



INSTITUTO INTERNACIONAL
DE NUTRICIÓN DE PLANTAS

WWW.IPNI.NET



JUNIO
2010
CONTENIDO

- MANEJO DE FÓSFORO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS AMBIENTALMENTE SUSTENTABLES
- MÉTODOS DE DIAGNÓSTICO DE FERTILIDAD NITROGENADA PARA EL CULTIVO DE TRIGO
- MANEJO DEL NITRÓGENO EN CULTIVOS DE INVIERNO EN URUGUAY
- FERTILIZACIÓN CON AZUFRE EN EL CULTIVO DE COLZA-CANOLA
- COMBINACIONES DE NITRÓGENO Y AZUFRE SOBRE EL CULTIVO DE SORGO GRANÍFERO
- DOSIS Y LOCALIZACIÓN DE FUENTES FOSFORADAS EN TRIGO

MANEJO DE FÓSFORO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA AMBIENTALMENTE SUSTENTABLES: DESAFÍOS Y OPORTUNIDADES

Andrew Sharpley

Departamento de Ciencias Agrarias, Suelo y Ambiente, División de Agricultura, Universidad de Arkansas, Fayetteville, Arkansas, EE.UU., sharpley@uark.edu

Síntesis de la conferencia presentada por el autor en el XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACs. Rosario, 31 de Mayo al 4 de Junio de 2010.

El fósforo (P) es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas y animales, por lo tanto, su manejo cuidadoso en la agricultura es crítico para lograr sistemas de producción sustentables y viables económicamente en el corto y largo plazo. Las fluctuaciones recientes en precios de la energía y el incremento en los costos de los fertilizantes han llevado a muchos productores a reevaluar las prácticas de manejo de P para mantener márgenes rentables. Al mismo tiempo, muchas regiones del mundo (EE.UU, Eu-

ropa, Australia) con una producción concentrada de cultivos y de ganado amplia y altamente desarrollada han sido forzadas a evaluar la degradación de la calidad del agua en relación a mayores pérdidas de P desde fuentes puntuales y no puntuales incluyendo a la agricultura. Esto ha generado mayores desafíos en la agricultura para manejar el P de manera que se mantenga una producción económicamente viable pero que no exacerbe el riesgo de pérdidas de P hacia aguas superficiales. Este trabajo discute

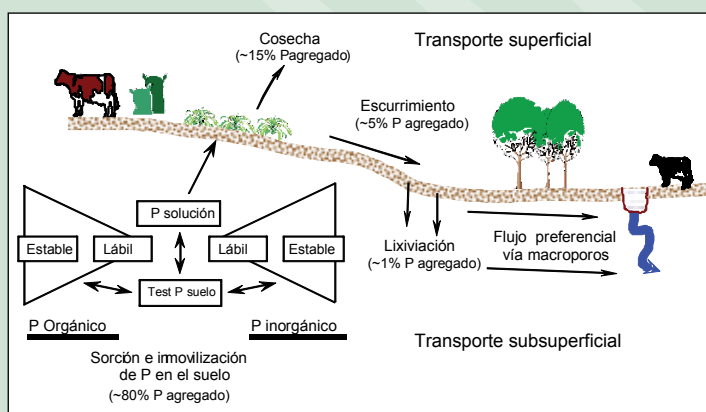


Figura 1. Factores que afectan el destino del P en la agricultura y el ambiente (adaptado de Sims y Sharpley, 2005).



Director: Dr. Fernando O. García

INSTITUTO INTERNACIONAL DE NUTRICIÓN DE PLANTAS
PROGRAMA LATINOAMERICA - CONO SUR

Av. Santa Fe 910

(B1641ABO) Acassuso – Argentina

Tel/Fax (54) (011) 4798-9939

E-mail: fgarcia@ipni.net

Sitio Web: www.ipni.net/lasc

Propietario: International Plant Nutrition
Institute (IPNI)

ISSN 1666 - 7115

No. de Registro de Propiedad Intelectual: 782346

Se permite copiar, citar o reimprimir los artículos de este boletín siempre y cuando no se altere el contenido y se cite la fuente y el autor.

Diseño: www.agroeditorial.com.ar - amatthiess@amatthiess.com.ar
Impresión: Grancharoff Impresores



