

# MANEJO DE FOSFORO EN SISTEMAS DE PRODUCCION AGRICOLA AMBIENTALMENTE SOSTENIBLE: DESAFIOS Y OPORTUNIDADES

Andrew Sharpley\*

## Introducción

El fósforo (P) es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas y animales, por lo tanto, su manejo cuidadoso es crítico para lograr sistemas de producción sostenibles y económicamente viables en el corto y largo plazo. Las fluctuaciones recientes en los precios de la energía y el incremento en los costos de los fertilizantes han llevado a muchos productores a reevaluar las prácticas de manejo del P para mantener rentabilidad. Al mismo tiempo, muchas regiones del mundo, como Estados Unidos, Europa, Australia, con agricultura y ganadería altamente desarrolladas y concentradas, se han visto forzadas a evaluar el efecto del P proveniente de la producción ganadera en la degradación de la calidad del agua. Esto ha impuesto un gran reto a la agricultura, el reto de manejar el P de manera que se mantenga una producción económicamente viable, pero que al mismo tiempo no incremente el riesgo de pérdidas de P hacia aguas superficiales.

Este trabajo discute estos desafíos examinando el destino del P aplicado al suelo y como éste puede movilizarse e ingresar a arroyos y ríos con las lluvias. Basándose en el conocimiento del destino y transporte de P se presentarán formas de minimizar las pérdidas por medio de prácticas y medidas de conservación. Claramente, la producción agrícola en Argentina no es tan intensiva como la de los Estados Unidos o Europa, por lo que las entradas de P al sistema son menores que las salidas. García y Salvagiotti (2009) reportaron que los productores argentinos aplican cerca del 60 % del P extraído por los principales cultivos de grano. Sin embargo, décadas de investigación demuestran que la acumulación de P en el suelo, a partir de la aplicación continua, es mucho más rápida que la disminución y una vez que observa degradación de la calidad de agua relacionada con excesos de P es extremadamente difícil (política y prácticamente) revertir la tendencia. Esto genera oportunidades para los profesionales agrícolas en Argentina para que siendo proactivos puedan balancear la producción y la sostenibilidad ambiental.

## El P y la calidad de agua

La eutrofización es uno de los procesos que más afectan el uso de agua en el mundo, siendo el Golfo de México, la Bahía de Chesapeake, el Mar Báltico y Peel Harbor las áreas más afectadas. La eutrofización es el proceso

de enriquecimiento orgánico o incremento de productividad biológica de un cuerpo de agua, proceso que se acelera como consecuencia de mayores aportes de nutrientes (Sharpley, 2000). En la mayoría de los casos, la eutrofización restringe el uso del agua para la pesca, recreación y la industria, debido al mayor crecimiento de algas y malezas acuáticas indeseables y a la falta de oxígeno causada por la muerte y descomposición de estas plantas (Carpenter et al., 1998). Un número cada vez mayor de cuerpos de agua superficiales también experimentan crecimiento periódico y masivo de algas peligrosas (por ejemplo, *Cyanobacteria* y *Pfiesteria*) que contribuyen a la mortalidad de peces en verano, al mal sabor del agua para consumo humano, a la formación de compuestos cancerinogénicos cuando a esta agua se le añade cloro y a la sospecha de la existencia de problemas neurológicos en humanos que consumen esta agua (Burkholder y Glasgow, 1997). La eutrofización de la mayoría de los cuerpos de agua fresca se acelera con el aumento en los aportes de P (Schindler et al., 2008). En los cuerpos de agua con contenidos de sales naturalmente altos, como los estuarios, existen concentraciones críticas únicas de N y P, específicas para el sitio, que generalmente limitan la productividad acuática (Conley et al., 2009; National Research Council, 2000).

Las ramificaciones económicas de la eutrofización de las aguas superficiales son variadas. Por ejemplo, la industria pesquera y la turística han sido severamente afectadas por el crecimiento explosivo de algas nocivas, pero de igual manera lo han sido las plantas de tratamiento de agua potable y agua servida. En muchas áreas, las acciones encaminadas a solucionar el problema están dirigidas al manejo del P en la fuente, lo cual incluye la agricultura, ya que es más barato contener el problema en la fuente que tratar la eutrofización y sus efectos.

## El P y los sistemas de producción agrícola

Las mejoras en la agricultura luego de la Segunda Guerra Mundial incrementaron dramáticamente la producción de granos y proteína de manera muy económica. Sin embargo, la especialización y fragmentación de los sistemas de producción agrícola, particularmente la de la ganadería, ha traído nuevas presiones para el manejo agrícola en las cuencas hidrográficas (Lanyon, 2005). Las cuencas generalmente han mantenido un balance de

\* Departamento de Ciencias Agrarias, Suelo y Ambiente, División de Agricultura, Universidad de Arkansas, Fayetteville, Arkansas, EE.UU. Correo electrónico: sharpley@uark.edu. Conferencia presentada en el XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACS. Rosario, 31 de Mayo al 4 de Junio del 2010.

nutrientes sostenible, pero al momento los nutrientes se mueven entre compartimientos a una escala global, ya sea como entradas de fertilizantes o alimento para animales o como salidas de productos de la finca. Esto trae nuevas presiones y desafíos y, por lo tanto, oportunidades. Por ejemplo, la mayor producción agrícola y ganadera de Brasil va captando mercados tradicionales de Estados Unidos. A su vez, los productores norteamericanos abastecen un gran porcentaje del mercado de carnes de Japón, a medida que las limitaciones por la calidad de agua limitan la producción económica en dicho país. De igual manera, es muy probable que el reciente interés por los biocombustibles tenga un impacto dramático y duradero en la agricultura y en el manejo de las cuencas. Por esta razón, el manejo de la tierra y de los nutrientes en cuencas hidrográficas dedicadas a la agricultura ha pasado de tener importancia local a tener importancia regional y, en algunos casos, ha pasado a ser un tema de seguridad económica nacional.

Como consecuencia de la separación espacial de los sistemas de producción animal y de producción agrícola, las áreas de producción de cultivos importan P. El P en los granos cosechados se transporta a áreas de producción animal donde la ineficiente utilización de nutrientes de los alimentos por los animales (utilizan < 30 %), hace que éstos se excreten con el estiércol. Esto ha llevado a una transferencia de nutrientes a gran escala en un solo sentido desde áreas de producción de granos hacia áreas de producción animal que cruza cuencas y aún fronteras nacionales. Todo esto ha incrementado

dramáticamente la importancia de las estrategias de manejo de cuencas (Lanyon 2000).

