

FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE CON NITRÓGENO Y FÓSFORO EN MÉXICO

SUSTAINABLE FERTILIZATION WITH NITROGEN AND PHOSPHORUS IN MEXICO

Vinisa Saynes-Santillán^{1†}, Antonio Turrent-Fernández², Jorge Etchevers-Barra¹

¹Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco km 36.5. Col. Montecillo. Texcoco, Edo. De México. CP 56230.

²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias

[†]Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

RESUMEN

Más del 95% de los alimentos se producen en el suelo. Sin embargo, la erosión, pérdida de carbono orgánico y el desequilibrio de nutrientes promueven la degradación del suelo amenazando la producción agrícola en el mundo. En México, más de la mitad de los suelos mexicanos presentan baja fertilidad, lo cual hace necesaria la aplicación de fertilizantes en 68% de los suelos cultivados. La importación del 80% de los fertilizantes requeridos en México y la baja eficiencia en su uso evidencia que es necesario transitar hacia prácticas de fertilización sostenible, principalmente en el caso del nitrógeno (N) y del fósforo (P). El uso excesivo de fertilizantes ha provocado problemas de contaminación del agua, suelo, atmósfera y gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global. Debido a lo anterior es necesario adoptar estrategias de manejo sostenible del suelo que nos permita incrementar la producción sin deteriorar los ecosistemas terrestres y acuáticos y los servicios ecosistémicos que éstos proveen. México ha avanzado en la adopción de estrategias de agricultura sostenible como es la implementación del Programa de Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional, el Sistema de Milpa Intercalada con Árboles Frutales, la agricultura orgánica, entre otras prácticas. Dentro de este enfoque falta inversión en investigación aplicada bajo diferentes esquemas de agricultura e impulsar también el uso de nuevas tecnologías en la búsqueda de recomendaciones de dosificación, y fuente de fertilizante N-P. Es necesario entender las necesidades de los diferentes productores y de los diferentes agroecosistemas para proponer acciones que ayuden en la fertilización sostenible N-P.

Palabras Clave: agricultura; eficiencia en el uso de fertilizantes; prácticas de manejo agrícola.

ABSTRACT

More than 95% of our food is produced in the soil. However, erosion, loss of organic carbon and nutrient imbalance promote soil degradation threatening agricultural production worldwide. In Mexico, more than half of the Mexican soils have low fertility, which makes the application of fertilizers necessary in 68 % of the cultivated soils. The importation of 80% of the fertilizers required in Mexico and their low use efficiency is evidence that it is necessary to move towards sustainable fertilization practices, mainly in the case of nitrogen (N) and phosphorus (P). The excessive use of fertilizers has caused problems of water, soil and atmospheric contamination and greenhouse gas emissions that contribute to global warming. The adoption of sustainable soil management practices that allows us to increase production without deteriorating terrestrial and aquatic ecosystems and the ecosystem services they provide is necessary. Mexico has made progress in the adoption of sustainable agriculture strategies such as the implementation of the Sustainable Modernization Program for Traditional Agriculture, the Milpa Intercalada System with Fruit Trees, organic agriculture, among other practices. Within this approach, there is a lack of investment in applied research under different agricultural schemes and also to promote the use of new technologies in the search for dosage recommendations, and source of N-P fertilizer. It is necessary to understand the needs of different producers and different agroecosystems to propose actions that help in sustainable N-P fertilization.

Index words: agriculture; efficiency in the use of fertilizers; agricultural management practices.

INTRODUCCIÓN

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de la Organización de las Naciones Unidas insta a erradicar el hambre en el mundo y prevenir la malnutrición en el año 2030. Aunque la seguridad alimentaria tiene varias dimensiones, una de las principales es la producción agrícola, que en el caso de los cereales tendría que crecer casi 100 millones de toneladas (actualmente es de 2,100 millones). El 90% de este incremento en la producción agrícola implicaría un aumento del rendimiento e intensificación de los cultivos, sin descartar el riesgo de expansión agrícola a 120 millones de hectáreas en los países en desarrollo (FAO, 2009). Frecuentemente incrementos en la producción implican el aumento en el uso de insumos agrícolas, como es el caso de los fertilizantes. Esto es preocupante si se considera que actualmente los suelos con uso agrícola cubren 38% de la superficie terrestre libre de hielo, utilizan 70% del agua dulce para su irrigación, y el uso de fertilizantes ha incrementado 500% (Foley *et al.*, 2011). La aplicación de fertilizantes es indispensable para la producción masiva de alimentos, sin embargo, su uso excesivo ha generado problemas de contaminación del agua, suelo, atmósfera y además es una fuente importante de gases de efecto invernadero (GEI) que causan el calentamiento global (Erismán *et al.*, 2008). El uso excesivo de fertilizantes tiene efectos perjudiciales que vulneran la estabilidad de los ecosistemas y de los servicios que éstos proveen. Globalmente hay una perspectiva científica que puede resumirse en la frase “*too much of a good thing*” (Sutton *et al.*, 2011), lo cual significa que ya se ha tenido demasiado de algo bueno, y expresa como los fertilizantes que han traído beneficios y son esenciales para las sociedades humanas, sin embargo, también atentan contra nuestra supervivencia y la de muchas otras especies del planeta. La seguridad alimentaria requiere, entre otras cosas, incrementar la producción de los cultivos, principalmente la de granos básicos, pero es esencial hacerlo de forma sostenible y sin incrementar la contaminación ambiental ni las emisiones de GEI. Parte indispensable de la agricultura sostenible es el establecimiento de estrategias de fertilización sostenible y climáticamente inteligente, la cual promueve la reducción de las emisiones de GEI y el secuestro de carbono orgánico del suelo, además de un manejo eficiente del nitrógeno (N) lo cual genera sinergias, como el incremento en la fertilidad y la productividad y de la biodiversidad del suelo, la reducción de la erosión, la escorrentía

y la contaminación del agua. Sin embargo, alcanzar la sostenibilidad del sistema alimentario nos sitúa en un escenario complejo ya que la conservación del ambiente y de la salud humana parece contraponerse al aumento en la producción suficiente de alimentos nutritivos e inocuos. En este artículo se hace un análisis del concepto de fertilización sostenible a nivel global y nacional y de las ventajas que este esquema tendría en México, así como los obstáculos para su implementación.

Modificación de los ciclos globales de nitrógeno y fósforo por el uso excesivo de fertilizantes

Las actividades agrícolas han provocado perturbaciones ambientales tan intensas que vulneran la estabilidad del sistema Tierra. Los ciclos biogeoquímicos del N y fósforo (P) están incluidos en los cuatro procesos planetarios con mayores afectaciones antropogénicas (Steffen *et al.*, 2015) debido fundamentalmente a los impactos de las actividades agrícolas. La cantidad de N y P que se han añadido a ecosistemas terrestres y acuáticos es tan grande que ambos ciclos globales han sido modificados. El uso de fertilizantes ha incrementado 500% en los últimos 50 años y en el caso de los fertilizantes nitrogenados esta cifra se eleva a 800% (Foley *et al.*, 2011). Este uso excesivo de los fertilizantes ha contribuido a rebasar el umbral del N que ingresa a los sistemas y se ha llegado a la mitad en el caso del P (Röckstrom *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015).