Contenido:

| | |
|---|----|
| Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: Desafíos y oportunidades | 1 |
| Evaluación de métodos de diagnóstico de fertilidad nitrogenada para el cultivo de trigo en la región pampeana | 10 |
| Propuesta para el manejo del nitrógeno en cultivos de invierno en Uruguay | 13 |
| Respuesta a la fertilización con azufre en el cultivo de colza-canola en suelos del litoral norte de Uruguay | 18 |
| Efecto de diferentes combinaciones de nitrógeno y de azufre sobre el cultivo de sorgo granífero (Campaña 2008/09) | 21 |
| Dosis y localización de fuentes fosforadas en trigo en el norte, centro y oeste de Buenos Aires Campañas 2008 y 2009 | 24 |
| Publicaciones y Congresos | 27 |

estos desafíos examinando el destino del P aplicado en el suelo y como este P puede movilizarse e integrarse a corrientes de agua y ríos cuando llueve. Se presentarán las oportunidades para minimizar las pérdidas de P vía prácticas y medidas de conservación basadas en el conocimiento del destino y transporte. Claramente, la producción agrícola en Argentina no es tan intensiva como en EE.UU o Europa, por lo que las entradas de P al sistema son menores que las salidas. Por ejemplo, García y Salvagiotti (2009) reportaron que los productores argentinos aplican cerca del 60% del P extraído en los principales cultivos de grano. Sin embargo, décadas de investigación muestran que la acumulación de P en el suelo a partir de la aplicación continua es mucho más rápida que su disminución y que una vez que la degradación de la calidad de agua relacionada a P se observa, es extremadamente difícil (política y prácticamente) revertir la tendencia. Esto genera oportunidades para los profesionales agrícolas en Argentina para ser proactivos en balancear la producción y la sustentabilidad ambiental.

El fósforo y la calidad de agua

La eutrofización es una de las principales causas que 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 productividad biológica de un cuerpo de agua, acelerado por mayores aportes de nutrientes (Sharpley, 2000). En la mayoría de los casos, la eutrofización restringe el uso del agua para la pesca, la recreación y la

industria debido a un mayor crecimiento de algas indeseables y malezas acuáticas, y falta de oxígeno causada por la muerte y descomposición de las mismas (Carpenter et al., 1998). Un número creciente de aguas superficiales también experimentan periódicos y masivos crecimientos de algas peligrosas (por ej., *cyanobacteria* y *Pfiesteria*) que contribuyen a la mortandad de peces en verano, agua potable de mal gusto, formación de cancerígenos durante la clorinación, y relaciones con problemas neurológicos en humanos (Burkholder y Glasgow, 1997). La eutrofización de la mayor parte de las aguas frescas es acelerada por el aumento en aportes de P (Schindler et al., 2008). Para los cuerpos de agua con contenidos de sales naturalmente altos, como los estuarios, existen concentraciones críticas únicas y sitio-específicas de ambos, N y P, 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 profundas. Por ejemplo, ambas la industria pesquera y turística han sido severamente afectadas por el crecimiento explosivo de algas nocivas, así como las plantas de tratamiento de aguas potable y servidas. En muchas áreas, las acciones están dirigidas al manejo del P en la fuente, lo cual incluye la agricultura, ya que es más barato que tratar la eutrofización y sus efectos.

El fósforo 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 animal y de cultivos ha traído nuevas presiones para el manejo agrícola en las cuencas (Lanyon, 2005). Las cuencas generalmente tuvieron un balance de nutrientes sustentable, mientras que ahora los nutrientes se incorporan, sea como entradas de fertilizantes o alimentos, o se trasladan como productos a una escala global, lo cual conlleva a nuevas presiones, desafíos y, por lo tanto, oportunidades. Por ejemplo, la mayor producción de granos y animal en Brasil va captando mercados tradicionales de EE.UU. y, a su vez, los productores norteamericanos abastecen un gran porcentaje del mercado de carnes japonesas, a medida que las limitaciones por calidad de agua en Japón limitan la producción económica en dicho país. Asimismo, el reciente furor por los biocombustibles muy probablemente tenga un impacto dramático y duradero en la agricultura y el manejo de cuencas. De esta manera, el manejo de tierras y nutrientes en cuencas agrícolas se ha pasado de ser de importancia rural a regional y, en algunos casos, un tema de seguridad económica nacional.

Como consecuencia de la separación espacial de los sistemas de producción animal y de granos, el P se importa en las áreas de producción de cultivos. Los granos y el P cosechado se transportan a áreas de producción animal donde la utilización ineficiente de los nutrientes en los alimentos por el animal (<30% es utilizado), hace que sea excretado en el estiércol. Esto ha llevado a una transferencia a gran escala y en un único sentido de nutrientes desde áreas de producción de granos a áreas de producción animal que cruza cuencas y aún fronteras nacionales, y ha ampliado dramáticamente el énfasis de estrategias de manejo de cuencas (Lanyon 2000).

Formas y cantidades de P en el suelo

El P existe en el suelo en formas inorgánicas (P_i) y orgánicas (P_o) (Fig. 1). Las formas inorgánicas son dominadas por sesquióxidos, compuestas de Al e Fe cristalinos y amorfos en suelos ácidos no calcáreos, y por compuestas de Ca en suelos alcalinos o calcáreos. Las formas orgánicas de P incluyen fosfolípidos y ácidos fúlvicos relativamente lábiles, y las formas más resistentes como inositoles y ácidos húmicos (Fig. 1). Las formas generalizadas en la Fig. 1 no son entidades discretas ya que ocurren intergradados y transformaciones dinámicas continuamente entre ellas. Estas formas aproximadas de P se asignan en base al grado en que los extractantes secuenciales de acidez o alcalinidad creciente pueden disolver el P del suelo (Hedley et al., 1982; Tiessen y Moir, 2007; Zhang y Kovar, 2008).