**Formas y cantidades de P en el suelo**

El P está presente en el suelo en formas inorgánicas (P<sub>i</sub>) y orgánicas (P<sub>o</sub>) (Figura 1). Las formas inorgánicas están dominadas por sesquióxidos, compuestos de Al y Fe cristalinos y amorfos en suelos ácidos no calcáreos y por compuestos de Calcio (Ca) en suelos alcalinos o calcáreos. Las formas orgánicas de P incluyen fosfolípidos y ácidos fúlvicos relativamente lábiles y formas más resistentes como inositoles y ácidos húmicos (Figura 1). Las formas presentadas en la Figura 1 no son entidades discretas ya que entre ellas ocurren continuas transformaciones integrales y dinámicas. Estas formas aproximadas de P se asignan en base al grado de disolución de P logrado con extracciones secuenciales de acidez o alcalinidad creciente (Hedley et al., 1982; Tiessen y Moir, 2007; Zhang y Kovar, 2008).

La inmovilización de P<sub>i</sub> en el suelo por estos procesos resulta en la indisponibilidad para las plantas de una parte del P aplicado. El contenido de P del suelo analizado por Mehlich-3 disminuye con el tiempo luego de la aplicación de P. De igual manera, más P<sub>i</sub> es fijado por Al y Fe (Figura 2). Esto explica porque la remoción del P<sub>i</sub> del suelo por los cultivos es generalmente baja. Datos de los Estados Unidos indican que en promedio el 29 % del P aplicado como fertilizantes y estiércol es removido por los cultivos, variando de < 1 % en Hawai

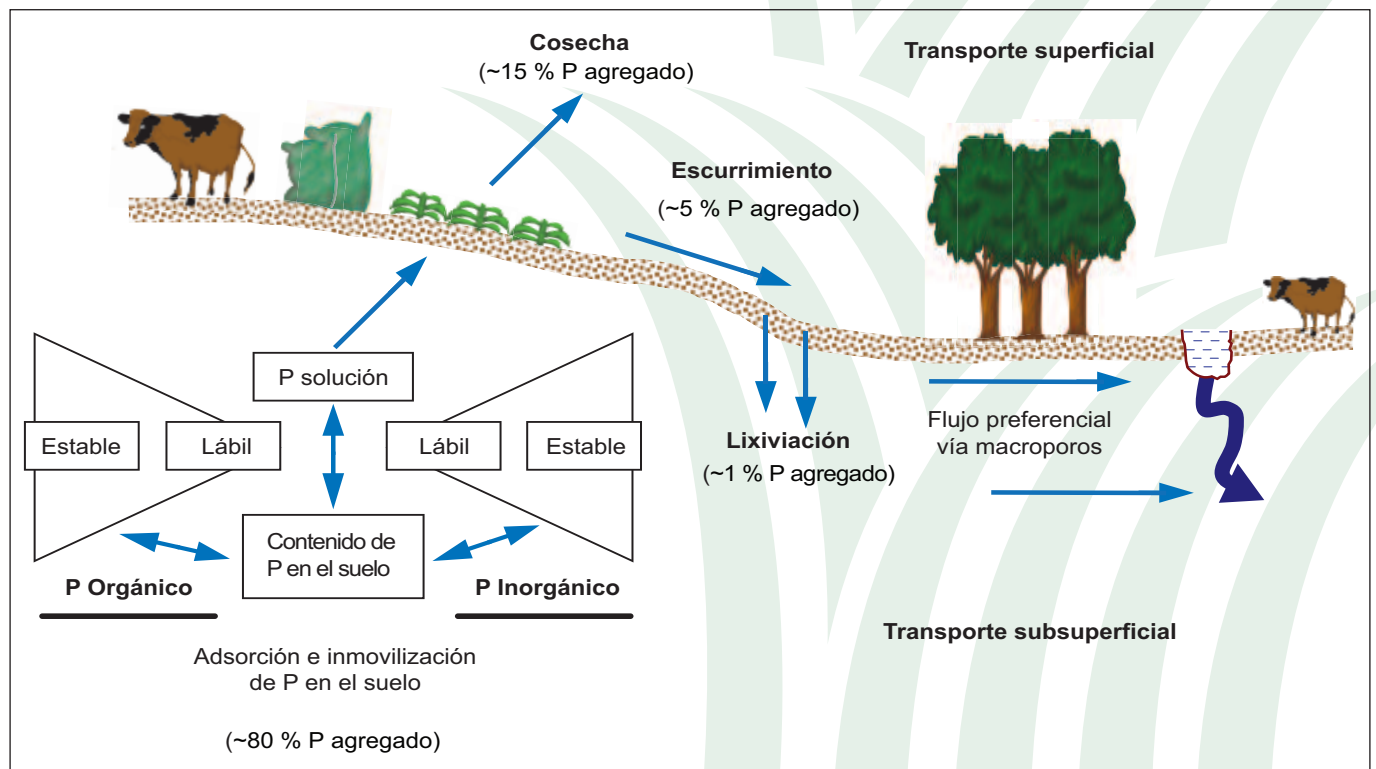
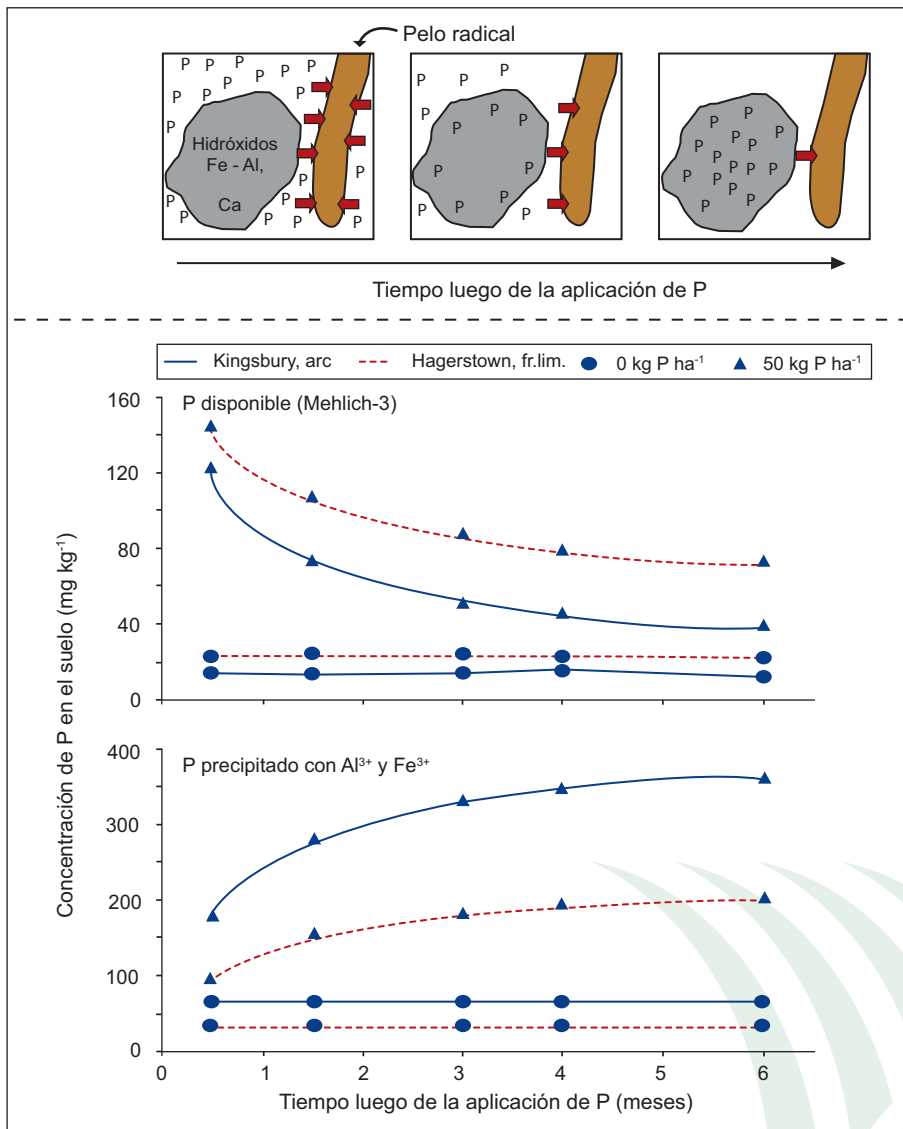