El ingreso antropogénico de N a los ecosistemas agrícolas $-169 \text{ Tg N año}^{-1}$ mediante la adición de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y residuos de cosecha ha superado a las vías naturales de ingreso de este elemento que ascienden a $100 \text{ Tg N año}^{-1}$ globalmente (Erismán *et al.*, 2008; Sutton *et al.*, 2011). Este incremento en el uso de fertilizantes ha modificado el ciclo global del N debido a que grandes cantidades de este elemento en su forma reactiva, también llamado N reactivo (N_r , se refiere a aquellas formas de nitrógeno capaces de combinarse con otras formas químicas en el ambiente) son aplicadas a los cultivos (Delgado y Follet, 2010). Sin embargo, la adición de grandes cantidades de fertilizantes no garantiza un incremento ilimitado en la producción y en los rendimientos agrícolas, ya que las plantas únicamente absorben el N que requieren para su desarrollo, de acuerdo con el rendimiento que pueden producir bajo determinadas condiciones edáficas, climáticas y de manejo

agronómico. Se estima que aproximadamente la mitad del fertilizante aplicado a los cultivos es incorporada en la biomasa de las plantas, mientras que la otra mitad se pierde en forma gaseosa retornando a la atmósfera, se lixivia (transporte de moléculas de N en el agua) desde el suelo hacia cuerpos de agua o bien se pierde con la erosión del suelo (Matson *et al.*, 1998; Galloway *et al.*, 2003; Schlesinger, 2009).

El uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en la agricultura incrementa el potencial de pérdida del N_r , que es ampliamente dispersado por procesos de transporte hidrológico en forma de amonio (NH_4), pero principalmente en forma de nitrato (NO_3^-). Las formas atmosféricas de N_r incluye a los óxidos de N (NO_x), al óxido nitroso (N_2O) y al amoníaco (NH_3) (Weathers *et al.*, 2013). Desde el punto de vista económico, el exceso e ineficiencia en la aplicación de N, además de provocar contaminación ambiental, encarece significativamente el proceso productivo de los cereales, por el precio que alcanzan los fertilizantes en el mercado, lo cual resulta en una rentabilidad baja del proceso productivo.

En el suelo, el N nítrico y amoniacal se distribuyen en el espacio poroso transportado por la solución del suelo. Sin embargo, no todo el espacio poroso es colonizado por las raíces, lo cual origina una ineficiencia en la adsorción del N. El N_r que no es adsorbido por las raíces de las plantas o utilizado por los microorganismos del suelo es transportado desde la parte superficial del suelo hacia partes más profundas mediante lixiviación (Weathers *et al.*, 2013). Así, el N_r llega al manto freático pasando de un sistema a otro, (p.e. a otros cultivos y bosques, y eventualmente a ríos y mares), modificando el ambiente conforme es transportado o cuando es almacenado temporalmente en cada sistema por el que pasa. A este fenómeno se le conoce como cascada de N (Galloway *et al.*, 2003). Las consecuencias del movimiento del N en cascada incluyen la eutrofización, hipoxia, pérdida de biodiversidad, invasiones biológicas y la degradación de los ecosistemas costeros (Galloway *et al.*, 2004, Peoples *et al.*, 2004, Fowler *et al.*, 2015). El incremento de N_r como consecuencia del uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en los cultivos no solamente tiene efectos negativos en el medio ambiente, también es perjudicial para la salud humana. Las formas reactivas del N conducen a la producción de ozono troposférico y aerosoles que inducen serios problemas respiratorios, cáncer, y enfermedades cardíacas en humanos (Pope *et al.*, 1995; Follet y Follet, 2001; Wolfe y Patz, 2002).

Una de las modificaciones más importantes al ciclo

global del N derivada del uso excesivo de fertilizantes es el incremento de las emisiones de N_2O (Bouwman, 1990; Mosier, 1994). A nivel mundial, los fertilizantes usados en la agricultura representan la mayor fuente de emisiones de N_2O (Reay *et al.*, 2012). Esto tiene implicaciones ambientales significativas ya que el N_2O es uno de los llamados “gases distintos al CO_2 ” con un poder de calentamiento 268 veces mayor (en comparación con el CO_2) y una vida media en la atmósfera de 120 años (Lal, 2009). Por su enorme potencial de calentamiento y vida media en la atmósfera, incluso pequeños cambios en los flujos netos de este gas pueden contribuir significativamente con el calentamiento global comparado con cambios similares en flujos de CO_2 (Robertson, 2004). Se ha estimado que las actividades agrícolas emiten entre 65 y 80% de los flujos totales de N_2O a la atmósfera (Robertson, 2004). Por esta razón es importante monitorear e incluir las emisiones del sector agrícola en las estrategias de mitigación, ya que remover de la atmósfera gases como el N_2O podría tener un impacto 300 veces mayor que remover la misma masa de CO_2 (Robertson, 2004).

Al igual que el N, el P es esencial para todas las formas de vida ya que es un componente importante del DNA, RNA, ATP y de los fosfolípidos que forman las membranas celulares (Childers *et al.*, 2011). Tiene un papel crítico en la producción de alimentos ya que es necesario para el crecimiento de raíces, floración, desarrollo del fruto y formación de semillas (Smil, 2000). Conforme los cultivos crecen toman el P del suelo, y para mantener el rendimiento de los cultivos es necesario el reabastecimiento de este elemento. El P está presente en cantidades pequeñas en la corteza terrestre y rara vez se encuentra en formas altamente concentradas. Es un elemento que se vuelve disponible principalmente mediante el intemperismo de los minerales primarios del suelo como la apatita. Por esta razón el P es un nutriente escaso y limitante para el crecimiento y producción de los ecosistemas terrestres (Elser *et al.*, 2007) y es necesario adicionarlo en forma de fertilizantes a los suelos cultivados.

Desde mediados del siglo XX se ha cuadruplicado el ingreso de P a los ecosistemas terrestres (Falkowski *et al.*, 2000) creando un flujo unidireccional de este elemento desde las rocas extraídas de las minas, hacia los cultivos (Elser y Bennet, 2011). Por ello prevalece la alarma referente a la duración de las reservas de este elemento, mismas que son limitadas. A diferencia del N, el P no puede producirse sintéticamente mediante el Proceso Haber-Bosch. El P utilizado en la fabricación

de fertilizantes se obtiene de las minas y es un recurso natural no renovable. Las reservas más grandes de P están concentradas en cinco países y hay estudios que predicen que éstas podrían reducirse en 50-100 años y que la extracción alcanzaría su punto más álgido en 2030 (Cordell *et al.*, 2009). Sin embargo, otras investigaciones sugieren que la magnitud de las reservas es incierta y métodos de evaluación integrales son necesarios para una mejor predicción del estado de las reservas minerales (Scholz y Wellmer, 2013). Hasta el momento no se conoce un sustituto químico o tecnológico del P en los ecosistemas agrícolas lo cual nos sitúa en una dependencia de las reservas naturales de este elemento y nos obliga a hacer un uso eficiente del mismo. Aunque se ha progresado en estrategias basadas en la naturaleza como el aprovechamiento de la biodiversidad de los suelos para incrementar la solubilidad de P en los suelos.

Los principales impactos que las actividades humanas han tenido en el ciclo global del P incluyen su extracción de minas y la redistribución global de este elemento en forma de fertilizantes, alimento animal y detergentes (Bennett y Schipanski, 2013). La erosión y el cambio en el uso del suelo, así como el movimiento de P de ecosistemas terrestres a acuáticos, mediante la descarga de lodos residuales y fugas de fosas sépticas, también contribuyen a modificar el ciclo de este elemento. Anualmente estas actividades humanas promueven el ingreso antropogénico de 23 Tg P en forma de fertilizantes y alimento animal, superando al ingreso natural de 15-20 Tg P que ocurre mediante el intemperismo del material parental (MacDonald *et al.*, 2011).

