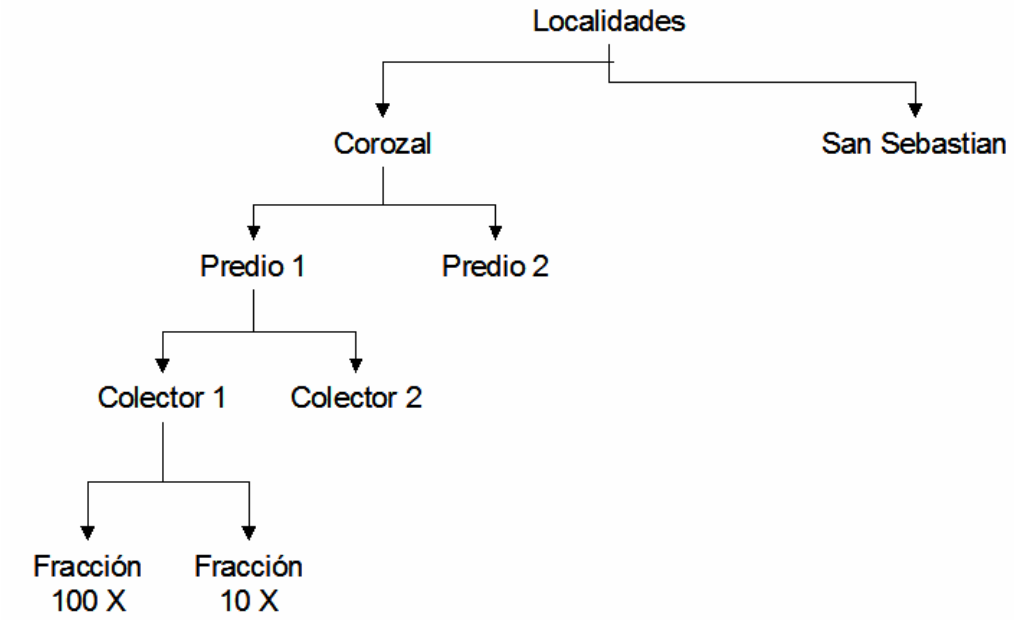


Figura 7. Esquema de análisis estadístico

Estadisticamente, fue evaluado el efecto del tiempo después de la aplicación (TDA) sobre la concentración de los diferentes nutrimentos. Teniendo en cuenta el numero de aplicaciones durante el periodo de evaluación en cada área de estudio, el tiempo fue considerado en semanas para los predios bajo aplicación de estiércol de ganado y en meses para los predios bajo aplicación de gallinaza. Adicionalmente se evaluó el efecto combinado del TDA y la lámina de precipitación sobre la concentración de los nutrimentos.

3.5. VALIDACIÓN DEL ÍNDICE DE FÓSFORO DEL CARIBE (IPC)

El Índice de P del Caribe fue aplicado en cada uno de los predios evaluados para determinar la capacidad de la versión actual en identificar

predios con alto potencial de pérdida de P. Los resultados obtenidos fueron comparados con los resultados del experimento de campo (monitoreo de agua de escorrentía).

3.5.1. Cálculo de parámetros del IPC. Cada uno de los parámetros involucrados en el IPC, fueron calculados como se describe a continuación:

- **Erosión del suelo.** El potencial de erosión del suelo se determinó a partir de la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo Revisada (RUSLE) para el área del Caribe (USDA-NRCS, 1995).

- **Clasificación de la escorrentía.** La clasificación de la escorrentía fue determinada a partir de la clasificación presentada por Castro et al., (2002) (Surface runoff class), basado en el grado de pendiente medido en campo y la permeabilidad del suelo descrita por el catastro de suelo del área de Mayagüez y San Juan (USDA, 1975; USDA, 1978).

- **Distancia desde el borde del predio a cuerpos de agua**. La distancia desde el borde del predio a cuerpos de agua fue determinado a partir del Sistema de Información Geográfica (GIS) desarrollado para cada predio.

❖ **Prueba de P del suelo.** La prueba de P del suelo fue obtenido del análisis de muestras de cada predio por el método de OLSEN y fue categorizado a partir de la clasificación establecida por Castro et al., (2002).

❖ **Tasa de aplicación del P inorgánico (FPA) y P orgánico (OPR).** La tasa de aplicación fue determinada a partir de las siguientes formulas:

[5] FPA = Tasa de aplicación anual de P inorgánico / P extraído por el cultivo anualmente

[6] OPR = Tasa de aplicación anual de P orgánico / P extraído por el cultivo Anualmente

La información correspondiente a la tasa de aplicación del P orgánico e inorgánico, fue suministrada por el propietario de cada una de las fincas, los valores de P extraído por el cultivo fueron suministrados por Torres, (2004).

❖ **Método y época de aplicación del P orgánico e inorgánico**: La información para obtener el factor método y época de aplicación del P orgánico e inorgánico fue suministrada por el agricultor.

3.5.2. Análisis de sensibilidad. Se simularon cambios en el escenario, incrementando o reduciendo la magnitud de un parámetro específico en un 50%, manteniendo constante los restantes. Los parámetros modificados fueron aquellos que por su naturaleza pueden ser cambiados por acción del hombre (distancia a barreras vegetales, tasa de aplicación de P orgánico e inorgánico,

método y tiempo de aplicación del P orgánico e inorgánico). Este ejercicio permitió identificar los parámetros de mayor influencia en el índice de fósforo del Caribe.

3.6. EVALUACIÓN DE MEJORES PRÁCTICAS DE MANEJO PARA PREDIOS CON APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL Y GALLINAZA

A partir de los resultados obtenidos en la evaluación en campo y el IPC, se verificó la eficiencia de las prácticas establecidas en cada localidad. Las diferentes prácticas se identificaron a partir del plan de manejo de desperdicios para cada una de las fincas, suministrado por las oficinas de USDA – NRCS de San Sebastián y Corozal.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CUANTIFICACIÓN DE PÉRDIDAS DE NUTRIMENTOS EN LA ESCORRENTÍA

4.1.1. Características de los suelos. Los suelos utilizados en el estudio corresponden a la series Soller (Typic Haprendolls) y las series Consumo y Naranjito (Typic Haplohumults) (Anexo 2). Estos suelos presentan un largo historial de aplicación de estiércol de ganado (8 años) y gallinaza (> 10 años). Anualmente los predios de la finca de ganado lechero (serie Soller) reciben en promedio 211,006 galones de estiércol ha^{-1}, distribuidos generalmente en los meses de abril, mayo, septiembre, octubre y noviembre (comunicación personal con el Sr. José Noriega). La finca avícola (series Consumo y Naranjito) recibe anualmente 30,238 kg de gallinaza por hectárea, aplicadas en el mes de mayo (comunicación personal con el Sr. Angel Alicea).

La adición de estiércol de ganado o gallinaza al suelo afecta sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Chandra y De 1982; Kingery et al., 1994 y Gilley et al., 2002). La tabla 5, describe algunas propiedades químicas y físicas relacionadas con la pérdida de P de los suelos. Estas propiedades fueron analizadas en muestras provenientes de los predios experimentales de las dos fincas. Al comparar los valores de la Tabla 5 con los presentados por Mount y Lynn, (2004) para las mismas series de suelo sin enmienda orgánica

(Anexo 3) se pueden identificar algunos cambios en las propiedades químicas y físicas de estos suelos.

La adición de estiércol de ganado y gallinaza aumenta el contenido de materia orgánica, favoreciendo la formación de agregados e incrementando así la infiltración, porosidad, la capacidad de retención de agua y reduciendo el potencial de erosión y de escorrentía del suelo (Gilley et al., 2002 y Kleinman et al., 2002). La incorporación de sólidos con altos niveles de carbono orgánico reduce la densidad aparente de la superficie del suelo y mejora la infiltración en la superficie (Nielson, 1996). Asi mismo, la adición de compuestos orgánicos puede promover la formación de complejos orgánicos con Al, Fe y Ca, que incrementa el área de adsorción del suelo (Siddique y Robinson, 2003).

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas de suelos enmendados con estiércol de ganado y gallinaza

Serie de suelo	Densidad aparente (g/cm^3)	Textura (%)			P extraíble del suelo – Bray I (mg P Kg^{-1})	pH (1:1)	M.O. (%)	Óxidos (%)			
								DCB*		Oxalato**	
		Arena	Arcilla	Limo				Al	Fe	Al	Fe
Soller	0.77	35.8	43.4	21.0	75.50	5.83	10.32	1.53	4.78	0.74	0.89
Consumo	1.17	29.6	39.4	31.0	282.60	6.68	2.53	0.94	5.75	0.32	1.28
Naranjito	1.06	34.4	37.6	28.0	276.25	5.93	1.60	1.09	6.53	0.23	1.51

* DCB: Ditionato-bicarbonato-citrato
** Oxalato: Oxalato de Amonio

En la tabla 5, se puede observar que el mayor porcentaje de óxidos de Al cristalinos y amorfos se presenta en el suelo Soller (1.53 y 0.74 respectivamente), así mismo el porcentaje de óxidos de Fe para los suelos

Consumo y Naranjito son mayores que para la serie Soller. De acuerdo a Schroeder et al. (2004), suelos con mayor contenido de óxidos de Al en comparación con los óxidos de Fe pueden ser asociados con bajas concentraciones de P en la escorrentía. Agbein, (2003) reporta una alta correlación entre la capacidad de adsorción de P en un Alfisol con los óxidos de Al pero no con los óxidos de Fe; que puede ser explicada por la sustitución de Al en los óxidos de Fe como goetita que tiene como consecuencia el incremento en el área superficial de la goetita y subsecuentemente el incremento de la capacidad de retención de P (Peña y Torrent, 1990; Ruan y Gilkes, 1996; citados por Schroeder et al., 2004).

El pH de la solución del suelo, es otra propiedad que tiene un efecto significativo en la cantidad de P adsorbido y precipitado en ellos. Conforme aumenta el pH, en la solución del suelo, la actividad del Fe y el Al disminuye, lo que resulta en una menor adsorción de P y, en consecuencia, en una mayor disponibilidad de P en la solución del suelo (Kass, 1998).

Dada la gran importancia de los fenómenos de adsorción en la pérdida de P de los suelos, se desarrollaron isotermas de adsorción para evaluar la capacidad adsortiva de los suelos por P. La representación matematica de las curvas de las isotermas se realizó siguiendo los modelos de Langmuir y Freundlich. El modelo de Langmuir se caracteriza por presentar una pendiente inicial que no incrementa con la concentración de adsorbente en la solución del suelo. Esta isoterma es el resultado del efecto de una alta afinidad relativa de las particulas del suelo por el adsorbente en una baja superficie de cobertura, lo que

dificulta la adsorción adicional de la misma (Sposito, 1989). Estas isotermas presentan un máximo donde las fuerzas de retención ya no compensan las del movimiento, lo que da por resultado la suspensión del proceso de adsorción. En el modelo de Freundlich la intensidad de la adsorción aumenta con la cantidad de sustancia adsorbida, lo que significa que se produce una modificación de la superficie que favorece la continuidad del proceso de adsorción. En consecuencia el modelo de Freundlich no presenta un punto de máxima adsorción (Sposito, 1989 y Fassbender y Bornemisza, 1994).

Aplicando el modelo de Freundlich (Ecuación 2), se encontró que el suelo Consumo presenta la menor capacidad relativa de adsorción de P (Tabla 6) (Anexo 4). Otra característica relacionada con la adsorción de P por el suelo es la afinidad por el anión fosfato, donde el suelo Soller (enmendado con estiércol de ganado) presenta la mayor afinidad, seguido de los suelos Naranjito y Consumo (enmendados con gallinaza). Siddique y Robinson, (2003), reportaron reducciones significativas en la adsorción máxima (7 - 41%) y en la energía de adsorción (11 – 30%) en suelos de textura franco arenosa y franco arcillo arenosa incubados con 100 mg P kg^{-1} de gallinaza y estiércol de ganado. Iyamuremye et al., 1996, reportan que al incrementar los niveles de aplicación de estiércol al suelo, la constante de afinidad decrece (48 – 70%), reduciendo la adsorción de P por estos suelos. La reducción en la capacidad de adsorción de P por suelos bajo aplicación de desechos animales ha sido comprobada por diferentes autores como Laboski y Lamb, 2004; Siddique y Robinson, 2003 y Iyamuremye y Dick, 1996, siendo atribuida a la adsorción de ácidos orgánicos

que pueden formar complejos estables con Fe y Al y consecuentemente bloquear posibles sitios de retención de P (Iyamuremye y Dick, 1996).

Adicionalmente se aplicó el modelo de Langmuir (Ecuación 4) que se ajusta a patrones de adsorción donde se alcanza una adsorción máxima. Solamente los suelos de las series Soller y Naranjito mostraron buena correlación con la forma lineal de este modelo (Anexo 4), encontrando valores de adsorción máxima de 1428.57 µg P g^{-1} y 2500 µg P g^{-1}, respectivamente.

Tabla 6. Capacidad de adsorción de P por los suelos

Serie de suelo	P extraíble del suelo – Bray I (mg P Kg $^{-1}$)	Coeficientes de la isoterma de Freundlich *			Coeficientes de la isoterma de Langmuir *		
		R	Afinidad (g mL^{-1}) (n)	Capacidad relativa de adsorción (µg g^{-1}) (K_d)	R	Adsorción máxima (µg g^{-1}) (b)	Constante de retención (mL µg $^{-1}$) (K)
Soller	75.50	0.93	1.30	475.88	0.83	1428.57	0.63
Consumo	282.60	0.93	0.86	31.14	0.37	- 1666.66	- 0.02
Naranjito	276.25	0.93	1.18	558.03	0.52	2500.00	0.31

* Las formas lineales de los modelos de Freundlich y Langmuir son presentadas en el anexo 4.

Las isotermas para los modelos de Langmuir y Freundlich se realizaron a partir de los coeficientes obtenidos de la representación lineal de los datos experimentales (presentados en el anexo 4) (Fig. 8).

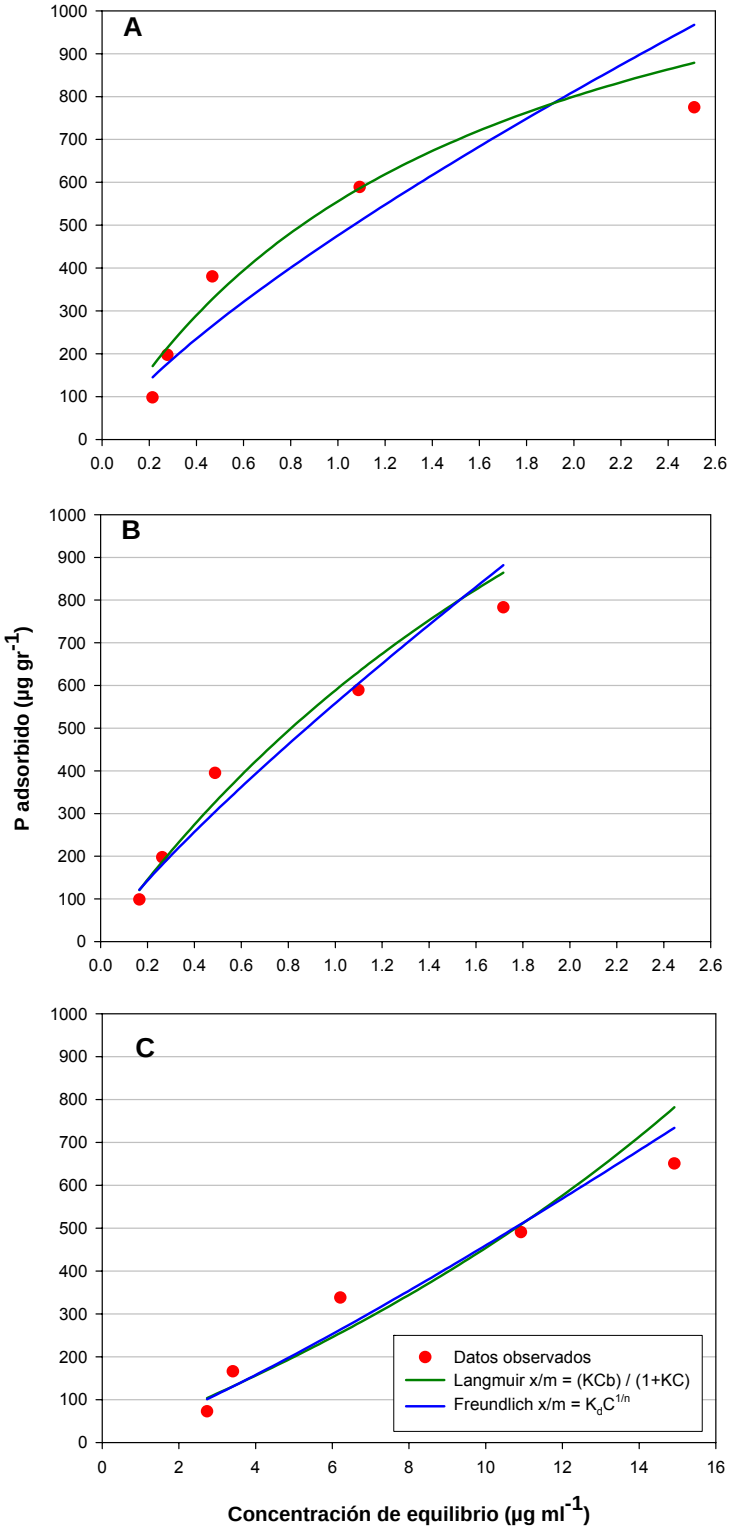


Figura 8. Isotermas de adsorción de las series Soller (A), Naranjito (B) y Consumo (C)

4.1.2. Prueba P de suelo (STP). Para cada predio, el 35% de la totalidad de las celdas fueron muestreadas (Anexo 5). La distribución de la prueba de suelo en cada uno de los predios cambió significativamente desde valores muy bajos hasta valores que sobrepasan los considerados como adecuados para propósitos agronómicos. En suelos con enmienda de estiércol de ganado los valores de la prueba de suelo se presentaron en el rango de 4.48 a 402.61 mg P kg^{-1} y para los suelos enmendados con gallinaza el rango fue desde 13.43 hasta 407.52 mg P kg^{-1} (Tabla 7, Anexo 6).

Tabla 7. Prueba P del suelo

Predio	Serie de suelo	Enmienda	Número de muestras	Prueba de suelo - Olsen P (mg kg^{-1})		
				Promedio	Máx.	Mín.
1	Soller	Estiércol de ganado	109	46.36	402.61	4.48
2	Soller	Estiércol de ganado	57	35.00	105.12	5.28
1	Naranjito	Gallinaza	27	164.38	407.52	13.43
2	Consumo	Gallinaza	54	139.53	273.93	15.13

Aunque la STP no puede predecir la cantidad de P que se pierde de un predio agrícola, algunos autores sugieren que altos valores de STP son indicativo del riesgo de contaminación (Sharpley, 1999; Pote et al., 1999). La relación entre la STP y el incremento de P en la escorrentía (fósforo disuelto o particulado), ha sido utilizada en algunos estados para determinar un valor critico ambiental de la STP. Estos valores representan límites para los cuales la escorrentía puede contener concentraciones de P que deterioran la calidad del

agua. En Puerto Rico, Sotomayor et al., (2004) desarrolló una categorización ambiental de la STP, que describe la vulnerabilidad de un suelo a la pérdida de P (Fig. 9). De acuerdo a esta categorización, entre un 10 y 15% del total de las muestras de suelos con aplicación de gallinaza (suelos Consumo y Naranjito) poseen valores de P (Olsen) inferiores a la categoría media (12 – 35 mg P kg^{-1}), entre un 25 y 35% de las muestras se ubican en la categoría alta (36 – 123 mg P kg^{-1}), el 25% de las muestras en la categoría muy alta (124 – 179 mg P kg^{-1}) y más del 30% extremadamente alta (> 179 mg P kg^{-1}).

Para el suelo bajo aplicación de estiércol de ganado vacuno (suelo Soller), entre un 55 a un 75% del total de las muestras corresponde a categorías media (12 – 35 mg P kg^{-1}) y baja (< 12 mg P kg^{-1}), entre un 25 y 40 % poseen altos contenidos de fósforo (36 – 123 mg P kg^{-1}), el 5% de las muestras corresponden a los valores considerados como muy altos (124 – 179 mg P kg^{-1}), y solamente el 1% de las muestras se ubican en la categoría de extremadamente alto (> 179 mg P kg^{-1}). De acuerdo al contenido de P y la categorización de Sotomayor et al., 2004, se puede inferir que la escorrentía proveniente de los suelos Naranjito y Consumo (finca avícola) puede presentar la mayor concentración de P y el mayor riesgo de contaminación de los cuerpos de agua.

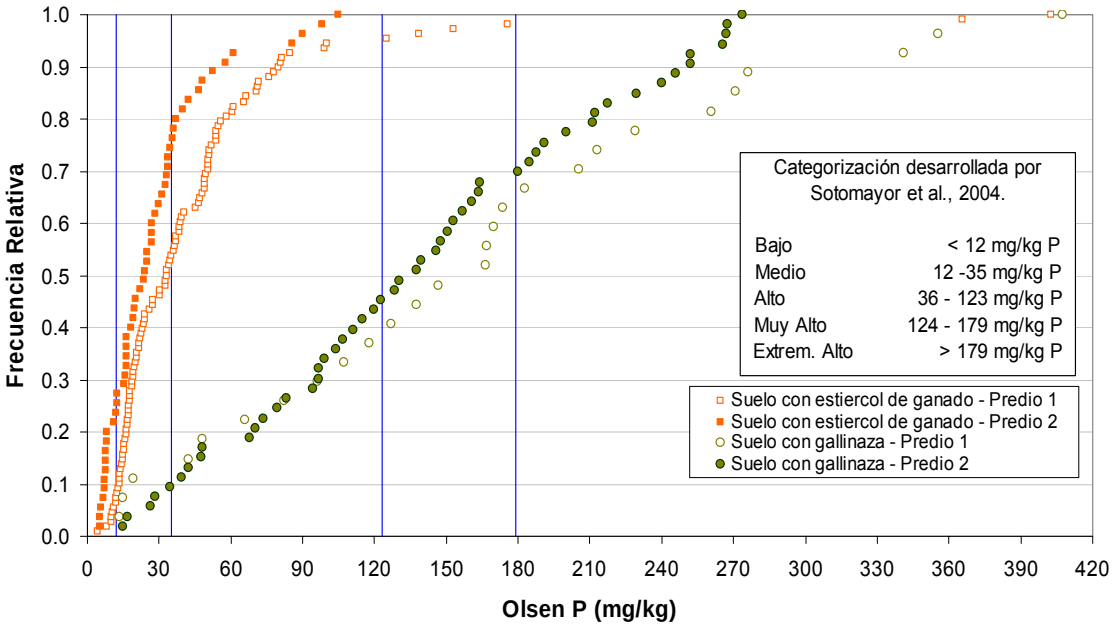


Figura 9. Distribución del P (Olsen) en los suelos, según categorización desarrollada por Sotomayor et al., 2004.

4.1.3. Concentración de nutrimentos en la escorrentía. Durante el periodo de evaluación comprendido entre los meses de agosto 2003 a mayo de 2004, se muestrearon 14 eventos de escorrentía en la localidad de San Sebastián (predios bajo aplicación de estiércol de ganado) y 17 eventos en la localidad de Corozal (predios bajo aplicación de gallinaza). Durante estos eventos se colectaron un número total de 249 muestras para las cuales se determinó la concentración de nutrimentos, la carga de sedimentos suspendidos (SS) y el pH.

Mediante un analisis de varianza (nivel de significancía del 0.05) no se encontró diferencia significativa en la concentración de nutrimentos entre las muestras correspondientes a las fracciones de 10X y 100X en cada colector ni entre colectores dentro de un mismo predio. Bajo esta condición, el valor de la

concentración de nutrimentos correspondiente a cada evento, se determinó utilizando el promedio de las dos fracciones y de los dos colectores.

Escorrentía en predios con aplicación de estiércol de ganado. Durante la época de muestreo en estos predios, ocurrieron dos eventos atípicos que alteraron significativamente la tendencia de los promedios presentados en la tabla 8. Estos eventos atípicos ocurrieron el 27 de abril y el 3 de mayo de 2004, y corresponden a fechas en las cuales se aplicó riego con agua de la laguna de oxidación por un tiempo superior a las 2 horas establecidas en el plan de manejo. El exceso de líquido aplicado provocó que se generaran descargas directas de este material por escorrentía. Aunque estos eventos son considerados atípicos para este estudio, fueron incluidos por representar una situación que se da comúnmente en el campo en épocas de alta precipitación, donde los agricultores descargan el contenido de la charca para evitar un desbordamiento.

La pérdida promedio de TP, DP, TKN, DOC, Zn y SS durante estos eventos atípicos fue de 22.5 mg L^{-1}, 2.46 mg L^{-1}, 128.73 mg L^{-1}, 127.65 mg L^{-1}, 4.53 mg L^{-1} y 1.35 mg L^{-1}, respectivamente. Estos valores reflejaron la magnitud de esta condición, donde las descargas de nutrimentos fueron muy altas. Investigadores como Gilley et al., (2002) presentan la necesidad del establecimiento de medidas de control de la escorrentía, principalmente en predios con aplicación de nutrimentos en formas líquidas. Este autor propone el

establecimiento de barreras vegetativas y el mejoramiento del porcentaje de cobertura del suelo.

Tabla 8. Composición promedio de la escorrentía generada en predios con aplicación de estiércol de ganado incluyendo eventos del 27 de abril y 3 de mayo

Localidad	Predio	Nutrimentos (mg L^{-1})							SS (g L^{-1})	PH
		TP	DP	TKN	Cu	Fe	Zn	DOC*		
San Sebastian (Suelos enmendado con estiércol de ganado)	1	5.26	2.20	20.71	0.04	0.97	1.44	41.11	0.23	7.14
	2	4.89	1.38	23.76	0.03	0.28	0.99	47.38	0.28	7.62

***** DOC: Carbono orgánico disuelto

Los valores promedio de la concentración de nutrimentos excluyendo los eventos atípicos, son presentados en la tabla 9. Estos valores son más representativos de los reportados por otros estudios de predios donde se aplica estiércol de ganado. Se observaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en todos los parámetros medidos entre los dos predios evaluados, excepto para carbono orgánico disuelto (DOC). Las mayores pérdidas de nutrimentos y sedimentos suspendidos se dan en el predio 1, esta condición puede ser explicada por la mayor cantidad de P orgánico (PO) e inorgánico (PI) aplicada durante el periodo de estudio en este predio. Durante el periodo evaluado, en el predio 1 se aplicó estiércol liquido a razón de 1,387 m^3 $año^{-1}$ (366,420 gal $año^{-1}$) y 492 m^3 $año^{-1}$ (130,020 gal $año^{-1}$) en el predio 2, si se considera que la concentración promedio de P en el agua de la charca es de 0.48 lb P 1000 gal^{-1} (Barth, 1996), se estima que la cantidad de P orgánico aplicado es aproximadamente 71.22 kg $há^{-1}$ $año^{-1}$

para el predio 1 y 20.65 kg há$^{-1}$ año^{-1} para el predio 2. A si mismo, la cantidad de P inorgánico aplicado en el predio 1 fue de 10.61 kg há$^{-1}$ año^{-1} mayor en comparación con el predio 2 donde fue de 5.05 kg há$^{-1}$ año^{-1}. Por otra parte la prueba P del suelo refleja un mayor contenido de P en el predio 1 (46.4 mg kg^{-1} en promedio) que en el predio 2 (35.0 mg kg^{-1} en promedio) (Tabla 7).

Tabla 9. Composición promedio de la escorrentía generada en predios con aplicación estiércol de ganado excluyendo los eventos del 27 de abril y 3 de mayo

Localidad	Predio	Nutrimentos (mg L^{-1})							SS (g L^{-1})	pH
		TP	DP	TKN	Cu	Fe	Zn	DOC		
San Sebastian (Suelos enmendado con estiércol de ganado)	1	2.79a*	2.11ª	5.97a	0.03a	1.03a	0.93a	27.72ª	0.11a	7.0a
	2	1.56b	1.24b	2.99b	0.02b	0.20b	0.38b	32.96ª	0.03b	7.59b

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

No se observó un efecto significativo en la concentración de nutrimentos por el tiempo después de la aplicación (TDA) para ninguno de los predios. Sin embargo, cuando se evaluó el efecto combinado de la lámina de precipitación con el TDA se evidenciaron efectos significativos sobre la concentración de todos los nutrimentos, sugiriendo que la pérdida de nutrimentos no está exclusivamente asociada al TDA sino a la intensidad de la precipitación.

Excluyendo los eventos atípicos, el evento en el cual se registró la mayor pérdida en concentración de P ocurrió en el predio 1 (8.93 mg TP L^{-1} y 5.61 mg DP L^{-1}) durante el evento del 9 de septiembre de 2003, generado dentro de los 2 días siguientes a la aplicación de estiércol en dicho predio. Esta incidencia es

evidente si se consideran las pérdidas del predio 2, en el cual no hubo aplicación de estiércol para la misma fecha (1.40 mg TP L^{-1} y 1.00 mg DP L^{-1}) (Figs. 10 y 11). Diferentes investigadores sugieren que la secuencia y el tiempo entre la aplicación del estiércol en el suelo y el inicio del primer evento de escorrentía es clave en la magnitud de la pérdida de P (Sharpley, 1997; Gilley y Risse, 2000; Kleinman y Sharpley, 2003; Schroder et al., 2004).

Las concentraciones de TP medidas en la escorrentía estuvieron en el rango de 0.91 a 8.93 mg L^{-1} (Fig. 10). Para fósforo disuelto (DP) la concentración promedio en los predios 1 y 2 excede el valor límite sugerido por la USEPA (1986) para la concentración de DP en escorrentía de suelos agrícolas (1 mg L^{-1}). Específicamente, el 70% de los eventos de escorrentía excedieron estos valores (Fig. 11). Las concentraciones de DP medidas en la escorrentía estuvieron en el rango de 0.13 hasta 5.61 mg L^{-1}, menores a las reportadas por Kleinman et al. (2002), que presenta concentraciones desde 0.7 hasta 9.5 mg L^{-1}, bajo condiciones de lluvia simulada.

Además del P, el nitrógeno es un nutrimento considerado como limitante en los cuerpos de agua, por ser esencial para el crecimiento de biota acuática (Sharpley et al., 1999). En los predios bajo aplicación de estiércol de ganado se presentaron altas concentraciones de nitrógeno total Kjeldahl (TKN) en la escorrentía (Tabla 9).