Figura 1. Factores que afectan el destino de P en la agricultura y el ambiente (adaptado de Sims y Sharpley, 2005).



**Figura 2. Cambio en P disponible (Mehlich-3 P) y P adsorbido (ligado al Al y Fe) del suelo en el tiempo, luego de la aplicación de P.**

a 71 % en Wyoming (National Research Council, 1993). La baja recuperación en Hawai refleja la predominancia de suelos fijadores de P.

Generalmente se considera que el P<sub>i</sub> es la mayor fuente de P disponible para las plantas, sin embargo, la mineralización de P<sub>o</sub> lábil también es importante tanto en suelos de baja fertilidad y como de alta fertilidad (Condron et al., 2005; Oehl et al., 2001). Las cantidades de P<sub>o</sub> mineralizadas en suelos temperados en condición de secano varían entre 5 y 20 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Stewart y Sharpley, 1987). La mineralización de P<sub>o</sub> del suelo tiende a ser mayor en los trópicos (67 a 157 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), donde las estaciones húmedas y secas son contrastantes y las mayores temperaturas del suelo incrementan la actividad microbiana.

En la mayoría de los suelos, el contenido de P en los horizontes superficiales es mayor que en el subsuelo. Excepto en situaciones especiales, el P tiende a fijarse en el lugar donde es aplicado en el suelo lo que produce

poco movimiento. Además, el P se mueve desde las raíces hacia las partes superiores de la planta y luego se re-deposita en la superficie del suelo con los residuos del cultivo. Este proceso acumula material orgánico y estimula la actividad biológica en la superficie. Más aún, en sistemas de labranza reducida, el fertilizante y estiércol se aplican superficialmente con poca o ninguna incorporación, promoviendo la acumulación de P en los primeros 5 cm del suelo.

### Vías de transporte de P en la escorrentía

El término escorrentía abarca dos procesos que ocurren a campo, el escurrimiento superficial y el flujo subsuperficial. En realidad, estos pueden ser términos ambiguos para describir un proceso muy dinámico. Por ejemplo, el flujo superficial puede infiltrarse en el suelo durante el movimiento descendente en una pendiente o moverse lateralmente como interflujo y reaparecer como flujo superficial.

La pérdida de P por escorrentía se presenta en forma de P disuelto en el agua y como P ligado a los sedimentos (Figura 1). El P en los sedimentos incluye el P asociado con las partículas de suelo y material orgánico que se erosiona durante los eventos de flujo y que en la mayoría de los suelos agrícolas va de 60 a 90 % del P transportado en la escorrentía superficial. La escorrentía superficial en pasturas, bosques o áreas no cultivadas arrastra poco sedimento y es, por lo tanto, generalmente dominada por P disuelto (hasta 80 %). El P disuelto se origina de la interacción entre la lluvia y una fina capa de la superficie del suelo de 2 a 5 cm (Sharpley, 1985), que libera P del agua que escurre en la superficie como se observa en la Figura 1 (Sharpley, 1981; 1995). La mayor parte del P disuelto es inmediatamente disponible para absorción biológica, sin embargo, el P del sedimento no es rápidamente disponible, pero puede ser una fuente de P a largo plazo para las algas (Sharpley, 1993).

En la mayoría de las cuencas, la exportación de P ocurre principalmente por escorrentía superficial antes que por flujo subsuperficial. Sin embargo, en algunas regiones con suelos arenosos o de texturas gruesas, o en suelos

con drenaje subsuperficial, el P puede transportarse en las aguas de drenaje. Generalmente, la concentración de P en el agua que percola a través del perfil del suelo es pequeña debido a la fijación de P en el subsuelo deficiente en este nutriente. Las excepciones se observan en suelos arenosos, en suelos orgánicos o de turba con baja fijación de P y en suelos donde el flujo preferencial de agua puede ocurrir rápidamente a través de macroporos y canales de lombrices (Sharpley, 1999; Sims et al., 1998).