El uso creciente de fertilizantes y la producción de ganado han triplicado los flujos de P comparados con niveles previos a la Revolución Industrial (Smil, 2000), lo cual provoca problemas ambientales y económicos graves como la eutrofización de ecosistemas acuáticos (Rabalais *et al.*, 2010). En contraste, la carencia de P en fertilizantes en otras regiones está reduciendo los almacenes de este elemento en los suelos, limitando con ello los rendimientos agrícolas. Es esencial manejar el ciclo del P sosteniblemente protegiendo los ecosistemas acuáticos al tiempo que se transita hacia la seguridad alimentaria (Bennett y Schipanski, 2013). Es esencial cambiar la forma en que se utiliza el P porque su extracción acelerada está reduciendo las reservas naturales. El P se acumula en depósitos minerales que son renovados en escalas de tiempo de miles a millones de años, por lo cual su eficiencia de uso debe

ser maximizada.

Las actividades agrícolas han alterado la capacidad regulatoria de los sistemas biofísicos planetarios, especialmente de los ciclos biogeoquímicos globales que se encuentran entre los procesos críticos que regulan el funcionamiento de la Tierra y que mantienen su estabilidad (Röckström *et al.*, 2009). Es por lo tanto urgente y necesario transitar hacia una nueva forma de agricultura que nos permita incrementar la producción sin deteriorar los ecosistemas acuáticos y terrestres y que sea compatible con la conservación de los recursos naturales. Diferentes estrategias de agricultura sostenible plantean distintas vías para combatir los problemas de degradación del suelo, contaminación ambiental y cambio climático global.

Agricultura sostenible

Distintas estrategias como la agricultura sustentable, climáticamente inteligente, orgánica y ecológica consideran diferentes aspectos enfocados en incrementar la sustentabilidad de la producción agrícola. La agricultura sostenible se basa en principios esenciales que incluyen mejorar la eficiencia en el uso de los recursos como agua, energía y fertilizantes para aumentar la productividad y limitar la expansión de tierras agrícolas al contener su avance hacia ecosistemas naturales; implementación de acciones directas para la conservación, protección y mejoramiento de los recursos naturales; proteger y mejorar la vida rural, la equidad y el bienestar social; mejorar la resiliencia de las personas, sus comunidades y ecosistemas; construir o fortalecer mecanismos de gobernanza responsables y efectivos (FAO, 2018). Por otro lado, la agricultura climáticamente inteligente constituye un enfoque que ayuda a las personas que manejan los sistemas agrícolas a responder eficazmente al cambio climático y se enfoca en aumentar de forma sostenible la productividad y los ingresos agrícolas, en la adaptación y resiliencia ante el cambio climático y en reducir y/o absorber GEI (Lipper, 2014; Campbell *et al.*, 2014). La agricultura orgánica es un sistema integral de gestión de la producción que fomenta y mejora la salud de los agroecosistemas, y en particular la conservación de la biodiversidad, los ciclos biológicos, y la actividad biológica del suelo (Muller *et al.*, 2017). La producción orgánica considera las repercusiones ambientales y sociales y restringe insumos como fertilizantes y plaguicidas sintéticos, medicamentos veterinarios, semillas y especies modificadas genéticamente, conservadores, aditivos e

irradiación (Reganold y Watchter, 2016). La agricultura de conservación tiene el objetivo de lograr una agricultura sostenible y rentable mediante la aplicación de principios básicos como la perturbación mínima del suelo, su cobertura permanente y la rotación de cultivos (Pittelkow *et al.* 2015). La adopción de estrategias de agricultura sostenible ha avanzado en México. El Programa Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MasAgro) promueve la intensificación sustentable de la producción de maíz y trigo en México (<https://masagro.mx/es/>). Este programa ha fortalecido el monitoreo de la agricultura de conservación y el extensionismo mediante la implementación de redes de plataformas de investigación las cuales aportan información de los efectos de la agricultura de conservación en la salud de los suelos y el incremento de los rendimientos de granos básicos (SADER, 2019). Por otro lado, la agricultura orgánica en México cubre un millón 126 mil hectáreas y más de 27 mil productores certificados. Este tipo de agricultura se concentra en cultivos como el café, el cártamo y aguacate.

Estos enfoques agrícolas tienen el objetivo común de incrementar la producción de alimentos sin provocar la degradación de los suelos, la pérdida de biodiversidad, la contaminación y el calentamiento global (Foley *et al.*, 2011). Para lograrlo es necesario contener la expansión agrícola mediante la intensificación sostenible, es decir, el incremento de los recursos aplicados de la forma más eficiente posible, incluyendo el uso de fertilizantes (Struik y Kuyper, 2017). La fertilización sostenible permite reducir la aplicación de fertilizantes, incrementar el ahorro, sostener y/o incrementar los rendimientos y minimizar los impactos ambientales. El incremento en la eficiencia de uso de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos contribuiría significativamente a alcanzar los objetivos de la agricultura sostenible.

Eficiencia en el uso del N y del P

La recuperación en la biomasa de los cultivos del N aplicado a los suelos frecuentemente es menor de 50% (Fageria y Baligar, 2005). Esta baja recuperación en los cultivos anuales se debe a pérdidas del sistema planta-suelo mediante procesos como la volatilización (pérdida atmosférica de $N-NH_3$), lixiviación de N en forma de NO_3^- , escorrentía superficial, desnitrificación (pérdida atmosférica de N por la transformación de NO_3^- a la forma gaseosa N_2O) y extracción de residuos de cosecha (Galloway *et al.* 2003). A nivel mundial la eficiencia de recuperación de N en la producción

de granos básicos como maíz, arroz, trigo, sorgo y avena es de aproximadamente 33% (Raun y Johnson, 1999). Esta baja recuperación incrementa los costos de producción, la contaminación del aire y del agua y exacerba el calentamiento global. Se ha estimado que las pérdidas económicas anuales del fertilizante que se pierde del sistema planta-suelo equivalen aproximadamente a 16 billones de dólares (Raun y Johnson, 1999). Por su importancia económica y ambiental en el sector agrícola, la eficiencia en el uso del N debería ser evaluada y formar parte de programas integrales de las prácticas de manejo agrícola. Aunque la eficiencia en el uso de N puede definirse de varias formas de acuerdo a diferentes autores, la mayoría de estos conceptos se enfocan en evaluar la capacidad de un sistema para transformar el ingreso de insumos en productos (Fageria y Baligar, 2005). En el caso del N su eficiencia de uso puede definirse como el rendimiento económico máximo producido por unidad de N aplicado, absorbido o utilizado por las plantas para producir grano o paja (Cassman *et al.*, 2002; Weih *et al.*, 2011).

En el caso del P únicamente una cuarta parte de este elemento contenido en fertilizantes y utilizado en la agricultura es reciclado retornando a los cultivos. El resto se pierde del sistema planta-suelo y gran parte de este P termina en cuerpos de agua provocando problemas de eutrofización (Childers *et al.*, 2011). Únicamente 20% del P extraído de las minas es consumido en los alimentos por pérdidas en el procesamiento, transporte y almacenamiento (Cordel *et al.*, 2009).