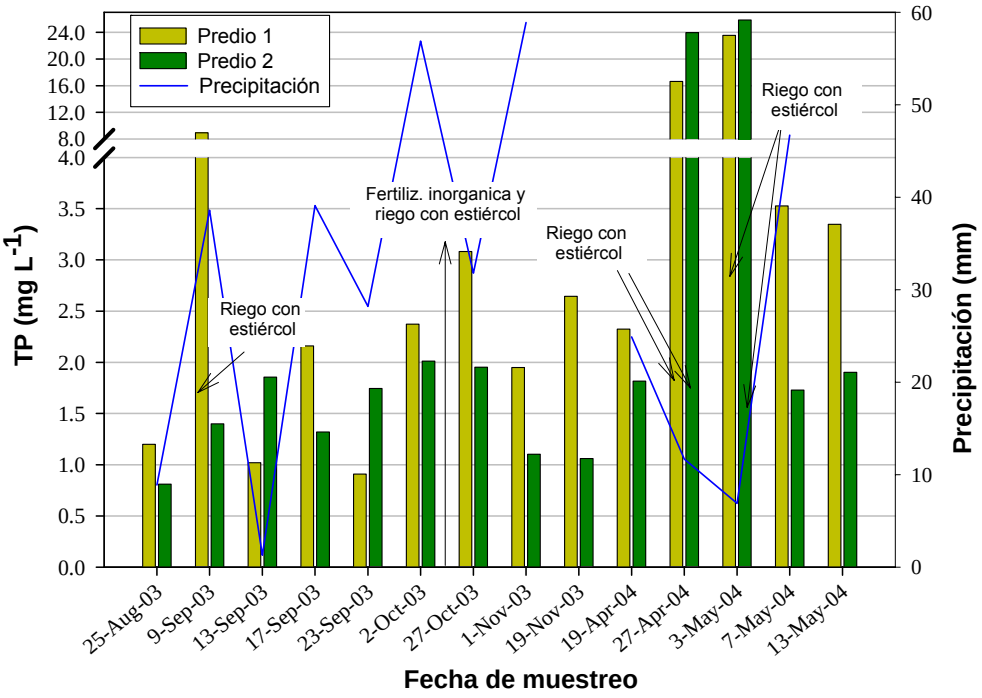


Figura 10. Concentraciones de TP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

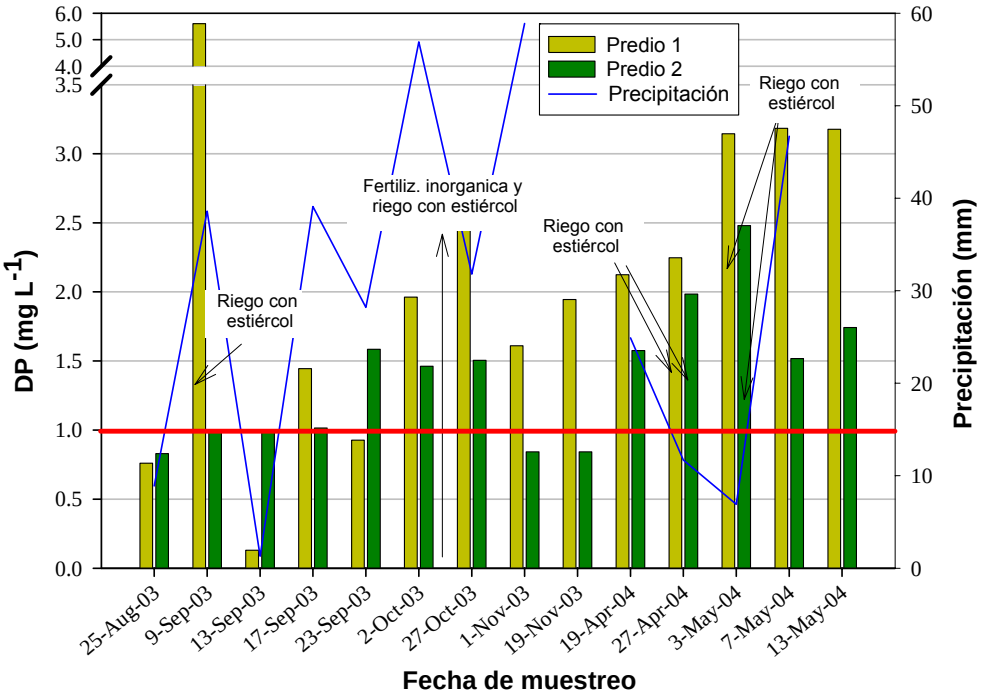


Figura 11. Concentraciones de DP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

Al igual que para el P, la mayor pérdida de nitrógeno se presentó en el evento del 9 de septiembre de 2003 ocurrido 2 días después de la aplicación en el predio 1, con una concentración de 26.50 mg TKN L^{-1} (Fig. 12). Pierson et al., (2001), sugiere que las concentraciones de amonio en la escorrentía se incrementan en eventos ocurridos dentro de los 12 días siguientes a la aplicación, reportando concentraciones superiores a 10 mg N L^{-1}, en eventos ocurridos 12 días después de la aplicación.

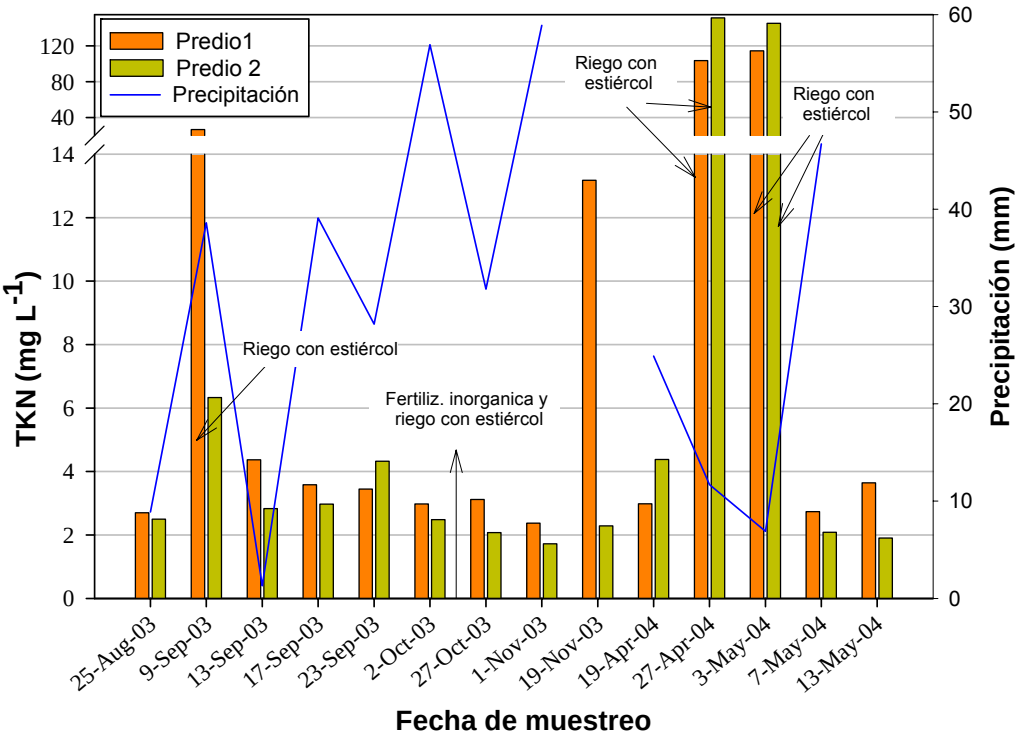


Figura 12. Concentraciones de nitrógeno total en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

Aunque la pérdida es alta en eventos ocurridos inmediatamente despues de la aplicación del estiércol, estás se reducen considerablemente en eventos

posteriores, debido principalmente a la pérdida de N mediante el proceso de volatilización. Sharper y Harper (2002), establecen que en predios cultivados que reciben aplicación de estiércol liquido, cerca del 35.4% del N que se pierde es en forma de NH_3-N y solo un 1.5% se pierde en forma de N_2O-N.

Durante el evento del 19 de noviembre de 2003, se observó un incremento considerable en la pérdida de TKN en el predio 1 (13.18 mg L^{-1}) que coincidió con la época de pastoreo de un número aproximado de 42 vacas horras, por un periodo de 14 días en este predio (Fig. 12), situación que sugiere que el aporte directo de estiércol y orina de los animales en el suelo incrementó la pérdida.

No se presentó diferencia significativa en la concentración de carbono orgánico disuelto (DOC) en los predios. La concentración promedio de DOC en la escorrentía fue de 27.72 mg L^{-1} y 32.96 mg L^{-1} para los predios 1 y 2, respectivamente, valores muy superiores al rango de concentraciones típicas de DOC (1 – 20 mg L^{-1}) encontradas en cuerpos de agua superficial (Chapman, 1992). La máxima pérdida (116.5 mg L^{-1} - 139.5 mg L^{-1}), se registró durante los eventos del 27 de abril y 3 de mayo de 2004, considerados como eventos atípicos (Fig. 13). Estos valores son muy superiores a la concentración máxima promedio observada en cuerpos de agua no contaminados, 40 mg L^{-1} (Chapman, 1992).

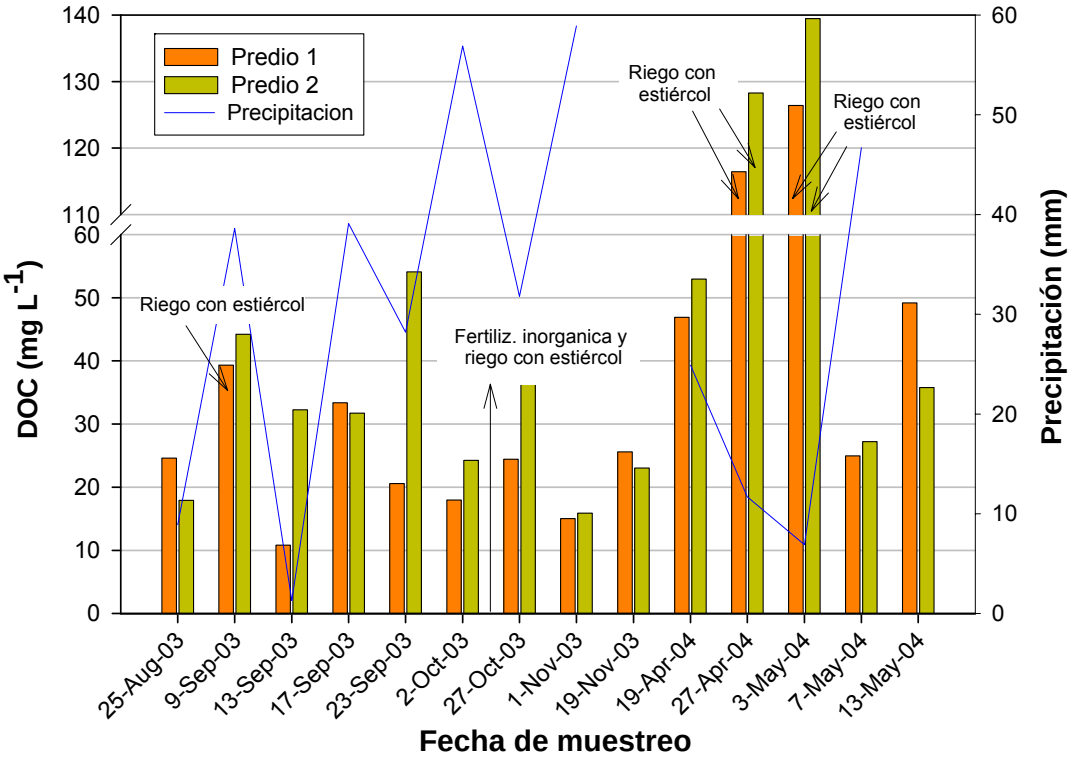


Figura 13. Concentraciones de DOC en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

Aunque los metales pesados son generalmente considerados inmóviles en muchos suelos; su movilidad en suelos contaminados puede representar un riesgo para la calidad del agua (Jorgensen, 1991 y Bunzl et al., 2001, citados por Zhang et al., 2003). Las figuras 14, 15 y 16 presentan las concentraciones de cobre (Cu), hierro (Fe) y zinc (Zn), encontradas en los diferentes eventos de escorrentía. El promedio de la concentración de metales en el predio 1 fue de 0.03 mg Cu L^{-1}, 1.03 mg Fe L^{-1} y 0.93 mg Zn L^{-1} y de 0.02 mg Cu L^{-1}, 0.20 mg Fe L^{-1} y 0.38 mg Zn L^{-1} para el predio 2 (Tabla 9).

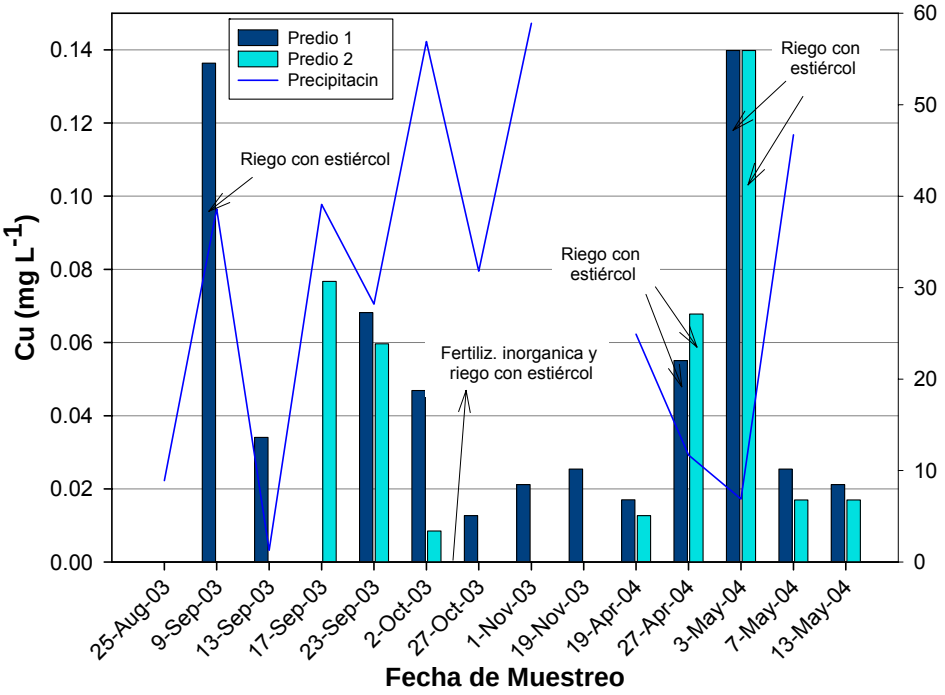


Figura 14. Concentraciones de cobre en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

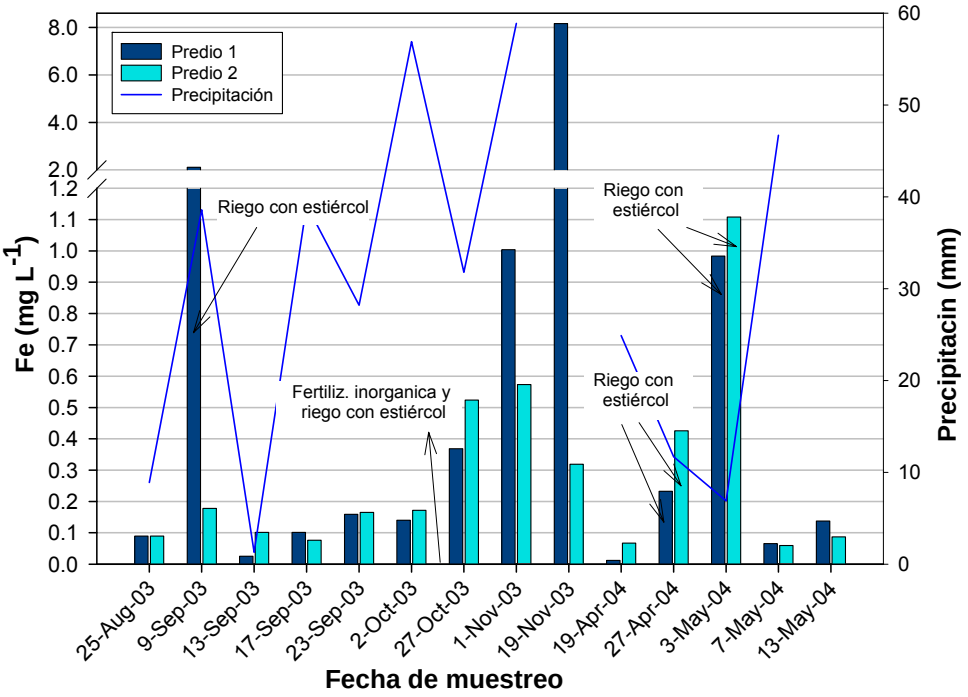


Figura 15. Concentraciones de hierro en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

De los tres metales analizados el Cu presentó las concentraciones más bajas en la escorrentía, con un rango que va desde no detectable hasta 0.14 mg L^{-1}. Sin embargo, este valor de Cu fue superior al valor promedio (0.015 mg Cu L^{-1}) para agua superficial en los Estados Unidos (Manahan, 1991 citado por He et al., 2004). Las mayores pérdidas de Cu se presentaron en los eventos del 9 de septiembre de 2003 y el 3 de mayo de 2004, asociadas a la aplicación de estiércol y lámina de precipitación superiores a 1 pulgada.

La máxima pérdida de Fe en la escorrentía se produjo durante el evento del 19 de noviembre de 2003 que ocurrió el primer día después de 14 días de pastoreo en el predio 1 (Fig. 15). Adicionalmente el valor de Zn fue mucho más alto que el valor promedio (0.064 mg Zn L^{-1}) para agua superficial en los Estados Unidos (Manahan, 1991 citado por He et al., 2004) presentándose la mayor pérdida en el evento atípico del 3 de mayo que correspondió a la descarga directa de la laguna de oxidación, discutida anteriormente (Fig. 16).

La concentración de Fe y Zn son superiores a los reportados por He et al., (2004), en escorrentía de predios cultivados con cítricos y vegetales 0.13 mg Cu L^{-1}, 0.42 mg Fe L^{-1} y 0.049 mg Zn L^{-1}.

Estadísticamente se presentó diferencia significativa para el valor de pH en los predios. El valor promedio del pH en la escorrentía en el predio 1 y 2 fue de 7.0 y 7.59, respectivamente. Los valores máximos medidos se presentaron en el evento anterior a la aplicación, sugiriendo un efecto de reducción del pH en eventos posteriores a la aplicación (Fig. 17).

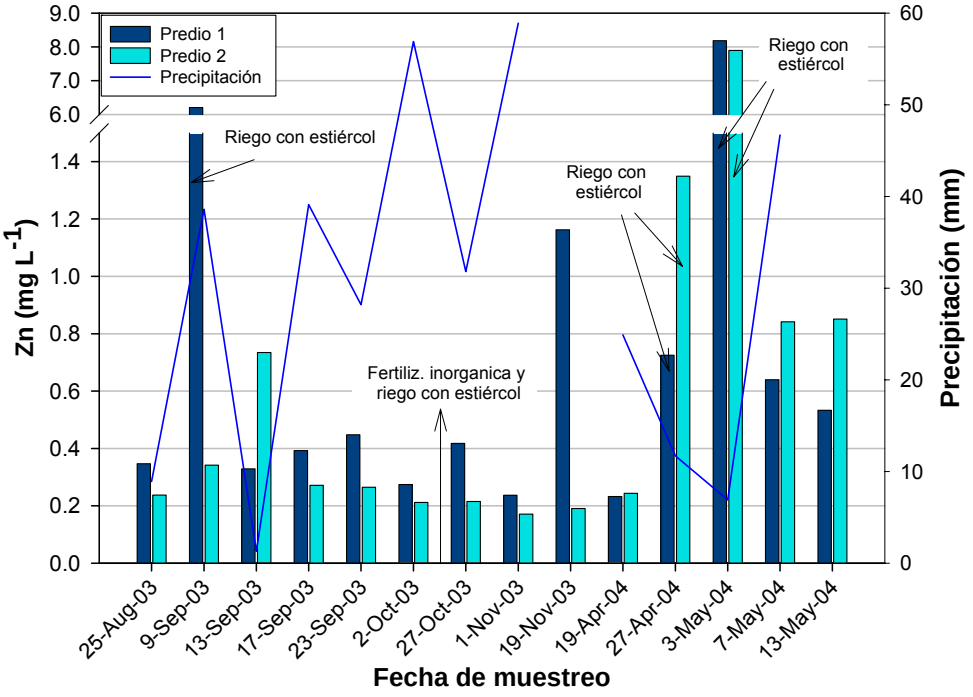


Figura 16. Concentraciones de zinc en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

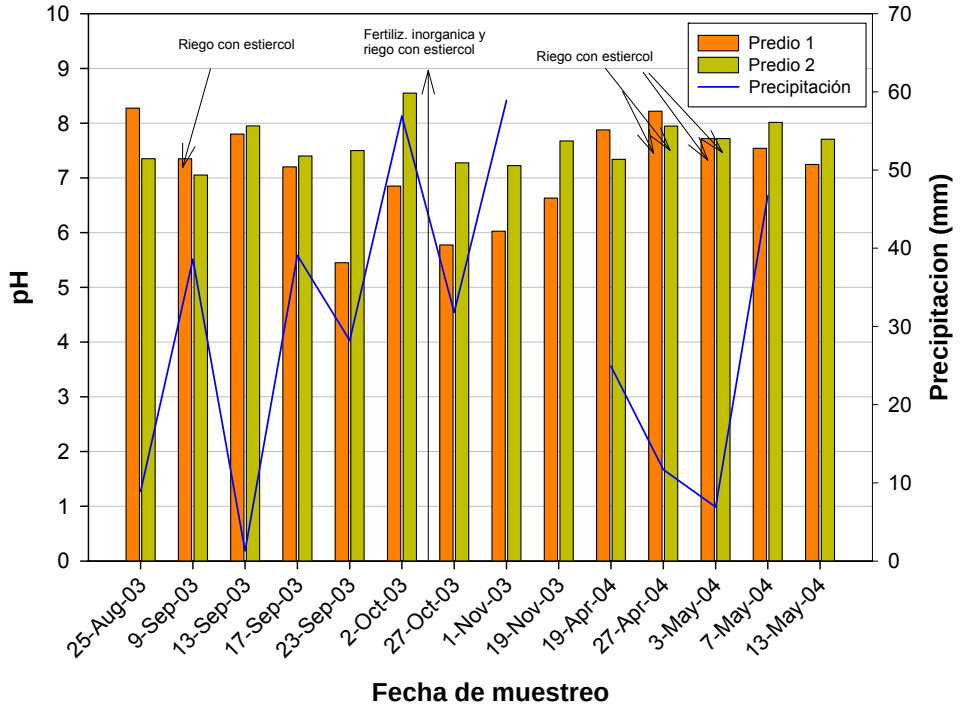


Figura 17. pH en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado

Escorrentía de predios con aplicación de gallinaza. La concentración promedio de nutrimentos, el pH y la carga de sedimentos, en la escorrentía proveniente de predios con aplicación de gallinaza es presentada en la tabla 10. Estadísticamente se presentó diferencia significativa ($P \leq 0.05$) en las concentraciones de TP y DP en los predios (1 y 2) enmendados con gallinaza.

Tabla 10. Promedio de la composición de la escorrentía generada en predios con aplicación de gallinaza

Localidad	Predio	Nutrimentos (mg L^{-1})							SS (g L^{-1})	pH
		DP	TP	TKN	Cu	Fe	Zn	DOC		
Corozal (Suelos enmendados con gallinaza)	1	5.38a*	6.21a	4.11a	0.12a	3.17a	1.32a	29.86a	0.10a	5.75a
	2	4.18b	5.42b	4.11a	0.12a	3.86a	0.87a	26.17a	0.12a	5.76a

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

Las mayores pérdidas de P se dieron en el predio 1, posiblemente relacionadas a una mayor concentración de P disponible (Olsen) en este suelo (164.38 mg P kg^{-1}) en comparación con el predio 2 (139.53 mg P kg^{-1}). La alta pérdida de DP y TP en la escorrentía de estos predios confirman la relación directa que hay entre la prueba inicial de suelo y la pérdida de fósforo. Esta relación también ha sido reportada por Tarkalson y Mikkelsen, (2004), que sugieren que a medida que incrementa el P del suelo (STP) las concentraciones de P en la escorrentía también incrementan. En su estudio suelos con STP inicial de 13.5, 16.9 y 58.9 mg kg^{-1} presentaron concentraciones en la escorrentía de 0.93, 1.16, 2.71 mg TP L^{-1}, respectivamente. Ramírez et al.

(2004), reportó para un estudio bajo lluvia simulada, concentraciones de 0.60, 0.83 y 1.08 mg DP L^{-1} y 0.73, 1.13 y 1.57 mg TP L^{-1}, para STP en el rango de 35-123, 123-179 y < 179 mg kg^{-1}, respectivamente. Teniendo en cuenta estos valores reportados por Ramirez et al., (2004) y la relación presentada por Sotomayor et al., (2004) para la prueba ambiental de suelo para Puerto Rico; las concentraciones de P medido en la escorrentía presentaron valores muy. Esta condición dada posiblemente por las continuas aplicaciones de material (estiércol de ganado y gallinaza) en la superficie del suelo, que aportan cantidades considerables de P en la escorrentía.

El efecto del tiempo después de la aplicación (TDA) resultó ser significativo en la concentración de todos los nutrimentos, excepto para Zn. Al evaluar el efecto combinado del TDA y la lámina de precipitación sobre la concentración de nutrimentos, se encontró efecto significativo en todos los eventos.

En las figuras 18 y 19 se puede observar un incremento significativo en las pérdidas de P en el primer evento de precipitación ocurrido después de una aplicación de gallinaza y un decrecimiento en la concentración de nutrimentos en los eventos posteriores. Una condición similar es citada por Kleinman y Sharpley, (2003) y Pierson et al. (2001), comprobando así, que la secuencia y tiempo entre la aplicación del abono y los eventos de precipitación son un factor clave en la magnitud de la pérdida de nutrimento en la escorrentía (Sharpley, 1997; Kleinman et al., 2003 y Gilley et al., 2002).

Las concentraciones de TP medidas en la escorrentía estuvieron en el rango de 1.55 a 10.65 mg L^{-1} (Fig. 18). La pérdida promedio de TP ocurrida en el primer evento después de la aplicación fue de 10.65 y 10.47 mg L^{-1} para los predios 1 y 2, respectivamente. Kleinman y Sharpley, (2003), reportan concentraciones de TP correspondientes a 16.1 y 8.7 mg TP L^{-1} en escorrentía ocurrida 10 días después de la aplicación, proveniente de suelos con 117 y 190 mg Kg^{-1} (Mehlich-3), respectivamente y una tasa de aplicación de gallinaza de 150 kg há$^{-1}$.

Las concentraciones de DP en el 100% de los eventos excedieron el valor de 1 mg L^{-1} (Fig. 19). Pierson et al. (2001) reportó pérdidas de DP superiores a 1 mg L^{-1}, incluso 19 meses después de la aplicación. Esto demuestra que el material aplicado continua siendo una fuente potencial de contaminación por largos periodos después de la aplicación. La pérdida promedio de DP ocurrida en el primer evento después de la aplicación fue de 9.39 y 8.40 mg L^{-1} para los predios 1 y 2, respectivamente, valores similares a los reportados por Kleinman y Sharpley, (2003), que presentan valores de 9.1 y 6.2 mg DP L^{-1} en suelos limo arcilloso y franco arenoso, respectivamente, correspondientes a un evento de escorrentía ocurrido 10 días después de la aplicación. Sin embargo, Pierson et al. (2001), reporta concentraciones superiores a 19 mg L^{-1} para DP, durante un evento de escorrentía ocurrido inmediatamente después de la aplicación.

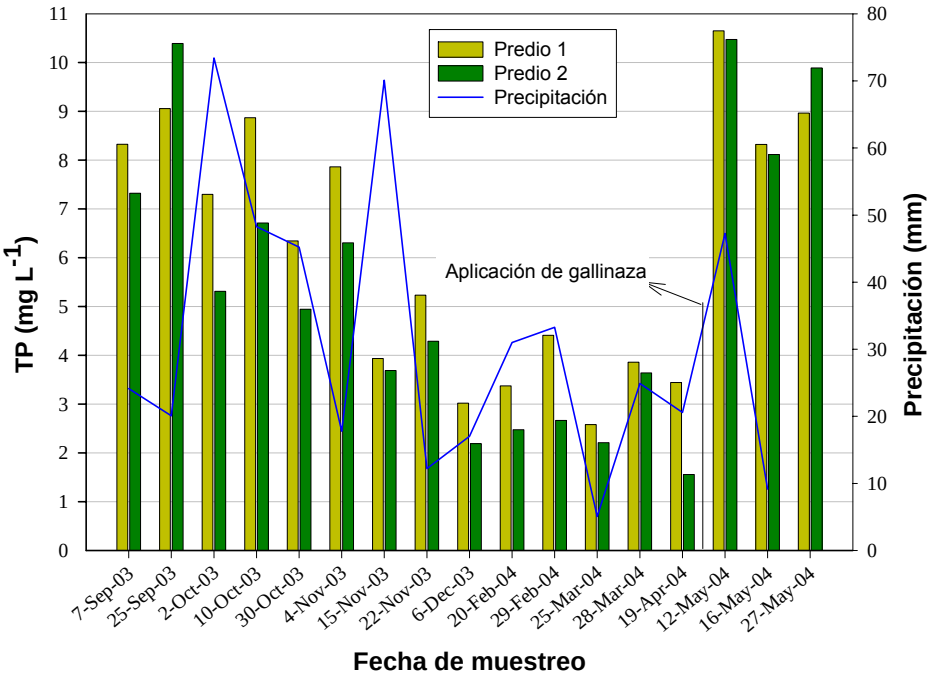


Figura 18. Concentraciones de TP en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

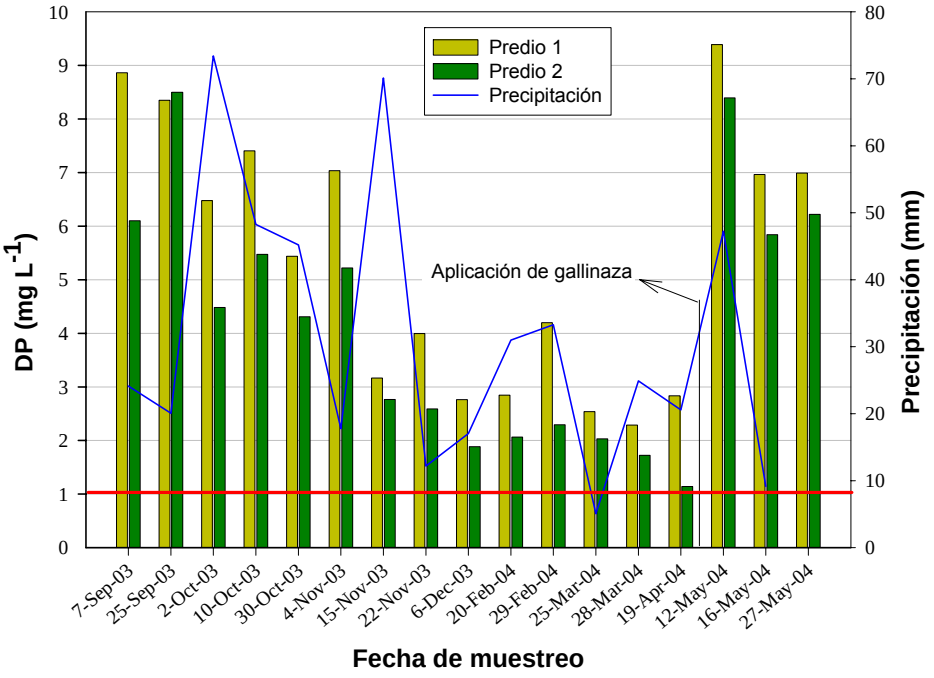


Figura 19. Concentraciones de DP en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

Estadísticamente no se observaron diferencias significativas entre las concentraciones de TKN para los dos predios, la máxima pérdida fue de 12.04 y 7.57 mg L^{-1}, para los predios 1 y 2, respectivamente. Estas concentraciones correspondieron al evento del 12 de mayo de 2004, ocurrido inmediatamente después de la aplicación de gallinaza. Aunque las concentraciones de TKN se incrementaron en eventos ocurridos después de la aplicación de la gallinaza (evento del 12 de mayo de 2004), estas concentraciones decrecieron rápidamente en eventos posteriores (16 y 27 de mayo de 2004) (Fig. 20). Este decrecimiento debido a la gran vulnerabilidad del nitrógeno a sufrir pérdidas por volatilización y lixiviación, bajo condiciones como las presentadas en el estudio, donde el material aplicado es sólido (gallinaza) y la forma de aplicación es superficial. Condicion similar es reportada por Pierson et al., (2001), quienes sugieren que las concentraciones de NH_4 decrecen rápidamente despues de la aplicación de la gallinaza sobre predios de pasturas, debido a que el N en forma amoniacal es volatizado fácilmente, usado por las plantas o microorganismos u oxidado como NO^-_2 y NO^-_3 en el suelo.

Otra de las condiciones relacionadas con la alta pérdida de TKN, es la ocurrencia de eventos con bajo volumen de escorrentía ocasionados por eventos de pequeñas precipitaciones y mayor altura del pasto (70 cm), como ocurre en el evento del 22 de noviembre, donde las concentraciones fueron 7.25 y 8.76 mg L^{-1}, para los predios 1 y 2, respectivamente (Fig. 20). Aunque el evento del 25 de marzo de 2004 es producto de baja precipitación, la altura del

pasto es de 15 cm, favoreciendo la acumulación de un mayor volumen de escorrentía que produce una dilución, reduciendo la concentración de TKN.