### Mejores prácticas de manejo agrícola de P

Las mejores prácticas de manejo (MPM) utilizadas para minimizar el riesgo de transporte de P desde suelos agrícolas y para maximizar la producción pueden agruparse en medidas de fuente y medidas de transporte (Figura 3). Las medidas de fuente buscan minimizar el aumento del contenido de P del suelo por arriba de niveles suficientes para el óptimo crecimiento de los cultivos, manejando el P que ingresa a la finca y controlando la cantidad de P que se aplica al suelo. Las medidas de transporte se refieren al control del movimiento del P del suelo hacia las aguas superficiales

#### Medidas de fuente

##### Control de ingreso a la finca

La excesiva adquisición de fertilizantes minerales por las fincas y la sobre-aplicación de fertilizantes fosfata-

dos al suelo generalmente no se consideran como las causas principales de contaminación no puntual con P, ya que las condiciones económicas actuales requieren de un manejo eficiente de los fertilizantes. El manejo eficiente de los fertilizantes se basa en el uso regular del análisis de suelo, la selección de las dosis apropiadas de nutrientes para lograr metas de rendimientos razonables y la aplicación de los fertilizantes minerales utilizando métodos que maximicen la disponibilidad de los nutrientes para los cultivos (Beegle, 2005; Havlin et al., 1999).

La determinación de los desbalances entre ingreso y egreso de P en la finca es fundamental para reducir la pérdida de P de fuentes no puntuales. El adecuado manejo de la ingesta de P en la dieta de los animales ayuda a reducir los ingresos de P en forma de alimento animal, lo que es frecuentemente la principal causa de los excesos de P en las fincas ganaderas. La ingesta de P por arriba de los requerimientos mínimos de la dieta establecidos por el National Research Council (2001) no otorga ninguna ventaja en crecimiento o salud de los animales y en realidad reduce la rentabilidad por los mayores costos de alimentación. El cuidadoso balance entre el aporte de P a través de la dieta con los requerimientos de los animales puede reducir las cantidades de P excretadas (Poulsen, 2000; Valk et al., 2000). Esto tendrá un impacto obvio en el balance de P reduciendo el potencial de acumulación de P.

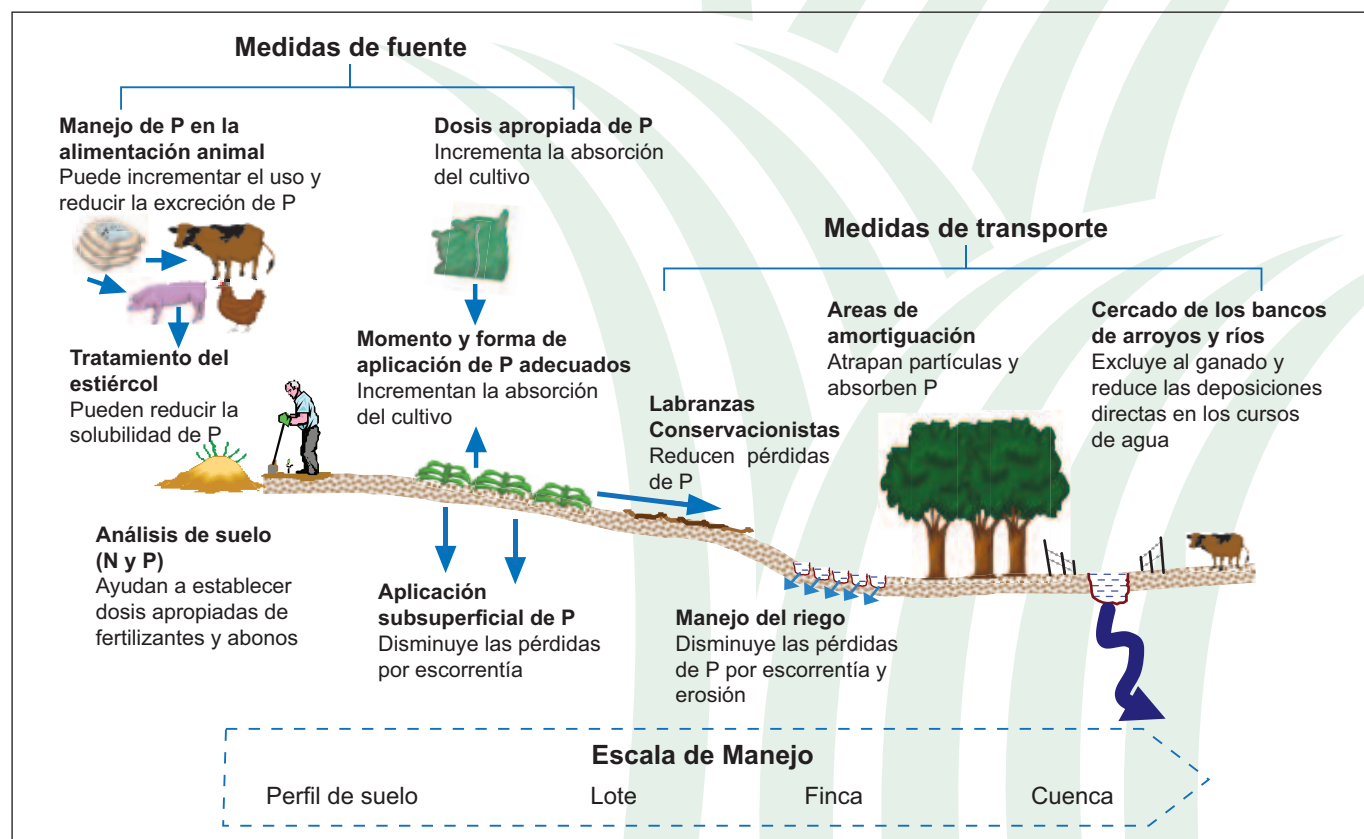


Figura 3. El manejo de P en sistemas de producción agrícola.

Una cantidad significativa del P en el grano está presente como fitato, una forma orgánica de P que los animales monogástricos, como cerdos y aves, no digieren bien. Por esta razón, es común que se suplementen los alimentos concentrados a los animales conteniendo formas minerales de P. Este suplemento hace que el estiércol se enriquezca con P. Enzimas como la fitasa catalizan la transformación del fitato a formas de P disponibles para los animales monogástricos y se pueden agregar a los alimentos para incrementar la eficiencia de absorción de P de los granos por los animales. Estas enzimas reducen la necesidad de usar suplementos fosfatados en la alimentación animal y potencialmente disminuyen el contenido total de P en el estiércol (Maguire et al., 2005b; 2007).