La fertilización en México en un escenario de tormenta perfecta

En México frecuentemente se siguen patrones que han conducido al deterioro ambiental derivado del uso ineficiente de los fertilizantes y que nos sitúan en un complejo escenario de “tormenta perfecta” en el cual diversos factores adversos que a continuación se mencionan dificultan el tránsito hacia una fertilización sostenible.

México necesita fertilizantes porque la mayoría de los suelos no son aptos para la agricultura

Aunque la diversidad de suelos en México es considerable, ya que pueden encontrarse 28 de los 32 grupos de suelos propuestos por la Base Mundial Referencial del Recurso Suelo (IUSS-WRB, 2007;

Cruz *et al.*, 2007), gran parte de ellos no tienen potencial para la producción agrícola. Aproximadamente 52% de la superficie nacional está cubierta por suelos someros y poco desarrollados como leptosoles (54.3 millones de hectáreas), regosoles (26.3 millones) y calcisoles (20 millones), lo cual dificulta su aprovechamiento agrícola y aumenta su vulnerabilidad a la erosión (SEMARNAT, 2000). Los suelos más fértiles, profundos y con mayor contenido de materia orgánica y nutrientes como phaeozems, luvisoles y vertisoles (22.5, 17.3 y 16.5 millones de hectáreas, respectivamente) cubren 29% del país y son utilizados para actividades agropecuarias. Sin embargo, aun éstos presentan frecuentemente serios problemas de deterioro. Debido a la baja fertilidad de un que presentan más de la mitad de los suelos mexicanos y a la demanda creciente de alimentos, el uso sostenible de los fertilizantes es indispensable para abastecer nutrientes, lograr rendimientos agrícolas altos y productos inocuos y de una adecuada calidad nutricional.

No estamos fabricando fertilizantes, al contrario, importamos la mayoría de ellos

Hacia finales de la década de los 90, tras el cierre de plantas de fertilizantes en México, la producción de estos insumos disminuyó significativamente y actualmente se importa aproximadamente 80% del consumo nacional (CEDRSSA, 2018). El costo de la importación de los fertilizantes asciende a casi 20 mil millones de pesos, de los cuales 60% corresponde a fertilizantes nitrogenados (la mayor parte en forma de urea). De una reserva disponible de casi 5 millones de toneladas de fertilizantes en México, 66% fueron nitrogenados y 22% fosfatados en 2017 (CEDRSSA, 2018). Aproximadamente 68% de los suelos cultivados reciben aplicaciones de fertilizantes, principalmente en los campos de maíz. Esto nos sitúa en un escenario complejo de una dependencia casi total de las importaciones de fertilizantes, además de que los mercados de fertilizante en México opera sin regulaciones en los precios y en la calidad.

No tenemos seguridad alimentaria

A nivel mundial México ocupa el lugar número once en producción de alimentos y el número once en producción mundial de cultivos agrícolas y de ganadería primaria (SIAP, 2018). México es un país de contrastes y en el ámbito de la seguridad

alimentaria, prevalecen patrones tanto de obesidad como de malnutrición. Por un lado, la disponibilidad energética es de 3,145 kilocalorías por persona al día, uno de los índices más elevados del mundo además de que 70% de la población padece sobrepeso y 30% de la población adulta sufre de obesidad (ISSSTE, 2016). En contraste, existen severas deficiencias nutricionales tanto en el campo como en la ciudad debido a la falta de acceso a los alimentos. Más de 18% de la población sufre pobreza alimentaria por ingreso, 14% de los niños mexicanos presentan desnutrición crónica y en la población indígena esta cifra se duplica (FAO, 2013). Nueve alimentos representan 75% de los más consumidos en el país (aunque no necesariamente los más nutritivos); de éstos el maíz representa más de la tercera parte, seguido del azúcar, trigo, leche, carne de cerdo, aceite de soya, carne de aves de corral, frijol y huevo (FAO, 2013). Aunque problemas como la desigualdad, el desperdicio y pérdidas de cosechas son las principales causas de la inseguridad alimentaria; en México el sector agrícola debería incrementar la producción para poder cubrir con soberanía la demanda de los cultivos básicos que se incluyen dentro de los nueve alimentos de mayor demanda en el país.

Los rendimientos promedio en cultivos de riego y de temporal (75% de la agricultura en México) han evolucionado de manera dispar y a ritmo muy diferenciado en los principales cultivos. El maíz, cultivo base en la alimentación de los mexicanos, tiene un consumo anual per cápita de 330 kg (SIAP, 2017) y representa 87% de la producción de granos. A pesar de su importancia presenta rendimientos inferiores al promedio nacional (3.7 ton ha⁻¹) en la mayoría de las entidades federativas productoras de maíz. En comparación con el rendimiento promedio en los principales países productores (p. e. casi 12 ton ha⁻¹ en el caso de Estados Unidos) los rendimientos en México son bajos y muestra un área de oportunidad en la cual es esencial acortar la brecha entre estados y sistemas productivos. Este problema es sin duda complejo y multifactorial. Para incrementar los rendimientos se requiere –entre otras cosas como políticas públicas adecuadas– intensificar las actividades agrícolas de manera sostenible incluyendo esquemas de fertilización eficiente.

Las emisiones de GEI en el sector agrícola son altas

Las actividades agropecuarias son la tercera causa de generación de emisiones de GEI, con una contribución

aproximada de 15% a las emisiones nacionales (INECC-SEMARNAT, 2018). Aproximadamente 63% de éstas corresponden al sector pecuario y 36% a las actividades agrícolas. Dentro de estas actividades el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos es la causa principal de emisiones de GEI, específicamente de N_2O , con una aportación de 17% por la adición de estiércol y ~17% por la adición de fertilizantes inorgánicos, respectivamente. La quema de residuos y los cultivos de arroz representan únicamente 1.6 y 0.2% de las emisiones del sector agropecuario (INECC-SEMARNAT, 2015). Como lo muestran estas cifras, el sector agrícola representa una fuente significativa de emisiones de GEI. Sin embargo, la solución también puede encontrarse en los suelos cultivados, los cuales representan un área de oportunidad en la mitigación de emisiones del sector agrícola, debido a que la mayor parte de las emisiones provienen de la ineficiencia en el uso de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos.

Baja eficiencia en el uso de fertilizantes

Está bien documentado que los cultivos absorben sólo una fracción del fertilizante aplicado y que puede variar entre 10 y 60% (Dobermann, 2005). En Latinoamérica, México es el segundo mayor consumidor de fertilizantes después de Brasil, lo que se ha reflejado en un incremento en las emisiones de N_2O –en el periodo 2012 a 2018–, pero no en una mayor seguridad alimentaria (FAO, 2009; INECC-SEMARNAT, 2018). La producción insuficiente y los bajos rendimientos de granos básicos, así como las altas emisiones de N_2O asociadas a las actividades agrícolas (casi 50% de las emisiones del sector agrícola) evidencian la baja eficiencia en el uso de los fertilizantes, particularmente del N (cantidad de N recuperado en los alimentos producidos por unidad de N aplicado; Cassman *et al.*, 2002). Al igual que en muchas regiones del mundo, el empleo de fertilizantes en el territorio mexicano dedicado a la agricultura no es uniforme y se ha concentrado en áreas específicas donde se desarrolla una agricultura intensiva (Peña-Cabriales *et al.*, 2002). El hecho de que en algunas regiones los fertilizantes se apliquen en exceso y en otras su aplicación sea insuficiente es uno de los principales problemas agrícolas de la actualidad en México. Ya sea debido a la aplicación excesiva en algunas regiones o debido a su escasez y alto precio en otras, es necesario que los fertilizantes sean utilizados con la mayor eficiencia posible.