La inmovilización de P_i por estos procesos resulta en la indisponibilidad de una parte del P aplicado para las plantas. El P del suelo analizado por Mehlich-3

disminuye con el tiempo luego de la aplicación de P en un suelo arcillo-franco-limoso. Al mismo tiempo, mas P inorgánico es fijado por el Al e Fe (Fig. 2). Esto explica porque la remoción del P inorgánico del suelo por los cultivos es generalmente baja. Para los EE.UU., un promedio de 29% del P aplicado en fertilizantes y estiércol es removido por los cultivos de cosecha, variando desde <1% en Hawaii a 71% en Wyoming (National Research Council, 1993). La baja recuperación refleja la predominancia de suelos fijadores de P en Hawaii.

Aunque el P_i ha sido generalmente considerado la mayor fuente de P disponible para las plantas en los suelos, la mineralización de P_o lábíl también es importante en suelos de baja y alta fertilidad (Condrón et al., 2005; Oehl et al., 2001). Las cantidades de P_o mineralizadas en suelos templados bajo secano varían entre 5 y 20 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Stewart y Sharpley, 1987). La mineralización de P_o del suelo tiende a ser mayor en los trópicos (67 a 157 kg P ha⁻¹ año⁻¹), 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 ser fijado por el suelo en el lugar donde es aplicado permitiendo poco movimiento. Además, el P es ciclado desde las raíces hacia las partes superiores de la planta y redepositado en los residuos del cultivo en superficie. Este proceso acumula material orgánico y estimula la actividad biológica en superficie. Más aún, en sistemas de labranza reducida, el fertilizante y estiércol se aplican superficialmente con poca o ninguna incorporación, exacerbando la acumulación de P en los primeros 5 cm del suelo.

Vías de transporte de P en el escurrimiento agrícola

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

La pérdida de P en el escurrimiento agrícola ocurre en formas disueltas y ligadas a los sedimentos (Fig. 1). El P en sedimentos incluye P asociado con partículas de suelo y material orgánico erosionado durante eventos de flujo y constituye el 60-90% del P transportado en el escurrimiento superficial, en la mayoría de las tierras bajo cultivo. El escurrimiento superficial en pasturas, bosques, o áreas no cultivadas lleva poco sedimento y es, por lo tanto, generalmente dominado por P disuelto (hasta 80% del P). El P disuelto se origina de la

interacción entre las precipitaciones y una fina capa de la superficie del suelo (2 a 5 cm; Sharpley, 1985), que libera P al escurrimiento superficial (Fig. 1; Sharpley, 1981, 1995). La mayor parte del P disuelto es inmediatamente disponible para la absorción biológica, sin embargo, el P del sedimento no está 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 escurrimiento superficial más que por flujo subsuperficial. Sin embargo, en algunas regiones con suelos arenosos o de texturas gruesas, o en lotes con drenaje subsuperficial, el P puede ser transportado 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 subsuelos deficientes en este nutriente. Las excepciones se observan en suelos arenosos, orgánicos, o en turberas, con baja fijación de P o capacidad de carga 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).

Las mejores prácticas de manejo agrícola para P

Las mejores prácticas de manejo (MPM) para minimizar el riesgo de transporte de P desde tierras agrícolas y maximizar la producción, pueden ser agrupadas en medidas de fuente y transporte (Fig. 3). Las *medidas de fuente* buscan minimizar el aumento del P del suelo por arriba de niveles suficientes para el óptimo crecimiento del cultivo, manejando el P en todo el campo ("en la tranquera") y controlando la cantidad de P aplicado. Las *medidas de transporte* se refieren al control del movimiento del P desde los suelos hacia las aguas superficiales

Medidas de fuente

En la tranquera

La excesiva importación de fertilizantes minerales hacia los campos y la sobre-aplicación de fertilizantes fosfatados en suelos agrícolas no es generalmente considerada como la causa principal de contaminación de P no puntual, ya que las condiciones económicas promueven actualmente el manejo eficiente de los fertilizantes. La base para el manejo eficiente de los fertilizantes es el uso regular del análisis de suelo, la selección de dosis de aplicación de nutrientes apropiadas para lograr expectativas de rendimientos razonables y la aplicación prescrita de fertilizante mineral utilizando métodos recomendados que maximizan la disponibilidad de los nutrientes aplicados para los cultivos (Beegle, 2005; Havlin et al., 1999).

La evaluación de desbalances de P en tranquera es fundamental para reducir la pérdida no puntual de fuentes de P. La manipulación de la ingesta de P en la

dieta de los animales ayudará a reducir las entradas de P como alimentos, frecuentemente la mayor causa de los excesos de P. 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 y en realidad reduce la rentabilidad por los mayores costos de alimentación. La compatibilización de las entradas de P a través la dieta con los requerimientos de los animales puede reducir las cantidades de P excretadas por los animales (Poulsen, 2000; Valk et al., 2000). Esto tendrá un impacto obvio en el balance de P del establecimiento reduciendo el potencial de acumulación de P y disminuyendo la tierra necesaria para un plan de manejo de P balanceado.