### *Manejo de aplicaciones de P al suelo*

**Análisis de suelo:** Las dosis de aplicación de P se establecen a partir de los requerimientos de los cultivos y de la disponibilidad de P en el suelo determinada a través del análisis de suelos (Mullins et al., 2005; Sims, 2000). La profundidad de muestreo en suelos con labranza convencional es de 15 a 20 cm y en los suelos manejados con labranza de conservación y pasturas es de 5 a 10 cm.

Las aplicaciones de fertilizantes fosfatados pueden ajustarse fácilmente para satisfacer las necesidades de los cultivos y minimizar la acumulación excesiva de P en el suelo debido a que existe un incentivo económico para no aplicar cantidades más allá de las necesarias. Sin embargo, las aplicaciones de estiércol comúnmente se han hecho con el objetivo de satisfacer las necesidades de N de los cultivos, lo cual ha resultado en concentraciones altas de P en el suelo, superiores a las concentraciones óptimas para los cultivos, condición que ha incrementado las pérdidas de P por escorrentía (Pote et al., 1999; Sharpley et al., 2007; Sims et al., 1998).

**Dosis, método y momento de aplicaciones de P:** Se puede manejar la dosis, método y momento de aplicación de P para minimizar la pérdidas potencial de P por escorrentía (Sims y Sharpley, 2005). Como es de esperarse, las pérdidas de P por escorrentía se incrementan con el aumento de las dosis de aplicación (Edwards y Daniel, 1993; Maguire et al., 2005a; McDowell et al., 2001). Aunque la intensidad y duración de las lluvias influyen la concentración y pérdida total de P por escorrentía, es crítico relacionar la pérdida potencial con las dosis de aplicación para poder establecer pautas ambientales para el manejo de los residuos de corral. La incorporación de P en el perfil de suelo, ya sea a través de labranza o aplicación sub-superficial, reduce el potencial de pérdida de P por escorrentía. Mueller et al. (1984) observaron que las

pérdidas de P por escorrentía en maíz fueron 20 veces menores que las pérdidas de P observadas en áreas bajo siembra directa que recibieron aplicaciones superficiales del estiércol.

La mayor pérdida anual de P por escorrentía ocurre durante una o dos tormentas intensas (Edwards y Owens, 1991; Smith et al., 1991), por esta razón, el evitar las aplicaciones de P durante estas épocas del año puede reducir el riego de pérdida de P. De igual manera, a medida que se alarga el período de tiempo entre la aplicación de estiércol y el evento de lluvia/escorrentía se reduce el transporte de P (Sharpley, 1997). Aun cuando estas medidas pueden reducir el riesgo de pérdida de P por escorrentía, su implementación no es práctica para los agricultores. Por ejemplo, la inyección subsuperficial o incorporación en suelos pedregosos puede ser difícil para ciertos productores, mientras que aquellos que no disponen de sitios de almacenamiento y que contratan la limpieza de las instalaciones (como los criadores de pollos) tendrían poca flexibilidad para escoger el momento de aplicación de ese estiércol.

**Enmiendas de suelo y labranza:** Teniendo en cuenta la relación entre el P del suelo y el P transportado por la escorrentía o lavado, se han evaluado una variedad de opciones de manejo que reducen el contenido de P en el suelo o simplemente el contenido de P soluble. Stout et al. (1998) determinaron que la aplicación del yeso que queda como subproducto de la combustión del carbón reduce la solubilidad del P en el suelo sin reducir significativamente el P disponible para las plantas, lo cual puede reducir la pérdida de P por escorrentía (Stout et al., 2000). Sharpley (2003) observó que la labranza profunda puede disminuir la concentración de P en el suelo (determinada con Mehlich-3) en 65–90 % en función del contenido de arcilla del subsuelo y de la concentración de P determinada por el análisis. Una vez que se establece la pastura y se minimiza la erosión (alrededor de 20 semanas después de la labranza y siembra), la concentración de P total en el escurrimiento superficial fue de 1.79 mg L<sup>-1</sup> comparado con 3.4 mg L<sup>-1</sup> antes de la labranza, con una reducción del P disuelto de 2.9 a 0.3 mg L<sup>-1</sup>. Los beneficios de la labranza en suelos que tienen P estratificado (capas superficiales con contenidos muy altos de P) resultan de los efectos combinados de la dilución de los altos contenidos de P superficial con la incorporación con la labranza en las capas inferiores y de una mayor fijación de P en las arcillas. Por esta razón, una sola labranza de suelos altamente estratificados puede reducir las pérdidas de P por escorrentía a largo plazo si se minimiza la erosión inducida por la labranza.

Si bien estas opciones buscan resolver el problema de niveles excesivos de P en el suelo, no se las debe ver como la solución al principal problema que es la sobre-

aplicación de P. Más aún, se debe considerar si los beneficios de la labranza profunda en la reducción de los niveles de P del suelo son mayores a los de la susceptibilidad a erosión que el proceso implica.

*Manejo del estiércol y usos alternativos:* Como el ganado genera constantemente estiércol, la capacidad de almacenamiento de estos residuos brinda flexibilidad para el manejo a los agricultores, particularmente en lo que refiere al momento de aplicación. Las opciones específicas de almacenamiento varían con el tipo de ganado y las características individuales de la finca, variando desde piletas de cemento a lagunas aeróbicas o anaeróbicas o estanques de oxidación. Sin duda, el almacenamiento del estiércol provee más flexibilidad para decidir el momento de aplicación. Existe una variedad de métodos de almacenamiento de diferente costo. Las cubiertas de plástico de bajo costo funcionan bien para abonos sólidos. Sin embargo, todos los métodos de almacenamiento deben manejarse cuidadosamente para que se logre su máximo potencial tanto desde el punto de vista agronómico y como del ambiental.

Existe interés en utilizar ciertos residuos de corral como material para bioenergía. Por ejemplo, la cama seca de criaderos de pollo puede quemarse directamente o convertirse por métodos pirolíticos en combustible para generación de energía eléctrica. Los desechos líquidos pueden digerirse anaeróbicamente para producir metano que se puede usar para generar calor y energía. Estos procesos reducen el volumen de estiércol que debe manejarse, pero todavía es necesario determinar la forma como utilizar o deshacerse del material residual (cenizas). Se espera que cuando se valore el costo del agua limpia y del manejo sostenible de los residuos de corral se desarrolle un uso empresarial alternativo de los estiércoles, que sea más efectivo en costos y que cree mercado. La solución más efectiva a largo plazo es compatibilizar el número de animales con el área donde se utilizarán los estiércoles.