¿Entonces qué hacer? Sorteando la tormenta

El N y el P son los elementos más limitantes para la producción agrícola y la eficiencia en su uso es esencial para la sostenibilidad económica y ambiental del sector. La transición hacia la adopción de estrategias de fertilización más sostenibles es un desafío enorme. Por un lado, la naturaleza dinámica y móvil del N y su propensión a perderse del sistema planta-suelo hace que su manejo eficiente sea un reto ambiental complejo de abordar. Por otro lado, el P es un elemento poco móvil en los suelos y su disponibilidad en la solución del suelo es baja, lo cual hace que la eficiencia en su aplicación sea un requisito indispensable en las prácticas agronómicas. En regiones donde la agricultura es intensiva, el P frecuentemente se aplica en exceso, y debido a su baja movilidad, se encuentra en altas concentraciones por las continuas y excesivas aplicaciones a los cultivos.

Líneas de acción para una fertilización sostenible en el caso del N

En el caso del N las prácticas de manejo que representen opciones costo-efectivas acordes con las circunstancias de nuestro país para hacer un uso eficiente y sostenible de los fertilizantes tendrían que considerar factores edáficos, la fisiología y fenología de las plantas, variables climáticas, tipos de fertilizantes y adelantos tecnológicos. El establecimiento de prácticas de manejo integrales es complejo, ya que los factores mencionados varían entre regiones, cultivos y condiciones socioeconómicas. Algunas de las líneas de acción que nos permitirían transitar hacia una fertilización sostenible son:

Adopción de prácticas de manejo sostenible del suelo.

Adoptar prácticas de manejo adecuadas es uno de los componentes más importantes de la fertilización sostenible y del uso eficiente de los fertilizantes ya que sostiene e incrementa los rendimientos agrícolas, reduce los impactos ambientales negativos (Paustian *et al.*, 2016) y los costos de producción (Keeler *et al.*, 2016). El enfoque de las 4R por sus iniciales en inglés (*right source, right rate, right place, right time*) incluye cuatro principios básicos para obtener la concentración máxima de N en los cultivos y reducir al mínimo las pérdidas de N al ambiente. Estos principios son:

Fuente de N. Se refiere a la selección de un fertilizante que sea menos susceptible a perderse mediante lixiviación de nitratos y a pérdidas gaseosas por desnitrificación, (que generan emisiones de N_2O) o por volatilización de NH_3 . Si es posible, elegir fertilizantes de liberación controlada. Aunque la desventaja de este tipo de fertilizantes es su precio, que frecuentemente es más elevado en comparación con los fertilizantes convencionales.

Momento de aplicación. Se refiere a la aplicación del fertilizante en el momento de mayor demanda de N en los cultivos, que es durante el crecimiento vegetativo. También es importante considerar los eventos climáticos y la capacidad de drenaje del suelo ya que estos factores influyen en el movimiento del N más allá de la rizósfera. Es necesario monitorear la sinergia entre factores como la temperatura, el pH de la solución del suelo y el contenido de humedad, ya que puede favorecer la volatilización del NH_3 y la pérdida de Nr.

Lugar de aplicación. La aplicación del fertilizante debe realizarse cerca de la rizósfera o en un lugar adecuado dependiendo del desarrollo radical y de su arquitectura. Se recomienda incorporar el fertilizante y evitar la aplicación superficial ya que esto favorece la volatilización del NH_3 . Este tipo de aplicación también es recomendable cuando existe riesgo de escorrentía o ante la presencia de pendientes pronunciadas.

Dosis. Se recomienda ajustar la dosis de N de acuerdo a los requerimientos de los cultivos y basar el diagnóstico de la dosis en análisis de suelos siempre que sea posible, por ejemplo, utilizando el método racional de fertilización, o bien, utilizando herramientas y enfoques como la agricultura de precisión.

Monitoreo de condiciones del suelo. La acidez del suelo puede reducir la absorción de N y su eficiencia de uso al reducir la mineralización de este elemento, la nitrificación y el proceso de nodulación en la fijación de N (factor determinante en la fijación natural del N) además de reducir el desarrollo radical de los cultivos (Grewal y Williams, 2003).

Fertilizantes de liberación controlada e inhibidores de la nitrificación. Los fertilizantes de liberación controlada encapsulan el N presente en la urea haciendo más lento su proceso de liberación al suelo (Naz y

Sulaiman, 2016) mediante el uso de recubrimientos de azufre, polímeros y materiales biodegradables (Naz y Sulaiman, 2016). Este tipo de fertilizantes favorece que la liberación de N se sincronice con la demanda de las plantas y reduce las pérdidas de N por lixiviación y desnitrificación (Shoji *et al.*, 2001). Los fertilizantes que contienen inhibidores de la nitrificación contienen compuestos que la restringen al detener la oxidación biológica del N-amoniaco a N-nítrico (Timilsena *et al.*, 2015). También pueden incluir en su formulación inhibidores de la hidrólisis del N contenido en la urea lo cual evita la formación de $N-NH_4$. Además, estos fertilizantes reducen indirectamente las emisiones de N_2O (Delgado y Mosier, 1996). Aunque hay estudios reportados de la utilidad de estos tipos de fertilizantes en maíz (Bautista-Cruz *et al.*, 2015), trigo (Castro-Luna *et al.*, 2006), la mayor parte de su utilización aún ocurre en parcelas experimentales y en experimentos en invernadero.

Soluciones basadas en la naturaleza. Entre las herramientas para mejorar la EUN se encuentran las soluciones basadas en la naturaleza que implican el uso de microorganismos del suelo y que tienen un importante potencial para mitigar el cambio climático. Se ha documentado que ciertas cepas bacterianas eficientes en la fijación de N_2 (p.e., *Rhizobium*, *Azospirillum*), micorrizas y microorganismos rizosféricos contribuyen que podrían reducir/sustituir los fertilizantes minerales al aumentar la disponibilidad de N en los suelos (Smith *et al.*, 2015).

Soluciones orientadas a la tecnología. Estas acciones son también buenos ejemplos de herramientas para mejorar la EUN entre las que destacan por su eficacia e innovación el uso de sensores que evalúan indirectamente el vigor de un cultivo al dar una lectura del Índice Normalizado de la Vegetación (NDVI) a través de un detector infrarrojo. El sensor se utiliza para medir la respuesta del cultivo en una franja de referencia caracterizada por una aplicación no limitante de N con respecto a las parcelas adyacentes con la estrategia de fertilización usual. Los datos obtenidos con el sensor ayudan a determinar la dosis óptima de fertilizante nitrogenado que debe aplicarse evitando la infrautilización o la sobreutilización del N (Schepers y Raun, 2010), la agricultura de precisión (Long y Pierce, 2010), y los modelos para evaluar las prácticas de manejo del N como es el caso del Índice de Nitrógeno (Delgado *et al.* 2010), o el modelo DayCent Century

(Parton et al., 1994). Actualmente existe tecnología para aumentar la eficiencia en el aprovechamiento de los fertilizantes, sin embargo, aún se usa poco en México.