Una cantidad significativa del P en grano se presenta en forma de fitato, una forma orgánica que es digerida en bajas proporciones por animales monogástricos como cerdos y aves. Como resultado, es común suplementar los alimentos con formas minerales de P. Esta suplementación contribuye al enriquecimiento con P del abono animal. Enzimas como la fitasa, que cataliza la transformación del fitato a formas de P disponibles para monogástricos, pueden ser agregadas 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 para los animales y potencialmente disminuyen el contenido total de P en el abono animal (Maguire et al., 2005b; 2007).

Manejo de aplicaciones de P al suelo

Análisis de suelo. Las dosis de aplicación de P se establecen usualmente a partir de los requerimientos de los cultivos y son modificadas según la disponibilidad de P del suelo determinada a través de los distintos métodos de análisis (STP) (Mullins et al., 2005; Sims, 2000). La profundidad de muestreo es generalmente recomendada hasta el fondo del horizonte labrado en suelos bajo cultivo (15-30 cm) y a menores profundidades para suelos bajo labranza conservacionista y pasturas (5-10 cm).

En el caso de fertilizantes fosfatados comerciales, las aplicaciones pueden ser fácilmente ajustadas para suplir las necesidades de los cultivos y minimizar acumulaciones excesivas de P en el suelo porque existe un incentivo económico para no sobre aplicar. Sin embargo, las aplicaciones de abono animal han sido realizadas, hasta recientemente, para satisfacer las necesidades de N de los cultivos, lo cual ha resultado en niveles de STP superiores a los óptimos para los cultivos y, en algunas situaciones ha incrementado las pérdidas por escurrimiento (Pote et al., 1999; Sharpley et al., 2007; Sims et al., 1998).

Dosis, método, y momento de aplicaciones de P. La dosis, el método y el momento de aplicación de P pueden ser manejados para minimizar el potencial de pérdidas de P por escurrimiento (Sims y Sharpley,

2005). Como es de esperar, las pérdidas de P por escurrimiento se incrementan con aumentos en 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 en la concentración y pérdidas totales de P por escurrimiento, la relación entre la pérdida potencial y la dosis de aplicación es crítica para establecer pautas ambientales para el manejo del abono animal. La incorporación del P en el perfil de suelo ya sea a través de labranzas o aplicación subsuperficial disminuye el potencial de pérdidas de P por escurrimiento. Por ejemplo, Mueller et al. (1984) mostraron que la incorporación de estiércol de tambo con arado de cincel disminuyó la pérdida total de P por escurrimiento en maíz en un orden de 20 veces comparado con áreas bajo siembra directa con aplicaciones superficiales del estiércol.

Como la mayoría de la pérdida anual de P por escurrimiento ocurre durante una o dos tormentas intensas (Edwards y Owens, 1991; Smith et al., 1991), si se evitan las aplicaciones de P durante periodos del año cuando pueden ocurrir tormentas intensas se podría reducir el potencial de pérdida de P. Asimismo, a medida que se incrementa el período entre la aplicación de estiércol y el evento de lluvia erosiva se reduce el transporte de P en el escurrimiento (Sharpley, 1997). Aunque estas medidas pueden reducir el riesgo de pérdida de P por escurrimiento, su implementación no es práctica para los agricultores. Por ejemplo, la inyección subsuperficial o incorporación en suelos pedregosos puede ser difícil y, cuando no se dispone de sitios de almacenaje del abono, los agricultores que contratan la limpieza de instalaciones de pollos tendrán poca flexibilidad en cuanto al momento de aplicación de ese estiércol.

Enmiendas de suelo y labranzas. Dada la relación entre el P del suelo y el P en el escurrimiento o lavado, una variedad de opciones de manejo que reduzcan el P del suelo o el simplemente el P soluble han sido examinadas. Stout et al. (1998) determinaron que el yeso producido como un subproducto de la industria del carbón reduce la solubilidad del P en los suelos sin reducir significativamente el P disponible para las plantas, lo cual puede llevar a una menor pérdida de P por escurrimiento (Stout et al., 2000). Sharpley (2003) determinó que las labranzas profundas pueden disminuir STP (como Mehlich-3 P) en un 65–90% en función del contenido de arcilla del subsuelo y el nivel de STP (Mehlich-3 P). Una vez que se establecen pasturas y se minimiza la erosión (cerca de 20 semanas luego de la labranza y siembra), la concentración de P total en el escurrimiento superficial fue de 1.79 mg L⁻¹ comparado con 3.4 mg L⁻¹ antes de la labranza, con una reducción de P disuelto de 2.9 a 0.3 mg L⁻¹. Estos beneficios potenciales de las labranzas de suelos con niveles de P altamente estratificados resultan de los efectos combinados de la dilución de los altos valores de P superficial y una

mayor adsorción de P. De esta manera, una única labranza de suelos altamente estratificados puede reducir las pérdidas de P en escurrimiento a largo plazo si la erosión inducida por la labranza es minimizada, lo cual provee a los agricultores una opción adicional en mantener estos suelos en producción bajo estrategias de manejo de nutrientes para P.