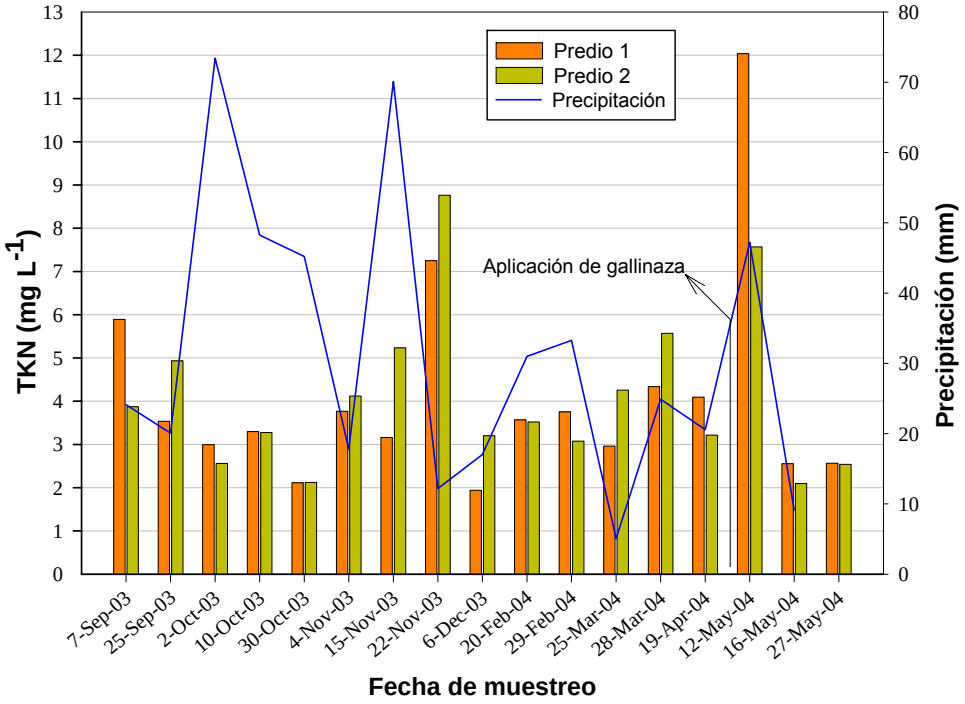


Figura 20. Concentraciones de nitrógeno total en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

No se observó diferencia significativa en la concentración de DOC en la escorrentía de los predios con aplicación de gallinaza. La concentración promedio de DOC fue de 29.86 y 26.17 mg L^{-1} para los predios 1 y 2, respectivamente. Estos valores fueron muy superiores a los reportados por Vories et al. (2001) para carbono orgánico total (TOC) en escorrentía de predios cultivados con algodón (5 a 15 mg L^{-1}) y para el rango de concentraciones típicas de DOC (1 – 20 mg L^{-1}) encontradas en cuerpos de agua superficial (Chapman, 1992). La mayor concentración de DOC se dió durante el evento del

12 de mayo de 2004 ocurrido durante los días posteriores a la aplicación donde la pérdida fue de 86 mg L^{-1} (Fig. 21), condición similar reporta Vories et al. (2001) que presentó concentraciones de 101 mg L^{-1} en un evento ocurrido 9 días después de la aplicación.

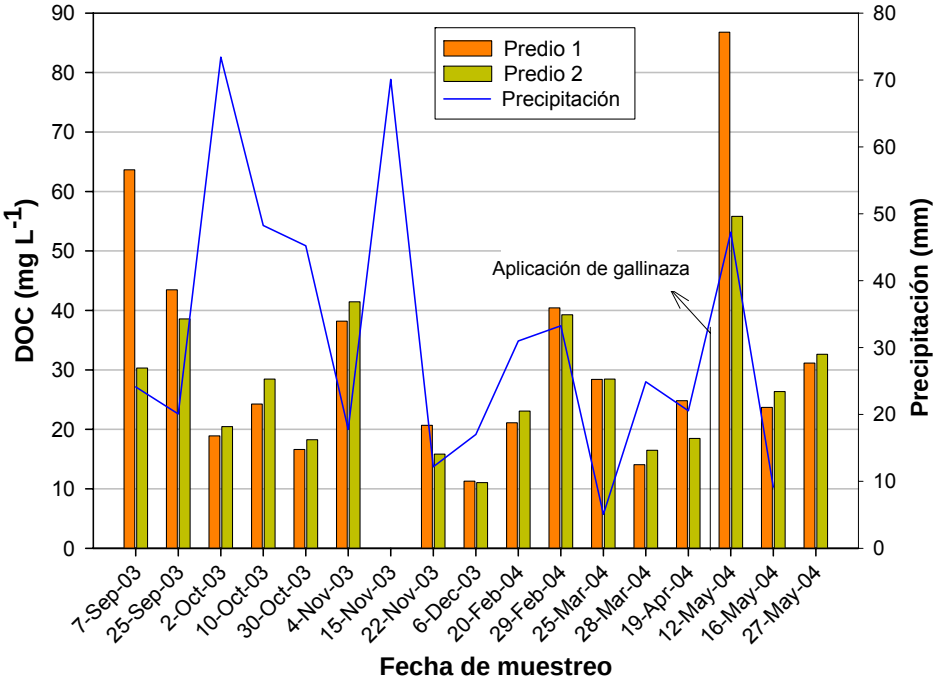


Figura 21. Concentraciones de DOC en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

No se observó diferencia significativa en la concentración de Cu, Fe y Zn en la escorrentía de los predios 1 y 2. El promedio de pérdida de metales en el predio 1 fue de 0.12 mg Cu L^{-1}, 3.17 mg Fe L^{-1} y 1.32 mg Zn L^{-1} y para el predio 2 fue de 0.12 mg Cu L^{-1}, 3.86 mg Fe L^{-1} y 0.87 mg Zn L^{-1} (Tabla 10); muy superiores a los promedios encontrados para los predios con aplicación de estiércol de ganado. Los valores de Fe y Zn fueron superiores a los reportados

por He et al. (2004), en escorrentía de predios cultivados con cítricos y vegetales 0.13 mg Cu L^{-1}, 0.42 mg Fe L^{-1} y 0.049 mg Zn L^{-1}. Las concentraciones de Zn y Cu superaron los valores reportados para agua superficial en los Estados Unidos (0.015 mg Cu L^{-1} y 0.064 mg Zn L^{-1}) (Manahan, 1991 citado por He et al., 2004) y la concentración de Cu recomendada para proteger la vida acuatica (0.020 mg Cu L^{-1}) (Manahan, 1991 citado por Wood et al., 1999). La máxima pérdida de Cu fue de 0.75 y 0.60 mg Cu L^{-1} para los predios 1 y 2, respectivamente, durante el evento del 12 de mayo de 2004 (Fig. 22), ocurrido después de la aplicación de gallinaza en los predios, estos valores son inferiores a los reportados por Moore et al., (1998) durante un primer evento de escorrentía posterior a la aplicación, donde la pérdida fue de 0.93 mg Cu L^{-1}.

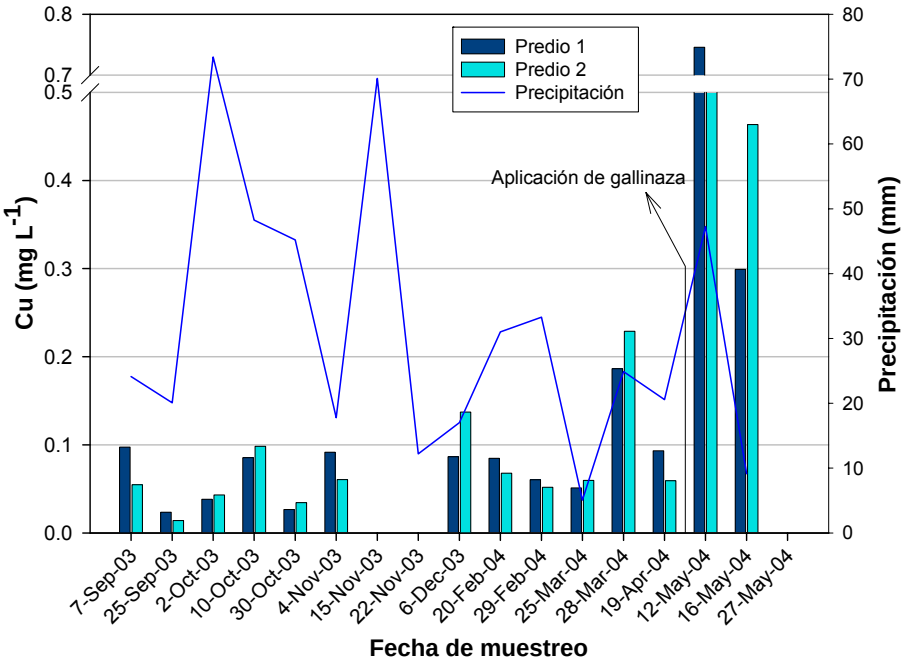


Figura 22. Concentraciones de cobre en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

Las mayores pérdidas de hierro y zinc se presentaron en eventos de escorrentía ocurridos durante los días de pastoreo en los predios con aplicación de gallinaza. Estos eventos correspondieron a las fechas de 25 y 28 de marzo del 2004 (Figs. 23 y 24) y presentaron la incidencia directa del estiércol y orina de ganado aportado por los animales.

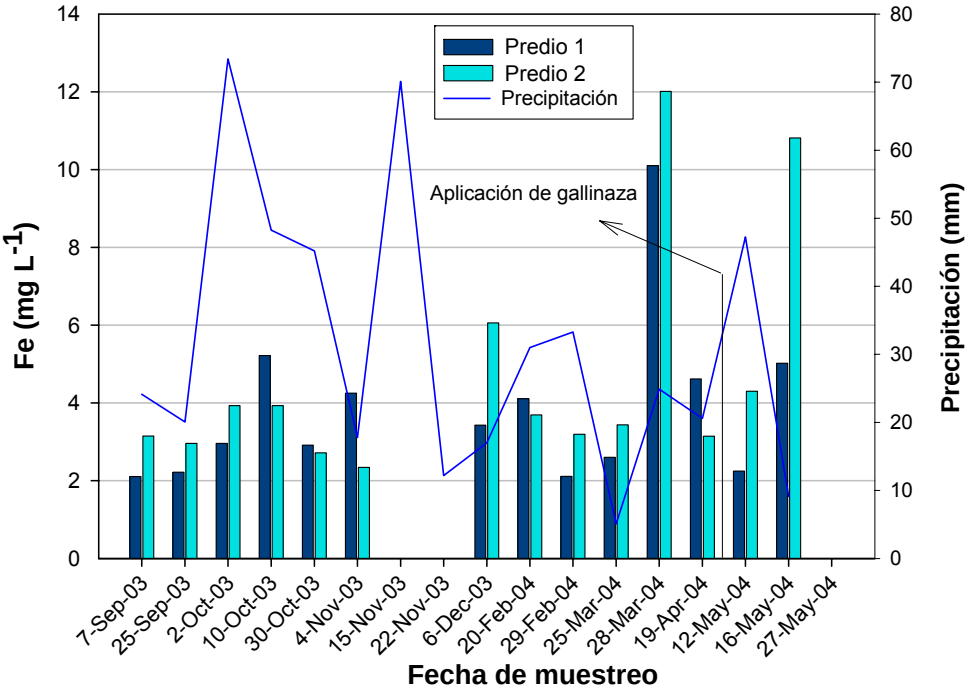


Figura 23. Concentraciones de hierro en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

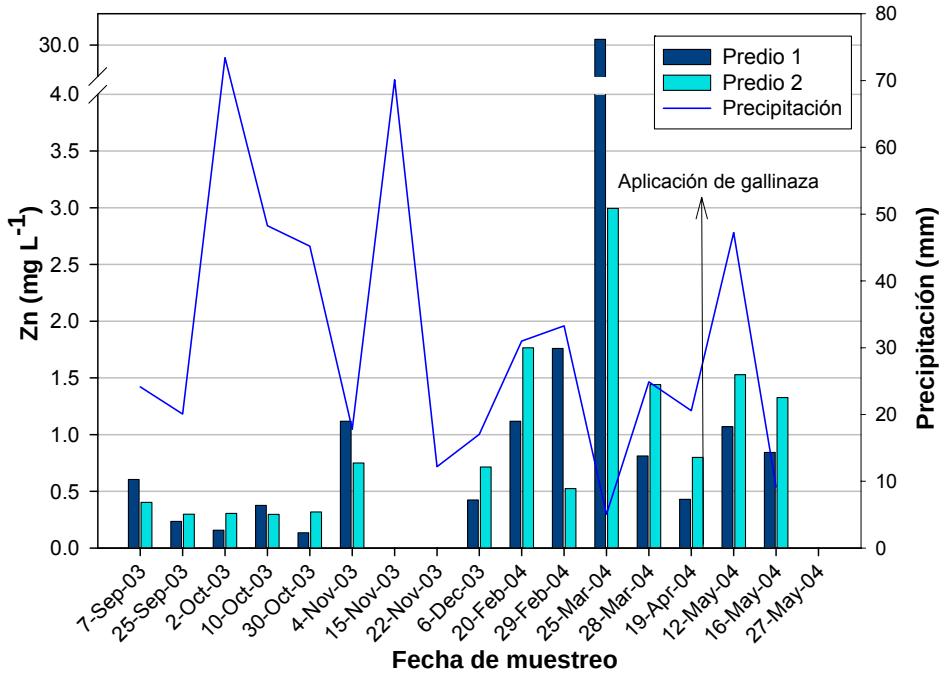


Figura 24. Concentraciones de zinc en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

No se observó diferencia significativa para el valor de pH en los predios. El valor promedio del pH en la escorrentía en el predio 1 y 2 fue de 5.75 y 5.76, respectivamente, inferiores a los reportados por Moore et al. (2000), quien presentó un valor promedio de 6.40. Para el estudio no se observó incidencia directa de la aplicación de la gallinaza, el valor de pH se mantiene muy constante a través de todos los eventos, situación contraria a la reportada por Moore et al. (2000), quien observó un incremento en el valor del pH después de la aplicación. Solo el evento del 25 de marzo de 2004, reportó un reducción en el pH, posiblemente a causa del aporte directo de orina y estiércol por parte del ganado en los predios (Fig. 25).

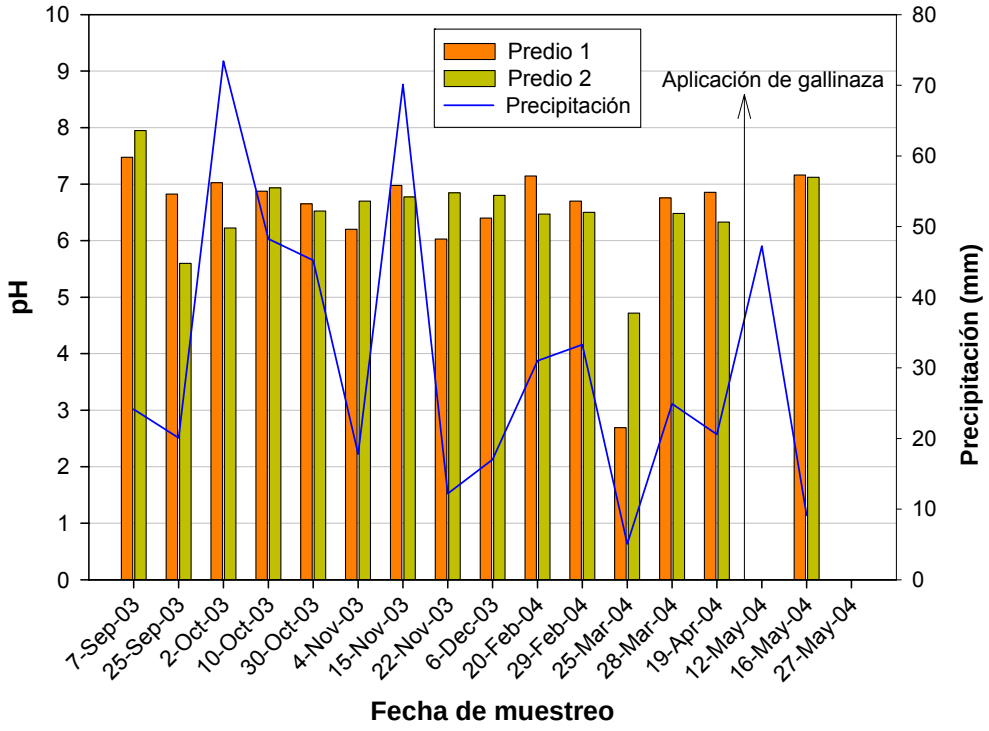


Figura 25. pH en escorrentía de suelos con aplicación de gallinaza

Comparación entre localidades. La pérdida de nutrimentos en la escorrentía proveniente de predios con aplicación de gallinaza, fue superior a la de los predios con aplicación de estiércol de ganado. Al comparar ambas localidades, San Sebastián (suelos enmendados con estiércol de ganado) y Corozal (suelos enmendados con gallinaza), se observaron diferencias significativas en la concentración de TP, DP, Cu, Fe, SS, pH en la escorrentía proveniente de estos predios. La finca avícola generó concentraciones de 5.87 mg TP L^{-1}, 4.82 mg DP L^{-1}, 0.14 mg Cu L^{-1}, 4.33 mg Fe L^{-1}, 1.36 mg Zn L^{-1} y 0.22 g L^{-1} de SS, en la escorrentía. Estos valores son superiores a los generados por predios de San Sebastián, donde las concentraciones fueron de 2.29 mg TP L^{-1},

1.79 mg DP L^{-1}, 0.03 mg Cu L^{-1}, 0.69 mg Fe L^{-1}, 0.70 mg Zn L^{-1} y 0.08 g L^{-1} de SS. En el caso de TKN y DOC no hubo diferencias significativas entre las dos fincas. Las mayores concentraciones de nutrimentos en la escorrentía proveniente de suelos con aplicación de gallinaza, pueden ser atribuidas a la diferencia en la razón de nutrimento aplicado por área (en el caso del fósforo en la finca ganadera se presenta una aplicación promedio de 54 kg P ha^{-1} $año^{-1}$ inferior en comparacion con la presentada en la finca avícola 284 kg P ha^{-1} $año^{-1}$) y a la mayor pendiente del terreno que favorece el transporte. En el caso del fósforo es importante considerar que la variabilidad en la fracción de P, particularmente de P soluble, de los diferentes desechos aplicados al suelo y la cantidad aplicada, pueden afectar la forma y la concentración de P disponible en el agua de escorrentía (Kleinman y Sharpley, 2003). Otro factor determinante es la prueba P del suelo, donde los mayores valores se presentan en la Localidad de Corozal.

Tabla 11. Promedio de la composición de la escorrentía proveniente de suelos bajo aplicación de desecho animal

Localidad	Nutrimentos (mg L^{-1})							SS (g L^{-1})	pH
	TP	DP	TKN	Cu	Fe	Zn	DOC		
San Sebastian (Suelos enmendado con estiércol de ganado)**	2.29 a	1.79 a*	4.57 a	0.03 a	0.69 a	0.70 a	30.13 a	0.08 a	7.27 a
Corozal (Suelos enmendados con gallinaza)	5.87 b	4.82 b	4.12 a	0.14 b	4.33 b	1.36 a	29.58 a	0.22 b	5.76 b

* Letras distintas indican diferencias significativas entre localidades (p<=0.05)
** Promedio excluyendo eventos atípicos de fechas 27 de abril y 3 mayo de 2004, discutidos inicialmente.

Los promedios de pérdida de P para cada localidad (Tabla 11), son similares a los encontrados por Kleinman y Sharpley (2003), quienes reportan concentraciones de 1.7 mg DP L^{-1}, 2.8 mg TP L^{-1} para suelos con aplicación de estiércol de ganado y 3.5 mg DP L^{-1}, 6.7 mg TP L^{-1} en suelos con aplicación de estiércol aves de corral.

Las concentraciones de DP en la escorrentía para ambos casos (suelos con aplicación de estiércol de ganado y suelos con aplicación de gallinaza) exceden los límites sugeridos por la USEPA (1986) para la concentración de DP en escorrentía de suelos agrícolas (1 mg L^{-1}). Los valores de fósforo total (TP) y fósforo disuelto (DP) encontrados para ambas localidades, presentan una relación directa con R^2=0.91 y R^2=0.93 para suelos enmendados con estiércol de ganado y gallinaza, respectivamente (Fig. 26).

La fracción de fósforo más representativa en la escorrentía fue DP, siendo aproximadamente el 92% de TP, valor similar al reportado por investigadores como Edwards y Daniel (1993); Sharpley et al. (1999a); Sauer et al. (2000) y Gaston et al. (2003). El bajo porcentaje de fósforo particulado contenido en la escorrentía está asociado al grado de cobertura que presentan los predios destinados para pasturas. Es importante recordar que la fracción de DP está fácilmente disponible para la flora acuática, siendo una de las principales causas de la eutroficación y por ende de vital importancia para la calidad de los cuerpos de agua (Daniel et al., 1994).

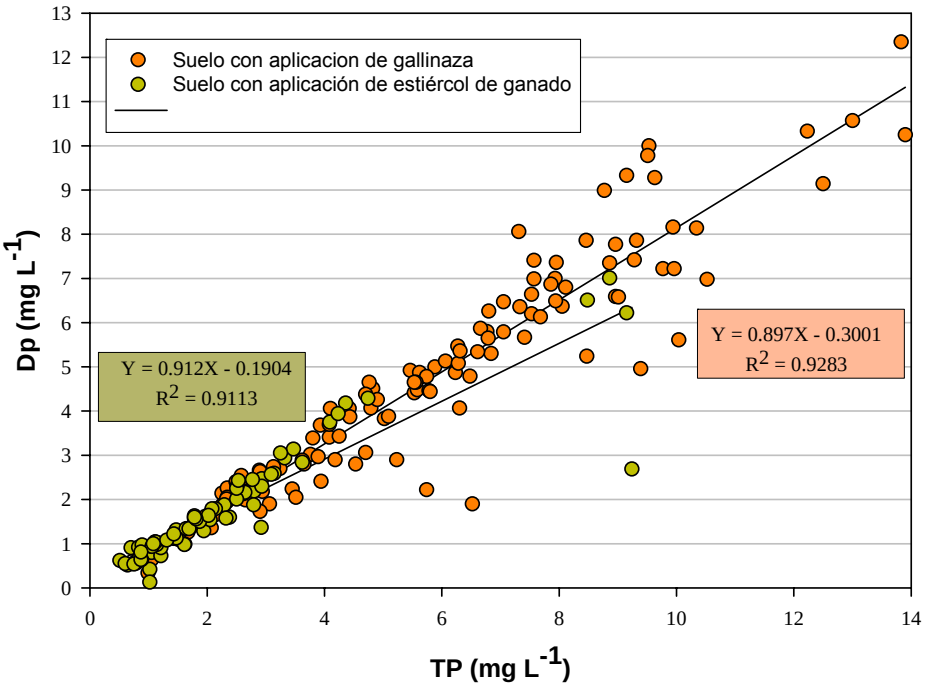


Figura 26. Correlación de TP y DP en escorrentía de suelos con aplicación de estiércol de ganado y gallinaza

4.1.4. Conclusiones.

❖ De las tres series de suelo presentes en los predios del estudio, el suelo Soller (enmendado con estiércol de ganado) presentó la mayor afinidad por el ión fosfato, el mayor contenido de óxidos de Al (cristalinos y amorfos) y un mayor contenido de arcillas que los suelos de las series Naranjito y Consumo (enmendados con gallinaza).

❖ De acuerdo a la categorización ambiental de la prueba de suelo desarrollado por Sotomayor et al., (2004) para Puerto Rico, el 89% de las muestras de suelo con aplicación de gallinaza, presentan valores superiores a 36 mg kg^{-1} que los

ubican en las categorías de alto, muy alto y extremadamente alta susceptibilidad a la pérdida de P. Entre tanto en el suelo bajo aplicación de estiércol de ganado solo el 38% de las muestras presentan valores superiores a 36 mg kg^{-1}.

❖ En la vaquería (predios bajo aplicación de estiércol de ganado) se encontraron diferencias significativas entre predios en términos de la concentración de todos los nutrimentos en la escorrentía excepto para DOC. Esto posiblemente, debido a las diferencias en manejo (tasa de aplicación de P orgánico e inorgánico) y al contenido de P en el suelo.

❖ En el total de eventos ocurridos (excepto eventos atípicos) en la localidad de San Sebastián, estadísticamente no se presentó un efecto en la concentración de nutrimentos por el tiempo después de la aplicación (TDA). Sin embargo, cuando se evaluó el efecto de la lámina de precipitación en conjunto con el TDA se evidenciaron efectos significativos sobre la concentración de todos los nutrimentos.

❖ En los eventos de escorrentía analizados para la localidad de Corozal se observó un efecto significativo del tiempo después de la aplicación (TDA) en la concentración de todos los nutrimentos en la escorrentía, excepto para Zn. Al evaluar el efecto del TDA y la lámina de precipitación en conjunto sobre la concentración de nutrimentos, se encontró efecto significativo en todos los eventos.

❖ Para ambas localidades, San Sebastián (suelo bajo aplicación de estiércol de ganado) y Corozal (suelo bajo aplicación de gallinaza), las mayores pérdidas de nutrimentos se presentaron durante los eventos posteriores a la aplicación, con

concentraciones promedio de 8.93 mg TP L^{-1}, 5.60 mg DP L^{-1}, 26.59 mg TKN L^{-1}, 39.33 mg DOC L^{-1}, 0.14 mg Cu L^{-1}, 2.10 mg Fe L^{-1} y 6.20 mg Zn L^{-1} en San Sebastián; para Corozal las concentraciones fueron de 10.56 mg TP L^{-1}, 8.89 mg DP L^{-1}, 9.81 mg TKN L^{-1}, 71.31 mg DOC L^{-1} y 0.67 mg Cu L^{-1}.

❖ Los eventos atípicos registrados en San Sebastián, donde la pérdida promedio de TP, DP, TKN, DOC, Zn y SS fue de 22.5 mg L^{-1}, 2.46 mg L^{-1}, 128.73 mg L^{-1}, 127.65 mg L^{-1}, 4.53 mg L^{-1} y 1.35 mg L^{-1}, respectivamente, reflejan la necesidad de desarrollar medidas de manejo para la aplicación del estiércol de ganado en forma líquida.

❖ En el 70% de los eventos analizados en suelos con aplicación de estiércol de ganado y el 100% de los eventos de suelos con aplicación de gallinaza, las concentraciones de DP en la escorrentía exceden los límites sugeridos por la USEPA (1986) para la concentración de DP en escorrentía de suelos agrícolas (1 mg L^{-1}).

❖ Los valores de fósforo total (TP) y fósforo disuelto (DP) encontrados para ambas localidades (San Sebastián y Corozal), presentan una relación directa con R^2 = 0.91 y R^2 = 0.93 para suelos enmendados con estiércol de ganado y gallinaza, respectivamente.

❖ El hierro y el zinc fueron los metales con mayor concentración en el agua de escorrentía, principalmente en escorrentía proveniente de suelos con aplicación de estiércol de ganado.

4.2. VALIDACIÓN DEL ÍNDICE DE P DEL CARIBE

4.2.1. Cálculo del Índice de P del Caribe para cada predio. El Índice de Fósforo del Caribe (IPC) considera ocho parámetros de aporte que incluyen los factores de transporte y fuente.

- Factores de transporte: Tasa de erosión del suelo, clase de escorrentía y distancia a cuerpos de agua y a barreras vegetales.
- Factores de Fuente: Prueba P del suelo, tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante), método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante), tasa de aplicación de P orgánico (estiércol) y método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol).

Cada parámetro considerado en el IPC fue determinado por medio de mediciones en campo, entrevistas con los agricultores y estudios desarrollados previamente; de acuerdo a lo expresado en la metodología. El IPC fue desarrollado para los predios descritos anteriormente

Factores de transporte:

- **Tasa de erosión del suelo:** este parámetro fue determinado a partir de la ecuación universal de perdida de suelo revisada (RUSLE) para el área del Caribe (USDA-NRCS, 1995) (Tabla 12).

[7] $A = R * K * LS * C * P$, donde,

A: Promedio anual de pérdida de suelo (Ton $acre^{-1}$ $año^{-1}$)

R : Factor de clima

K : Factor de erodabilidad del suelo

LS : Factor que relaciona la longitud y grado de la pendiente

C : Factor de cobertura y manejo

P : Factor de prácticas de conservación

Tabla 12. Determinación de la tasa de erosión del suelo (RUSLE)

Parámetro RUSLE	San Sebastián		Corozal		Fuente*
	Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2	
R	500	500	450	450	Anexo 7
K	0.17	0.17	0.10	0.10	Anexo 8
L (pie)	323.52	414.86	97.71	306.40	Medido en campo
S (%)	11	13	32	25	
LS	2.56	3.23	5.40	6.96	Anexo 9
Cobertura (%)	90	90	90	100	Anexo 9
Vigor / productividad	Alto	Alto	Alto	Alto	Anexo 9
C	0.02	0.02	0.02	0.01	Anexo 10
EI_{10}	200	200	190	190	Anexo 11
Condición de manejo y cobertura	Alta cobertura y/o muy rugosa	Alta cobertura y/o muy rugosa	Alta cobertura y/o muy rugosa	Alta cobertura y/o muy rugosa	Anexo 12
Grado de irregularidad del terreno	Muy bajo	Muy bajo	Bajo	Muy bajo	Anexo 13
Grupo hidrológico	D	D	C	B	Anexo 8
P	1.00	1.00	1.00	1.00	Anexo 14
A (Ton ac^{-1} $año^{-1}$)	**4.35**	**5.48**	**4.86**	**3.13**	

* USDA-NRCS. 1995. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Caribbean area.

❖ **Clase de escorrentía superficial:** Determinada a partir del grado de pendiente del terreno y la permeabilidad del suelo, datos obtenidos en campo y a partir de información establecida por el Soil Survey del área de Mayagüez y San Juan (Anexo 15).

Tabla 13. Clase de escorrentía superficial (CES)

Parámetros	San Sebastián		Corozal		Fuente
	Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2	
Pendiente (%)	11	13	32	25	Medida en campo
Permeabilidad del suelo (pulg hr^{-1})	0.63–2.0	0.63–2.0	0.60-2.0	0.60-2.0	Anexo 15
Clase de permeabilidad del suelo	Moderada-mente lenta y moderada	Moderada-mente lenta y moderada	Moderada-mente lenta y moderada	Moderada - mente lenta y moderada	
CES	**Media**	**Media**	**Alta**	**Alta**	Anexo 16

❖ **Distancia a cuerpos de agua y a barreras vegetales:** Para los predios ubicados en la localidad de San Sebastián, el cuerpo de agua más cercano es la Quebrada La Guama. Entre la parte mas baja del predio 1 y la quebrada se presenta un conjunto de árboles con una cobertura aproximada del 70%. Estos árboles no son considerados como barrera vegetal para la determinación del IPC, ya que por observaciones en campo se determino que no ofrece condiciones de filtro o amortiguador para el agua de escorrentía. Para el predio 2, se presenta una barrera vegetal entre la parte baja del predio y la quebrada. Esta barrera presenta arbustos de porte bajo y una buena cobertura de la

superficie del suelo, que amortigua el paso del agua de escorrentía impidiendo la descarga directa a la quebrada.

En la localidad de Corozal se presenta el paso de un flujo intermitente de agua bordeando la parte baja del predio 1, debido a la cercanía no se presenta ningún tipo de barrera vegetal. Para el predio 2, no hay ningún cuerpo de agua cercano y la parte baja del predio colinda con terrenos destinados al cultivo de cítricos.

Tabla 14. Distancia a cuerpos de agua y/o barreras vegetales

Parámetros	San Sebastián		Corozal		Fuente
	Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2	
Distancia a cuerpo de agua (pies)	332.40	223.04	9.84	> 400	Medida en campo
Ancho de la barrera vegetal (pies)	NB*	98.40	NB	NB	

* NB: No hay barrera vegetal

Factores de Fuente:

❖ **Prueba P del suelo:** El contenido de P en el suelo fue determinado para cada predio a partir de un muestreo aleatorio en grillas, el valor considerado es el promedio del numero total de muestras (Tabla 7). El nivel de la prueba de suelo y la capacidad de sorción, han sido establecidas a partir de la categorización desarrollada por el “Soil Survey” para cada suelo, considerando propiedades como textura y mineralogía (Anexo 17).