### *Medidas de transporte*

Se puede reducir el transporte de P por escorrentía superficial y erosión mediante labranza de conservación y manejo de los residuos de los cultivos, franjas de amortiguamiento, diseño y manejo de las zonas adyacentes a arroyos y ríos, terrazas, cultivos en contorno, cultivos de cobertura y reservorios o lagos. Básicamente, estas prácticas reducen el impacto de la lluvia sobre la superficie del suelo, reducen el volumen y velocidad de la escorrentía, incrementan la resistencia del suelo a la erosión y atrapan sedimentos (**Figura 3**).

### *Labranza de conservación*

El objetivo de la labranza de conservación es reducir la escorrentía y la erosión, pero parece que el efecto es

diferente si se toman en cuenta las pérdidas entre el P atrapado en las partículas de suelo que salen del sitio por erosión y las pérdidas de P disuelto en el agua de escorrentía. Considerando el efecto de la aplicación superficial de fertilizantes minerales y del estiércol en las pérdidas de P por escorrentía, la labranza de conservación, en particular la siembra directa, puede incrementar las pérdidas de P por escorrentía. Sharpley y Smith (1994), al resumir los resultados experimentales en cuencas hidrográficas de Oklahoma, Estados Unidos, hallaron que el paso de labranza convencional a siembra directa en trigo disminuyó la concentración total de P en la escorrentía superficial, pero incrementó la concentración de P soluble en agua.

### *Cultivos de cobertura*

Los cultivos de cobertura sirven para proteger la superficie del suelo del impacto de la gota de lluvia, mejoran la infiltración en comparación con el suelo desnudo y atrapan partículas de suelo erosionadas (Sharpley y Smith, 1991). En áreas en las cuales el transporte de P disuelto es la principal preocupación, los cultivos de cobertura pueden reducir la escorrentía y, en consecuencia, la carga de P, pero difícilmente impactan en el P disuelto en el agua de escorrentía. Kleinman et al. (2001) observaron que los cultivos de cobertura redujeron la concentración de P total en la escorrentía de primavera a 36 % del P disuelto de maíz con labranza convencional. Sin embargo, las concentraciones de P disuelto no fueron significativamente diferentes entre cultivos de cobertura y maíz convencional ya que éstas están controladas por el contenido de P del suelo más que por la erosión.

### *Caminos de aguas recubiertos*

El objetivo de los caminos de agua cubiertos por pasto es atrapar sedimentos y reducir la erosión. En algunos casos, estas obras se instalan para interceptar la escorrentía y disminuir el largo efectivo de la pendiente. Chow et al. (1999) estimaron que la instalación de una combinación de caminos de agua empastados y terrazas disminuyó en 20 veces la erosión anual en un lote de papa en New Brunswick, Canadá.

### *Franjas o áreas de amortiguación*

Además de reducir la exportación de P, las áreas de amortiguamiento pueden incrementar el número y la diversidad de la fauna silvestre y del hábitat acuático. En estas áreas, a la acción física de regular el transporte de nutrientes ligados a los sedimentos se suma la captura de P por las plantas, resultando en una acumulación a corto y largo plazo de nutrientes en la biomasa (Hoffmann et al., 2009; Lowrance et al., 1985; Uusi-Kamppa, 2000). Sin embargo, la efectividad de las áreas de amortiguamiento como reguladoras de nutrientes

puede variar significativamente. Por ejemplo, la ruta y profundidad de las vías de flujo de agua subsuperficial a través de las áreas ubicadas alrededor de arroyos y ríos pueden afectar la retención de nutrientes. Las áreas de amortiguamiento son más eficientes cuando existe flujo laminar que cuando el flujo ocurre en canales. El flujo en canales a menudo sobrepasa los mecanismos de retención. Esta es la razón por la cual estas áreas deben ser cuidadosamente manejadas para lograr que trabajen en su plena capacidad de retención y filtración.

### Protección de los bancos de arroyos y ríos

La protección de los bancos de los cursos de agua es otra MPM simple, que puede reducir las entradas de P por erosión y la deposición directa de estiércol en los cursos de agua. El efecto de la protección/restauración de bancos de arroyos y ríos y la exclusión de animales con alambrado en la calidad del agua fue evaluado en un amplio estudio de cuencas hidrográficas en el centro norte de Vermont, Estados Unidos (Meals, 1990). Luego de tres años de estudio, se implementó el tratamiento de restauración de bancos y alambrado en aproximadamente la mitad de la extensión de cursos de agua que tenían influencia de pastoreo en la cuenca, lo que excluyó al 97 % de los animales de los cursos de agua. Se observaron reducciones significativas en las concentraciones totales de N y P, sólidos totales suspendidos y bacterias, resultando en una reducción del 30 al 50 % de la exportación de N, P y sedimentos hacia los cursos de agua.

James et al. (2006) observaron cuatro hatos lecheros de pastoreo con acceso a cursos de agua durante cuatro intervalos durante la primavera y verano del año 2003 en la cuenca de Cannonsville, en el centro del estado de New York, Estados Unidos. Se estimaron las contribuciones de P fecal hacia los cursos de agua. Se observó que el ganado prefería defecar en el agua, aunque pasaban poco tiempo en ella. En promedio, alrededor del 30 % de todas las deposiciones fecales cayeron en el suelo en un área de 40 m alrededor del curso de agua y 70 % directamente en los cursos de agua, lo que equivale a aproximadamente 12 % de la carga de P a nivel de cuenca atribuida a la agricultura (James et al., 2006). A pesar de los beneficios probados de las prácticas de proteger los bancos de los cuerpos de agua y de alambrar los accesos, estas prácticas no son populares entre muchos agricultores y, por lo tanto, no han sido ampliamente implementadas.

### Construcción de humedales y áreas de sedimentación

La construcción de humedales y estanques de sedimentación sirve para reducir el P adherido a las partículas de suelo por intercepción del flujo que transporta el sedimento. House et al. (1994) determinaron que la construcción de un humedal podría

reducir las concentraciones de P total en un 86 %, y que existen ciertas especies vegetales (por ejemplo *Phragmites spp.*) que mejoran sustancialmente la eficiencia de remoción de nutrientes. En el corto plazo, estos humedales pueden atenuar el transporte de P disuelto a medida que el agua fluye a través de ellos. Sin embargo, la capacidad finita de retención de los humedales y las fluctuaciones estacionales de oxidación/reducción pueden hacerlos inefectivos en el control del transporte de P disuelto.