Mientras estas opciones buscan resolver el problema de niveles excesivos de P en el suelo, no deben ser vistas como soluciones al problema mayor que es la sobre-aplicación de P en los suelos. Más aun, en el caso de labranzas profundas, el trade-off entre la reducción de los niveles de P del suelo y la mayor susceptibilidad a la erosión debe ser considerado.

Manejo de estiércol y usos alternativos. Como el ganado genera constantemente estiércol, la capacidad de almacenaje brinda flexibilidad en el manejo del estiércol a los agricultores, particularmente en lo que hace al momento de aplicación. Las opciones de almacenaje específicas varían con el tipo de ganado y las características individuales del establecimiento, variando desde piletas de cemento a lagunas aeróbicas o anaeróbicas a estanques de oxidación. Claramente, el almacenaje de estiércol provee más flexibilidad en cuanto al momento de aplicación. Un amplio rango de métodos y costos de almacenaje permitirán mayor flexibilidad en cuanto a los momentos de aplicación. Cubiertas de plástico de bajo costo funcionan bien para abonos sólidos. Sin embargo, todos los métodos de almacenamiento deben ser cuidadosamente manejados para lograr su máximo potencial desde el punto de vista agronómico y ambiental.

Existe interés en utilizar algunos abonos como fuente de "bioenergía". Por ejemplo, la cama de pollo seca puede ser quemada directamente o convertida por métodos pirolíticos en aceites adecuados para su uso en generación de energía eléctrica. Los desechos líquidos pueden ser digeridos anaeróbicamente para producir metano, el cual puede ser usado para calor y energía. Estos procesos reducen el volumen de abono animal que debe ser manejado, pero todavía requiere la utilización o deshacerse del material de subproductos residuales (cenizas). Cuando el valor del agua limpia y el costo del manejo sustentable de abono es valorado, se espera que el uso empresarial alternativo para el estiércol se desarrolle, sea más efectivo en cuanto a costos y así cree un mercado creciente. Nuevamente, la solución a largo plazo más eficiente es compatibilizar el número de animales con el área de utilización.

Medidas de transporte

El transporte de P vía escurrimiento superficial y erosión puede ser reducido mediante labranzas conservacionistas y manejo de residuos de cultivos, franjas tampón, zonas riparianas diseñadas y manejadas, terrazas, cultivos en contorno, cultivos de cobertura y reservorios o lagos. Básicamente, estas prácticas

reducen el impacto de las lluvias en la superficie del suelo, reducen el volumen y la velocidad de la escorrentía, incrementan la resistencia del suelo a la erosión, y atrapan sedimentos (Fig. 3).

Labranzas conservacionistas

El objetivo de las prácticas de labranzas conservacionistas es reducir el escurrimiento y la erosión, pero presentan efectos diferenciales en cuanto a las pérdidas de P particulado y disuelto. Dado el efecto de la aplicación superficial de fertilizantes y estiércol en las pérdidas de P por escurrimiento, las labranzas conservacionistas, en particular la siembra directa, pueden incrementar las pérdidas de P por escurrimiento. Sharpley y Smith (1994), sintetizando los resultados experimentales en cuencas de Oklahoma, hallaron que la conversión de trigo bajo labranzas convencionales a siembra directa disminuyó la con-

centración total de P en el escurrimiento superficial pero incremento las concentraciones de P disuelto.

Cultivos de cobertura

Los cultivos de cobertura sirven para proteger la superficie del suelo del impacto de la gota de lluvia, mejoran la infiltración respecto del suelo desnudo y atrapan partículas 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 el escurrimiento y, consecuentemente, la carga de P en la escorrentía, pero difícilmente impacten en el P disuelto en la escorrentía. Kleinman et al. (2001) hallaron que los cultivos de cobertura redujeron la concentración de P total en el escurrimiento de primavera a 36% del P disuelto en el escurrimiento de maíz convencional. Sin embargo, las concentraciones de P disuelto no fueron significativamente diferentes entre cultivos de cobertura