Tabla 15. Prueba P del suelo para IPC

Parámetros	San Sebastián		Corozal		Fuente
	Predio 1	**Predio 2**	**Predio 1**	**Predio 2**	
Prueba P del suelo OLSEN (mg Kg^{-1})	46.36	35.00	164.38	139.53	Tabla 7
Nivel de la prueba P del suelo – Grupo *	Grupo 3	Grupo 3	Grupo 1	Grupo 1	Anexo 17
Capacidad de sorción de P – Grupo *	Media	Media	Media	Media	
Prueba P del suelo	**Moderado**	**Moderado**	**Alto**	**Alto**	Anexo 18

***** Fuente*:* Castro et al., 2002.

❖ **Tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante):** La tasa de aplicación de P inorgánico se determinó a partir de la siguiente ecuación;

[5] FPA = Aplicación anual de P inorgánico / extracción anual de P en el cultivo

Los predios ubicados en San Sebastián recibieron una aplicación del fertilizante (15 – 5 – 10), a razón de 24 sacos (50 libras) para el predio 1 y 14 sacos para el predio 2, durante el periodo de estudio (1 año).

La cantidad de P extraído por el cultivo fue determinado en los predios a partir del porcentaje de P en los pastos (0.25% P) y la producción promedio anual (15000 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$) (Tabla 16). Los predios ubicados en Corozal no presentaron aplicación de P inorgánico.

Tabla 16. Aplicación de P inorgánico (fertilizante)

Parámetros	San Sebastián		Corozal		Fuente
	Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2	
Cantidad de P (fertilizante) aplicado (lb P $acre^{-1}$ $año^{-1}$)	9.47	4.51	NA*	NA	José Noriega, 2003-2004
P extraído por el cultivo (lb P $acre^{-1}$ $año^{-1}$)	33.46	33.46	NA	NA	Carlos Torres, 2004
Época de aplicación	Octubre	Octubre	NA	NA	José Noriega, 2003-2004
Método de aplicación	Superficial	Superficial	NA	NA	
Tasa de P aplicado (FPR)	**0.28**	**0.13**	**NA**	**NA**	

* NA: No presenta aplicación de P inorgánico.

❖ **Método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante):** El fertilizante fue aplicado al voleo en la superficie del terreno, el día 15 de octubre del 2003.

❖ **Tasa de aplicación de P orgánico (estiércol):** La tasa de aplicación de P orgánico se determinó a partir de la siguiente ecuación;

[6] OPR = Aplicación anual de P orgánico / extracción anual de P en el cultivo

Los predios ubicados en San Sebastian fueron regados con estiércol de ganado liquido a razón de 366,420 galones en el año distribuido en 5 aplicaciones, para el predio 1 y 130,020 galones en el año distribuido en 3 aplicaciones, para el predio 2. El contenido de P en el estiércol de la laguna se

estimó utilizando la concentración reportada por (Barth, 1999) para desechos de laguna que corresponde a 0.48 lb P 1000 galones^{-1}.

Los predios ubicados en Corozal recibieron una aplicación anual de gallinaza a razón de 10000 libras en el año en cada predio. El contenido de P en la gallinaza, determinado en el laboratorio fue de 10.33 g P kg^{-1} (seco) (20.7 Lb P Ton^{-1}).

Para establecer la cantidad de P extraído por los pastos provenientes de predios con aplicación de gallinaza se determinó el porcentaje de P en los pastos (0.30% P), considerando una producción promedio anual de 15000 Kg MS ha^{-1} año^{-1} (Tabla 17).

Tabla 17. Aplicación de P orgánico

Parámetros	San Sebastián		Corozal		Fuente
	Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2	
Enmienda	Estiércol de ganado	Estiércol de ganado	Gallinaza	Gallinaza	José Noriega / Ángel Alicea, 2003-2004*
Cantidad de P aplicado (lb P acre^{-1} año^{-1})	63.55	18.43	253.36	253.36	
P extraído por el cultivo (lb P acre^{-1} año^{-1})	33.46	33.46	40.15	40.15	Carlos Torres, 2004
Época de aplicación	Mayo, abril, septiembre, octubre y noviembre	Mayo, abril y octubre	Mayo	Mayo	José Noriega / Ángel Alicea, 2003-2004
Método de aplicación	Riego con aspersor	Riego con aspersor	Al voleo	Al voleo	
Tasa de P aplicado (OPR)	**0.90**	**0.55**	**6.31**	**6.31**	

* Propietarios de la vaquería Pura Brisa y Avícola

❖ **Método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol):** La aplicación de gallinaza fue realizada en el mes de mayo, en la superficie del terreno utilizando una abonadora al voleo. La aplicación de estiércol de ganado fue realizada a partir de un sistema de riego que conduce el estiércol líquido desde una laguna de oxidación hasta los predios para ser distribuido con pisteros con capacidad de distribuir 197 galones por minuto (Tabla 17). El tiempo de aplicación es descrito a continuación:

- Predio 1

10 de septiembre de 2003	3 horas de riego	2 pisteros
15 de octubre de 2003	3 horas de riego	1 pistero
27 de noviembre de 2003	6 horas de riego	1 pistero
03 de mayo de 2004	4 horas de riego	2 pisteros
27 de abril de 2004	4 horas de riego	2 pisteros

- Predio 2

15 de octubre de 2003	3 horas de riego	1 pistero
03 de mayo de 2004	4 horas de riego	1 pisteros
27 de abril de 2004	4 horas de riego	1 pisteros

Una vez determinados los valores para los diferentes parámetros que incluye el Índice de Fósforo del Caribe (IPC), se realizó el cálculo considerando los pesos asignados a cada parámetro y el valor categórico correspondiente, de acuerdo a lo propuesto por los autores del IPC (Tabla 18).

Tabla 18. Índice de P para el área del Caribe

Característica	PF	Valor categórico				
Factores de transporte		**Muy bajo (0.6 ptos)**	**Bajo (0.7 ptos)**	**Medio (0.8 ptos)**	**Alto (0.9 ptos)**	**Muy alto (1.0 pto)**
1. Tasa de erosión del suelo (Ton acre^{-1} año^{-1})	1.0	< 3	> 3 ≤ 6	> 6 ≤ 10	> 10 ≤ 15	> 15
2. Clase de escorrentía	1.0	Muy Bajo	Bajo	Medio	Alto	Muy Alto
3. Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales	1.0	> 100 pies de alta cobertura (>91% cobertura y > 6" de altura); > 21 pies de barrera vegetal	> 100 pies de buena cobertura (81 - 90% cobertura y > 6" de altura); 10 - 20 pies de barrera vegetal	> 100 pies de mediana cobertura (> 60% cobertura y > 6" de altura); ausencia de barrera vegetal	> 100 pies de baja cobertura (< 60% cobertura y < 6" de altura); ausencia de barrera vegetal	< 100 pies; ausencia de barrera vegetal
Característica	**PF**	**Valor categórico**				
Factor de Fuente		**Muy bajo (0.1 ptos)**	**Bajo (1.0 ptos)**	**Medio (2.0 ptos)**	**Alto (4.0 ptos)**	**Muy alto (8.0 ptos)**
4. Prueba P del suelo (ppm)	1.0	Muy Bajo	Bajo	Medio	Alto	Muy Alto
5. Tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante) (lb acre^{-1})	0.5	≤ 1 tiempo de extracción del cultivo	≤ 2 tiempo de extracción del cultivo	≤ 4 tiempo de extracción del cultivo	≤ 6 tiempo de extracción del cultivo	> 6 tiempo de extracción del cultivo
6. Método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante)	0.5	No aplicado	Incorporado < 1 semana o aplicado por goteo	Incorporado < 1 mes después de aplicado; o en bandas en contornos	Aplicación superficial antes del periodo de lluvia	Aplicación superficial durante el periodo de lluvia
7. Tasa de aplicación de P orgánico (estiércol) (lb acre^{-1})	0.75	≤ 1 tiempo de extracción del cultivo	≤ 2 tiempo de extracción del cultivo	≤ 4 tiempo de extracción del cultivo	≤ 6 tiempo de extracción del cultivo	> 6 tiempo de extracción del cultivo
8. Método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol)	1.0	No aplicado	Incorporado < 1 semana después de aplicado o esparcido durante periodo seco	Incorporado > 1 mes después de aplicado o en bandas en contorno en el predio cultivado o cuando es esparcido no ocurre escorrentía	Aplicado en la superficie y no incorporado o cuando es aplicado por irrigación y ocurre escorrentía excesiva	Aplicado en la superficie o esparcido durante periodo de lluvia

Fuente: Castro RJ., D. Sotomayor, G.A. Martínez y L. Olivieri. 2002. Caribbean area phosphorus index. USDA-NRCS, Caribbean area. (Versión traducida)

Tabla 19. Interpretación del IP del Caribe

Valor del Índice de P		Interpretación generalizada del IP para el sitio
Orgánico e inorgánico	**Orgánico o inorgánico**	
≤ 3.7	≤ 2.7	BAJO: Potencial bajo para el movimiento de P del sitio. Si las practicas agrícolas se mantienen existe baja probabilidad de un impacto adverso a los cuerpos de agua.
> 3.7 ≤ 7.7	> 2.7 ≤ 5.5	MEDIO: Potencial medio para el movimiento de P del sitio. Existe posibilidad de impactar a los cuerpos de agua cercanos. Se deben realizar prácticas de conservación de suelos y de manejo de P para disminuir el riesgo de contaminación de cuerpos de agua y el potencial de pérdida de P.
> 7.7 ≤ 15	> 5.5 ≤ 11	ALTO: Potencial alto para el movimiento de P del sitio. Es evidente la posibilidad de adicionar material orgánico y nutrimentos a los cuerpos si no se toma una acción remediadora. Se deben realizar prácticas de conservación de suelos y de manejo de P para disminuir el riesgo de contaminación de cuerpos de agua y el potencial de pérdida de P.
> 15	> 11	MUY ALTO: Potencial muy alto para el movimiento de P desde el sitio y un impacto adverso sobre los cuerpos de agua. Todas las practicas de conservación de suelos y agua son necesarias, adicionalmente un plan de manejo de P debe ser puesta en el sitio para evitar el potencial de degradación de la calidad del agua.

Fuente: Castro RJ., D. Sotomayor, G.A. Martínez y L. Olivieri. 2002. Caribbean area phosphorus index. USDA-NRCS, Caribbean area. (Versión traducida)

IPC para la localidad de San Sebastián. El valor del IPC encontrado fue de 6.66 y 5.51 para los predios 1 y 2, respectivamente (Tabla 20). La interpretación desarrollada por los autores para predios que presentan aplicación de P orgánico e inorgánico, establece que ambos predios presentan un potencial medio para el movimiento de P, con posibilidad de impactar a los cuerpos de agua cercanos. Se recomienda realizar prácticas de conservación de suelos y de manejo de P para disminuir el riesgo de contaminación de cuerpos de agua y el potencial de pérdida de P (Tabla 19).

Tabla 20. Cálculo del valor IP del Caribe para predios 1 y 2, localidad de San Sebastián

Parámetro	Peso Factor (a)	Predio 1		Predio 2	
		Valor categórico (b)	Puntuación (a*b)	Valor categórico (c)	Puntuación (a*c)
A. Factores de transporte					
1. Tasa de erosión del suelo	1.0	0.7	0.7	0.7	0.7
2. Clase de escorrentía	1.0	0.8	0.8	0.8	0.8
3. Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales	1.0	0.8	0.8	0.7	0.7
Subtotal Factor A = 1*2*3			**0.45**		**0.39**
B. Factor de Fuente					
4. Prueba P del suelo	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0
5. Tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante)	0.5	0.1	0.05	0.1	0.05
6. Método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante)	0.5	8.0	4.0	8.0	4.0
7. Tasa de aplicación de P orgánico (estiércol)	0.75	1.0	0.75	0.1	0.075
8. Método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol)	1.0	8.0	8.0	8.0	8.0
Subtotal Factor B = 4+5+6+7+8			**14.80**		**14.13**
IPC = Subtotal A * Subtotal B			**6.66**		**5.51**
Interpretación		**MEDIO**		**MEDIO**	

IPC para la localidad de Corozal. El valor del IPC para los predios ubicados en Corozal y que presentan aplicación de gallinaza fue de 8.88 y 7.11 para los predios 1 y 2, respectivamente (Tabla 21). La interpretación desarrollada por los autores para predios que presentan aplicación de P orgánico solamente, establece que ambos predios presentan un potencial alto para el movimiento de P, siendo evidente la posibilidad de aportar nutrimentos a los cuerpos de agua. Se deben realizar prácticas de conservación de suelos y

de manejo de P para disminuir el riesgo de contaminación de cuerpos de agua y el potencial de pérdida de P (Tabla 19).

Tabla 21. Cálculo del valor IP del Caribe para predios 1 y 2, localidad de Corozal

Parámetro	Peso Factor (a)	Predio 1		Predio 2	
		Valor categórico (b)	Puntuación (a*b)	Valor categórico (c)	Puntuación (a*c)
A. Factores de transporte					
1. Tasa de erosión del suelo	1.0	0.7	0.7	0.7	0.7
2. Clase de escorrentía	1.0	0.9	0.9	0.9	0.9
3. Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales	1.0	1.0	1.0	0.8	0.8
Subtotal Factor A = 1*2*3			**0.63**		**0.5**
B. Factor de Fuente					
4. Prueba P del suelo	1.0	4.0	4.0	4.0	4.0
5. Tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante)	0.5	0.1	0.05	0.1	0.05
6. Método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante)	0.5	0.1	0.05	0.1	0.05
7. Tasa de aplicación de P orgánico (estiércol)	0.75	8.0	6.0	8.0	6.0
8. Método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol)	1.0	4.0	4.0	4.0	4.0
Subtotal Factor B = 4+5+6+7+8			**14.10**		**14.10**
IPC = Subtotal A * Subtotal B			**8.88**		**7.11**
Interpretación		**ALTO**		**ALTO**	

Los predios con aplicación de gallinaza denotan una mayor vulnerabilidad a pérdidas excesivas de P que los predios con estiércol de ganado. Esto coincide con las predicciones hechas basadas en los niveles de P en los suelos de ambas fincas. Adicionalmente al comparar los valores del IPC se observa que es mayor para el predio 1 en ambas localidades, sin embargo los ubica en la misma interpretación, MEDIA para San Sebastián y ALTA para Corozal.

Las estipulaciones sobre las cuales se establece el IP indican que todo predio cuyas pérdidas de P sobrepasen 1 mg L^{-1} y se encuentren a menos de 100 pies de un cuerpo de agua deben ser clasificados como de Muy Alto Potencial para el movimiento de P desde el sitio y un impacto adverso sobre los cuerpos de agua. Si se tiene en cuenta que en el predio 1 de Corozal la pérdida de DP en la escorrentía es superior a 1 mg L^{-1} y la distancia al cuerpo de agua es de 10 pies, se puede inferir que el IPC está subestimando la condición real. En lugar de una clasificación ALTA este predio debió haber sido clasificado como MUY ALTO en concordancia con las dos condiciones mencionadas (pérdidas de DP > 1 mg L^{-1} y distancia a cuerpos de agua < 100 pies), que resultan determinantes a la hora de evaluar el riesgo ambiental de la pérdida de fósforo.

En el caso de San Sebastián, aunque la distancia al cuerpo de agua es superior a 200 pies, la pérdida de DP es superior a 1 mg L^{-1}. El IPC clasifica estos predios con potencial MEDIO para el movimiento de P, subestimando la condición real. En eventos de alta precipitación, la escorrentía de estos predios puede llegar al cuerpo de agua con concentraciones de DP que deteriorarían su calidad, sugiriendo que el IPC debió clasificar los predios de San Sebastián como de ALTO riesgo.

Para los predios estudiados los factores que presentaron mayor incidencia sobre la magnitud del índice de P del Caribe fueron la distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales, tiempo y método de aplicación del P orgánico e inorgánico y nivel de la prueba de suelo. Esta consideración es

importante si se tiene en cuenta que permite identificar los factores hacia los cuales se deben dirigir las prácticas de manejo.

4.2.2. Análisis de sensibilidad. Con el objetivo de conocer el grado de incidencia de cada parámetro en los cuatro predios estudiados, se realizó el análisis de sensibilidad para los parámetros que bajo medidas de remediación pueden llegar a modificarse.

Predios con aplicación de estiércol de ganado (San Sebastián)

Distancia a cuerpos de agua y barrera vegetal: La implementación de una práctica de conservación que involucre el establecimiento de una barrera vegetal (10 a 20 pies) en el predio 1, reduce el valor del IPC en un 13% (5.80). Tras mantener constantes los valores de los factores restantes, la implementación antes mencionada mantiene el IPC en un nivel medio.

Tasa de aplicación de P inorgánico (fertilizante): Aunque la cantidad de fertilizante inorgánico aplicado se reduzca a la mitad o se incremente a 2 aplicaciones al año el valor de IPC no cambia significativamente, para ninguno de los predios.

Método y tiempo de aplicación de P inorgánico (fertilizante): Considerando que los predios son destinados para pasturas, este parámetro solo se puede modificar cambiando el tiempo de aplicación. Si el fertilizante es

aplicado antes del período de lluvia, el valor del IPC se reduce en un 14% para los dos predios. Tras mantener constantes los valores de los factores restantes, la implementación antes mencionada mantiene el IPC en un nivel medio.

Tasa de aplicación de P orgánico (estiércol de ganado): Considerando que como áreas alternas para la disposición del estiércol se pueden adecuar predios que en la actualidad no hacen parte del sistema de riego, este factor fue reducido en un 50% para el predio 1. Esta modificación reduce el valor del IPC en un 5% (6.36) manteniéndolo en la categoría de MEDIO. Esta modificación no sugiere un cambio significativo.

Método y tiempo de aplicación de P orgánico (estiércol de ganado): En la actualidad la aplicación de estiércol de ganado se realiza en todas las épocas del año. Si se realizara en forma superficial a través del riego sin ocasionar escorrentía (reduciendo tiempos de aplicación), los valores de IPC se reducen significativamente en un 41 y un 42% para el predio 1 y 2, respectivamente. El valor del IPC sería de 3.96 y 3.17 para los predios 1 y 2, respectivamente; manteniendo el predio 1 en la categoría media y reduciendo el predio 2 a categoría baja.

Inicialmente fueron analizados los parámetros en forma individual, a continuación se observa que si se combinan algunas de las modificaciones a estos factores se puede reducir considerablemente el riesgo de pérdida de P en los predios.

Con la implementación de una barrera de 10 a 20 pies, la aplicación de fertilizante antes de la época de lluvia y la aplicación de abono orgánico sin ocasionar escorrentía excesiva; puede reducir en un 60 y 57% el valor de IPC para los predios 1 y 2, respectivamente. Estas modificaciones reducirían el valor del IPC a 2.65 y 2.39 para los predios 1 y 2, los cuales serian considerados de bajo riesgo para la pérdida de P.

Aunque no se implemente una barrera, la aplicación de fertilizante antes de la época de lluvia y la aplicación de abono orgánico sin ocasionar escorrentía excesiva, puede reducir en un 54 y un 57% el valor del IPC para los predios 1 y 2, respectivamente, reduciendo la categoría del IPC de medio a bajo para ambos predios.

El factor determinante para la categorización del IPC en la localidad de San Sebastián es el método y tiempo de aplicación del fertilizante y el abono orgánico. Esta consideración resulta muy importante si se tiene en cuenta que son factores que se pueden corregir por medio de la implementación de prácticas de manejo de desechos, que incluyan una buena programación de riego para la disposición del agua de la charca en los predios.

Predios con aplicación de gallinaza (Corozal)

Dada las condiciones de cercanía del predio 1 a un cuerpo de agua (quebrada intermitente) y las condiciones naturales del terreno, serán considerados dos factores de fuente para el análisis de sensibilidad: tasa de

aplicación de P orgánico (gallinaza), método y tiempo de aplicación de P orgánico (gallinaza).

Tasa de aplicación de P orgánico (gallinaza): Aunque se tiene conocimiento de la necesidad del agricultor por disponer la gallinaza en los predios, si se reduce a la mitad la aplicación, el valor del IPC se reduce en un 32% el valor del IP para ambos predios. En consecuencia el predio 2 reduce su categoría a un nivel bajo y el predio 1 a un nivel medio.

Método y tiempo de aplicación de P orgánico (gallinaza): En la actualidad la aplicación se hace siguiendo un plan de manejo que incluye aplicaciones en épocas secas. Teniendo en cuenta que los predios son destinados para pasturas no se puede sugerir un cambio en el método de aplicación. Sin embargo, la contribución de este factor al valor del IPC se podría reducir implementando prácticas que incluyan un tratamiento de la gallinaza previo a la aplicación, que reduzca o modifique el P contenido en este estiércol potencialmente disponible para su pérdida a través del flujo superficial.

En los predios con aplicación de gallinaza (Corozal), los factores que más inciden en la categorización de los predios estudiados son el factor de transporte que incluye distancia a cuerpos de agua, ancho de barrera y los factores de fuente como la prueba de suelo y la tasa de aplicación de P orgánico.

4.2.3. Resultados obtenidos con otros Índices de P. Originalmente el Índice de Fósforo fue desarrollado por Lemunyon y Gilbert (1993), como una herramienta para evaluar el riesgo de movimiento de P a los cuerpos de agua. A través del tiempo se han desarrollado diferentes versiones considerando las condiciones del sitio y los factores de mayor influencia en el movimiento de P en cada localidad. La tabla 22, presentan los resultados obtenidos para los predios considerados en el estudio al aplicar la versión original del índice de P y otras versiones desarrolladas para áreas que incluyen factores aplicables para Puerto Rico.

❖ **Índice de P original (Lemunyon y Gilbert, 1993):** Es una matriz de 8 (características del sitio) por 5 (rangos de pérdida de P). Las características del sitio consideradas son; la erosión del suelo, erosión por riego, clase de escorrentía, prueba P del suelo, tasa de aplicación de P orgánico e inorgánico y método de aplicación de P orgánico e inorgánico. Cada característica es valorada a partir de los rangos de pérdida de P, que van desde ninguno hasta muy alto. El valor final del IP es interpretado a partir de categorías que van desde Bajo a Muy Alto (Anexo 19).

❖ **Índice de P para Arizona y Nuevo México (USDA-NRCS, 2000)**: Esta versión es una matriz de 10 por 5, que relaciona características del sitio y valores categóricos. Las diez características son; prueba P del suelo, tasa de aplicación de P, fuente y método de aplicación de P orgánico, método de

aplicación de P inorgánico, proximidad a ríos y lagos, erosión del suelo, clase de escorrentía, erosión por riego, manejo de pasturas y barreras de conservación. Cada una de estas características está relacionada con un valor categórico (muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto). El valor final del IP para Arizona y Nuevo México es interpretado a partir de 6 categorías (Muy Bajo, Bajo, Medio, Alto, Muy Alto y Excesivo) (Anexo 20)

❖ **Índice de P para Colorado - Versión 3.0 (USDA-NRCS, 2003a):** Es una matriz de 5 por 5 que involucra factores como; clase de escorrentía, prueba P del suelo, tasa de aplicación de P, método de aplicación de P y la implementación de mejores practicas de manejo (BMP); evaluadas a partir de categorías que van desde bajo, media, alto hasta muy alto. El valor final de esta versión del IP es interpretada a partir de 4 categorías que van desde Bajo a Muy Alto (Anexo 21).

❖ **Oregon (este) y Washington (USDA-NRCS, 2003b):** Esta versión comprende una matriz de 11 parámetros por 5 valores categóricos. Los parámetros considerados son; erosión del suelo, erosión por riego por aspersión, riego por superficie, clase de escorrentía, distancia a cuerpos de agua, drenaje subsuperficial, prueba P del suelo, tasa y método de aplicación de P inorgánico y tasa y método de aplicación de P orgánico, con categorizaciones que van desde ninguna hasta muy alta. El valor final del IP de Oregon (este) y Washington es interpretada a partir de 4 categorías (Bajo, Medio, Alto y Muy Alto) (Anexo 22).

Tabla 22. Aplicación del IP original y versiones adaptadas para Colorado, Arizona y Nuevo México y Oregon (este) y Washington

Índice de P	Autor	Valor e interpretación del IP			
		San Sebastián		Corozal	
		Predio 1	Predio 2	Predio 1	Predio 2
Caribe	Castro et al., 2002	6.66 Medio	5.51 Medio	8.88 Alto	7.11 Alto
Original	Lemunyon y Gilbert, (1993)	28.25 Alto	23.75 Alto	23.50 Alto	23.50 Alto
Arizona y Nuevo México	USDA-NRCS, (2000)	55.50 Excesivo	54.00 Excesivo	82.00 Excesivo	66.25 Excesivo
Colorado (versión 3.0)	USDA-NRCS, (2003)	13.00 Alto	10.00 Medio	15.00 Alto	15.00 Alto
Oregon (este) y Washington	USDA- NRCS (2001)	98.30 Medio	91.44 Medio	372.90 Alto	168.52 Alto

De acuerdo a los resultados obtenidos con los índices de fósforo anteriormente mencionados (Tabla 22), el IP original no establece diferencia entre los predios, ni tampoco entre las localidades, categorizándolos a todos como de alto riesgo para el movimiento de P, subestimando la condición real de mayor riesgo a la pérdida en la localidad de Corozal. Esta versión da mayor peso al factor “tasa de erosión” que no presenta mayor incidencia en predios bajo pasturas que al factor “prueba de suelo”, que establece una diferencia importante en los predios del estudio y es de mayor incidencia en la pérdida de P, en nuestro caso.

El IP de Arizona y Nuevo México al igual que el IP original, coloca los cuatro predios en la misma categoría, estableciendo un excesivo potencial para el movimiento de P del sitio. Sin embargo se observa una sobreestimación en

la clasificación de los predios de San Sebastian y no establece una diferencia entre los predios de Corozal. La clasificación de excesivo, resulta adecuada para el predio 1 pero no para el predio 2 de Corozal, si se tiene en cuenta que en el segundo, aunque la pérdida de P en la escorrentía es alta (> 1 mg DP L^{-1}) no existe ningún cuerpo de agua cerca (< 100 pies).

Por su parte el IP de Colorado, a pesar de no considerar los factores "erosión del suelo" y "cercanía a los cuerpos de agua", muestra mayor vulnerabilidad a la pérdida de P en los predios con aplicación de gallinaza. Esta versión no asigna ningún peso relativo al factor solo establece diferencias a partir de la magnitud o grado de incidencia del mismo.

El IP de Oregon (este) y Washington, produjo resultados similares al IP del Caribe, presentando mayor vulnerabilidad en los predios con aplicación de gallinaza (Corozal) que con aplicación de estiércol (San Sebastián), sin embargo no establece diferencia entre los predios presentes en Corozal, restando importancia a la presencia de un cuerpo de agua a menos de 100 pies del predio 1. En esta versión, es importante tener en cuenta que el factor de mayor peso es "tasa de erosión", que para este estudio no es tan significativo.

Básicamente todos los IP calculados mantienen el mismo rango de valores categóricos que van desde muy bajo hasta muy alto, con una escala cuantitativa de 0 a 8, sin embargo algunos omiten características del sitio que son fundamentales para evaluar el riesgo de movimiento de P a un cuerpo de agua. El índice de fósforo del Caribe, expone características que reflejan bien las condiciones del campo, sin embargo es necesario hacer ciertas

modificaciones que le permitan a esta herramienta, ser más efectiva a la hora de evaluar predios en pasturas con alto riesgo a la pérdida de P y su potencial de impactar cuerpos de agua superficial.

4.2.4. Modificación al IP del Caribe. El IPC aparenta estar subestimando el potencial de pérdida de P en nuestro estudio. La combinación de concentración de P > 1 mg L^{-1} y distancia a cuerpo de agua < 100 pies, deben ubicar un predio agrícola en la categoría de muy alta, contrario a lo sucedido en el predio 1 de Corozal. En adición, condiciones como las encontradas en San Sebastian (pérdidas de P > 1 mg L^{-1} y distancia a cuerpo de agua aprox. de 200 - 300 pies) deben ubicar estos predios en la categoría alta. Es posible que esto se deba a que en estos predios la versión actual sobrestime el rol de la erosión en el transporte de P.

Considerando que las pérdidas de P por el factor “erosión” en suelos bajo pasturas son muy bajas (< 6 ton $acre^{-1}$ $año^{-1}$), el IPC fue modificado eliminando este factor, para determinar si con esta variación se puede caracterizar mejor el potencial de pérdida de P en los predios (Tabla 23).

El IPC representa mejor las condiciones encontradas en campo eliminando el factor de “tasa de erosión”, esta condición establece una diferencia entre el predio 1 y 2 de Corozal, denotando mayor vulnerabilidad a la pérdida de P (teniendo en cuenta los riesgos ambientales) en el predio 2. Esta modificación se puede realizar teniendo en cuenta que el IPC sea aplicado en predios bajo

pasturas y/o en predios donde la tasa de erosión es mínima, como es el caso de este estudio.

Tabla 23. Resultados del IPC eliminando el factor "Tasa de erosión del suelo"

Localidad	Predio	Valor IPC	Categorización
San Sebastián	1	9.47	Alto
San Sebastián	2	8.29	Alto
Corozal	1	12.60	Muy alto
Corozal	2	10.08	Alto

Adicionalmente, teniendo en cuenta que el factor "Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales" indica la incidencia de un predio agrícola en la contaminación a un cuerpo de agua, se sugiere aumentar su peso a 1.50 en el IPC. Esta modificación fue hecha manteniendo los parámetros restantes en su forma original (incluyendo la tasa de erosión del suelo), obteniendo los resultados expuestos en la tabla 24.

La importancia de identificar los predios con mayor vulnerabilidad a la pérdida de P es por el riesgo de contaminación de los cuerpos de agua, por lo que es necesario que la valoración realizada por el IPC demuestre el efecto de la distancia entre el predio agrícola y un cuerpo de agua. La modificación propuesta (incrementar el peso de 1.0 a 1.5), refleja muy bien las condiciones

encontrada en campo, donde el predio 1 de Corozal, presenta mayor riesgo de contaminación que el predio 2 por su cercanía a un cuerpo de agua (< 100 pies).

Tabla 24. Resultados del IPC modificando el factor "Distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales"

Localidad	Predio	Valor IPC	Categorización
San Sebastián	1	9.95	Alto
San Sebastián	2	8.31	Alto
Corozal	1	13.32	Muy alto
Corozal	2	10.66	Alto

4.2.5. Conclusiones.

❖ El índice de fósforo del Caribe sugiere una ALTA vulnerabilidad a la pérdida de P por parte de los suelos con aplicación de gallinaza (Corozal) y una vulnerabilidad MEDIA para los suelos con aplicación de estiércol de ganado (San Sebastián).

❖ El IPC aparenta estar subestimando el potencial de pérdida de P en nuestro estudio, teniendo en cuenta los resultados en campo y los fundamentos del IPC (concentración de P > 1 mg L^{-1} y distancia a cuerpo de agua < 100 pies, deben ubicar un predio agrícola en la categoría de Muy Alta).

❖ Es necesario realizar modificaciones en el IPC, que permitan reflejar mejor las condiciones en campo. Para aplicar el IPC en predios destinados para

pasturas y/o en predios con tasa de erosión mínima, se debe eliminar el factor “Tasa de erosión del suelo”.

- Al comparar el Índice de Fósforo del Caribe con la versión original, se observó que el primero expone parámetros que reflejan las condiciones de pérdida de P y además considera el efecto ambiental de éstos, al incluir el parámetro “Distancia a cuerpos de agua”.
- El índice de P de Colorado, no considera el parámetro “Tasa de erosión”, reflejando mejor las condiciones reales para los predios del estudio, donde la erosión es mínima. Sin embargo al no considerar la distancia a los cuerpos de agua le hacen sobreestimar las condiciones en el predio 2 de Corozal.
- Al comparar los valores del IPC se observa que es mayor para el predio 1 en ambas localidades. Esto como consecuencia, de la incidencia del factor ”Tasa de aplicación de P orgánico” para la localidad de San Sebastián y “Distancia a cuerpos de agua” en el predio 1 de Corozal.
- Los factores de mayor incidencia sobre la magnitud del índice de P del Caribe fueron la distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales, tiempo y método de aplicación del P orgánico e inorgánico y el nivel de la prueba de suelo. Esta consideración indica hacia que factores se deben dirigir las prácticas de manejo.

4.3. EVALUACIÓN DE MEJORES PRACTICAS DE MANEJO PARA PREDIOS CON APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL Y GALLINAZA

Los predios considerados en el estudio pertenecen a un programa de manejo de nutrimentos dirigido por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS). Los detalles de dichos planes de manejo de desperdicios, fueron descritos inicialmente en este documento.

Teniendo en cuenta los resultados del estudio en campo y del índice de fósforo, se evaluaron los planes de manejo establecidos por NRCS para los predios estudiados y se recomendaron algunas prácticas de manejo en busca de hacer más eficientes estos planes.