A pesar de las ventajas de cualquiera de estas medidas de control de transporte de P, éstas no deben considerarse como la única medida de reducción de las pérdidas de P en la escorrentía proveniente de las áreas agrícolas. Generalmente, estas medidas son más efectivas para reducir el aporte de P adherido al sedimento que para el P disuelto. De igual manera, el P almacenado en los sedimentos de los cursos de agua y de los lagos puede ser una fuente de P a largo plazo en el agua, aun después de que se hayan reducido los ingresos de P provenientes de la agricultura. El efecto de las medidas de remediación en la cuenca puede ser lento, sin embargo, es necesario tomar acciones inmediatas para evitar prolongados problemas de calidad de agua.

### Conclusiones

A pesar de disponer de MPM efectivas que pueden disminuir el potencial de pérdidas de P de las áreas bajo agricultura, manteniendo al mismo tiempo los objetivos de producción, ninguna de estas prácticas debe ser vista o usada individualmente como un mecanismo único para reducir las pérdidas de P. Por ejemplo, en Europa se otorgan subsidios para el establecimiento de franjas de amortiguación para reducir pérdidas de P a lo largo de los cursos de agua, haciéndolas muy comunes. Sin embargo, en muchos sitios donde se establecen estas franjas no existe escurrimiento superficial y su presencia no es necesaria. Por otro lado, si no se enfoca el trabajo en las áreas críticas de acumulación de P, la implementación de MPMs en grandes áreas de una cuenca no siempre reduce las exportaciones de P de la cuenca. Además, al mismo tiempo que se implementan estrategias de remediación es necesario implementar un programa de monitoreo para documentar el efecto de los cambios de manejo en la calidad del agua.

Debido al tiempo que transcurre entre la implementación de las prácticas y la mejoría en la calidad del agua, las estrategias de remediación deben considerar el nuevo equilibrio de funcionamiento de la cuenca y de los cuerpos de agua. En ciertas condiciones, las zonas de acumulación de nutrientes pueden convertirse en fuentes de P con pequeños cambios en el manejo de la cuenca y en el comportamiento

hidrológico. También es importante recordar que es esencial en cualquier estrategia de reducción de pérdidas de P a nivel de cuenca el evaluar toda la complejidad física y social de sistemas individuales y la mitigación del aporte de P de fuentes no agrícolas.

El manejo actual de la nutrición y fertilización con P en Argentina es de mantenimiento, antes que de construcción, debido principalmente a factores económicos. Por esta razón, los restos frente a la calidad del agua son de menor importancia si solamente se toma en cuenta el mejoramiento de la producción y el incremento de la fertilidad del suelo. Sin embargo, esta condición representa una oportunidad para que los esfuerzos en la producción y en el cuidado del ambiente se junten para asegurar que los niveles de P del suelo no se incrementen a niveles extremos (de 5 a 10 veces los valores agronómicos óptimos), como se ha visto en ciertas áreas de los Estados Unidos y Europa. En la mayoría de los casos, esto ha ocurrido por la expansión e intensificación de los sistemas de manejo intensivo de ganado. Se espera que los promotores del desarrollo agrícola en Argentina sean capaces de aprender de experiencias de otros sitios y de la investigación disponible.

## Bibliografía

- Beegle, D. 2005. Assessing soil phosphorus for crop production by soil testing. p.123-144. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), Phosphorus; Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy Monograph No. 46. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Burkholder, J.A., and H.B. Glasgow, Jr. 1997. *Pfiesteria piscicidia* and other Pfiesteria-dinoflagellates behaviors, impacts, and environmental controls. *Limnology and Oceanography* 42:1052-1075.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Applic.* 8:559-568.
- Chow, T.L., H.W. Rees and J.L. Daigle. 1999. Effectiveness of terraces/grassed waterway systems for soil and water conservation: a field evaluation. *J. Soil Water Conserv.* 54:577-583.
- Condon, L.M., B.L. Turner, and B.J. Cade-Menun. 2005. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. pp.87-122. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), Phosphorus; Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy Monograph No. 46. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Conley, D.J., H.W. Paerl, R.W. Howarth, D.F. Boesch, S.P. Seitzinger, K.E. Havens, C. Lancelot, and G.E. Likens. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 323:1014-1015.
- Edwards, D.R., and T.C. Daniel. 1993. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 36:81-80.
- Edwards, W.M., and L.B. Owens. 1991. Large storm effects on total soil erosion. *J. Soil Water Conserv.* 46:75-77.
- Garcia, F.O., and F. Salvaggiotti. 2009. Nutrient use efficiency of cropping systems in the Southern Cone of Latin America. IPNI Symposium Nutrient Use Efficiency. Latin American Congress of Soil Science. San Jose, Costa Rica. November, 2009. 17 p.
- Havlin, J.L., J.D. Beacon, S.L. Tisdale, and W.L. Nelson. 1999. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 6<sup>th</sup> Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Hedley, M.J., J.W.B. Stewart, and B.S. Chanhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:970-976.
- Hoffmann, C.C., C. Kjaergaard, J. Uusi-Kämpä, H.C.B. Hansen, and B. Kronvang. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38:1942-1955.
- House, C.H., S.W. Broome, and M.T. Hoover. 1994. Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Water Sci. Tech.* 29:177-184.
- James, E.E., P.J.A. Kleinman, T. Veith, R. Stedman, and A.N. Sharpley. 2006. Phosphorus contributions from pastured dairy cattle to streams. *J. Soil Water Conserv.* 62:40-47.
- Kleinman, P.J.A., P. Salon, and A.N. Sharpley. 2001. Evaluating alternative cover crops for the control of runoff phosphorus losses. ASA-CSSA-SSSA Abstracts, Soil Science Society of American, Madison, WI.
- Lanyon, L.E. 2000. Nutrient management: Regional issues affecting the Chesapeake Bay. p. 145-158. In: A.N. Sharpley (ed.), Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Lanyon, L.E. 2005. Phosphorus, animal nutrition and feeding: Overview. p. 561-586. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), Phosphorus; Agriculture and the Environment. Am. Soc. Agron. Monograph. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Lowrance, R.R., R.A. Leonard, and J.M. Sheridan. 1985. Managing riparian ecosystems to control non-point pollution. *J. Soil and Water Conserv.* 40:87-91.
- Maguire, R.O., W.J. Chardon, and R.R. Simard. 2005a. Assessing potential environmental impacts of soil phosphorus by soil testing. pp. 145 – 180. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), Phosphorus; Agriculture and the Environment. Am. Soc. Agron. Monograph. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Maguire, R.O., J.T. Sims, and T.J. Applegate. 2005b. Phytase supplementation and reduced-phosphorus turkey diets reduce phosphorus loss in runoff following litter application. *J. Environ. Qual.* 34:359-369.
- Maguire, R.O., D.A. Crouse, and S.C. Hodges. 2007. Diet modification to reduce phosphorus surpluses: A mass balance approach. *J. Environ. Qual.* 36:1235-1240.
- McDowell, R. W., and A.N. Sharpley. 2001. Approximating phosphorus release from soil to surface and subsurface drainage. *J. Environ. Qual.* 30:508-520.
- Meals, D.W. 1990. LaPlatte River watershed water quality monitoring and analysis program: comprehensive final report. Program Report No. 12. Vermont Water Resour. Res. Center, Univ. Vermont, Burlington, VT.