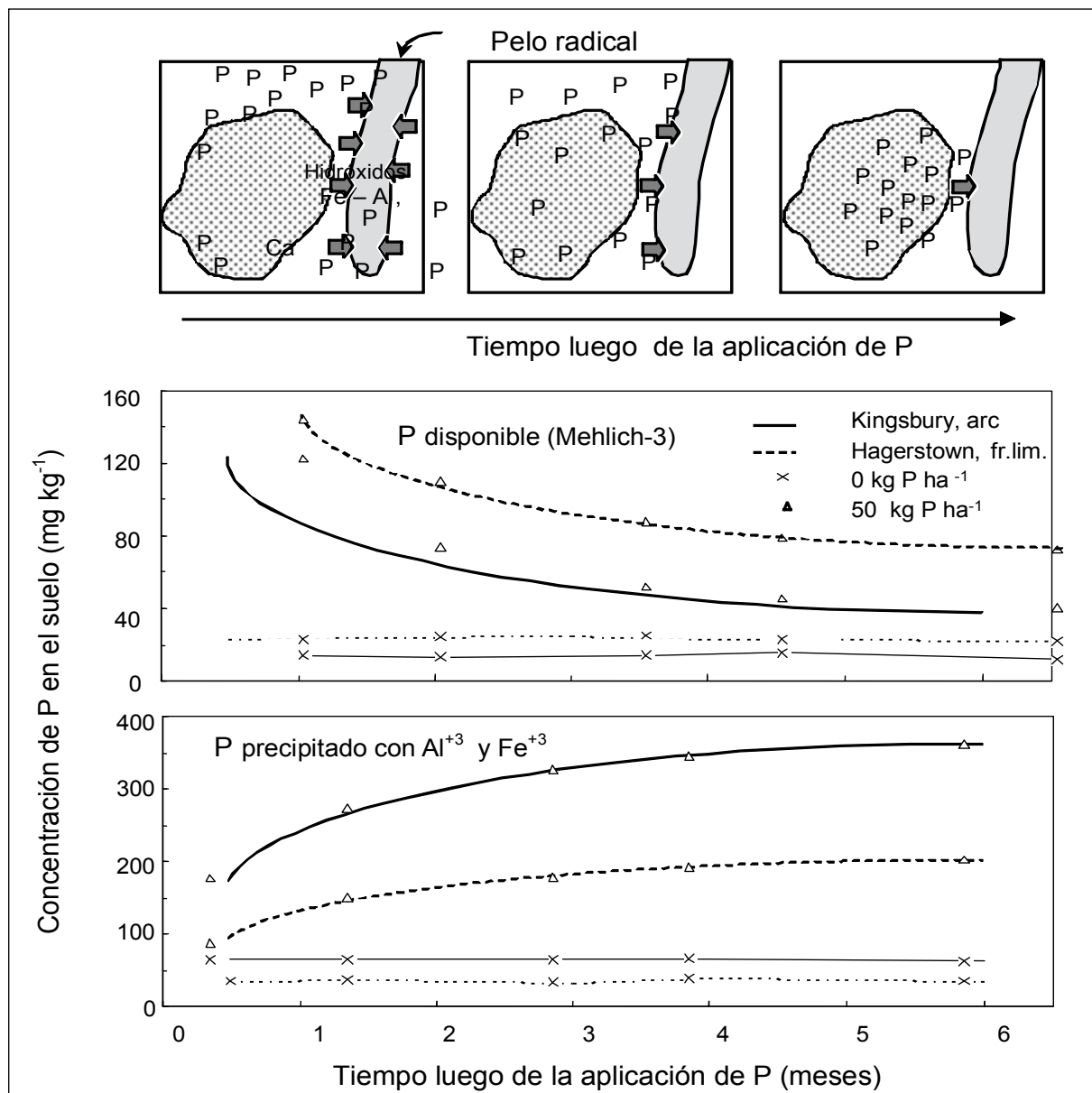


Figura 2. El cambio en P disponible (Mehlich-3 P) y P adsorbido (ligado al Al y Fe) del suelo en el tiempo, luego de la aplicación de P.

y maíz convencional ya que fueron controladas por el contenido de P del suelo más que por la erosión.

Vías de desagüe empastadas

El objetivo de las vías de desagüe empastadas es atrapar sedimentos y reducir la erosión en los canales. En algunos casos, pueden ser instalados para interceptar la escorrentía y disminuir el largo efectivo de la pendiente. Chow et al. (1999) estimaron que la instalación de una combinación de vías de desagüe empastadas y terrazas disminuyó 20 veces la erosión anual en un campo de papa en New Brunswick, Canadá.

Franjas o áreas de amortiguación

Además de reducir la exportación de P, las áreas de amortiguación pueden incrementar el número y la diversidad de la fauna salvaje y el hábitat acuático. En estas áreas, a la acción física de actuar como reguladora de los 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 amortiguación 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 riparianas pueden influenciar en la retención de nutrientes. Las áreas tampón son más eficientes cuando ocurre flujo laminar más que flujo canalizado, el cual a menudo sobre pasa algunos de

los mecanismos de retención. Así, estas áreas deben ser cuidadosamente manejadas para lograr sus capacidades plenas de retención y filtración.