4.3.1. Predios con aplicación de estiércol de ganado (San Sebastián). El plan de manejo de desperdicios para esta localidad comprende un sistema compuesto por estructuras para la recolección, almacenamiento y distribución de desperdicios agrícolas (estiércol de ganado). En la actualidad estos sistemas se han establecido en su totalidad y operan en forma adecuada. Sin embargo considerando los resultados de la evaluación en campo, se sugiere la realización de una programación de riego que considere la cercanía a cuerpos de agua y/o nuevas áreas de aplicación. Si bien es cierto que el plan de manejo establecido ofrece una breve descripción del tiempo de duración del riego, es necesario hacer una descripción en detalle de las épocas y duración de la aplicación en cada predio considerando su cercanía a un cuerpo de agua.

Adicionalmente a los parámetros mencionados en el plan de manejo descrito por NRCS, es indispensable considerar prácticas de conservación, como por ejemplo el establecimiento de barreras vegetales en la parte baja de predios que presenten mayor cercanía a un cuerpo de agua.

4.3.2. Predios con aplicación de gallinaza (Corozal). El plan de manejo de desperdicios para esta localidad consiste en la colección, almacenaje y disposición de los desperdicios en los pastos de la finca. El plan propuesto por NRCS es básico y se concentra en describir los periodos de recolección de la gallinaza, el sitio de almacenaje y la época de aplicación. Sin embargo, los resultados del estudio demuestran que estas medidas no son suficientes para evitar la contaminación de los cuerpos de agua, haciendo evidente la falta de nuevas medidas.

Es importante considerar características del sitio como; área disponible para la disposición y cercanía a un cuerpo de agua que permitan describir al agricultor una programación de aplicación conveniente para evitar el deterioro de recursos hídricos, como está ocurriendo en la actualidad. Adicionalmente se deben considerar alternativas de uso de este estiércol, que pueden resultar claves en la generación de un nuevo plan de manejo.

Durante el periodo de estudio fue muestreado un cuerpo de agua que limita con la parte baja del predio 1, encontrando que durante los eventos de precipitación se incrementa considerablemente la concentración de P en el agua (Tabla 25), si se tiene en cuenta que el valor promedio sobrepasa el límite

establecido por la USEPA, (1986) para mantener la calidad en ríos (0.1 mg L^{-1}). El promedio (21 muestras en total) en la concentración de TP en muestras del cuerpo de agua fue de 0.47 mg L^{-1}, muy superiores a los reportados por Sotomayor et al., (2001), que presenta valores de TP en el rango de 0.04 a 0.29 mg P L^{-1} en muestras de 11 ríos de Puerto Rico.

Tabla 25. Promedio de la concentración de nutrimentos en un cuerpo de agua (localidad de Corozal)

Cuerpo de agua	Punto de muestreo*	Nutrimentos (mg L^{-1})							SS (gr L^{-1})
		DP	TP	TKN	Cu	Fe	Zn	DOC*	
Flujo de agua intermitente	1	0.34	0.49	0.65	0.019	1.31	0.18	11.30	0.09
	2	0.31	0.44	1.36	0.016	1.88	0.26	8.50	0.061

* Punto 1: Ubicado a 10 pies de la parte baja del predio 1
Punto 2: Ubicado a 295 pies de la parte baja del predio 1 (Anexo 23)

4.3.3. Recomendación de mejores prácticas de manejo en predios con aplicación de estiércol de ganado y gallinaza. El primer paso para establecer un plan de manejo es identificar las principales causas del problema. En este estudio fueron identificados diferentes parámetros relacionados con el movimiento de nutrimentos de los suelos destinados para pasturas hacia los cuerpos de agua cercanos. Dentro de los parámetros identificados están: la prueba P del suelo, composición del estiércol de ganado y la gallinaza, método, tiempo y tasa de aplicación.

A partir de la identificación de estos factores se pueden considerar las siguientes prácticas de manejo y conservación a la hora de diseñar planes de manejo de desperdicios animales que minimicen el deterioro del ambiente.

❖ **Tratamiento de la gallinaza previo a la aplicación.** Reconociendo el alto contenido de nutrimentos que tiene la gallinaza y las altas concentraciones de elementos como P y N que se pierden en la escorrentía durante eventos recientes a la aplicación de gallinaza es importante considerar un tratamiento que reduzca la disponibilidad de P y N para la escorrentía en este material.

Una de las alternativas mas usadas es la aplicación de alumbre [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$] a la gallinaza para reducir la solubilidad del fósforo hasta en un 99% (Moore et al., 1999; citado por Smith et al., 2004). Moore et al., (2000) reportan una reducción del 73% en la concentración de fósforo soluble en la escorrentía de predios enmendados con gallinaza tratada con alumbre, comparada con predios que reciben gallinaza sin tratar.

La concentración de fósforo soluble se reduce significativamente a medida que se incrementa la cantidad de alum. DeLaune et al., (2004) reportan que la concentración promedio de P en la escorrentía para el primer evento después de la aplicación fue de 26.0 mg P L^{-1} para la gallinaza sin tratar, 15.1 mg P L^{-1} para gallinaza tratada con 5% de alum, 13.4 mg P L^{-1} en gallinaza tratada con 10% de alum y 0.88 mg P L^{-1} para gallinaza tratada con 20% de alum; demostrando el efecto positivo que tendría este tratamiento en la calidad del agua de escorrentía. Adicionalmente, los predios que reciben gallinaza

tratada con alumbre presentan altos rendimientos y altos contenidos de N, comparada con predios que reciben gallinaza sin tratar, indicando que el alumbre puede incrementar la disponibilidad de N en la gallinaza (Moore et al., 2000).

❖ **Modificación de la dieta de los animales.** La concentración de P en la dieta del ganado influye en la cantidad y formas de P en el estiércol (Ebeling et al., 2002). Satter y Wu (1999), reportan que la dieta promedio para ganado de leche en los Estados Unidos es suplementada con 4.8 g P Kg^{-1}, muy por encima de los 3.8 g P Kg^{-1} recomendados por el NRCS para una óptima producción de leche y una eficiente reproducción. Resultados obtenidos en estudios desarrollados por Ebeling et al., (2002) indican la necesidad de evitar excesos de P en las dietas del ganado para reducir la pérdida de P en la escorrentía y efectos adversos en la calidad del agua.

Al igual que para ganado, la dieta de los pollos está directamente relacionada con el contenido de P en la gallinaza y en la escorrentía. Autores como Smith et al., 2004 y DeLaune et al., 2004, han realizado estudios para comparar diferentes dietas y su influencia en el contenido de P en la gallinaza.

❖ **Método, tiempo y cantidad a aplicar.** La incorporación de la gallinaza en el suelo reduce la concentración de TP en la escorrentía en un 89% comparada con escorrentía proveniente de predios con aplicación superficial (Tarkalson y Mikkelsen, 2004). Sin embargo en predios destinados para pasturas este

método de aplicación no es posible. Generalmente el desecho animal es aplicado en la superficie del suelo en forma líquida (estiércol de ganado) o sólida (gallinaza), haciéndose importante considerar otras características como el tiempo y la cantidad a aplicar. En el caso de la aplicación del estiércol por medio de un sistema de riego es importante considerar la duración de la aplicación, la cual debe ser diferente en cada época (seca y lluvia) y considerar las propiedades físicas del suelo.

❖ **Barreras vegetales (filtros).** Esta práctica ha sido considerada como una alternativa económica y ecológica. La misma consiste en áreas de vegetación de más de 5 metros de ancho, establecidas entre predios agrícolas y cuerpos de agua para reducir el transporte de contaminantes en la escorrentía. Estos filtros vegetales son eficientes reduciendo los sedimentos y nutrimentos perdidos en la escorrentía (Abu-Zreig et al., 2003). Investigadores como Blanco-Canqui et al., (2004) y Sanderson et al., (2001), reportan la eficiencia de esta práctica para reducir la concentración de P en la escorrentía de predios con aplicación de desecho animal.

5. CONCLUSIONES GENERALES

- En suelos bajo aplicación de estiércol de ganado y gallinaza, las pérdidas de P en la escorrentía presentaron relación con el nivel de la prueba de P en el suelo.
- Las concentraciones de P medidas en la escorrentía son muy superiores a las reportadas por otros investigadores, posiblemente debido al tipo de material (estiércol sólido o líquido) y la forma de aplicación (superficial), que aportan directamente nutrimentos a la escorrentía.
- Las mayores pérdidas de nutrimentos se presentaron durante los eventos posteriores a la aplicación, con concentraciones promedio de 8.93 mg TP L^{-1}, 5.60 mg DP L^{-1}, 26.59 mg TKN L^{-1}, 39.33 mg DOC L^{-1}, 0.14 mg Cu L^{-1}, 2.10 mg Fe L^{-1} y 6.20 mg Zn L^{-1} en suelos bajo aplicación de estiércol de ganado y en suelos con aplicación de gallinaza las concentraciones fueron de 10.56 mg TP L^{-1}, 8.89 mg DP L^{-1}, 9.81 mg TKN L^{-1}, 71.31 mg DOC L^{-1} y 0.67 mg Cu L^{-1}.
- En predios bajo aplicación de estiércol de ganado y gallinaza, las mayores pérdidas de nutrimentos están directamente relacionadas con el tiempo entre la aplicación y el inicio del primer evento de precipitación, así como también de la magnitud de dicho evento.
- De acuerdo a la categorización ambiental de la prueba de suelo desarrollado por Sotomayor et al. (2004) para Puerto Rico, el 89% de las muestras de suelo con aplicación de gallinaza, presentan valores superiores a 36 mg kg^{-1} que los ubican en la categorías de alto, muy alto y extremadamente

alto riesgo de pérdida de P. Entre tanto en el suelo bajo aplicación de estiércol de ganado el 38% de las muestras presentan valores superiores a 36 mg kg^{-1}.

- En predios bajo aplicación de gallinaza las concentraciones de P en la escorrentía exceden los límites sugeridos por la USEPA (1986) para la concentración de DP en escorrentía de suelos agrícolas (1 mg L^{-1}).
- Durante el periodo de estudio en el 70% de los eventos de escorrentía proveniente de predios con aplicación de estiércol de ganado, presentaron concentraciones de DP superiores a 1 mg L^{-1}.
- Los valores de fósforo total (TP) y fósforo disuelto (DP) en escorrentía proveniente de suelos con aplicación de estiercol de ganado y gallinaza presentan una relación directa con $R^2 = 0.91$ y $R^2 = 0.93$, respectivamente.
- La fracción predominante de P fue la disuelta, siendo mas del 90% del fosforo total presente en la escorrentía proveniente de predios bajo pasturas y con aplicación de enmiendas orgánicas (estiércol de ganado y gallinaza).
- Las mayores pérdidas de metales (Cu, Fe y Zn) ocurrieron en eventos de escorrentía provenientes de suelos con aplicación de gallinaza. Donde las concentraciones promedio fueron de 0.14 mg Cu L^{-1}, 4.33 mg Fe L^{-1} y 1.36 mg Zn L^{-1}.
- La concentración de Zn en la escorrentía de predios con aplicación de gallinaza y estiércol de ganado, exceden el valor promedio establecido por la EPA para cuerpos de agua superficial (0.50 mg Zn L^{-1}) en Puerto Rico, sugiriendo un posible impacto de los cuerpos de agua.

- Las concentraciones promedio de Cu y Fe, especialmente en escorrentía de predios con aplicación de gallinaza, sugieren un posible deterioro de la calidad de los cuerpos de agua superficial, afectando su color y la propagación y preservación de especies.
- El índice de P del Caribe (IPC), categoriza los predios bajo aplicación de estiércol de ganado como de potencial Medio al movimiento de P. Entre tanto sugiere un Alto potencial para el movimiento de P de los predios con aplicación de gallinaza.
- La categorización dada por el IPC para los predios bajo aplicación de estiércol subestima la condición real. En estos predios la pérdida de DP es superior a 1mg L^{-1} en el 70% de los eventos. En eventos de alta precipitación, la escorrentía de estos predios puede llegar al cuerpo de agua con concentraciones de DP que deteriorarían su calidad, sugiriendo que el IPC debió clasificar los predios de San Sebastián en la categoria ALTA, en lugar de categorizarlo como de potencial MEDIO al movimiento de P.
- Teniendo en cuenta que en el predio 1 de la Localidad de Corozal (predios bajo aplicación de gallinaza) la pérdida de DP en la escorrentía es superior a 1 mg L^{-1} en el 100% de los eventos y la distancia al cuerpo de agua más cercano es inferior a 100 pies, se puede inferir que el IPC subestimó la condición real. En lugar de una clasificación ALTA este predio debió haber sido clasificado como MUY ALTA.
- A partir del índice de P del Caribe se pueden identificar los parámetros hacia los cuales se deben dirigir las prácticas de manejo para minimizar el riesgo

a la pérdida de P. Los parámetros a considerar para el caso de estudio son la distancia a cuerpos de agua y barreras vegetales, tiempo y método de aplicación del P orgánico e inorgánico y el nivel de la prueba de suelo.

6. RECOMENDACIONES GENERALES

- Determinar las concentraciones máximas permisibles de nutrimentos como N y P en el agua de escorrentía proveniente de suelos agrícolas, para evitar el deterioro de los cuerpos de agua en Puerto Rico, teniendo en cuenta factores hidrológicos relacionados con los volúmenes de escorrentía, temperatura y factor de dilución en los cuerpos de agua.
- Realizar actividades conjuntas con agencias como NRCS, para hacer uso del Índice de P del Caribe como una herramienta para la formulación de planes de manejo de nutrimentos, que minimicen el riesgo de contaminación de los cuerpos de agua con nutrimentos provenientes de predios agrícolas.
- Realizar modificaciones en el IPC, que permitan reflejar mejor las condiciones en campo. Para aplicar el IPC en predios con condiciones similares a las del estudio (destinados para pasturas o con tasa de erosión mínima) se sugiere eliminar el factor “tasa de erosión”.
- Desarrollar un plan de manejo que provea a los agricultores alternativas de uso de la gallinaza, considerando que la sobreaplicación de este material en el suelo, genera la acumulación de nutrimentos.
- Realizar una programación adecuada de aplicación, para predios donde la disposición de los desechos animales es por medio de sistemas de riego. Esta programación debe considerar factores edáficos, climáticos y del sitio como lo son las áreas disponibles para el riego, teniendo en cuenta la cercanía a los cuerpos de agua.

REFERENCIAS CITADAS

Agbein, J.O. 2003. Extractable iron and aluminum effects on phosphorus sorption in a savannah Alfisol. Soil Science Society America Journal. 67:589-595.

Abu-Zreig, M., R.P. Rudra, H.R. Whiteley, M.N. Lalonde, y N.K. Jaushik. 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. Journal Environmental Quality. 32:613-619.

Avilés, E. 1998. Plan de manejo de desperdicios Vaquería Pura Brisa. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) – Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS), oficina San Sebastián. Puerto Rico.

Barth, C. 1996. Agricultural waste characteristic. Chapter 4 in: The Agricultural Waste Management Field Handbook. Natural Resources Conservation Service (NRCS), Washington, DC.

Beinroth, F.H., R.J. Engel, J.L. Lugo, C.L. Santiago, S. Rios y G.R. Brannon. 2003. Update taxonomic classification of the soils of Puerto Rico, 2002. Universidad de Puerto Rico. Boletin 303. Editor's agricultural experiment station. 27-33 pp.

Blanco-Canqui, H., C.J. Gantzer, S.H. Anderson, E.E. Alberts, y A.L. Thompson. 2004. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. Soil Science Society America Journal. 68:1670-1678.

Bunzl, K., M. Trautmennsheimer, P. Schramel, y W. Reifenhauser. 2001. Availability of arsenic, copper, lead, thallium, and zinc to various vegetables grown in slag-contaminated soils. Journal Environmental Quality. 30:934-939.

Campbell, K.L.I., N.H. Hodgson, y M. Gill. 1999. Livestock and Environment Toolbox. CD-ROM. Livestock, Environment and Development (LEAD)

Initiative. Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. Rome. ISBN 92-5-104445-7.

Castillo, M.M., J.D. Allan, y S. Brunzell. 2000. Nutrient concentrations and discharges in a Midwestern agricultural catchments. Journal Environmental Quality. 29:1142-1151.

Castro, RJ., D. Sotomayor, G.A. Martinez, y L. Olivieri. 2002. Caribbean area phosphorus index. USDA-NRCS, Caribbean area.

Chandra, S., y S.K. De. 1982. Effect of cattle manure on soil erosion by water. Soil Science. 133:228-231.

Chapman D. 1992. Water quality assessments. Ed. Chapman & Hall Ltd. London, Great Britain. p. 51-119.

Chin, Y.P., G. Aiken, y E.O'Loughlin. 1994. Molecular weight, polydispersivity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. Environmental Science Technology. 28:1853.

Daniel, T.C., A.N. Sharpley, D.R. Edwards, R. Wedepohl y J.L. Lemunyon. 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. Journal of soil and Water Conservation. 49:30-38.

Daverede, I.C., A.N. Kravchenko, R.G. Hoeft, E.D. Nafziger, D.G. Bullock, J.J. Warren, y L.C. Gonzini. 2003. Phosphorus runoff: effect of tillage and soil phosphorus levels. Journal Environmental Quality. 32:1436-1444.

DeLanue P.B., P.A. Moore, D.K. Carman, A.N. Sharpley, B.E. Haggard y T.C. Daniel. 2004. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter – factors affecting phosphorus runoff. Journal Environmental Quality. 33:2183-2191.

Departamento de Agricultura. 2003. Ingreso Bruto Agricola para Puerto Rico. Estimaciones para el año 2002 – 2003.

Distrito de Conservación de Agua y Suelo “La Union”. 2002. Guía del manejo de estiércol. [Online]. Disponible en: http://www.launionswcd.org/espanol/methods/manure/manure_s.html

Djodjic, F., K. Börling, y L. Bergström. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. Journal Environmental Quality. 33:678-684.

Ebeling, A.M., L.G. Bundy, J.M. Powell, y T.W. Andraski. 2002. Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from applied manure. Soil Science Society of America Journal. 66:284-291.

Edwards, D.R., y T.C. Daniel. 1993. Effects of poultry litter application rate and rainfall intensity on quality of runoff from fescue grass plots. Journal Environmental Quality 22:361-365.

Fassbender, H.W. y E. Bornemisza. 1994. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación par la Agricultura – IICA. San José, Costa Rica. 255 pp.

Fertiberia. 2000. El fósforo y su utilización en la agricultura. [Online]. Disponible en: http://www.fertiberia.com/servicios_on_line/cursos/fosforo/f4/s4.html.

Field, Y.L., K.M. Embleton y D.D. Jones. 2001. Livestock manure handling on the farm. U.S Environmental Protection Agency Region 5 y Department of Agricultural and Biological Engineering. Purdue University. West Lafayette, Indiana.

Franklin, D.H., M.L. Cabrera, J.L. Steiner, D.M. Endale y W.P. Miller. 2001. Evaluation of percent flow captured by a small in-field runoff collector. American Society f Agricultural Engineers 44 2: (551-554).

Gaston, L.A., C.M. Drapcho, S. Tapadar y J.L. Kovar. 2003. Phosphorus runoff relationships for Louisiana Coastal plain soils amended with poultry litter. Journal Environmental Quality 32:1422-1429.

Gilley, J.E., y L.M. Rise. 2000. Runoff and soil loss as affected by the application of manure. Transactions of the ASAE. 43(6):1583-1588.

Gilley, J.E., L.M. Rise, y B. Eghball. 2002. Managing runoff following manure application. Journal of Soil and Water Conservation. 57(6):530–533.

He, Z.L., D.V. Zhang, P.J. Calvert, X.E. Stoffella, Yang y S. Yu. 2004. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. Soil Science Society of American Journal. 68:1662-1669.

Iyamuremye F. y R.P. Dick. 1996. Organic amendments and phosphorus sorption by soils, p. 139-185. In D. L. Sparks (ed.), Advances in Agronomy, Vol 56, Academia Press, San Diego, California. p. 139-185.

Iyamuremye F., R.P. Dick. y J. Baham. 1996. Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption. Soil Science. 161 (7): 426 – 435.

James, N.K. 1996. The Agricultural Waste Management Field Handbook. Natural Resources Conservation Service (NRCS), Washington, DC.

Jonson, J. 1995. Best managenment practices: Land aplication of animal manure. Ohio State University Extension. AGF – 208-95.

Jorgensen, S.S.1991. Mobility of metals in soils. Folia Geogr. Danica 19:104-114.

Kass, D. 1998. Fertilidad de suelos. Editorial universidad estatal a distancia – EUNED. San José, Costa Rica.

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. Journal Environmental Quality. 32:2140-2149.

Kleinman, P.J., A.N. Sharpley, G.M. Barton, y G.F. Elwinger. 2002. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. Journal Environmental Quality. 31:2026-2033.

Kleinman, P.J. y A.N. Sharpley. 2003. Effect of broadcast manure on runoff phosphorus concentrations over successive rainfall events. Journal Environmental Quality 32:1072-1081.

Kingery, W.L., C.W. Wood, D.P. Delaney, J.C. Williams y G.L. Mullins. 1994. Impact of long-term land application of broiler litter on environmentally related soil properties. Journal Environmental Quality. 23:139-147.

Laboski, C.A., y J.A. Lamb. 2004. Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristic and subsequent water quality implications. Soil Science. 169(6):440-448.

Lenntech. 1993. Water purification & air treatment. [Online]. Disponible en: www.lenntech.com/home.htm . (Revisado el 1 de marzo de 2004).

Lemunyon, J.L., y R.J. Gilbert. 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. Journal of Production Agriculture 6:483-486.

Lemunyon, J.L. y T.C. Daniel. 2002. Quantifying phosphorus losses from the agricultural system. Journal of Soil and Water Conservation. 57(6):399-40.

Lory, J.A. 1999. Agricultural Phosphorus and water quality. Department of agronomy and commercial agriculture program. Published by MU extension, University of Missouri – Columbia. 1- 4 PP.

Manahan, S.E. 1991. Environmental chemistry. 5th ed. Lewis Publisher, Chelsea, MI.

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. Journal Agric. Univ. Puerto Rico. 83 (1-2).

McDowell, R.W., y A.N. Sharpley. 2003. The effects of soil carbon on phosphorus and sediment loss from soil trays by overland flow. Journal Environmental Quality. 32:207–214.

Mehra O.P. y M.L. Jackson. 1960. Iron oxide removal from soils and clays by dithionate-citrate system buffered with sodium bicarbonate. 7th Natl. Conf. Clays and clay minerals. pp. 317–327.

Miller, J.D. y G.J. Gaskin. 1997. Principles of operation and applications GThetaProbe ML2x. MLURI Technical Note (2nd ed).

Montenegro, H.G. y D.C. Malagon. 1990. Propiedades físicas de los suelos. Instituto Geográfico Agustín Codazzi – IGAC. Subdirección Agrológica. p. 139.

Moore, P.A., T.C. Daniel, J.T. Gilmour, B.R. Shreve, D.R. Edwards, y B.H. Wood. 1998. Decreasing metal runoff from poultry litter with aluminum sulfate. Journal Environmental Quality. 27:92-99.

Moore, P.A., T.C. Daniel y D.R Edwards. 1999. Reducing phosphorus runoff and improving poultry production with alum. Poult. Sci. 78:692-698.

Moore, P.A., T.C. Daniel y D.R Edwards. 2000. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate. Journal Environmental Quality. 29:37-49.

Mount H.R., and W.C. Lynn. 2004. Soil survey laboratory data and soil descriptions for Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Soil Survey Investigations Report No. 49.

Mueller, D.H., R.C. Wendt, y T.C. Daniel. 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. Soil Science Society America Journal. 48:901-905.

Murphy, J., y J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. In: Page, E. L.; R. H. Miller; R. D. Keeney. 1988. Methods of Soil Analysis. Part. 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy. INC. Soil. Sci. Soc. Am. INC. Publisher. Wisconsin, EE.UU. p. 1159.

Murrell, T.S. 2003. Transformaciones de los nutrientes en el suelo. Informaciones agronómicas. Instituto de la potasa y el fósforo – INPOFOS. 49:1-5.

NC State University Water Quality Group. Water Shedss Phosphorus. [Online]. Disponible en: http://www.water.ncsu.edu/watershedss//.

Nelson, D.W. y Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L., A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, and M.E. Sumner. 1996. Methods of Soil Analysis. Part. 3. Chemical methods. American Society of Agronomy. INC. Soil. Sci. Soc. Am. INC. Publisher. Wisconsin, EE.UU. p. 961.

Newman, J. 1996. Plan de manejo de desperdicios de pollo, Ángel Luis Alicea Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) – Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS), oficina Corozal. Puerto Rico.

Nielson, R.D. 1996. Role of soils in waste management. Chapter 5 in: The Agricultural Waste Management Field Handbook. Natural Resources Conservation Service (NRCS), Washington, DC.

Olsen, S.R. 1982. L.E. Phosphorus. In methods of soils analysis. Part 2, 2nd ed; ASA and SSSA : Madison, WI. 403 -430 pp.

Ongley, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55). M-56ISBN 92-5-303875-6. GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Canadá.

Parry R. 1998. Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency perspective. Journal Environmental Quality. 27: 258–261.

Peña, F. y J. Torrent. 1990. Predicting phosphate sorption in soils of Mediterranean regions. Fert. Res. 23:173-179.

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. Journal Environmental Quality 30: 1784 – 1789.

Pote, D.H., T.C. Daniel, D.J. Nichols, A.N. Sharpley, P.A. Moore Jr., D.M. Miller, y D.R. Edwards. 1999. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. Journal Environmental Quality. 28:170-175.

Puerto Rico Environmental Quality Board. 2003. Puerto Rico water quality inventory and list of impaired waters. Integrated report 305(b)/303 (d). PREQB. Puerto Rico.

Ramírez, J.J., D. Sotomayor, G. Martínez, y L. Pérez. 2004. Determinación del valor critico ambiental de fósforo para un suelo. Memorias en: 2004 Reunión anual Sociedad Puertorriqueña de Ciencias Agrícolas – SOPCA, Arroyo, Puerto Rico.

Rhoades, J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total disolved solids. In methods of soil analisis Part 3 – chemical methods. Soil Science Society American. Madison WI.

Ruan, H.D. y R.J. Gilkes. 1996. Kinetics of phosphate sorption and desorption by synthetic aluminous goethite before and after thermal transformation to hematite. Clay Miner. 31:63-67.

Sanderson M.A., Jones R.M., McFarland M.J., Stroup J., Reed R.L., and Muir J.P. 2001. Nutrient Movement and Removal in a Switchgrass Biomass–Filter Strip System Treated with Dairy Manure. Journal Environmental Quality. 30:210–216.

Satter, L.D., y S. Wu. 1999. Reducing manure phosphorus by dairy diet manipulation. Proc. Wis. Fert. Aglime Pest Mgmt. Conf. 38:183-192.

Sauer, T.J., T.C. Daniel, P.A. Moore, Jr. K.P. Coffey, D.J. Nichols, y C.P. West. 1999. Poultry litter and grazing animal waste affects on runoff water quality. Journal Environmental Quality 28:860-865.

Sauer, T.J., T.C. Daniel, D.J. Nichols, C.P. West, P.A. Moore, y G.L. Wheeler. 2000. Runoff water quality from poultry litter treated pasture and forest sites. Journal Environmental Quality 29:515-521.

Schroeder, P.D., D.E. Radcliffe, M.L. Cabrera, y C.D. Belew. 2004. Relationship between soil test phosphorus and phosphoruss in runoff: Effects of soil series variability. Journal Environmental Quality 33:1452-1463.

Schwertmann, W. 1964. The differentation of iron oxide in soils by a photochemical extraction with acid ammonium oxalate. Z. Pflanzernahr. Dung. Bodenkunde, 105. pp. 194-201.

Scokart, P.O., K. Meeus-Verdinne, y R. Deborger. 1983. Mobility of heavy metals in polluted soils near Zn smelters. Water Air Soil Pollut. 20:451-463.

Sharpley, A.N. 1985. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management. Soil Science Society of America Journal. 49: (1010-1015).

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. Journal Environmental Quality 21:30-35.

Sharpley, A.N. 1997. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. Journal Environmental Quality. 26:1127-1132.

Sharpley, A.N. 1999. Managing phosphorus for agriculture and the environment. Publications distribution center the Pennsylvania State University. 2 - 3 pp.

Sharpley, A.N, T. Daniel, T. Sims, J. Lemunyon, R. Stevens, y R. Parry. 1999a. Agricultural phosphorus and eutrophication. United State Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service (ARS-149).

Sharpley, A.N, W. Gburek, G. Folmar, y H.B. Pionke. 1999b. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. Agricultural Water Management. 41:77-89.

Sharpley, A.N., y D. Beegle. 1999. Managing phosphorus for agriculture and the environment. College of Agricultural Science, The Pennsylvania State University. p. 12-15.

Sharpley, A.N., y B. Moyer. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. Journal Environmental Quality. 29:1462-1469.

Sharpley, A.N., J.L. Weld, D.B. Beegle, P.J. Kleinman, W.J. Gburek, P.A. Moore, y G. Mullins. 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. Journal of Soil and Water Conservation. 58(3):137-152.

Shreve, B.R., P.A. Moore, T.C. Daniel, y D.R. Edwards. 1995. Reduction of phosphorus in runoff from field applied poultry litter using chemical amendments. Journal Environmental Quality. 24:106-111.

Siddique, M.T. y J.S. Robinson. 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. Journal Environmental Quality. 32:1114-1121.

Smith, D.R., P.A. Moore, D.M. Miles, B.E. Haggard, y T.C. Daniel. 2004. Decreasing phosphorus runoff losses from land applied poultry litter with dietary modifications and alum addition. Journal Environmental Quality. 33:2210-2216.

Soil Survey Laboratory (SSL). 1996. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report Nº. 42, version 3.0. USDA. 693 p.

Sotomayor, D., G. Martinez y L.J. Olivieri. 2001. Phosphorus status of stream waters in Puerto Rico: 1989 – 1997. J. Agric. Univ. P.R. 85 (1-2).

Sotomayor, D. G. Martinez, L. Perez y J.J. Ramírez. 2003. Off-field phosphorus transport from an Ultisol. (CD ROM). In: 2003 Annual Meeting Abstracts ASA-CSSA-SSSA, Denver, CO.

Sotomayor, D., G. Martínez, O. Santana, R. Mylavarapu, y J. Guzman. 2004. Phosphorus soil test for environmental assessment in subtropical soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 35:1485-1503.

Sposito G. 1989. The chemistry of soil. Chapter 8. soil adsorption phenomena. Oxford University Press. New York, Oxford. p 148 – 154.

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.

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. Journal Environmental Quality. 33:1424-1430.

Torres, C.N. 2004. Phosphorus balance in dairy farms of Puerto Rico. Tesis de Maestria (en progreso). Recinto Universitario de Mayaguez.

United States Department of Agriculture - Soil Conservation Service. 1975. Soil Survey of Mayagüez Area of Western Puerto Rico.

United States Department of Agriculture - Soil Conservation Service. 1978. Soil Survey of San Juan area of Puerto Rico.

United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. 1994. The phosphorus index a phosphors assessment tool. Technical note, Series No1901. [Online]. Disponible en: http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/pindex.html.

United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. Caribbean area. 1995. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Caribbean Area. Field office Technical Guide Section I. San Juan, PR.

United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. 2000. Phosphorus assessment tool for Arizona. Agronomy Technical note No. xx. May 2000.

United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. 2003a. Colorado Phosphorus index risk assessment (Version 3.0). Agronomy Technical note No. 95. July 2003.

United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. 2003b. The phosphorus index for eastern Oregon and Washington. Agronomy Technical note No. 26. October 2001.

U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Quality criteria for water. Office of water regulation and standars. EPA-440/5-86-001. May 1986.

U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Compendium of tools for watershed assessment and TMDL development. EPA841-B-97-006.

U.S. Environmental Protection Agency. 2003. National section 303(d) list fact sheet. USEPA. Washington, D.C. [Online]. Disponible en http://oaspub.epa.gov/waters/national_rept.control.

U.S. Environmental Protection Agency. 1999. EPA Methods and guidance for analysis of water. USEPA, Wash. D.C. CD-ROM ver. 2.0.

Vories, E.D., T.A. Costello y R.E. Glover. 1999. Impact of poultry litter on runoff cotton fields. ASAE paper No. 99-2196. St. Joseph, Mich.: ASAE.