En el caso del P, las líneas de acción para una fertilización más eficiente incluyen estrategias que pueden implementarse al interior del sistema agrícola y otras que deben establecerse fuera de los cultivos y donde es necesaria la participación de diversos sectores de la sociedad y del gobierno. Estas líneas de acción incluyen:

Incrementar la eficiencia de uso de los fertilizantes fosfatados. La solución de raíz para no depender del uso de un recurso natural no renovable como la roca fosfórica aún no se ha desarrollado. Para ganar tiempo mientras se continúa con el desarrollo de sustitutos del P y tecnologías de reciclaje de este elemento es necesario incrementar la eficiencia en los cultivos. Algunas acciones que pueden implementarse son:

Mejoramiento de las recomendaciones de fertilización. Para lograrlo debe trabajarse ajustando la forma y lugar de su aplicación acorde a los principios de las 4R. Por ejemplo, la ubicación del fertilizante debe ser cerca de las raíces para evitar la fijación del P.

Mantener la calidad del suelo. La presencia de P en el suelo no es garantía de su productividad. Los suelos deben cubrir otros requerimientos para asegurar que el P esté disponible para los cultivos y que pueda ser utilizado de forma eficiente (Schroder et al., 2011). El pH de la solución del suelo es uno de los factores principales que regula la disponibilidad del P. En suelos ácidos prevalece la fijación de P en arcillas minerales, mientras que en suelos alcalinos el P tiende a precipitarse en carbonatos. El mantenimiento de pH óptimo evita las reacciones de fijación y precipitación manteniendo el P disponible en el almacén de P lábil y en la solución del suelo (Weathers et al., 2013). De ser necesario es adecuado considerar prácticas de enclado en suelos naturalmente ácidos. El abastecimiento adecuado de la materia orgánica del suelo, de agua, así como una estructura adecuada permite que el sistema radical tenga mejores posibilidades de exploración del espacio poroso y por lo tanto de absorber P de la solución del suelo.

Prevenir la erosión. La erosión hídrica y eólica representa los principales mecanismos de pérdida de P

de los sistemas agrícolas. La eutrofización de un lago comienza con una concentración de P en el agua de 0.10 g P m^{-3} (Correll, 1998). Esto significa que no deberían perderse más de 0.6 kg P ha^{-1} mediante erosión (Schroder et al., 2011). En México es probable que esta cifra se alcance ya que la erosión afecta aproximadamente 30% del territorio, (11.8% representa erosión hídrica, 9.5% erosión eólica y 6% erosión física; SEMARNAT, 2012; INEGI, 2012). Algunas de las estrategias que pueden implementarse para evitar la erosión del suelo son mejorar su capacidad de infiltración mediante la reducción de la labranza, favorecer la permanencia de los residuos de cosecha, el establecimiento de terrazas, y la agroforestería (Schroder et al. 2011).

Mejoramiento genético. Una forma de enfrentar los problemas de adquisición de P y mejorar su eficiencia de uso es el desarrollo de variedades de plantas con menores requerimientos de este elemento (Gamuyao et al., 2012). Otra línea de acción es el desarrollo de investigaciones referentes a la modificación del sistema radical de los cultivos (Schroder et al., 2011). También es esencial reforzar el conocimiento de variedades de plantas tradicionales y de sus características beneficiosas para la adquisición de P que pudieran haberse perdido durante la domesticación (Kochian, 2012).

Reciclar las fuentes de P una vez que salen del sistema agrícola. El P puede ser recuperado de la producción agrícola y del sistema de consumo y puede ser reutilizado como fertilizante directamente o después de un procesamiento (Cordell et al., 2009). Las fuentes de P reciclado pueden tener presencia de metales pesados y patógenos lo cual frecuentemente limita su utilización y se prohíbe en sistemas como la agricultura orgánica. En contraste se favorece el uso de fertilizantes derivados de la roca fosfórica promoviendo su extracción y reducción de las reservas naturales (Schroder et al., 2011). Esta paradoja puede abordarse con el fortalecimiento en el desarrollo de fertilizantes de P inocuos a partir de fuentes recicladas.

Generación y divulgación de información. Para la implementación de un esquema de fertilización sostenible tanto en el caso de N como del P es necesario la generación de información científica, pero más importante aún su aplicación. Es esencial también la divulgación de los hallazgos y programas más exitosos y la reactivación de programas de extensionismo. Esto

con el fin de transmitir los conocimientos que permitan incrementar la eficiencia de uso y de coadyuvar al diseño de políticas públicas para la conservación de estos nutrientes.

Gobernanza responsable y eficaz. Algunos países han desarrollado políticas que les permitan asegurar la producción nacional de P mediante la restricción de las importaciones. Esto tiene sentido si consideramos que aproximadamente la mitad de los suelos agrícolas del mundo tienen limitación de P (Lynch, 2011). Con 85% de las reservas naturales de este elemento concentradas en un solo país (Marruecos), la necesidad de incrementar la producción de alimentos y suelos cada vez más empobrecidos, se prevé que la extracción y consumo de P incrementen en las próximas décadas. Se ha pronosticado que en el año 2030 la extracción y consumo de P alcanzará su mayor nivel y las reservas comenzarán a reducirse, así como la calidad del P extraído (Cordel *et al.*, 2009). Otras investigaciones pronostican que esto ocurrirá en el año 2100 (Sattari *et al.* 2012). Ante este escenario países como China han establecido un impuesto de 135% a las reservas de P mineral deteniendo las exportaciones. Brasil ha considerado la posibilidad de nacionalizar la extracción minera de P (Villalba *et al.*, 2008). Estas medidas tienen el objetivo de asegurar la producción nacional de P con fines agrícolas y muestran que garantizar su abasto es una cuestión de seguridad nacional. En México tendríamos que evaluar cual sería el mejor camino que nos permitiera transitar hacia la reducción de incertidumbre en el abastecimiento de P.

La fertilización sostenible en México: ¿es posible?

En el diseño de las políticas de fertilización en México sería adecuado considerar las circunstancias socioeconómicas que prevalecen en diferentes regiones. Es conveniente resaltar que la agricultura mexicana se realiza en una diversidad de escenarios, pero podemos distinguir dos grandes grupos de productores y formas de cultivar. Por un lado, hay un grupo minoritario de tipo empresarial con acceso a recursos naturales y económicos entre los que se incluyen: sistemas de riego, terrenos sin pendientes pronunciadas adecuadas para el establecimiento de mecanización y tecnificación, escala de operación significativa (unidades de producción de hasta dos mil hectáreas), acceso a servicios y a infraestructura hidroagrícola. Este tipo de agricultura está orientada

hacia la importación. Aunque representa 26% de la superficie nacional agrícola genera 60% del valor de la producción (INECC-SEMARNAT, 2015). Debido a estas ventajas los productores en esta categoría tienen la capacidad para cambiar su producción a cultivos más rentables con los incentivos disponibles (King, 2007). Es un subsector muy importante para el país en la producción de alimentos y generación de divisas. Sin embargo, también es causante de externalidades ecológicas (p. e. eutrofización, contaminación de cuerpos de agua) y sociales. En este tipo de agricultura sería adecuado enfocar esfuerzos de investigación para avanzar hacia la agricultura de precisión; además de generalizar la agricultura de conservación, creada precisamente para este tipo de agricultura (Turrent *et al.*, 2017).