Protección de banquinas de cursos de agua

La protección de banquinas de cursos de agua es otra MPM simple, la cual puede reducir las entradas de P por erosión y la deposición directa de estiércol en cursos de agua, respectivamente. El efecto de la protección/restauración de banquinas de cursos de agua y la exclusión de animales con alambrados sobre la calidad de aguas fue evaluada en un amplio estudio de cuencas apareadas en el centro norte de Vermont (Meals, 2000). Luego de tres años de calibración, el tratamiento de restauración y alambrados fue implementado en aproximadamente la mitad de la extensión de cursos de agua pastoreados en la cuenca tratada, lo cual representó una exclusión de cursos de agua del 97% de los animales. Se determinaron reducciones significativas en las concentraciones totales de N y P, sólidos totales suspendidos y bacterias, resultando en disminuciones del 30 al 50% en exportaciones en masa de N, P y sedimentos hacia los cursos de agua.

Observando cuatro rodeos lecheros con acceso a cursos de agua durante cuatro intervalos durante la primavera y verano de 2003, en la cuenca de Cannersville Watershed en el centro del estado de New York, James et al. (2006) fueron capaces de estimar las contribuciones de P fecal hacia los cursos de agua.

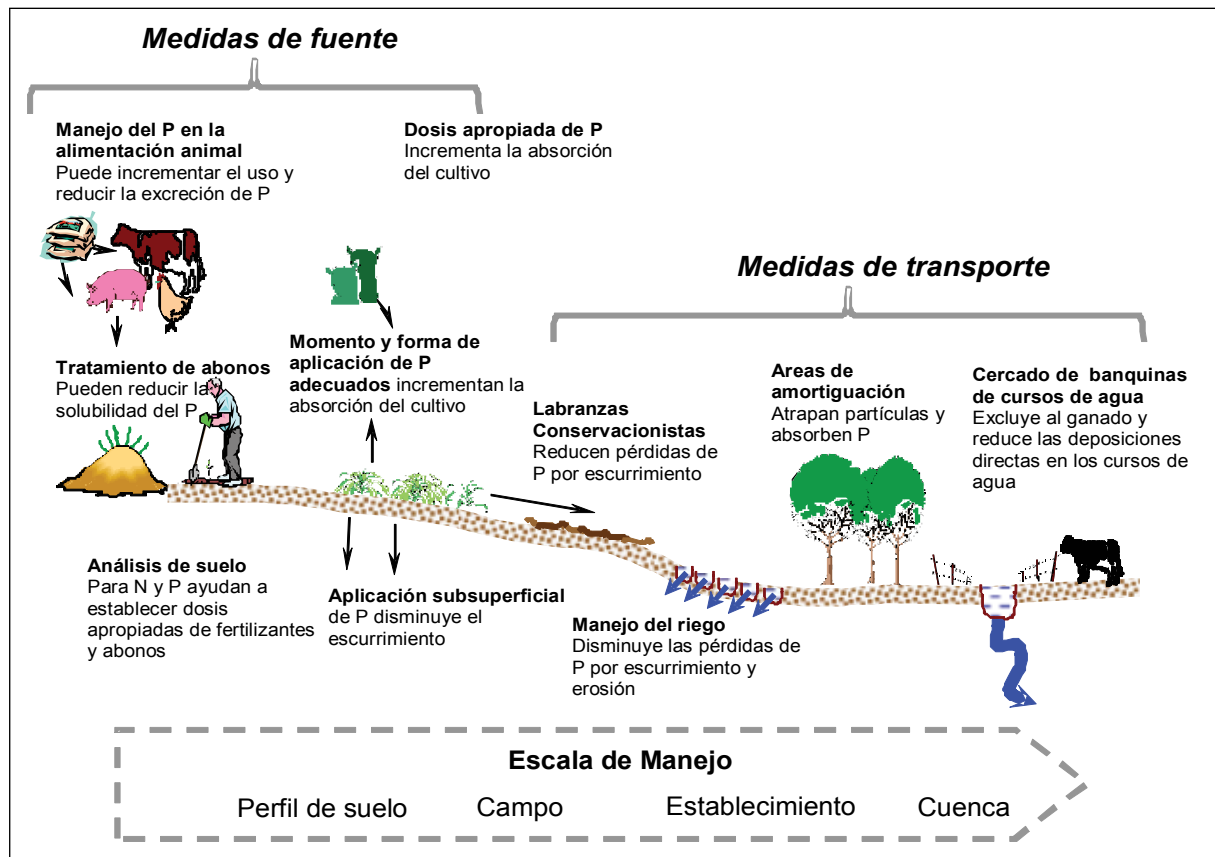


Figura 3. El manejo del P en sistemas de producción agrícola.

Ellos observaron que el ganado prefirió especialmente defecar en el curso de agua, aunque pasaban poco tiempo en ellos. En promedio, aproximadamente un 30% de todas las deposiciones fecales cayeron en el suelo en un área de 40 m alrededor del curso de agua y 7% directamente en los cursos de agua y equivalían a aproximadamente 12% de la carga de P a nivel de cuenca atribuida a la agricultura (James et al., 2006). Aún con estas reducciones, la protección de la banquina y el alambrado no han sido una práctica popular para muchos agricultores y, por lo tanto, no ha sido ampliamente implementada.