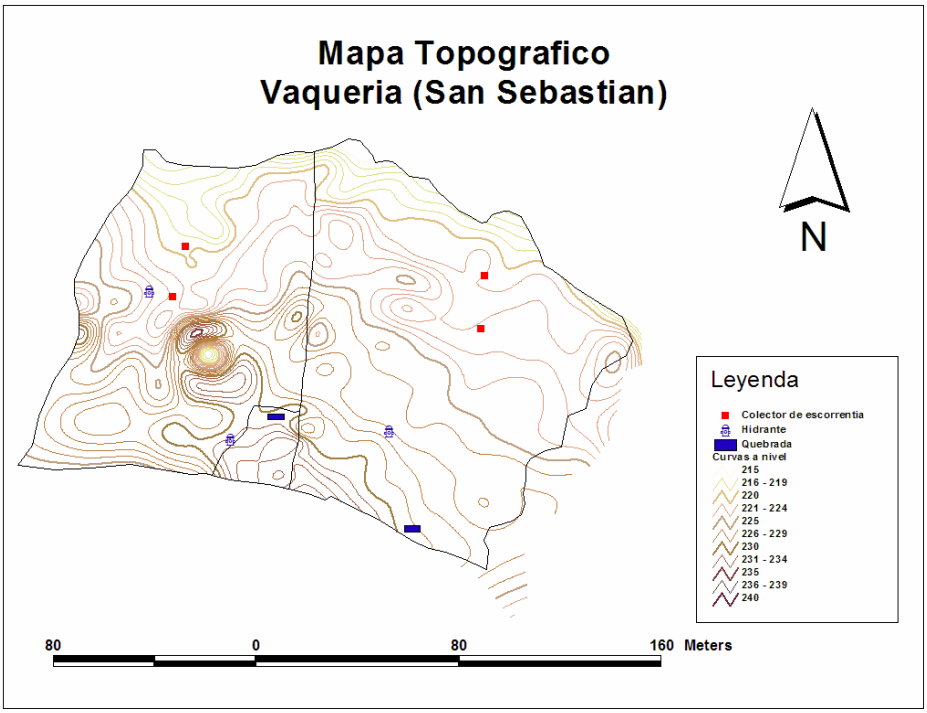
Vories, E.D., T.A. Costello y R.E. Glover. 2001. Runoff from cotton fields fertilized with poultry litter. Transaction of the ASAE. 44(6):1495-1502.

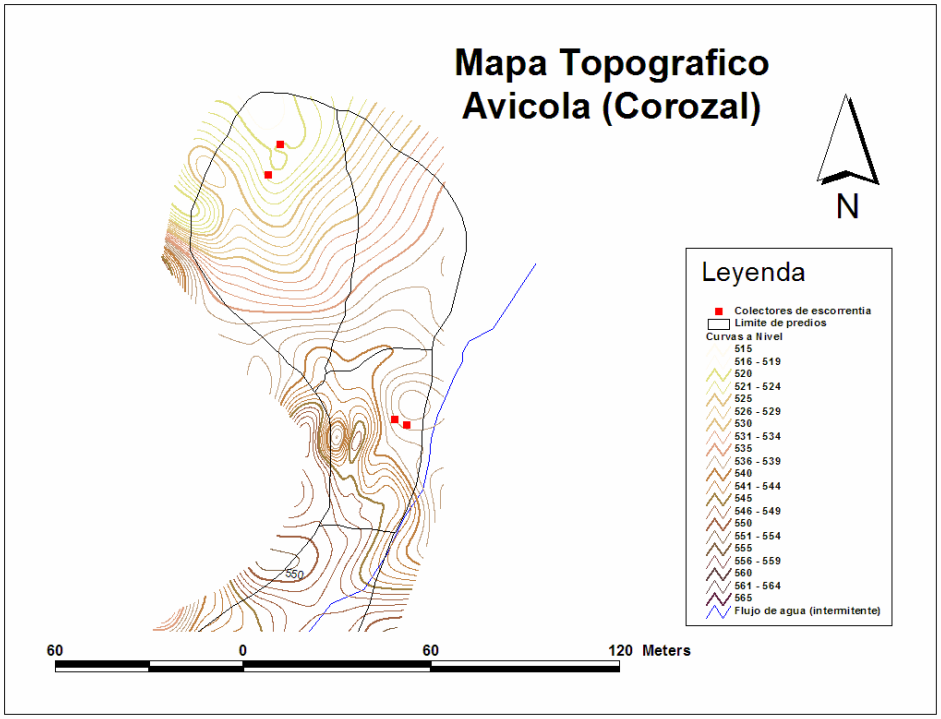
Wood, C.W. 1998. Soil testing for phosphorus: Environmental uses and implications. Publication of SERA – IEG 17/ SCSB # 389. Chapter 1.

Wood, B.H., C.W. Wood, K.H. Yoo, K.S. Yoo y D.P. Delaney. 1999. Seasonal surface runoff losses of nutrients and metals from soils fertilized with broiler litter and commercial fertilizer. Journal Environmental Quality 28:1210-1218.

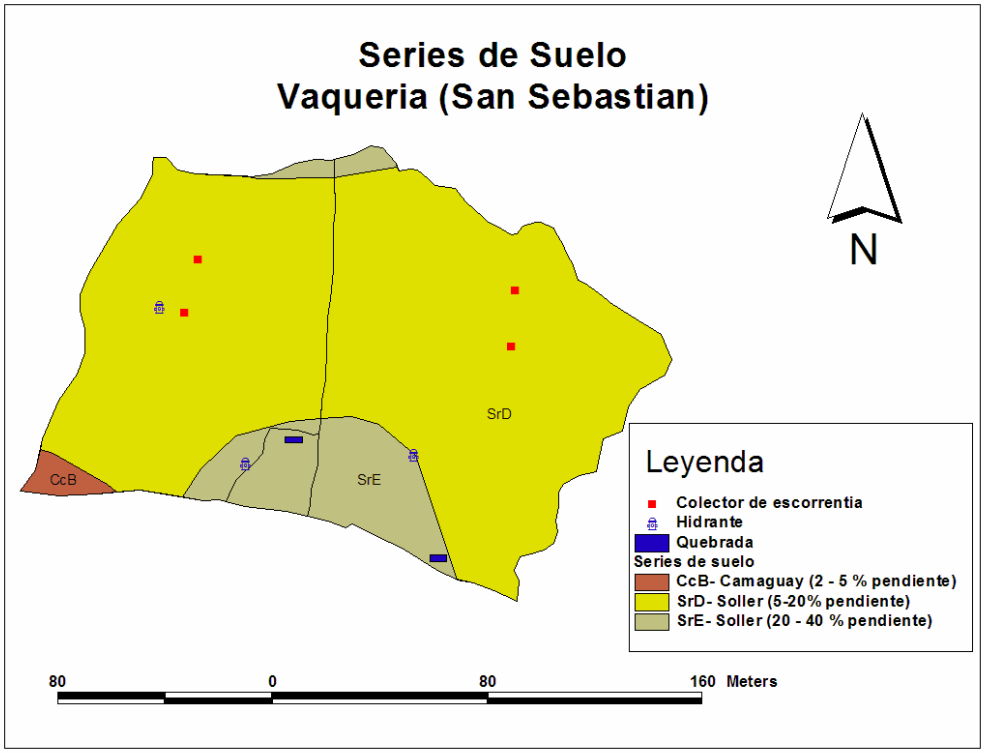
Zhang, M., Z. He, D.V. Calvert, P.J. Stoffella, y X. Yang. 2003. Surface runoff losses of Koper and zinc in sandy soils. Journal Environmental Quality 32:909-915.

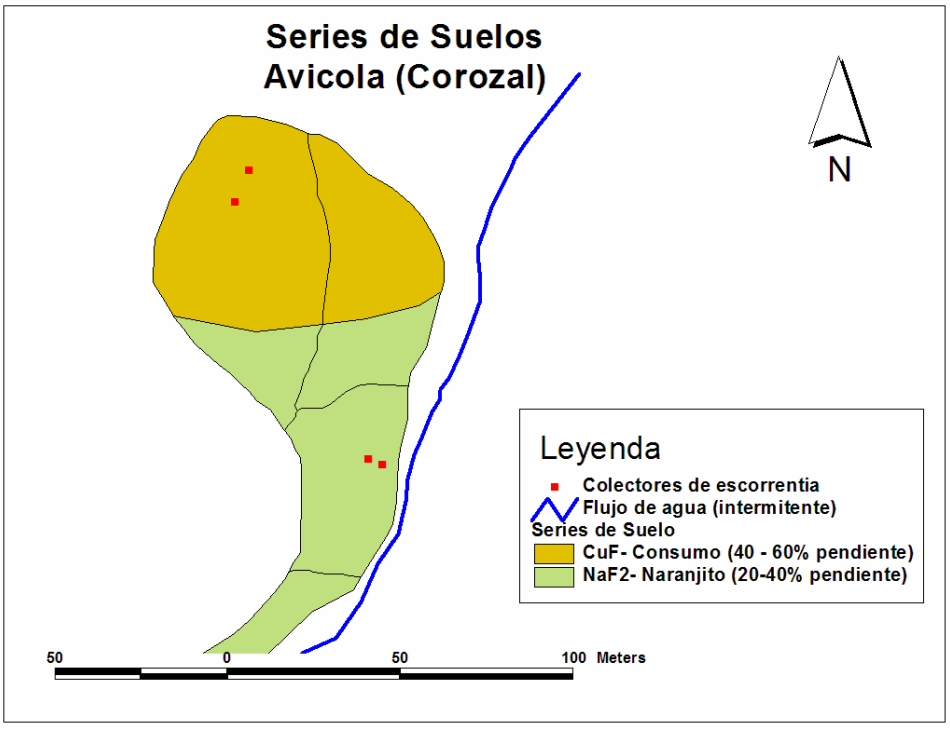
ANEXO 1. MAPA TOPOGRAFICO





A NEXO 2. MAPA DE SERIES DE SUELOS





ANEXO 3. PROPIEDADES FISICAS Y QUIMICAS DE LAS SERIES DE SUELO SOLLER, CONSUMO Y NARANJITO
(Descripción de suelos representativos de las series de suelo)
Fuente: Mount y Lynn,(2004)

Propiedades físicas y químicas de las series de suelos Soller, Consumo y Naranjito

Serie de suelo	Profundidad (cm)	Densidad aparente (g/cm^3)	Textura (%)			pH (1:1)	Óxidos (%)			
			Arena	Arcilla	Limo		DCB*		Oxalato**	
							Al	Fe	Al	Fe
Soller	0 - 25	1.34	37.1	44.7	18.2	7.5		2.9		
Consumo	0 - 4	1.39	3.9	66.5	29.6	4.6	0.7	5.3		
Naranjito	0 - 9	1.28	22.9	49.4	27.7	4.6	0.5	6.3	0.19	1.10

* DCB: Ditionato-bicarbonato-citrato
** Oxalato: Oxalato de Amonio

ANEXO 4. CALCULOS DE CAPACIDAD DE ADSORCION DE FÓSFORO POR LOS SUELOS

❖ **Concentración de equilibrio:** Concentración de P en la solución del suelo despues del periodo de equilibrio (14 días).

Suelo	Concentración de equilibrio - C (µg mL^{-1})					
	0	2	4	8	12	16
Soller	0.151	0.214	0.277	0.467	1.092	2.511
Consumo	2.005	2.735	3.409	6.21	10.92	14.92
Naranjito	0.151	0.165	0.263	0.488	1.099	1.717

❖ **P total en la solución:** Considerando que el volumen final de la solución fue de 20 mL.

Suelo	P total en la solución (µg)					
	0	2	4	8	12	16
Soller	3.020	4.280	5.540	9.340	21.84	50.22
Consumo	40.10	54.70	68.18	124.20	218.40	298.40
Naranjito	3.02	3.30	5.26	9.76	21.98	34.34

❖ **P adsorbido:** Se determinó restando del P total en solución la cantidad de P adicionado. A cada muestra se adicionó 0, 2, 4, 8, 12 y 16 mL de una solución de 100 ppm de P.

Suelo	P adsorbido – x (µg)					
	0	2	4	8	12	16
Soller	0	195.72	394.46	790.66	1178.16	1549.78
Consumo	0	145.30	331.82	675.80	981.60	1301.60
Naranjito	0	196.70	394.74	790.24	1178.02	1565.66

❖ **P adsorbido por gramo de suelo:** Teniendo en cuenta el peso inicial de la muestra.

Suelo	Peso del suelo – m (g)					
	0	2	4	8	12	16
Soller	2.0003	2.0005	2.0003	2.0004	2.0005	2.0005
Consumo	2.0005	2.0003	2.0005	2.0005	2.0004	2.0004
Naranjito	2.0007	2.0004	2.0004	2.0006	2.0005	2.0004

Suelo	P adsorbido por gramo de suelo - x/m (µg g^{-1})					
	0	2	4	8	12	16
Soller	0	97.836	197.20	380.25	588.93	774.70
Consumo	0	72.639	165.87	337.82	490.70	650.67
Naranjito	0	98.33	197.33	395.00	588.86	782.67

❖ **Coeficientes de la ecuación lineal del modelo Freundlich**

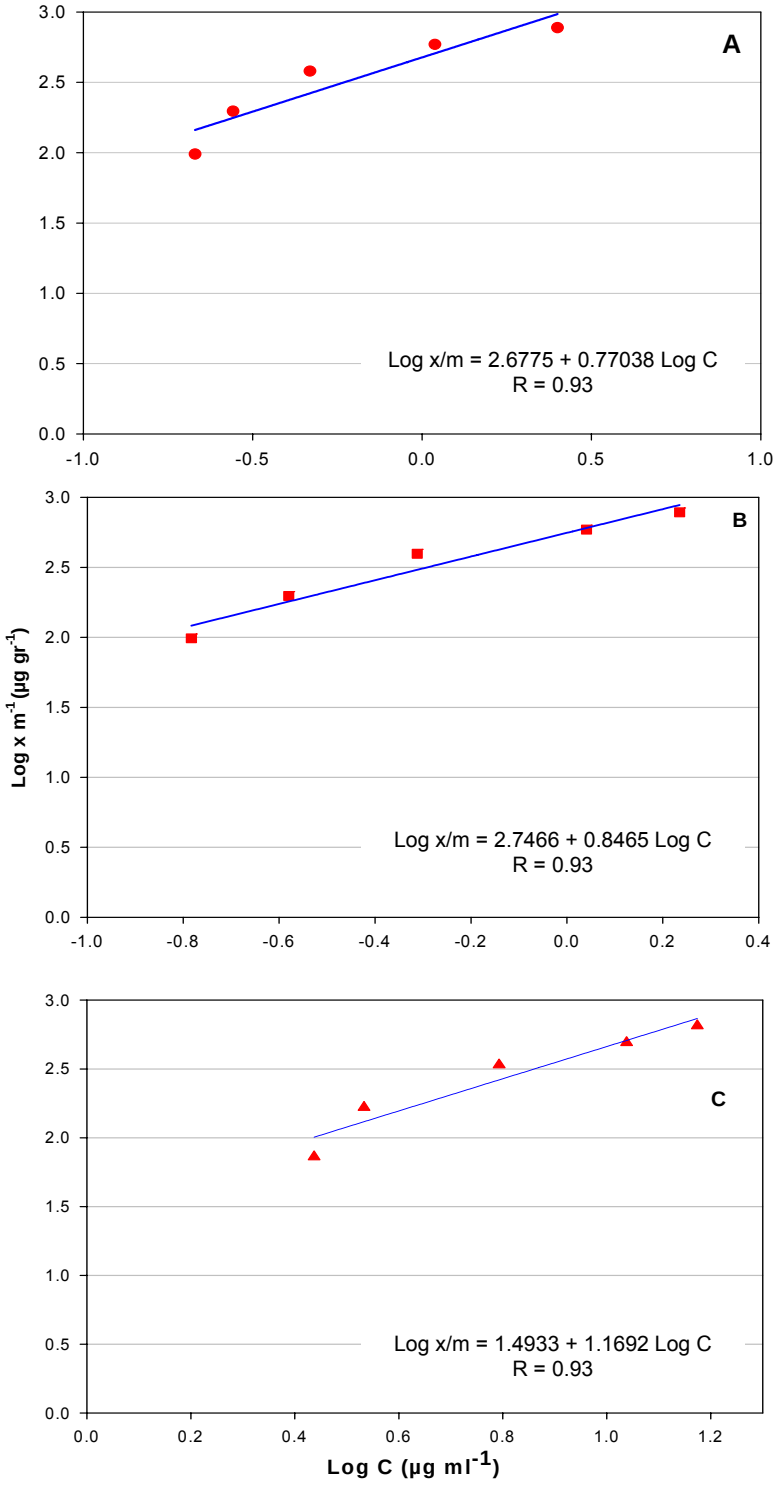
$$Logq = \log K_d + \frac{1}{n}\log C$$

Suelo	Log K_d	1/n	R
Soller	2.6775	0.7704	0.93
Consumo	1.4933	1.1692	0.96
Naranjito	2.7467	0.8465	0.98

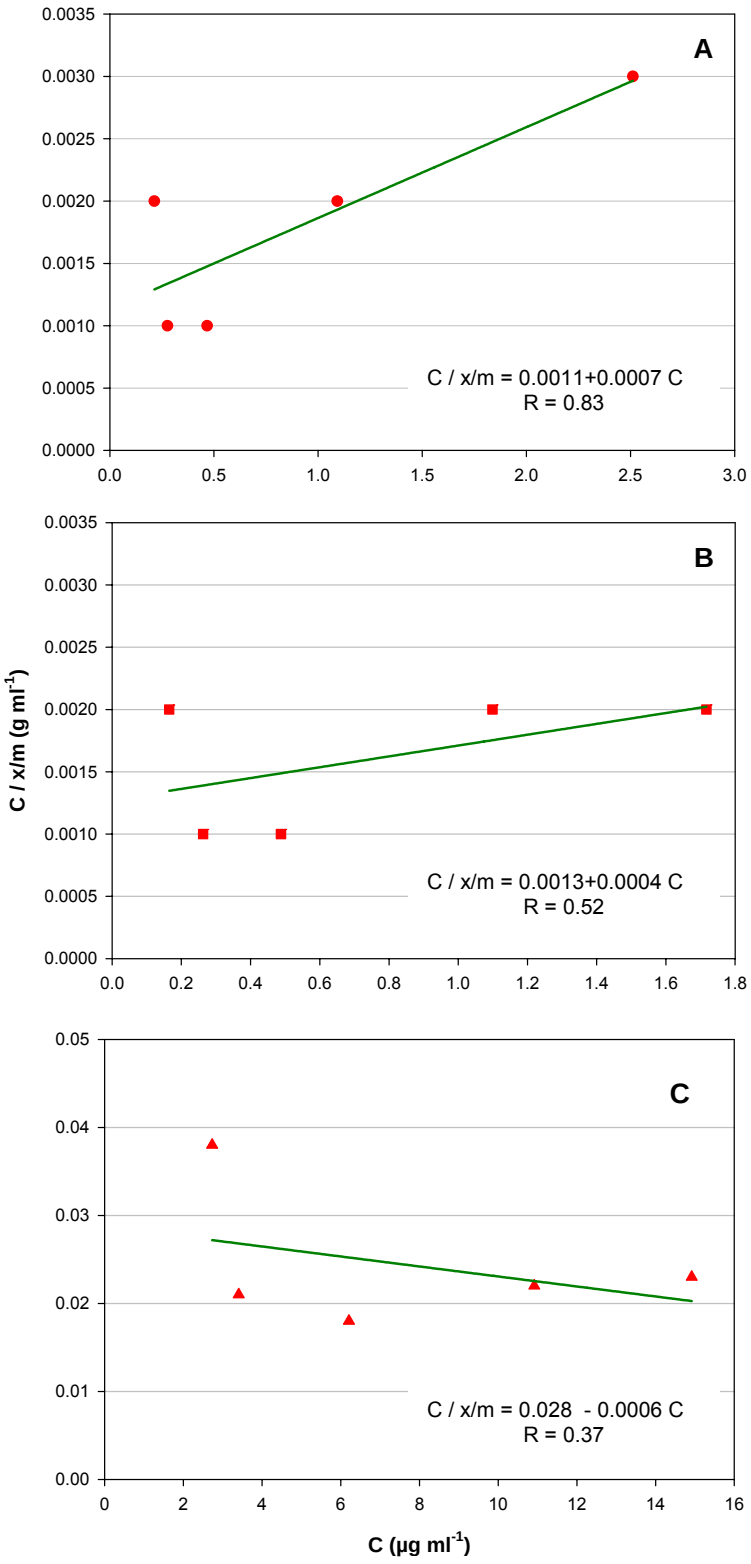
❖ **Coeficientes de la ecuación lineal del modelo Langmuir**

$$\frac{C}{x/m} = \frac{1}{Kb} + \frac{1}{b}C$$

Suelo	1/Kb	1/b	R
Soller	0.0011	0.0007	0.83
Consumo	0.0280	-0.0006	0.37
Naranjito	0.0013	0.0004	0.52

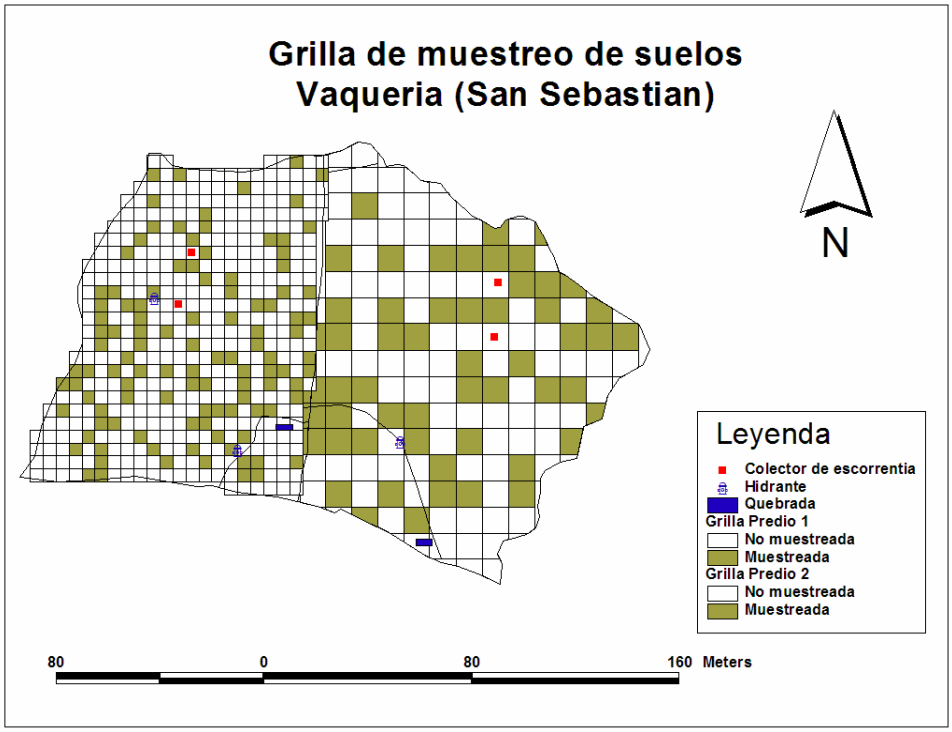


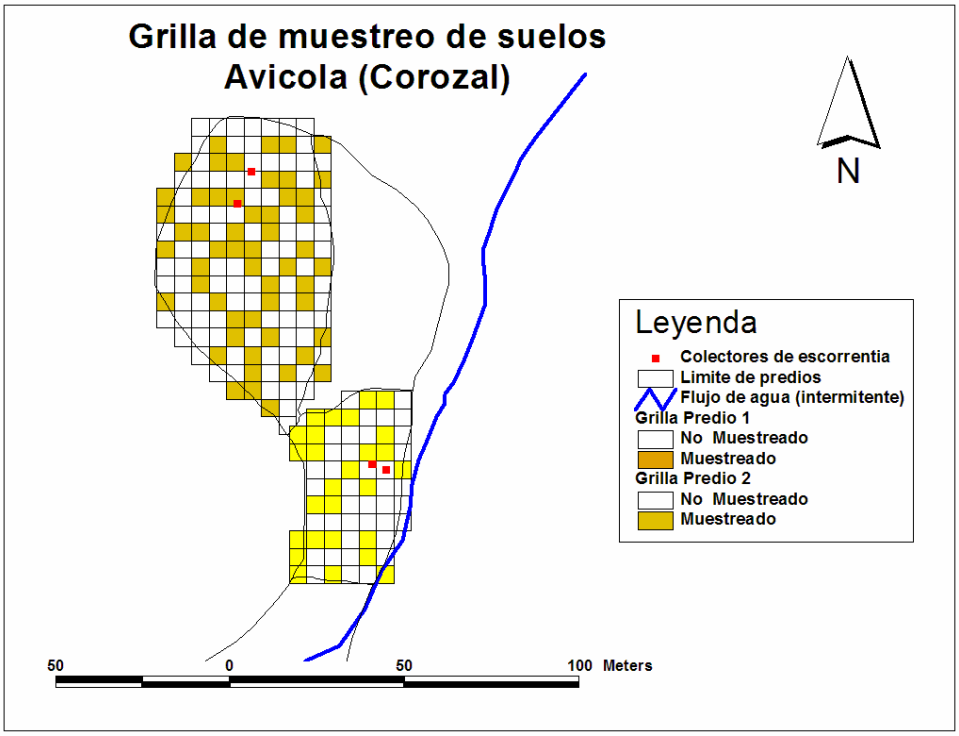
Ecuación Lineal de Freundlich para isotermas de adsorción de las series Soller (A), Naranjito (B) y Consumo (C)



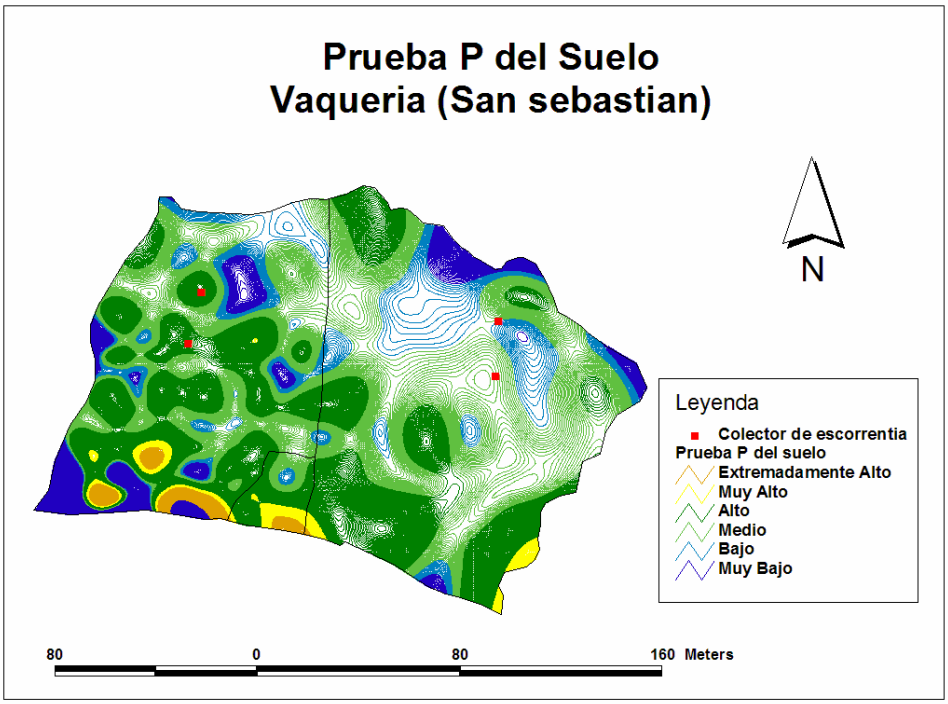
Ecuación Lineal de Langmuir para isotermas de adsorción de las series Soller (A), Naranjito (B) y Consumo (C)

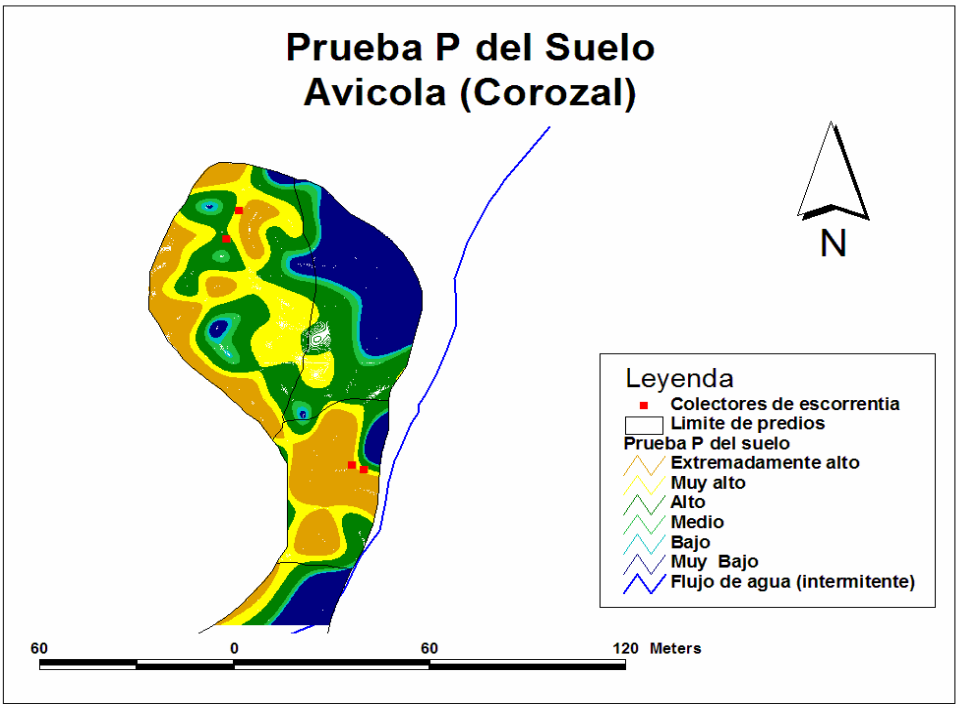
ANEXO 5. MAPA DE MUESTREO DE SUELOS



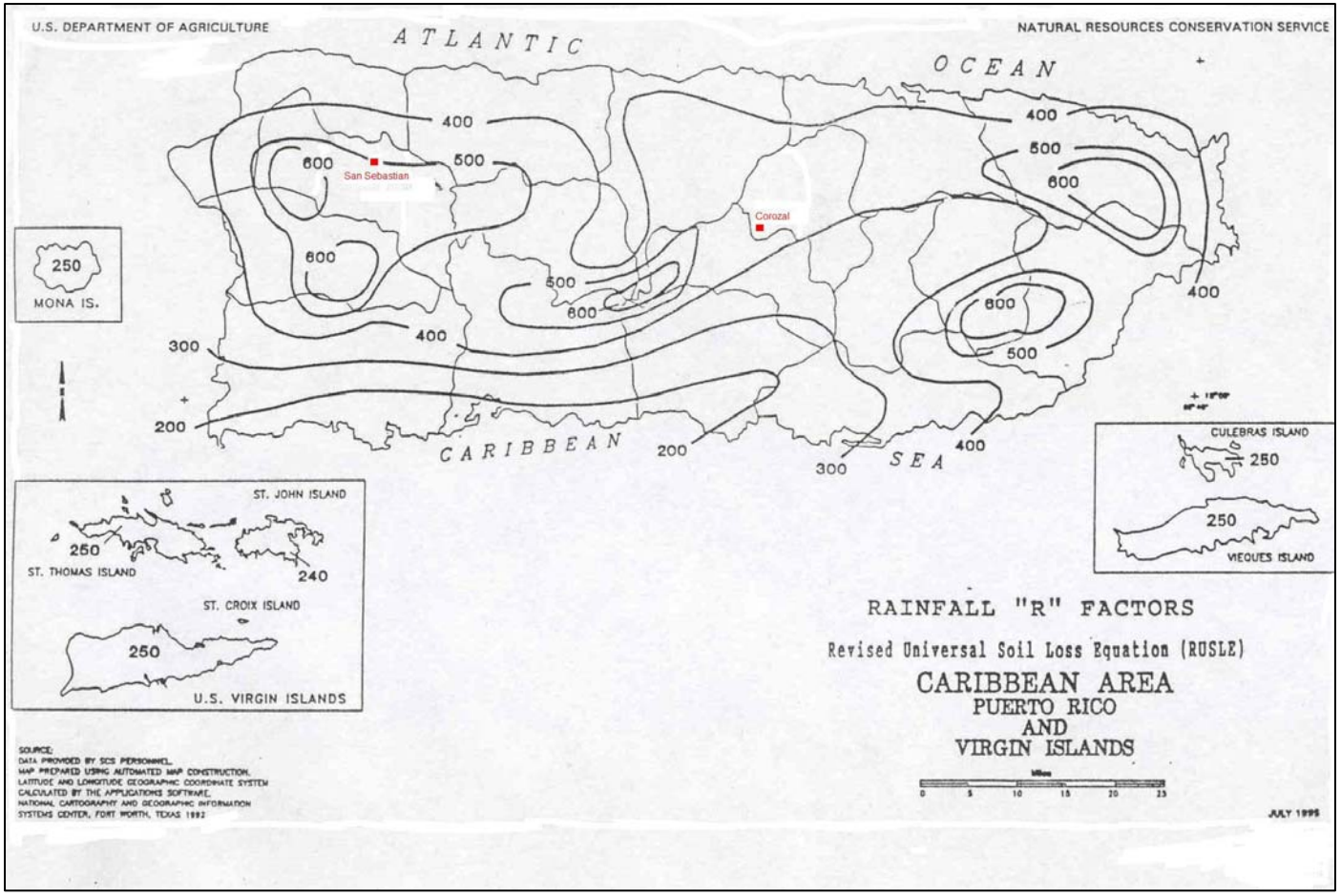


ANEXO 6. MAPA DE DISTRIBUCION DE LA PRUEBA DE SUELO





ANEXO 7. FACTOR DE EROSIVIDAD DE LA PRECIPITACIÓN "R"
Fuente: USDA-NRCS, 1995



ANEXO 8. INFORMACION DEL SUELO REQUERIDA POR RUSLE

Fuente: USDA-NRCS, 1995

U.S. Department of Agriculture
Natural Resources Conservation Service

Soil data for RUSLE
Survey area MAYAGUEZ AREA, PUERTO RICO WESTERN PART

Map Unit Symbol	Component Name	Surface Texture	Percent of map unit	Hyd Grp	Kf	T	Rock cover %
R1B	RIO LAJAS	S	300	A	.10	5	0
RpC2	RIO PIEDRAS	C	100	B	.10	5	0
RpD2	RIO PIEDRAS	C	100	B	.10	5	0
RsD2	ROSARIO	C	100	C	.10	2	0
RsE2	ROSARIO	C	100	C	.10	2	0
RsF2	ROSARIO	C	100	C	.10	2	0
SaD	SAN GERMAN	GR.CL	100	D	.28	1	45
SaE	SAN GERMAN	GR.CL	100	D	.28	1	45
ScB	SAN GERMAN	CB.SL	100	D	.28	1	45
SdF2	SAN SEBASTIAN	GR.C	100	B	.28	3	20
SeB	SANTA CLARA	SICL	100	C	.17	2	0
SmE2	SANTA MARTA	C	100	C	.10	3	0
Sn	SANTONI	C	95	D	.24	5	0
So	SERPENTINITE OUTUWB		100	D			NO DATA
SrD	SOLLER	C	70	D	.17	2	5
SrD	LIMESTONE ROCKLAUWB		30	D			NO DATA
Ser	SOLLER	C	70	D	.17	2	5
SsD2	SOLLER	CB.C	100	D	.24	2	15
SsE2	SOLLER	CB.C	100	D	.24	2	15
StB	SOLLER	C	100	D	.17	2	5
StC	SOLLER	C	100	D	.17	2	5
StD	SOLLER	C	100	D	.17	2	5
StE	SOLLER	C	100	D	.17	2	5
Ta	TALANTE	L	97	D	.24	3	0
TcB2	TANAMA	C	100	D	.24	1	5
TcC2	TANAMA	C	100	D	.24	1	5
TcD2	TANAMA	C	100	D	.24	1	5
TcE2	TANAMA	C	100	D	.24	1	5