El otro subsector es el de la agricultura campesina, ampliamente mayoritario distribuido en ~2,7 millones de unidades de producción con áreas de labor menores de cinco hectáreas (Cortés *et al.*, 2010) y que cubre aproximadamente 74% del territorio cultivado de México (INEC-SEMARNAT, 2015). Este tipo de agricultura es de temporal, frecuentemente se realiza en laderas, desprotegidas de la erosión hídrica y expuestas a los efectos del cambio climático global (Turrent *et al.*, 2017). Este subsector está orientado al autoconsumo y está formado por productores deficitarios, en equilibrio o excedentarios, y sus excedentes frecuentemente se asignan al mercado local (King, 2007). Un problema complejo que enfrenta este subsector es su dispersión y aislamiento en el territorio nacional, frecuentemente hacen agricultura de ladera en los sistemas montañosos con carencias severas de comunicación terrestre lo cual dificulta la comercialización de sus productos, el extensionismo, el acompañamiento técnico, el almacenamiento de productos, etc. Son además terrenos y poco accesibles a la investigación. Además de las adversas circunstancias sociales y económicas, estos productores enfrentan problemas de degradación ambiental. El principal de ellos es la erosión del suelo ya que 30% de la superficie agrícola tiene pendientes entre 8 y 30%, y el 10% presenta pendientes mayores a 30%. En este tipo de producción agrícola hay un uso muy limitado de fertilizantes y los que se aplican frecuentemente no cubren la demanda de N y/o P. La erosión, además de ser la causa central del deterioro de los recursos suelo y agua es un factor fundamental que incide en la ineficiencia en el uso de fertilizantes.

Las circunstancias son drásticamente diferentes en ambos subsectores, empresarial y campesino

y requieren soluciones radicalmente diferentes. A continuación, se describe un ejemplo de las estrategias que serían adecuadas en cada subsector para transitar hacia la fertilización sostenible.

Sistema de Milpa Intercalada con Árboles Frutales

La Milpa Intercalada en Árboles Frutales (MIAF) es un sistema agroforestal de cultivo intercalado constituido por tres especies, el árbol frutal (epicultivo), el maíz (mesocultivo) y frijol u otra especie comestible de preferencia leguminosa (sotocultivo) en intensa interacción agronómica (Cortés *et al.*, 2010). Este sistema fue desarrollado por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias y por el Colegio de Postgraduados como una alternativa para las pequeñas unidades de producción campesinas y étnicas. Los beneficios del establecimiento de este sistema son (Cortés, 2005): (1) protección contra la erosión del suelo y la pérdida asociada de N y P y otros nutrientes (Etchevers *et al.*, 2005); (2) incremento el ingreso familiar; (3) compatibilidad con la biodiversidad autóctona y que manejan los productores; y (4) incremento de la captura de carbono atmosférico (Etchevers *et al.*, 2005). Existen más de 60 publicaciones en las cuales se detalla la tecnología, logros y alcances (Turrent *et al.*, 2017) de este eficiente esquema de producción. La disposición de los árboles frutales funciona como un sostén entre terrazas que evita la erosión y con ello la pérdida de nutrientes haciendo más eficiente el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Este sistema de terrazas reduce la velocidad del agua de escurrimiento (Uribe-Gómez *et al.*, 2002) y con ello las pérdidas de N por lixiviación. Además de favorecer la eficiencia en el uso de fertilizantes al reducir la erosión hídrica y eólica, este sistema incrementa los rendimientos, el ingreso de los productores y el valor de la producción (Cortés y Turrent, 2012).

Uso de sensores ópticos para el diagnóstico de la dosis de fertilización

Una región pionera en el uso de herramientas y agricultura de precisión que ejemplifica el sector empresarial es el Valle del Yaqui, Sonora, la cual es una zona de vital importancia económica por la producción agrícola de trigo y por las actividades pesqueras (Matson, 2013). Es una zona con 230,000 hectáreas de cultivos de trigo con irrigación, altas tasas de

aplicación de fertilizantes y altos rendimientos (Naylor *et al.*, 2001). Sin embargo, la EUN en estos cultivos es de aproximadamente 30% (Raun y Johnson, 1999). Esta baja eficiencia genera emisiones de N₂O (Matson *et al.*, 1998) y flujos de N hacia el Mar de Cortés provocando la proliferación de algas lo cual reduce la biodiversidad y afecta la producción pesquera (Beman *et al.*, 2005). Numerosos estudios realizados en la zona han mostrado que el ajuste del momento de aplicación y la dosis de fertilización incrementa sustancialmente la EUN (Ortiz-Monasterio, 2002). El uso de sensores ópticos ha mostrado ser una herramienta útil para incrementar la EUN y aplicar así la dosis adecuada de fertilizante nitrogenado y fosforado en esta región (Ortiz-Monasterio y Raun, 2007). Esta tecnología se basa en el uso de una variación del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) y una relación lineal con el contenido de N de los cultivos para determinar la dosis de fertilización requerida (Crain *et al.*, 2012). Esta tecnología permite predecir con exactitud la cantidad de N y P que necesita un cultivo en un sitio específico lo cual permite alcanzar el rendimiento máximo esperado (Crain *et al.*, 2012). Para ello se establece una “franja rica en N” que es una zona del cultivo fertilizada con dosis altas para asegurar que no se presenten deficiencias de este elemento (Ortiz-Monasterio y Raun, 2007). El sensor envía un haz de luz en las regiones de rojo e infrarrojo del espectro electro-magnético al dosel de trigo y registra la reflectancia de las hojas en estas dos longitudes de onda en el área rica en N y en el campo del agricultor. Estos datos se utilizan para calcular el NDVI, que se mide hacia el final del amacollamiento y el comienzo del alargamiento del tallo del trigo (Z31). Utilizando algoritmos este índice predice el rendimiento y calcula la necesidad adicional de N del cultivo (Raun *et al.*, 2005). Una desventaja para la adopción de esta tecnología es el costo ya que no está al alcance de todos los productores. Dependiendo del nivel de tecnificación, automatización y sincronización con la mecanización del cultivo el sensor puede costar de \$120,000 hasta \$5,000 USD. Sin embargo, avances tecnológicos han hecho posible el desarrollo de una versión más pequeña, económica (\$550 USD) y portátil pero eficiente (Ortiz-Monasterio *et al.*, 2017) que ha incrementado las ganancias de los agricultores del Valle del Yaqui y ha reducido significativamente las emisiones de GEI (Lapidus *et al.*, 2017). Aun así, la adopción de esta tecnología en la producción agrícola campesina sería compleja por los costos, la capacitación, el acompañamiento técnico además de

que faltan estudios del desempeño estos sensores en agricultura de ladera. Sin embargo, en el caso de la agricultura tecnificada ha mostrado generar ahorros a los productores y reducir la adición de N sin afectar los rendimientos.

REFLEXIONES FINALES

¿Cómo incrementar el uso de fertilizantes de N y P en condiciones agroecológicas y sociales que en muchas ocasiones son profundamente limitativas? Se requiere incrementar la inversión en investigación aplicada bajo diferentes esquemas de agricultura como MIAF e impulsar también el uso de nuevas tecnologías en la búsqueda de recomendaciones de dosificación, y fuente de fertilizante N-P. Para ello es necesario el fortalecimiento y/o la construcción de vínculos entre el sector académico y el gubernamental. Si se considera que aproximadamente 15% de las emisiones nacionales provienen del sector agropecuario y que de éstas aproximadamente 30% se generan por del uso excesivo e insostenible de los fertilizantes se tiene entonces un área de oportunidad significativa para la mitigación de GEI. Considerando además que la meta de mitigación de GEI comprometida al 2030 es la reducción de 22% de las emisiones y que uno de los cinco ejes estratégicos de mitigación incluidos en la Estrategia Nacional de Cambio Climático incluye la adopción de mejores prácticas para el uso sostenible de fertilizantes sería urgente y necesaria la colaboración del sector académico y gubernamental para coadyuvar a alcanzar esta meta.