- Mueller, D.H., R.C. Wendt, and T.C. Daniel. 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:901-905.
- Mullins, G., B. Joern, and P. Moore. 2005. By-product phosphorus: Sources, characteristics, and management. pp. 829-880. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), *Phosphorus; Agriculture and the Environment*. American Society of Agronomy Monograph No. 46. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- National Research Council. 1993. *Soil and water quality: An agenda for agriculture*. National Academy Press, Washington, DC.
- National Research Council. 2000. *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy Press, Washington, D. C. 405 pages.
- National Research Council. 2001. *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. 7<sup>th</sup> rev. ed. Natl. Acad. Sci., Washington, DC.
- Oehl, F., A. Oberson, S. Sinaj, and E. Frossard. 2001. Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:780-787.
- Pote, D.H., T.C. Daniel, D.J. Nichols, A.N. Sharpley, P.A. Moore, Jr., D.M. Miller, and D.R. Edwards. 1999. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *J. Environ. Qual.* 28:170-175.
- Poulsen, H.D. 2000. Phosphorus utilization and excretion in pig production. *J. Environ. Qual.* 29:24-27.
- Schindler, D.W., R.E. Hecky, D.L. Findlay, M.P. Stainton, B.R. Parker, M.J. Paterson, K.G. Beaty, M. Lyng, and S.E.M. Kasian. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen inputs: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105:11254-11258.
- Sharpley, A.N. 1981. The contribution of phosphorus leached from crop canopy to losses in surface runoff. *J. Environ. Qual.* 10:160-165.
- Sharpley, A.N. 1985. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1010-1015.
- Sharpley, A.N. 1993. Assessing phosphorus bioavailability in agricultural soils and runoff. *Fert. Res.* 36:259-272.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24:920-926.
- Sharpley, A.N. 1997. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. *J. Environ. Qual.* 26:1127-1132.
- Sharpley, A.N. 1999. Agricultural phosphorus, water quality, and poultry production: Are the compatible? *Poultry Sci.* 78:660-673.
- Sharpley, A.N. Editor. 2000. *Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay*. CRC Press, Boca Raton, FL. 229 p.
- Sharpley, A.N. 2003. Soil mixing to reduce surface stratification of phosphorus in manured soils. *J. Environ. Qual.* 32:1375-1384.
- Sharpley, A.N., and S.J. Smith. 1991. Effect of cover crops on surface water quality. pp. 41-50. In Hargrove, W. L. (ed.) *Cover Crops for Clean Water*. Soil and Water Conserv. Soc., Ankeny, IA.
- Sharpley, A.N., and S.J. Smith. 1994. Wheat tillage and water quality in the Southern Plains. *Soil Tillage Res.* 30:33-38.
- Sharpley, A.N., S. Herron, and T.C. Daniel. 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based nutrient management in poultry farming. *J. Soil Water Conserv.* 62:375-389.
- Sims, J.T. 2000. The role of soil testing in environmental risk assessment for phosphorus. pp. 57-82. In: A.N. Sharpley (ed.), *Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Sims, J.T., and P.J.A. Kleinman. 2005. Managing agricultural phosphorus for environmental protection. pp. 1021-1068. In J.T. Sims and A.N. Sharpley (eds.), *Phosphorus; Agriculture and the Environment*. Am. Soc. Agron. Monograph. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Sims, J.T., and A.N. Sharpley. Editors. 2005. *Phosphorus; Agriculture and the Environment*. American Society of Agronomy Monograph No. 46. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Sims, J.T., B.C. Joern, and R.R. Simard. 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* 27:277-293.
- Smith, S.J., A.N. Sharpley, J.R. Williams, W.A. Berg, and G.A. Coleman. 1991. Sediment-nutrient transport during severe storms. pp. 48-55. In: S.S. Fan and Y.H. Kuo (eds.), *Fifth Interagency Sedimentation Conference*. March 1991, Las Vegas, NV. Federal Energy Regulatory Commission, Washington, DC.
- Stewart, J.W.B., and A.N. Sharpley. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. p. 101-121. In R.F. Follett, J.W.B. Stewart, and C.V. Cole (eds.) *Soil fertility and organic matter as critical components of production systems*. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub. 19, Madison, WI.
- Stout, W.L., A.N. Sharpley, and H.B. Pionke. 1998. Reducing soil phosphorus solubility with coal combustion by-products. *J. Environ. Qual.* 27:111-118.
- Stout, W.L., A.N. Sharpley, and J. Landa. 2000. Effectiveness of coal combustion by-products in controlling phosphorus export from soils. *J. Environ. Qual.* 29:1239-1244.
- Tiessen, H., and J.O. Moir. 2007. Characterization of available P in sequential extraction. pp. 293-306. In M.R. Carter and E.G. Gregorich (eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2<sup>nd</sup> Edition. Canadian Soc. Soil Sci., CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL.
- Uusi-Kämpä, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen, and R. Uusitalo. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *J. Environ. Qual.* 29:151-158.
- Valk, H., J.A. Metcalf, and P.J.A. Withers. 2000. Prospects for minimizing phosphorus-excretion in ruminants by dietary manipulation. *J. Environ. Qual.* 29:28-36.
- Zhang, H., and J.L. Kovar. 2008. Fractionation of soil phosphorus. pp. 49-59. In J.L. Kovar and G.M. Pierzynski (eds.), *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters*. Southern Cooperative Series Bulletin. Virginia Tech University, Blacksburg, VA. ❖