Cosntruccion de humedales y estanques de sedimentación

La construcción de humedales y estanques de sedimentación sirve para reducir el P particulado por intercepción del flujo que transporta el sedimento. House et al. (1994) determinaron que un humedal construido podría reducir las concentraciones de P total en un 86%, con ciertas especies vegetales (por ej., *Phragmites spp.*) mejorando sustancialmente la eficiencia de remoción de nutrientes. Durante su formación, estos humedales pueden atenuar el P disuelto a medida que fluye a través del humedal. Las capacidades finitas de sorción de humedales construidos y las fluctuaciones estacionales de oxidación/reducción pueden hacerlos inefectivos en el control del transporte de P disuelto. A pesar de estas ventajas, cualquiera de estas medidas no debe considerarse como la única y primaria medida para la reducción de pérdidas de P en el escurrimiento agrícola. Estas medidas son generalmente más eficientes en reducir P de sedimento que P disuelto. Asimismo, el P almacenado en sedimentos de cursos de agua y lagos puede proveer una fuente a largo plazo de P en aguas, aún después de que las entradas de P debido a la agricultura han sido reducidas. Como resultado, el efecto de medidas de remediación en la cuenca puede ser lento, enfatizando la necesidad de acciones inmediatas para evitar prolongados problemas de calidad de agua.

Conclusiones

A pesar de disponer de MPMs efectivas que pueden disminuir el potencial de pérdidas de P desde tierras bajo agricultura y mantener los objetivos de producción, ninguna debe ser vista o usada individualmente como un mecanismo primario por el cual un agricultor reduce las pérdidas de P. Por ejemplo, en Europa, los subsidios se otorgan por el establecimiento de franjas tampón empastadas a lo largo de los cursos de agua para reducir pérdidas de P, haciéndolas muy comunes. Sin embargo, en muchos sitios donde se establecen estas franjas, no hay escurrimiento superficial, lo cual hace que su eficiencia en la reducción de escorrenfía sea nula. Más aun, si no se enfrentan los problemas de las áreas fuente claves, la implementación de MPMs

en grandes áreas de una cuenca no siempre reduce las exportaciones de P de la cuenca como un todo. Al mismo tiempo que se implementan estrategias de remediación, se necesita implementar un programa de monitoreo para documentar los cambios en el manejo de las tierras y la calidad del agua.

Debido al tiempo de demora entre la implementación de las MPMs y las mejoras en calidad del agua, las estrategias de remediación deben considerar el re-equilibrio del funcionamiento de la cuenca y los cuerpos de agua, donde los destinos de los nutrientes pueden convertirse en fuentes de P con cambios menores en el manejo de la cuenca y la respuesta hidrológica. También es importante aceptar en cualquier estrategia de reducción de pérdidas de P a nivel de cuenca que es esencial evaluar toda la complejidad física y social de sistemas individuales y la mitigación de fuentes de P no agrícolas.

El manejo de la fertilidad fosforada en Argentina presenta actualmente una aproximación de *mantenimiento* más que de *construcción*, debido a factores económicos. De esta manera, los desafíos de calidad de agua relacionados a P son de importancia secundaria en la mejora de objetivos de producción y de incremento de la fertilidad de suelos. Sin embargo, esta es una oportunidad para los esfuerzos de producción y ambientales de ser proactivos en asegurar que los niveles de P del suelo no se incrementen a niveles extremos (por ej., 5 a 10 veces los valores agronómicos óptimos), como se ha visto en ciertas áreas de EE.UU. y Europa. En la mayoría de los casos, esto ha ocurrido con la intensificación y expansión de los sistemas de manejo intensivo de ganado. Esperamos que los promotores del desarrollo agrícola en Argentina sean capaces de aprender de experiencias pasadas y de la investigación disponible, la cual se discute en este trabajo.

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 piscicida* 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.
- Condron, L.M., B.L. Turner, and B.J. Cade-Menun.** 2005. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. p.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.
- García, F.O., and F. Salvagioti.** 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 pages.
- Havlin, J.L., J.D. Beacon, S.L. Tisdale, and W.L. Nelson.** 1999. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 6th 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-Kämppe, 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. Salom 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. p. 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., D.A. Crouse, and S.C. Hodges.** 2007. Diet modification to reduce phosphorus surpluses: A mass balance approach. *J. Environ. Qual.* 36:1235-1240.
- 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.
- 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. p. 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. 7th 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 they compatible? *Poultry Sci.* 78:660-673.
- Sharpley, A.N.** Editor. 2000. *Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay*. CRC Press, Boca Raton, FL. 229 pages.
- 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. p. 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. p. 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. p. 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. p. 293-306. In M.R. Carter and E.G. Gregorich (eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd Edition. Canadian Soc. Soil Sci., CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL.
- Uusi-Kämppe, J. B. Braskerud, H. Jansson, N. Syverson, 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. p. 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. ■