U.S. Department of Agriculture
Natural Resources Conservation Service

Soil data for RUSLE
Survey area SAN JUAN AREA, PUERTO RICO

Map Unit Symbol	Component Name	Surface Texture	Percent of map unit	Hyd Grp	Kf	T	Rock cover %
AaB	ACEITUNAS	C	100	B	.02	5	0
AaC	ACEITUNAS	C	100	B	.02	5	0
AbD	AIBONITO	C	100	D	.02	5	0
AbE	AIBONITO	C	100	D	.02	5	0
AmB	ALMIRANTE	C	100	B	.10	5	0
AmC	ALMIRANTE	C	100	B	.10	5	0
Ba	BAJUILA	C	100	D	.24	5	0
BmB	BAYAMON	C	100	B	.02	5	0
CaE	CAGUABO	CL	100	D	.24	1	5
CaF	CAGUABO	CL	100	D	.24	1	5
CbF	CAGUABO	CL	60	D	.24	1	5
CbF	ROCK OUTCROF	UWA	40	D			NO DATA
Ce	CANDELERO	L	85	C	.24	5	0
ClC	CATALINA	C	100	B	.02	5	0
Cn	CATANO	LS	95	A	.10	5	0
Co	CAYAGUA	SL	100	C	.24	5	0
CrD2	COLINAS	CL	100	B	.17	3	5
CrE2	COLINAS	CL	100	B	.17	3	5
CrF2	COLINAS	CL	100	B	.17	3	5
Cs	COLOSO	SICL	93	D	.24	5	0
CuE	CONSUMO	C	100	B	.10	5	0
CuF	*CONSUMO*	*C*	100	*B*	.10	5	0
CzC	COROZAL	C	95	C	.17	5	0
DaC	DAGUEY	C	100	C	.02	5	0
DaD	DAGUEY	C	100	C	.02	5	0
DeF	DESCALANBRADO	CL	100	D	.24	1	0
DgF	DESCALANBRADO	CL	80	D	.24	1	0
DgF	ROCK OUTCROF	UWA	20	D			NO DATA
Dm	DIQUE	L	100	B	.10	5	0
Dr	DURADOS	SL	100	A	.17	3	0
Es	ESTACION	SICL	100	B	.17	4	10
GuF	GUAYAMA	CL	100	D	.24	1	5
Hm	HUMACAO	L	100	B	.10	5	0
HtE	HUMATAS	C	100	C	.02	5	0
HtF	HUMATAS	C	100	C	.02	5	0
HuF	HUMATAS	C	50	C	.02	5	0
HuF	ROCK OUTCROF	UWA	50	D			NO DATA
Hy	HIDRAQUENTS	VAR	100	D		5	NO DATA

U.S. Department of Agriculture
Natural Resources Conservation Service

Soil data for RUSLE
Survey area SAN JUAN AREA, PUERTO RICO

Map Unit Symbol	Component Name	Surface Texture	Percent of map unit	Hyd Grp	Kf	T	Rock cover %
LsF	LOS GUINEOS	C	100	C	.10	5	0
MaA	MABI	C	96	D	.24	5	0
MaB	MABI	C	97	D	.24	5	0
MaC	MABI	C	98	D	.24	5	0
MlF	MALAYA	CL	100	D	.17	1	0
MoF	MARICAO	C	100	B	.10	5	0
Mp	MARTIN PENA	MUCK	100	D		5	0
MsB	MATANZAS	C	100	B	.02	3	0
MtB	MONTEGRANDE	C	100	D	.10	4	0
MtC	MONTEGRANDE	C	100	D	.10	4	0
MuF2	MORADO	CL	100	C	.10	3	0
MxD	MUCARA	C	100	D	.10	3	0
MxE	MUCARA	C	100	D	.10	3	0
MxF	MUCARA	C	100	D	.10	3	0
NaD2	NARANJITO	SICL	100	C	.10	3	10
NaE2	NARANJITO	SICL	100	C	.10	3	10
NaF2	*NARANJITO*	*SICL*	100	*C*	.10	3	10
PaD	PANDURA	SL	100	D	.17	2	0
PaE	PANDURA	SL	100	D	.17	2	0
PaF	PANDURA	SL	100	D	.17	2	0
PeF	PELLEJAS	CL	100	D	.17	3	0
Re	REILLY	SL	95	B	.10	3	0
RoB	RIO ARRIBA	C	100	A	.17	5	0
RoC2	RIO ARRIBA	C	100	D	.17	5	0
RpD2	RIO PIEDRAS	C	100	D	.10	5	0
RpE2	RIO PIEDRAS	C	100	B	.10	5	0
RpF2	RIO PIEDRAS	C	100	B	.10	5	0
SaF	SABANA	SICL	100	B	.24	1	0
ScB	SABANA SECA	C	95	D	.17	3	0
Sm	SALADAR	MUCK	100	D		3	0
SoE	SOLLER	CL	100	D	.17	2	0
SoF	SOLLER	CL	100	D	.17	2	0
TaF	TANAMA	C	45	D	.24	1	5
TaF	ROCK OUTCROP	UWB	40	D			NO DATA
To	TOA	SICL	95	B	.17	5	0
TrB	TORRES	LS	100	A	.02	5	0
Ts	TROPOPSAMMENTS	S	100	A	.02	5	0
Ua	URBAN AREAS	VAR	100				NO DATA
U	URBAN LAND	VAR	70				NO DATA
Ud	DURADOS	SL	20	A	.17	2	0
U	URBAN LAND	VAR	50				NO DATA
Um	MUCARA	C	30	D	.10	3	0
Us	URAN LAND	VAR	60				NO DATA

ANEXO 9. Valores para el factor topográfico "LS"

Fuente:(USDA-NRCS, 1995)

Values for topographic factor. LS. for low ratio of rill to interrill erosion[1]

Slope (%)	Horizontal slope length (ft)																
	<3	6	9	12	15	25	50	75	100	150	200	250	300	400	600	800	1000
0.2	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
0.5	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09
1.0	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.13	0.13	0.14	0.14	0.15	0.15	0.15	0.15	0.16	0.16	0.17	0.17
2.0	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.21	0.23	0.25	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.31	0.33	0.34	0.35
3.0	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	0.29	0.33	0.36	0.38	0.40	0.43	0.44	0.46	0.48	0.52	0.55	0.57
4.0	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.36	0.43	0.46	0.50	0.54	0.58	0.61	0.63	0.67	0.74	0.78	0.82
5.0	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.44	0.52	0.57	0.62	0.68	0.73	0.78	0.81	0.87	0.97	1.04	1.10
6.0	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.50	0.61	0.68	0.74	0.83	0.90	0.95	1.00	1.08	1.21	1.31	1.40
8.0	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	0.64	0.79	0.90	0.99	1.12	1.23	1.32	1.40	1.53	1.74	1.91	2.05
10.0	0.60	0.63	0.65	0.66	0.68	0.81	1.03	1.19	1.31	1.51	1.67	1.80	1.92	2.13	2.45	2.71	2.93
12.0	0.61	0.70	0.75	0.80	0.83	1.01	1.31	1.52	1.69	1.97	2.20	2.39	2.56	2.83	3.32	3.70	4.02
14.0	0.63	0.76	0.85	0.92	0.98	1.20	1.58	1.85	2.08	2.44	2.73	2.99	3.21	3.60	4.23	4.74	5.18
16.0	0.65	0.82	0.94	1.04	1.12	1.38	1.85	2.18	2.46	2.91	3.28	3.60	3.88	4.37	5.17	5.82	6.39
20.0	0.68	0.93	1.11	1.26	1.39	1.74	2.37	2.84	3.22	3.85	4.38	4.83	5.24	5.95	7.13	8.10	8.94
25.0	0.73	1.05	1.30	1.51	1.70	2.17	3.00	3.63	4.16	5.03	5.76	6.39	6.96	7.97	9.65	11.04	12.26
30.0	0.77	1.16	1.48	1.75	2.00	2.57	3.60	4.40	5.06	6.18	7.11	7.94	8.68	9.99	12.19	14.04	15.66
40.0	0.85	1.36	1.79	2.17	2.53	3.30	4.73	5.84	6.78	8.37	9.71	10.91	11.90	13.92	17.19	19.96	22.41
50.0	0.91	1.52	2.06	2.54	3.00	3.95	5.74	7.14	8.33	10.37	12.11	13.65	15.06	17.59	21.88	25.55	28.82
60.0	0.97	1.67	2.29	2.86	3.41	4.52	6.63	8.29	9.72	12.26	14.26	16.13	17.84	20.92	26.17	30.68	34.71

[1] Such as for rangeland and other consolidated soil conditions with cover.

ANEXO 10. Determinación de factor C, para vegetación permanente
Fuente:(USDA-NRCS, 1995)

"C" FACTORS FOR PERMANENT VEGETATION

Permanent vegetation – assumptions:

Long.term or permanent vegetation. For vegetation established in recent years, short term (1.4 years) crop rotations options from RUSLE CB Table 4 should be used.

Relatively smooth soil surface. These values may not apply to rough surface, such as occur from grazing on wet or clayed soils.

Root masses in upper 4 in. Soil surface are 4.000# for High, 2500# for medium and 1000# for low. Since these stands are more permanent than grasses in rotation, they may be less productive and contain more weeds. The root mass, therefore, will likely be lower than with grasses in rotation with cultivate crops.

COVER (%)

Total cover is the sum of ground cover and canopy cover. Note: in this table, total cover does not exceed 100 percent, it is assumed that ground cover occurring directly below canopy cover will be counted only once as cover, and that would be as ground cover.

Ground cover (%). Is any material in contact with the soil surface during rainstorms that intercepts raindrops and affects runoff. It includes live plant material, plant residue. And any other material such as gravel, stones, etc.

Canopy cover (%). Is plant material, dead or alive, that remains above the soil surface during rainstorms. Canopy intercepts raindrops but does not affect surface runoff.

Estimating cover: The line transects method can be used to estimate total cover. Following standard procedures established for measuring crop residue cover, the line is stretched above the canopy. A "hit" occurs when canopy cover or ground cover occurs directly beneath the " point ". When both canopy and ground cover occurs below a "point ", only ground cover is recorded, since it has the greater impact on erosion reduction. After making line transact measurements in various kinds of cover types, one should be capable of making visual estimates. Periodic recalibration with the line transect will likely be needed.

VIGOR / PRODUCTIVITY

Plan vigor or plan health of a PERMANENT vegetation are ground intro classes of high, and low.

High would be associated with a dense stand of sod - forming vegetation with good plant vigor, productivity, management practices, soil fertility and soil quality. Lb /ac average annual root mass in the upper four inches of the soil was used in RUSLE.

Low would be associated with a stand of vegetation with poor vigor, management and soil quality, as well as low productivity and soil fertility. 1000 lb/ac average annual root mass in the upper four inches of the soil was used en RUSLE. The stand would be more open and contain more weeds than stands classes as Medium and High.

Medium would be associated with a stand that falls between High and low. 2500 lb/ac average annual root mass in the upper four inches of the soil was used in RUSLE.

ROUGHNESS:
The soil surface associated with PERMANENT vegetation is assumed to be reality smooth. A random roughness value of 0.24 in was used in RUSLE.

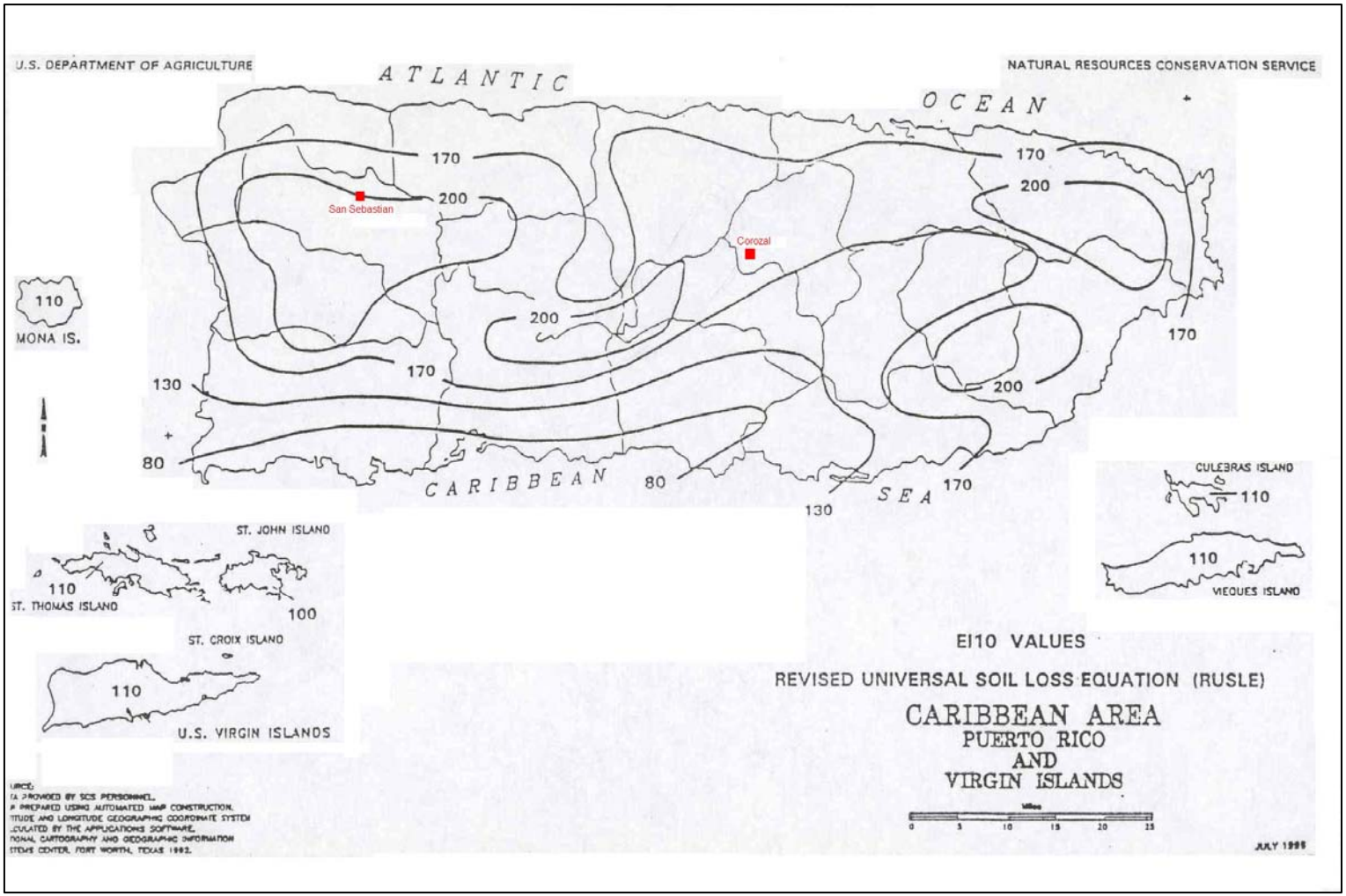
SURFACE COVER FUNCTION, b VALUE:
The b value of 0.15 was used in RUSLE. This value is associated with permanent vegetation and coarse textured soils.

CANOPY FALL HEIGHT:
Average canopy fall height used in RUSLE was 0.3 ft. fall height is the average distance a raindrop falls to the soil surface after being intercepted by canopy. Live plant material at or near the soil surface is generally assumed to be ground cover in the time variant option of RUSLE. Therefore the fall height for vegetation was increased from 0.1 for the time variant option to 0.3 for these calculations using the time invariant option.

C FACTORS FOR PERMANENT VEGETATION

PERCENT COVER			C FACTORS [VIGOR / PRODUCTIVITY]		
TOTAL =	GROUND +	CANOPY	HIGH	MEDIUM	LOW
100	80.90	10.20	0.001		
100	10.70	30.90	0.002		
90	50.80	10.40	0.002	0.006	
90	10.40	50.80	0.003	0.01	
80	60.70	10.20	0.002	0.006	0.018
80	30.50	30.50	0.003	0.01	0.032
80	10.20	60.70	0.005	0.014	0.042
70	40.60	10.30	0.003	0.009	0.029
70	10.30	40.60	0.006	0.017	0.052
60	40.50	10.20		0.012	0.036
60	30	30		0.017	0.05
60	10.20	40.50		0.022	0.068
50	40	10			0.045
50	30	20			0.057
50	20	30			0.072
50	10	40			0.088
40	30	10			0.064
40	20	20			0.081
40	10	30			0.102
30	20	10			0.091
30	10	20			0.116
20	20	0			0.101
20	10	10			0.129
20	0	20			0.164

ANEXO 11. MAPA DE VALORES DE EI 10
Fuente:(USDA-NRCS, 1995)



ANEXO 12. CONDICIONES DE MANEJO Y COBERTURA

Fuente:(USDA-NRCS, 1995)

COVER MANAGEMENT CONDITIONS

Select the cover management condition that best describes the condition during the 1/4 of the year when rainfall and runoff are most erosive and the soil in most susceptible to erosion. Since the P factor effects approximate, no provision in made for varying the cover-management condition class during the year.

Description of cropland cover-management conditions used in RUSLE for estimating P factor values

Cover. management condition	Description
Code 1 Established meadow	In this condition, the grass is dense and runoff is very slow, about the slowest under any vegetative condition. When mowed and baled, this condition becomes condition 2.
Code 2 1st year meadow hay	In this condition, then hay is a mixture of grass and legume just before cutting. The meadow is a good stand of grass that is nearing the end of the first year. When mowed and baled, this condition become a condition 4 for a short time.
Code 3 Heavy cover and/or very rough.	Ground cover for this condition is a about 75 to 95%. Roughness is like that left by a high clearance moldboard plow on a heavy texture soil. Roughness depression would have the appearance of being 7 inches deep and deeper. Vegetative hydraulic roughness would be like that from a good legume forage crop, such as lespedeza or alfalfa, which has not been mowed.
Code 4 Moderate cover and/or rough	The ground cover for this condition is about 40 to 55%. This roughness would be like that left by a moldboard plow in a medium texture soil. Depression would have the appearance of being about 4 to 6 inches deep. Vegetative hydraulic roughness would be much like that produced by winter small gain at full maturity.

(cont.) COVER MANAGEMENT CONDITIONS

Cover Management Condition	Description
Code 5 Light cover and/or moderate roughness.	Ground surface cover is between 10 to 30% and the surface roughness is like that left by the first pass of a tandem disk over a medium texture soil that has been moldboard plowed. This roughness could also be much like that left after a chisel plow through a medium texture soil at optimum moisture condition for tillage. Roughness depressions would have the appearance of being of the order of 2 to 3 inches deep. In terms of hydraulic roughness produced by vegetation, this condition is much like that produced by spring small grain at about three fourths maturity.
Code 6. No cover and/or minimal roughness	This condition is very much like the condition typically found in row cropped fields after the field has been planted and exposed to a moderately intense rainfall. Ground cover is less than about 5% and the roughness is that characteristic of a tilled seedbed for corn, cotton or soybeans. The surface is rougher than of a finely pulverized seedbed.
Code 7. Clean tilled smooth fallow	This condition is essentially bare with a cover of 5% or less the soil has not had a crop grow on it in the last 6 month or more. Much of the residual effects of previous cropping has disappeared. The surface is smooth, much like the surface that develops on a very finely pulverized seedbed exposed to several intense rainfalls. This condition is most likely found in fallowed and vegetable fields or in finely pulverized seedbed for seeding grasses.

ANEXO 13. DETERMINACIÓN DEL GRADO DE IRREGULARIDAD DEL TERRENO

Fuente:(USDA-NRCS, 1995)

GUIDELINES FOR SELECTING RIDGE HEIGHTS FOR CONTOURING WITH RUSLE

Select the ridge height that best describe the condition during the 1/4 of the year when rainfall and runoff are most erosive and the soil is most susceptible to erosion. The primary selection criteria should be the height of the ridge. However, row spacing, residua orientation, and rainfall intensity relative to the time of year cam modify effective ridge height and should also be considered.

1. VERY LOW (0.5 – 2 Inches) RIDGES

- Plants not closely spaced (<5000 plants per acre)
- No-till planted row crops
- Fields that have been rolled, pressed or dragged after planting
- Conventionally drilled crops when erosive rains occur during or soon after planting.

2. LOW (2 – 3 Inches) RIDGES

- No-till drilled crops
- Much tilled row crops
- Conventionally planted row crops with no row cultivation.
- Conventionality drilled crops when erosive rains are uniformly distributed throughout the year.
- Transplanted crops, widely spaced (>30 inches with <10,000 plants per acre)

3. MODERATE (3 – 4 Inches) RIDGES

- Conventionally (clean) tilled row crops with row cultivation.
- Winter small grain when erosive rains are concentrated in the late spring after plants have developed a stiff, upright stem.
- Translated crops that are closely space and/or in narrow rows (<30 inches with >10,000 plants per acre)

4. HIGH (4 – 6 Inches) RIDGES

- Ridge tilled crops with high (4.6”) ridge during periods of erosive rain
- Hipping, Bedding or ridging with high (4.6”) ridge during periods of erosive rains.

5. VERY HIGH (> 6 Inches) RIDGES

- Ridge tilled crops with very high (>6”) ridges during periods of erosive rains.
- Hipping, bedding or ridging with very high (>6”) ridges during periods of erosive rains.

ANEXO 14. SUBFACTOR "P" PARA EL CÁLCULO DE RUSLE

Fuente:(USDA-NRCS, 1995)

RUSLE CONTOUR P SUBFACTORS FOR ON-GRADE CONDITION

10-YEAR STORM EI = 200
COVER-MANAGEMENT CONDITION–3

VERY LOW RIDGES (0.5-2")

Hyd.	Slope % 0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20	24	28	32	36	40	45	50
A	1.00	0.82	0.73	0.70	0.69	0.69	0.70	0.76	0.84	0.94	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
B	1.00	0.98	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
C	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

LOW RIDGES (2-3")

Hyd.	Slope % 0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20	24	28	32	36	40	45	50
A	1.00	0.76	0.62	0.56	0.53	0.53	0.53	0.56	0.62	0.70	0.79	0.89	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
B	1.00	0.86	0.79	0.75	0.74	0.73	0.73	0.77	0.84	0.92	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
C	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

MODERATE RIDGES (3-4")

Hyd.	Slope % 0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20	24	28	32	36	40	45	50
A	1.00	0.71	0.53	0.43	0.39	0.37	0.37	0.38	0.47	0.47	0.54	0.62	0.71	0.80	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
B	1.00	0.77	0.64	0.56	0.52	0.51	0.51	0.52	0.56	0.66	0.76	0.87	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
C	1.00	0.87	0.80	0.75	0.73	0.73	0.72	0.74	0.82	0.92	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D	1.00	0.91	0.85	0.82	0.80	0.80	0.80	0.81	0.88	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

HIGH RIDGES (4-6")

Hyd.	Slope % 0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20	24	28	32	36	40	45	50
A	1.00	0.68	0.47	0.34	0.27	0.23	0.22	0.22	0.24	0.28	0.33	0.39	0.45	0.53	0.68	0.86	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
B	1.00	0.71	0.52	0.41	0.35	0.32	0.31	0.30	0.34	0.40	0.48	0.57	0.67	0.79	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
C	1.00	0.77	0.61	0.52	0.47	0.45	0.44	0.43	0.49	0.60	0.73	0.89	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D	1.00	0.78	0.64	0.56	0.51	0.49	0.48	0.48	0.55	0.67	0.82	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

VERY HIGH RIDGES (>6")

Hyd.	Slope % 0	1	2	3	4	5	6	8	10	12	14	16	18	20	24	28	32	36	40	45	50
A	1.00	0.62	0.37	0.22	0.14	0.10	0.08	0.08	0.10	0.12	0.16	0.19	0.24	0.29	0.39	0.51	0.64	0.77	0.90	1.00	1.00
B	1.00	0.63	0.39	0.25	0.17	0.13	0.12	0.11	0.14	0.18	0.23	0.29	0.36	0.43	0.60	0.78	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00
C	1.00	0.65	0.43	0.29	0.21	0.18	0.16	0.16	0.20	0.27	0.36	0.47	0.59	0.72	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D	1.00	0.66	0.44	0.30	0.23	0.19	0.18	0.18	0.22	0.31	0.41	0.54	0.68	0.83	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

ANEXO 15. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS SUELOS

Fuente: Catastro de suelos de las áreas de Mayagüez y San Juan

PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO CONSUMO

Soil series and map symbols Serie de suelo y simbolo en el mapa	Depth to hard rock Profundidad a la roca dura	Flooding Inundación Frequency Frecuencia	Flooding Inundación Duration Duración	Depth to water table Profundidad al nivel freático	Duration of high water table Duración del nivel freático periodicamente alto	Depth from surface Profundidad de la superficie	Dominant USDA texture Textura USDA dominante
	Inches Pulgadas	Years Años	Number of days Numero de dias	Inches Pulgadas	Months per year Meses por año	Inches Pulgadas	
Coastal beach: Ch------ Playas costaneras.	>72	More than once in 1. Más de una vez en 1.	2-7	15-30	6-12	0-60	Sand and gravel-- Arena y cascajo.
Colinas: ClD, ClE, ClF2------	>72	(1/)	(1/)	>80	(2/)	0-20 20-60	Clay loam-------- Arcilloso lómico. Soft limestone--- Roca caliza blanda.
CmD, CmE----------						0-7 7-20 20-60	Cobbly clay loam. Guijarroso arcilloso lómico. Clay loam-------- Arcilloso lómico. Soft limestone--- Roca caliza blanda.
Coloso: Cn----------	>72	Once in 1-5. Una vez en 1-5.	2-7	15-30	2-6	0-33 33-58	Silty clay loam-- Limo arcilloso lómico. Silty clay------- Limo arcilloso.
Consumo: CoE, CoF2-----	>72	(1/)	(1/)	>80	(2/)	0-14 14-20 20-60	Clay---------- Arcilla. Silty clay------- Limo arcilloso. Silty clay loam and saprolite. Limo arcilloso lómico y saprolito.

See footnotes at end of table.

(Cont.) PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO CONSUMO

Classification / Clasificación		Percentage passing sieve-- / Porciento que pasa por el tamiz--				Permeability / Permeabilidad	Available water capacity / Capacidad de agua asequible	Reaction / Reacción	Shrink-swell potential / Potencial expansivo
Unified / Unificada	AASHO / AASHO	No. 4 (4.7 mm.)	No. 10 (2.0 mm.)	No. 40 (0.42 mm.)	No. 200 (0.074 mm.)	Inches per hour / Pulgadas por hora	Inches per inch of soil / Pulgadas por pulgada de suelo	pH value / Valor pH	
(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	6.3-20.0	0.03-0.05	7.4-9.0	Low. Bajo.
MH	A-7	90-100	85-95	75-85	55-65	0.63-2.0	0.16-0.19	7.9-8.4	Moderate. Moderado.
ML	A-4	95-100	90-100	85-95	75-90	0.63-2.0	0.11-0.13	7.9-8.4	Low. Bajo.
MH	A-7	90-100	85-95	75-85	55-65	0.63-2.0	0.16-0.19	7.9-8.4	Moderate. Moderado.
MH	A-7	90-100	85-95	75-85	55-65	0.63-2.0	0.16-0.19	7.9-8.4	Moderate. Moderado.
ML	A-4	95-100	90-100	85-95	75-90	0.63-2.0	0.11-0.13	7.9-8.4	Low. Bajo.
MH	A-7	100	100	95-100	85-95	0.63-2.0	0.12-0.14	5.6-6.5	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	95-100	90-95	0.63-2.0	0.11-0.13	5.6-6.5	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	95-100	75-100	0.63-2.0	0.09-0.11	4.5-5.0	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	95-100	75-90	0.63-2.0	0.11-0.13	4.5-5.0	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	90-100	75-95	0.63-2.0	0.16-0.18	4.5-5.0	Moderate. Moderado.

PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO NARANJITO

Soil series and map symbols	Depth to—		Depth from surface	USDA texture	Classification	
	Bedrock	Seasonal high water table			Unified	AASHTO
	Feet	*Feet*	*Inches*			
*Los Guineos: LsD, LsE2, LsF2, LyF. For the Yunque part of LyF, see the Yunque series. Properties of the Stony rock land part of LyF are too variable to be estimated.	>6	>6	0–60	Clay	MH	A–7
Mabi: MaB, MaC2, MaD2	>6	>5	0–60	Clay	CH	A–7
Machete: McA, McB	>6	>6	0–20	Loam	ML	A–6
			20–32	Clay	MH	A–7
			32–45	Sandy clay loam	SC	A–6
			45–60	Loamy sand	SM	A–2
Made land: Md. Properties are too variable to be estimated.						
Maunabo: Me	>6	1½–3½	0–39	Clay and silty clay	CH	A–7
			39–48	Sandy loam	SM	A–2
Mayo: MlC	>6	>6	0–60	Sandy loam and loamy sand.	SM	A–2
Meros: MrB	>6	>6	0–60	Sand	SP	A–1
Mucara: MuD2, MuE2	2–3	>6	0–18	Silty clay loam, silty clay.	CH	A–7
			18–32	Saprolite.		
			32	Bedrock.		
Naranjito: NaE2, NaF2	2–3	>6	0–38	Silty clay loam, clay and clay loam.	MH	A–7
			38	Volcanic rock.		
Pandura: PaE2, PaF2, PdF. Properties of the Very stony land part of PdF are too variable to be estimated.	1–1½	>6	0–7	Loam	ML, SM	A–4
			7–19	Sandy loam	SM	A–2
			19–35	Weathered igneous rock (rippable).		
Parcelas: PeC2	>6	>6	0–60	Clay and clay loam	CH	A–7
Paso Seco: PlB	>6	>6	0–19	Clay	CH	A–7
			19–38	Gravelly clay	GC	A–2
			38–50	Gravelly loam	GM	A–1
Patillas: PmD2, PmE2	>6	>6	0–19	Clay loam	CL–ML	A–6
			19–48	Saprolite, sandy loam	SM	A–2
Picacho Mapped only in associations with Guayabota and Ciales soils and with Utuado soils and Stony rock land.	>6	>6	0–9	Silty clay loam	MH	A–7
			9–35	Clay	MH	A–7
			35–72	Clay loam, silty clay loam.	MH	A–7
Pinones: Pn	>6	1–2½	0–18	Silty clay	CH	A–7
			18–58	Organic material.		
Poncena: Po	>6	2½–5	0–41	Clay	CH	A–7
Pozo Blanco: PrC2	>6	>6	0–15	Clay loam	CL	A–6
			15–58	Silty soft limestone	CL	A–4

(Cont.) PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO NARANJITO

Percentage less than 3 inches passing sieve—				Liquid limit	Plasticity index	Permeability	Available water capacity	Reaction	Shrink-swell potential	Corrosivity	
No. 4 (4.7 mm)	No. 10 (2.0 mm)	No. 40 (0.42 mm)	No. 200 (0.074 mm)							Uncoated steel	Concrete
						Inches per hour	*Inches per inch of soil*	*pH*			
100	100	95–100	75–100	50–70	11–20	0.6–2.0	0.15–0.20	4.5–5.5	Moderate	High	High.
100	100	85–95	85–90	55–75	45–60	0.06–0.20	0.15–0.20	5.1–6.5	Very high	Very high	Moderate.
100	100	85–100	60–80	20–40	4–6	2.0–6.0	0.08–0.12	4.5–5.5	Low	Low	Moderate.
100	100	90–100	75–95	80–90	36–44	0.6–2.0	0.10–0.14	4.5–5.5	Moderate	Low	Moderate.
100	100	80–90	35–50	25–35	15–25	2.0–6.0	0.08–0.12	4.5–5.5	Low	Low	Moderate.
100	100	50–75	15–30	NP	NP	6.0–20.0	0.03–0.05	4.5–5.5	Very low	Low	Moderate.
100	100	90–100	75–95	70–80	48–55	0.06–0.20	0.15–0.17	4.5–5.5	High	Very high	Moderate.
100	100	60–70	25–35	NP	NP	6.0–20.0	0.03–0.05	4.5–5.5	Very low	Very low	Moderate.
100	100	50–75	15–35	14–20	NP	6.0–20.0	0.05–0.08	4.5–5.5	Very low	Very low	High.
100	100	50–70	5–15	NP	NP	>20.0	<.03	6.6–8.4	Very low	Low	Low.
100	100	90–100	80–90	60–75	28–35	0.6–2.0	0.15–0.17	5.6–6.5	High	High	Low.
100	100	90–100	75–95	50–60	20–24	0.6–2.0	0.15–0.18	4.5–5.5	Moderate	Moderate	Moderate.
100	100	80–95	35–75	35–40	6–12	2.0–6.0	0.08–0.12	5.1–5.5	Low	Low	Moderate.
100	100	60–70	25–35	14–20	NP	6.0–20.0	0.05–0.08	5.6–6.5	Very low	Low	Moderate.
100	100	90–100	75–95	60–90	55–70	0.2–0.6	0.15–0.20	4.5–5.5	High	High	Moderate.
90–100	90–100	80–90	65–85	50–90	30–60	0.06–0.20	0.15–0.18	6.6–7.8	Very high	High	Low.
40–65	40–65	25–50	15–20	50–90	30–60	0.20–0.60	0.10–0.15	6.6–7.8	High	High	Low.
40–65	40–65	25–50	10–15	NP	NP	6.0–20.0	0.03–0.05	6.6–7.8	Low	High	Low.
100	100	90–100	70–80	30–50	10–20	0.6–2.0	0.10–0.14	4.5–5.5	Moderate	Moderate	Moderate.
100	100	60–70	25–35	NP	NP	6.0–20.0	0.05–0.08	4.5–5.5	Low	Moderate	Moderate.
100	100	95–100	85–95	70–80	27–32	0.6–2.0	0.10–0.12	4.5–5.0	Moderate	High	High.
100	100	90–100	75–95	80–90	35–45	0.2–0.6	0.09–0.11	4.5–5.0	Moderate.		
100	100	90–100	80–95	70–80	10–20	0.6–2.0	0.16–0.18	4.5–5.0	Moderate.		
100	100	95–100	90–95	60–90	50–60	<.06	0.15–0.20	4.5–5.0	High	Very high	High.
100	100	90–100	75–95	50–70	40–60	0.06–0.20	0.15–0.20	6.6–8.4	Very high	High	Low.
100	100	90–100	70–80	30–50	10–20	0.6–2.0	0.10–0.15	7.4–7.8	Moderate	High	Low.
85–100	85–100	85–100	75–90	30–40	10–20	2.0–6.3	0.10–0.13	7.9–8.4	Low.		

PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO SOLLER

Soil series and map symbols Serie de suelo y simbolo en el mapa	Depth to hard rock Profundidad a la roca dura	Flooding Inundación		Depth to water table Profundidad al nivel freático	Duration of high water table Duración del nivel freático periodicamente alto	Depth from surface Profundidad de la superficie	Dominant USDA texture Textura USDA dominante
		Frequency Frecuencia	Duration Duración				
	Inches Pulgadas	Years Años	Number of days Numero de dias	Inches Pulgadas	Months per year Meses por año	Inches Pulgadas	
Serpentinite outcrop: So. Afloraciones de serpentinita.	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)----------
Soller: SrD, SrE, SsD2, SsE2, StB, StC, StD, StE.	20-40	(1/)	(1/)	>80	(2/)	0-12 12-26 26	Clay---------- Arcilla. Soft limestone--- Roca caliza blanda. Hard limestone. Roca caliza dura.
Talante: Ta----------	>72	Once in 1-5. Una vez en 1-5.	2-7	18-40	2-6	0-17 17-60	Loam---------- Lómico. Sand---------- Arena.
Tanama: TcB2, TcC2, TcD2, TcE2.	12-20	(1/)	(1/)	>80	(2/)	0-16 16	Clay---------- Arcilla. Hard limestone. Roca caliza dura.
Tidal swamp: Td--------- Pantano de marea.	>72	365	365	<15	12	(3/)	(3/)----------
Toa: ToA, Ts----------	>72	Once in 1-5. Una vez en 1-5.	<2	30-60	1-2	0-60	Silty clay loam-- Limo arcilloso lómico.
Voladora: VoD2, VoE2, VrC2.	>72	(1/)	(1/)	>80	(2/)	0-16 16-48	Clay---------- Arcilla. Clay loam-------- Arcilloso lómico.

(Cont.) PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO SOLLER

Classification / Clasificación		Percentage passing sieve-- / Porciento que pasa por el tamiz--				Permeability / Permeabilidad	Available water capacity / Capacidad de agua asequible	Reaction / Reacción	Shrink-swell potential / Potencial expansivo
Unified / Unificada	AASHO / AASHO	No. 4 (4.7 mm.)	No. 10 (2.0 mm.)	No. 40 (0.42 mm.)	No. 200 (0.074 mm.)	Inches per hour / Pulgadas por hora	Inches per inch of soil / Pulgadas por pulgada de suelo	pH value / Valor pH	
(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/).
MH	A-7	100	100	90-100	75-95	0.63-2.0	0.16-0.18	6.6-8.4	Moderate. Moderado.
ML	A-4	95-100	90-100	85-95	75-90	0.63-2.0	0.11-0.13	7.9-8.4	Low. Bajo.
ML or CL	A-4	100	100	85-95	60-75	2.0-6.3	0.12-0.14	4.5-5.5	Low Bajo.
SP or SM	A-3	100	100	50-70	5-15	6.3-20.0	0.03-0.05	4.5-5.5	Low. Bajo.
MH	A-7	100	100	90-100	75-95	0.63-2.0	0.11-0.13	6.1-7.8	Moderate. Moderado.
(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/)	(3/).
ML	A-7	100	100	95-100	85-95	0.63-2.0	0.12-0.14	6.1-7.8	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	90-100	75-95	0.63-2.0	0.11-0.13	<4.5-5.5	Moderate. Moderado.
MH	A-7	100	100	90-100	70-80	0.63-2.0	0.13-0.15	<4.5-5.5	Moderate. Moderado.

ANEXO 16. CLASE DE ESCORRENTIA SUPERFICIAL
Fuente: (Castro et al., 2002)

Slope (%)	Soil Permeability Class				
	Very Rapid	Moderately Rapid and Rapid	Moderately Slow and Moderate	Slow	Very Slow
Concave	N	N	N	N	N
< 2	N	N	N	L	M
2 – 5	N	VL	L	M	H
5 – 12	VL	L	M	H	VH
12 – 20	VL	L	M	H	VH
> 20	L	M	H	VH	VH

ANEXO 17. ÍNDICE DE TRANSPORTE DE P Y CATEGORIZACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE P POR LOS SUELOS

Fuente: (Castro et al., 2002)

MAYAGÜEZ SOIL SURVEY P INDEX TRANSPORT DATA

Map Soil	Soil Series	Phosphorus Sorption Capability Group	Soil Test P [1] Level Groups	Runoff Class
MwF2	Morado	M	Soil Group 2	H
MxC	Múcara	M	Soil Group 2	M
MxD2	Múcara	M	Soil Group 2	M
MxC2	Múcara	M	Soil Group 2	H
MxF2	Múcara	M	Soil Group 2	H
NaD	Naranjo	L	Soil Group 3	H
NcD2	Nipe	VH	Soil Group 1	L
PaC2	Palmarejo	M	Soil Group 2	M
PeD2	Perchas	M	Soil Group 2	H
PlE2	Plata	M	Soil Group 2	H
PlF2	Plata	M	Soil Group 2	H
QuD2	Quebrada	M	Soil Group 2	M
QuE2	Quebrada	M	Soil Group 2	H
QuF2	Quebrada	M	Soil Group 2	H
Re	Reilly	L	Soil Group 2	N
RlB	Río Lajas	VL	Soil Group 2	N
RpC2	Río Piedras	H	Soil Group 1	M
RpD2	Río Piedras	H	Soil Group 1	M
RsD2	Rosario	VH	Soil Group 1	M
RsE2	Rosario	VH	Soil Group 1	H
RsF2	Rosario	VH	Soil Group 1	H
SaD	San German	H	Soil Group 3	L
SaE	San German	H	Soil Group 3	M
ScB	San German	M	Soil Group 3	VL
SdF2	San Sebastian	VH	Soil Group 3	H
SeB	Santa Clara	M	Soil Group 2	L
SmE2	Santa Marta	VH	Soil Group 2	H
Sn	Santori	M	Soil Group 2	L
SrD	Soller	M	Soil Group 3	M
SrE	Soller	M	Soil Group 3	H

[1] Soil Group: 1. Strongly Acid High P Sorption - 2. Moderate and Slightly Acids Low to Medium P Sorption – 3. Non Acid Low to Medium P Sorption

San Juan Soil Survey P Index Transport Data

Map Soil	Soil Series	Phosphorus Sorption Capability Group	Soil Test P [1] Level Groups	Runoff Class
AaB	Aceitunas	VH	Soil Group 1	L
AaC	Aceitunas	VH	Soil Group 1	M
AbD	Aibonito	VH	Soil Group 1	M
AbE	Aibonito	VH	Soil Group 1	H
AmB	Almirante	H	Soil Group 1	L
AmC	Almirante	H	Soil Group 1	M
Ba	Bajura	M	Soil Group 2	L
BmB	Bayamon	H	Soil Group 1	L
CaE	Caguabo	M	Soil Group 2	H
CaF	Caguabo	M	Soil Group 2	H
CbF	Caguabo	M	Soil Group 2	H
Ce	Candelero	L	Soil Group 2	L
ClC	Catalina	VH	Soil Group 1	L
Cn	Cataño	VL	Soil Group 2	N
Co	Cayagua	L	Soil Group 2	M
CrD2	Colinas	H	Soil Group 3	M
CrE2	Colinas	H	Soil Group 3	H
CrF2	Colinas	H	Soil Group 3	H
Cs	Coloso	M	Soil Group 2	N
CuE	Consumo	M	Soil Group 1	H
CuF	Consumo	M	Soil Group 1	H
CzC	Corozal	M	Soil Group 1	H
NaD2	Naranjito	M	Soil Group 1	H
NaE2	Naranjito	M	Soil Group 1	H
NaF2	Naranjito	M	Soil Group 1	M
PaD	Pandura	L	Soil Group 2	L
PaE	Pandura	L	Soil Group 2	M
PaF	Pandura	L	Soil Group 2	M
PeF	Pellejas	M	Soil Group 2	M
Re	Reilly	L	Soil Group 2	N

[1] Soil Group: 1. Strongly Acid High P Sorption - 2. Moderate and Slightly Acids Low to Medium P Sorption – 3. Non Acid Low to Medium P Sorption

ANEXO 18. INTERPRETACIÓN DE LA PRUEBA DE P DEL SUELO PARA EL ÍNDICE DE P DEL CARIBE

Fuente: (Castro et al., 2002)

Soil Test P Interpretation Categories by Soil Groups

Soil Groups	Soil test P Interpretation					
	Soil Test (ppm)	Very Low	Low	Moderate	High	Very High
Strongly acid high P sorption	Olsen or Bray	1 – 10	11 – 30	31 – 130	131 – 300	> 300
Moderate and slightly acids low to medium P sorption	Bray	0 – 10	11 – 30	31 – 55	56 – 100	> 100
	Olsen	0 – 20	21 – 40	41 – 90	91 – 200	> 200
Non acid low to medium P sorption	Olsen or Bray	0 – 10	11 - 30	31 – 70	71 - 150	> 150

ANEXO 19. MODELO DEL ÍNDICE DE P ORIGINAL

Fuente: (Lemunyon y Gilbert, 1993)

PHOSPHORUS INDEX (Version 1.0)

Site Characteristic	Weight	Phosphorus Loss Rating (Value)				
		None (0)	Low (1)	Medium (2)	High (4)	Very High (8)
Soil Erosion tons/acre	1.50	Not applicable	< 5	5 – 10	10 – 15	> 15
Irrigation Erosion	1.50	Not applicable	Tailwater recovery or QS < 6 for very erodible soils or QS < 10 for other soils	QS > 10 for erosion resistant soils	QS > 10 for erodible soils	QS > 6 for very erodible soils
Runoff class	0.50	Negligible	Very low or low	Medium	High	Very high
Soil P Test	1.0	Not applicable	Low	Medium	High	Excessive
P fertilizer application rate (P_2O_5 lb/ acre)	0.75	None application	1 – 30	31 – 90	91 – 150	> 150
P fertilizer application method	0.50	None application	Placed with planter deeper than 2 in.	Incorporated immediately before crop	Incorporated > 3 months before crop or surface applied < 3 months before crop	Surface applied > 3 months before crop
Organic P source application rate (P_2O_5 lb/ acre)	1.0	None application	1 – 30	31 – 60	61 – 90	> 90
Organic P application method	1.0	None	Injected deeper than 2 in.	Incorporated immediately before crop	Incorporated > 3 months before crop or surface applied < 3 months before crop	Surface applied , or > 3 months before crop

Note: With the site characteristics and weighting factor in the left column and the values of the categories in each row. Summation of the weighted rating value is used to determine the site vulnerability.

SITE VULNERABILITY RATINGS AND INTERPRETATIONS

Total Weighted Rating Value	Site vulnerability
< 8	Low
8 – 14	Medium
15 – 32	High
> 32	Very High

ANEXO 20. MODELO DEL ÍNDICE DE P DE ARIZONA Y NUEVO MÉXICO

Fuente: (USDA-NRCS, 2000)

PHOSPHORUS INDEX RATING FOR ARIZONA

Site characteristic	Wt. Factor	Weighting Factor Times the Column Factor				
		None or very low	Low	Medium	High	Very High
Soil test P level (OLSEN)	**1**	Very Low <8 ppm	Low 8-15 ppm	Moderate 15-23 ppm	High 23-30 ppm	Very High >30 ppm
		0	**1**	**2**	**4**	**8**
Phosphorus (P_2O_5) Application Rate	**1**	None Applied	1-30 lbs./ac P_2O_5	30-90 lbs/ac P_2O_5	90-150 lbs/ac P_2O_5	>150 lbs./ac P_2O_5
		0	**1**	**2**	**4**	**8**
Organic Phosphorus Source Application Method	**1**	None Applied	Injected 3-6 inch below surface	Incorporated Immediately before Planting	Incorporated >3 Months Before Planting or Surface Applied <3 Months before Planting	Surface Applied
		0	**1**	**2**	**4**	**8**
Phosphorus Fertilizer Application Method	**1**	None Applied	Placed with Planter Deeper than 2 in	Incorporated Immediately before Planting	Incorporated >3 Months Before Planting or Surface Applied <3 Months before Planting	Surface Applied
		0	**1**	**2**	**4**	**8**
Proximity of Nearest Field Edge to Named Stream or Lake	**1.5**	Very Low >1000 feet	Low 500-1000 feet	Medium 200-500 feet	High 30-200 feet	Very High <30 feet
		0	**1.5**	**3**	**6**	**12**
Soil Erosion (WEQ & RUSLE)	**1.5**	Very Low <1 t/ac	Low 1-3 t/ac	Medium 3-5 t/ac	High 5-15 t/ac	Very High >15 t/ac
		0	**1.5**	**3**	**6**	**12**
Runoff Class	**1.5**	Negligible & Very Low	Low	Medium	High	Very High
		0	**1.5**	**3**	**6**	**12**
Irrigation Erosion	**1.5**	Not Irrigation or No Furrow Irrigation	Tailwater recover or QS <6 for very erodible soils or QS <10 for other soils	QS>10 for erosion resistant soils	QS>10 for erodible soils	QS>6 for very erodible soils
		0	**1.5**	**3**	**6**	**12**
Grazing Management	**0.5**	Not Grazed	Only Graze Crop Residues	Pasture <30% Dry Matter as Suppl. Feed	Pasture 30 to 80% Dry Matter as Supplemental Feed	Pasture 80 to 100% Dry Matter as Suppl. Feed
		0	**0.5**	**1**	**2**	**4**
Vegetative Buffers	**1.5**	>100 ft wide	65-100 ft wide	20-65 ft wide	<20 ft wide	No buffer
		0	**1.5**	**3**	**6**	**12**

INTERPRETATION OF PHOSPHORUS INDEX FOR ARIZONA

Phosphorus Index Classification		
Index Pts.	**P Haz. Class**	**P application Classification**
0-10	Very Low	N Based
10-17	Low	N Based
17-27	Medium	N Based
27-37	High	P Based (1.5x crop removal)
37-47	Very High	P Based (at crop removal)
>47	Excessive	No P application allowed

P Hazard Class Rating Described

VERY LOW OR LOW – A field that has a VERY LOW OR LOW potential for P movement offside. If farming practices were maintained at current levels. The probability of an adverse impact to surface water resources from P losses from the field would be very low or low. **Nutrient application can be based on nitrogen** for all sources.

MEDIUM – A field that has a HIGH potential for P movement offside. The probability for an adverse impact to surface water resources is greater than that from a low.
Vulnerability rated side. Some remedial action should be taken to lessen the probability of P movement. **Nutrient application can be based on nitrogen for all sources.**

HIGH – this site has a HIGH potential for P movement from the site. There is a high probability for an adverse impact to surface water resource unless remedial action is taken. Soil and water conservation as well as phosphorus management practices are necessary to reduce the risk of P movement and probable water quality degradation. **Nutrient application must be P based at 1.5 times crop removal when manure or** other organic by-products are applied. When inorganic fertilizer is applied, its rate must follow the Land Grant University's P recommendation for crop production.

VERY HIGH – this side has a VERY HIGH potential for P movement from the side. The probability for an adverse impact to surface water resources is very high. Remedial action is required to reduce the risk of P movement. All necessary soil and water conservation practices plus a phosphorus management plant must be put in place to reduce the potential of water quality degradation. **Nutrient application must be P based at crop removal when manure or other organic by-products are applied.**

EXCESSIVE – this site has a VERY, VERY HIGH potential for P movement from the site. The probability for an adverse impact to surface water resources is extreme. Remedial action is required to reduce the risk of P movement. All necessary soil and water conservation practices plus a phosphorus management plan must be put place to reduce potential of the water quality degradation. **No application of P is permitted.**

ANEXO 21. MODELO DEL ÍNDICE DE P PARA COLORADO

Fuente: (USDA-NRCS, 2003)

Colorado Phosphorus Index Risk Assessment (Version 1.0)						
Factor	**None (0)**	**Low (1)**	**Medium (2)**	**High (3)**	**Very high (4)**	**Score**
1. Runoff Class	Negligible	Very low or low	Medium	High	Very high	
2. Soil test P	Not applicable	Low	Medium	High	Very high	
3. P application rate (lbs. P_2O_5 $acre^{-1}$)	None applied	<30	30-90	91-150	>150	
4. P Application method.	None applied	Injected or subsurface application. Deeper. Than 2 inches	Spring applied and incorporated within 2 weeks	Fall/winter Applied and incorporated within 2 weeks.	Surface applied with no. Incorporation, or fall/winter. Applied with. Spring incorporation	
Gross score (sum of factors 1 though 4)						
5. **BMP Implementation Credits**	Subtract one point for each of the following BMPs implemented on this site: Contour Buffer Strips, Cover Crops, Filter Strips, Furrow Diking, Grassed Waterways, Linear Polyacrylamides, Terraces, or Residue Management.					
Net Score (sum of factors 1 through 4 less factor 5, BMP implementation credits)						

Score	Phosphorus Index Risk Interpretation
< 8	This field has a LOW potential for off-side P movement if management is maintained at the current level. Organic nutrient application rates may be calculated according to crap nitrogen requirements.
8 to 11	This field has a MEDIUM potential for off-side P movement and some management changes may need to be made to support continued low term organic nutrient applications. Organic nutrient application rates may be calculated according to crop nitrogen requirements.
12 to 15	This field has a HIGH potential for off-side P movement and management changes should be implement to decrease risk. Organic nutrient application rates should be calculated according to crop phosphorus requirements.
16	This field has a VERY HIGH potential for off-side P movement and management changes are needs to decrease risk. Organic nutrients should not be applied to this field.

ANEXO 22. MODELO DEL ÍNDICE DE P PARA OREGON (ESTE) Y WASHINGTON

Fuente: (USDA-NRCS, 2001)

PHOSPHORUS INDEX – EASTERN OREGON AND WASHINGTON – May 14, 2001 (Draft 5)

TRANSPORT FACTORS	Factor Weight	PHOSPHORUS LOSS RATING				
		None (0)	**Low (1)**	**Medium (2)**	**High (4)**	**Very High (8)**
Soil Erosion - tons/ac/yr. (RUSLE and/or WEQ)	1.50	< 1 (0)	1-3 (1.5)	4-6 (3.0)	7-15 (6.0)	>15 (12.0)
Soil Erosion from Sprinkler Irrigation	0.25	No Sprinkler Irrigation (0)	Application rate < infiltration rate OR. No visible runoff at field borders (0.25)	Application rate = infiltration rate OR. Little to no visible runoff at field borders. (0.5)	Application rate > infiltration rate OR. Visible runoff at field borders. (2.0)	Application rate > infiltration rate OR. Excessive runoff visible at field borders. Rills and gullies present. (4.0)
Soil Erosion from Surface Irrigation	1.00	No surface irrigation or tail water return flow in place (0)	QS < 6 for very erodible soils OR QS < 10 for all other soils (1.0)	QS ≥ 10 for erosion resistant soils (2.0)	QS ≥ 10 for erodible soils (4.0)	Qs ≥ for very erodible soils (8.0)
Runoff class	1.00-nonirrigated 0.50-irrigated	Negligible (0)	Very low or low (0.5 IRR, 1.0 NIRR)	Medium (1.0 IRR, 2.0 NIRR)	High (2.0IRR, 4.0 NIRR)	Very High (4.0 IRR, 8.0 NIRR)
Distance to perennial surface waters / buffer widths	0.50	>500 feet OR buffer >30 ft. Wide (or meets NRCS standards) Next to surface waters (0)	300 – 500 feet OR Buffer 20 - 30 ft. Wide next to surface waters (0.5)	200-299 feet OR Buffer 10 –19 ft. Wide next to surface waters. (1.0)	100 – 199 feet AND Buffer < 10 ft. Wide next to surface waters (2.0)	<100 feet AND No buffer next to surface waters OR Return flow from surface irrigation occurs with no buffer (4.0)

(Cont.) PHOSPHORUS INDEX – EASTERN OREGON AND WASHINGTON – May 14, 2001 (Draft 5)

TRANSPORT FACTORS	Factor Weight	PHOSPHORUS LOSS RATING				
		None (0)	**Low (1)**	**Medium (2)**	**High (4)**	**Very High (8)**
Subsurface Drainage	0.50	No tile drains (0)	Tile drains present soil test P (Olsen) < 40 ppm (0.5)	Tile drains present Soil test P (Olsen) 40 – 120 ppm (1.0)	Tile drains present Soil test P (Olsen) 121 – 170 ppm (2.0)	Tile drains present Soil test P (Olsen) >170 ppm (4.0)
Soil test P – 0-12" ppm (Olsen $NaHCO_3$)	1.00	(Soil test P - 20) / 10 Assign 0 points if soil test P < 20 ppm.				
Commercial P Fertilizer application rate	0.75	(lbs/ac P_2O_5 / 50) x 0.75				
Commercial P Fertilizer application method	0.50	None applied (0)	Placed with planter OR injected deeper than 2 inches OR incorporated by plowing (0.5)	Incorporated deeper than 3 inches by disking, chiseling, etc. (1.0)	Incorporated less than 3 inches deep by harrowing, etc. (2.0)	Surface applied – not incorporated prior to irrigation or winter precipitation (4.0)
Organic P source application rate	1.00	(lbs/ac P_2O_5 / 50)				
Organic P Fertilizer application method	1.00	None applied (0)	Injected deeper than 2 inches OR incorporated immediately (1.0)	Incorporated deeper than 3 inches by disking, chiseling, etc. within 5 days of application. (2.0)	Incorporated less than 3 inches deep by harrowing, etc. within 21 days of application. (2.0)	Surface applied – not incorporated prior to irrigation or winter precipitation (4.0)

Transport factors subtotal (TFS) Source factors subtotal (SFS)

Total rating value = (TFS x SFS)

INTERPRETATION OF PHOSPHORUS INDEX FOR EASTERN OREGON AND WASHINGTON

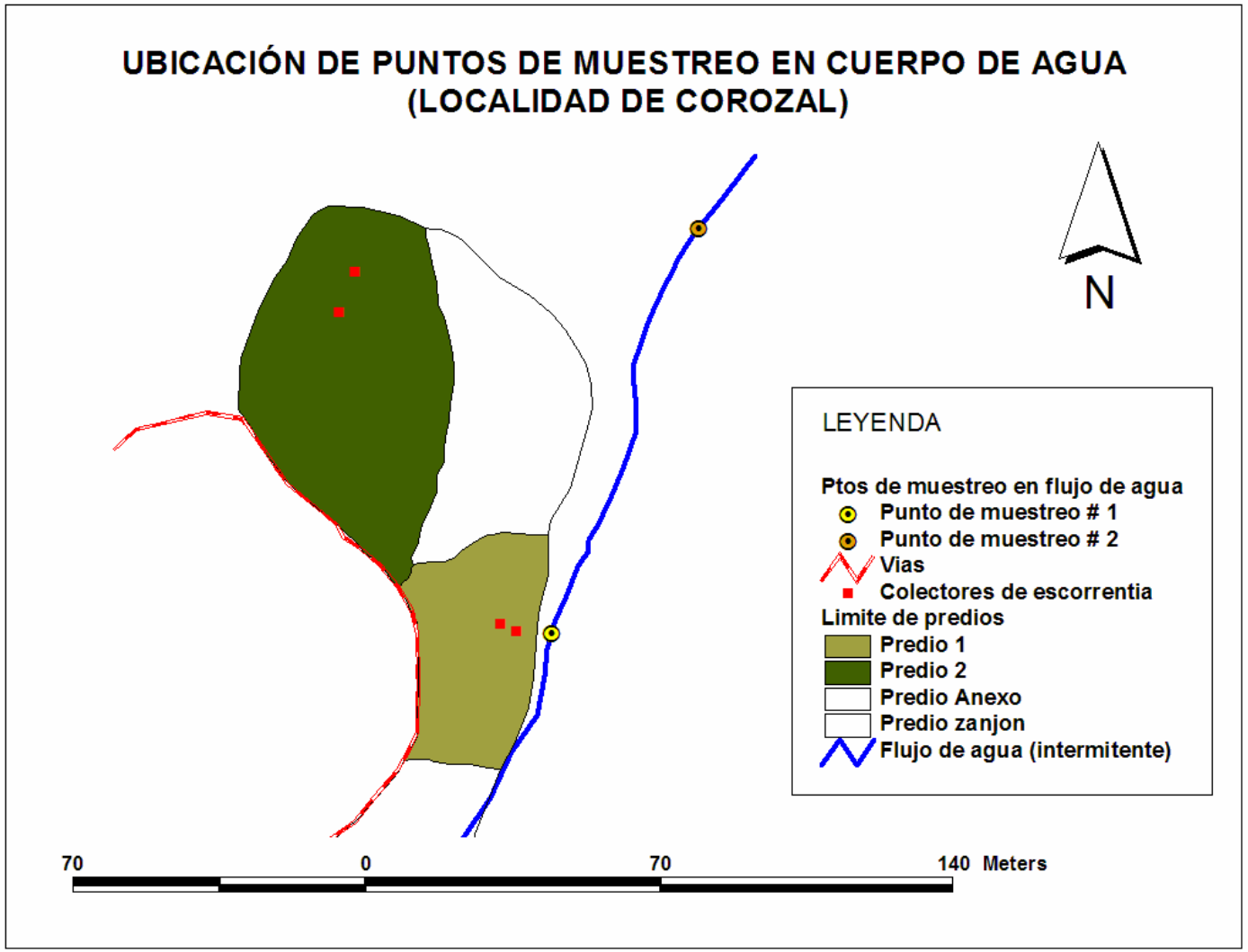
Total Rating Value TFS xSFS	Site vulnerability class
< 30	Low
30 – 130	Medium
131 – 500	High
> 500	Very High

INTERPRETATIONS OF THE PHOSPHORUS INDEX SITE VULNERABILITY CLASS

LOW - The site has a LOW potential for P movement from the site. If farming practices are maintained at current levels, the probability of an adverse impact to surface water resources from P losses from this site are low.

MEDIUM - The site has a MEDIUM potential for P movement from the site. The probability for an adverse impact to surface water resources is greater than that from a LOW vulnerability rated site. Some remedial action should be taken to lessen the probability of P movement.

HIGH - The site has a HIGH potential for P movement from the site. There is a high probability for an adverse impact to surface water resources unless remedial action is taken. Soil and water conservation as well as phosphorus management practices are necessary to reduce the risk of P movement and probable water quality degradation.

VERY HIGH - The site has a VERY HIGH potential for P movement from the site. The probability for an adverse impact to surface water resources is very high. Remedial action is required to reduce the risk of P movement. All necessary soil and water conservation practices plus a phosphorus management plan must be put in place to reduce the potential of water quality degradation.

ANEXO 23. UBICACIÓN DE PUNTOS DE MUESTREO EN CUERPO DE AGUA (LOCALIDAD DE COROZAL)