Finalmente, la fertilización sostenible requiere de la implementación de planes de investigación científica de corto, mediano y largo plazo y de “gran visión” así como el establecimiento de laboratorios nacionales al servicio de los productores. Es necesario entender las necesidades de los diferentes productores y de los diferentes agrosistemas y en México se tiene amplia experiencia en este enfoque.

LITERATURA CITADA

Bautista-Cruz, A., G. Cruz-Domínguez y M. Rodríguez-Mendoza. 2015. Efecto de bocashi y fertilizantes de liberación lenta en algunas propiedades de suelos con maíz. *Revista mexicana de ciencias agrícolas* 6:217-222.

Beman, J., K. R. Arrigo and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214. <https://doi.org/10.1038/nature03370>.

Bennett, E. M. and Schipanski, M. E. 2013. The Phosphorus Cycle. pp. 159-178. *In* Weathers, K.C., D. L. Strayer and G. E. Likens (eds.). *Fundamentals of Ecosystem Science*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00008-1>.

Bouwman, A. F. 1990. Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agroecosystems. *Transactions 14th International Congress Soil Science* 2:261-266.

Campbell, B. M., P. Thornton., R. Zougmore, P. van Asten and L. Lipper. 2014. Sustainable intensification: what is its role in climate smart agriculture? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8:39-43. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.07.002>.

Castro-Luna, I., F. Gavi-Reyes, J. J. Peña-Cabriales, R. Núñez-Escobar y J. D. Etchevers-Barra. 2006. Eficiencia de recuperación de N y K de tres fertilizantes de lenta liberación. *Terra Latinoamericana* 24:277-282.

Cassman, K. G., A. Dobermann and D. T. Walters. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31:132-140. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.132>. PMID: 12078002.

CEDRSSA. 2018. Fertilizantes. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria, México. http://www.cedrssa.gob.mx/post_n-fertilizantes-n.htm (Consulta: diciembre 06,2021).

Childers, D. L., J. Corman, M. Edwards and J. J. Elser. 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. *BioScience* 61:117-124. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.6>.

Cordell, D., J. O. Drangert and S. White. 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19:292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>.

Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>.

Cortés, J. I. 2005. Tecnologías Alternativas Sustentables (TAS). Proyecto Manejo Sustentable de Laderas-PMSL. Colegio de Postgraduados. México.

Cortés, J. I. y Turrent F. A. 2012. Una tecnología multiobjetivo para pequeñas unidades de producción. pp.162-178. *In*: Calva, J. L. Agenda para el desarrollo agropecuario forestal y pesquero. UNAM. México.

Cortés, J. I., F. A. Turrent, E. Hernández, N. Nicolás, J. P. Torres, A. Zambada y P. Díaz. 2010. La Milpa intercalada con árboles frutales (MIAF). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Subsecretaría de Desarrollo Rural Dirección General de Apoyos para el Desarrollo Rural. México.

Crain, J., I. Ortiz-Monasterio and B. Raun. 2012. Evaluation of a reduced cost active NDVI sensor for crop nutrient

- management. *Journal of Sensors* 2012:e582028. <https://doi.org/10.1155/2012/582028>.
- Cruz, C., C. Balboltin, F. Paz, J. Etchevers y P. Krasilnikov. 2007. Variabilidad morfofísica de los suelos de México y su relación con el modelo fisiográfico nacional. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León Guanajuato. México. 17 al 21 de septiembre de 2007.
- Delgado, J. and Follett, R. F. 2010. Advances in nitrogen management for water quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 66:25A-26A. <https://doi.org/10.2489/jswc.66.1.25A>.
- Delgado, J. A., and Mosier, A. R. 1996. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. *Journal of Environmental Quality* 25:1105-1111. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500050025x>.
- Dobermann, A. R. 2005. Nitrogen use efficiency state of the art. *Agronomy & Horticulture*. Faculty Publications Paper 316. <https://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>.
- Elser, J., and Bennett, E. 2011. A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478:29-31. <https://doi.org/10.1038/478029a>.
- Elser, J. J., M. E. S. Bracken, E. E. Cleland, D. S. Gruner, W. S. Harpole, H. Hillebrand, J. T. Ngai, E. W. Seabloom, J. B. Shurin and J. E. Smith. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10:1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>.
- Etchevers, J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla y R. M. López. 2005. Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas. Colegio de Postgraduados. México.
- Erisman, J. W., M. A. Sutton, J. Galloway, Z. Klimont and W. Winiwarter. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1:636-639. <http://doi.org/10.1038/ngeo325>.
- Fageria, N. K. and Baligar, V. C. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Advances in Agronomy* 88:97-185. Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)88004-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)88004-6).
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek and W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290:291-296. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>.
- FAO. 2018. Transformar la alimentación y la agricultura para alcanzar los ODS. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- FAO. 2009. The state of food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- FAO. 2013. El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo 2013. Las múltiples dimensiones de la seguridad alimentaria. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockström, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman and D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337-342. <http://doi.org/10.1038/nature10452>.
- Follett, J., and Follett, R. 2001. Utilization and metabolism of nitrogen by humans. pp. 65-92. *In* Follett R and J.L. Hatfield (eds.). Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. <https://doi.org/10.1016/B978-044450486-9/50006-6>.
- Fowler, D., C. E. Steadman, D. Stevenson, M. Coyle, R. M. Rees, U. M. Skiba, M. A. Sutton, J. N. Cape, A. J. Dore, M. Vieno, D. Simpson, S. Zaehle, B. D. Stocker, M. Rinaldi, M. C. Facchini, C. R. Flechard, E. Nemitz, M. Twigg, J. W. Erisman, K. Butterbach-Bah and J. N. Galloway. 2015. Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. *Atmos. Chem. Phys* 15:13849-13893.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. W. Howarth., E. B. Cowling and B. J. Cosby. 2003. Nitrogen cascade. *BioScience* 53:341-356. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2).
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend and C. J. Vorosmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry* 70:153-226 <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>.
- Gamuyao, R., J. H. Chin, J. Pariasca-Tanaka, P. Pesaresi, S. Catausan, C. Dalid, I. Slamet-Loedin, E. M. Tecson-Mendoza, M. Wissuwa and S. Heuer. 2012. The protein kinase Pstol1 from traditional rice confers tolerance of phosphorus deficiency. *Nature* 488:535-539. <https://doi.org/10.1038/nature11346>.
- Grewal, H. S. and Williams, R. 2003. Liming and cultivars affect root growth, nodulation, leaf to stem ratio, herbage yield, and elemental composition of alfalfa on an acid soil. *Journal of Plant Nutrition* 26:1683-1696. <https://doi.org/10.1081/PLN-120022381>.
- INECC-SEMARNAT. 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- INECC-SEMARNAT. 2018. México, sexta comunicación nacional y segundo informe bienal de actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

- INEGI. 2012. Aspectos generales del territorio mexicano. Recursos naturales. Edafología. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México. <http://mapserver.inegi.org.mx> (Consulta: diciembre 01, 2021).
- ISSSTE. 2016. La Obesidad en México. Instituto de Seguridad y Servicios Sociales para los Trabajadores del Estado, México. <http://www.gob.mx/issste/articulos/la-obesidad-en-mexico> (Consulta: diciembre 06, 2021).
- IUSS-WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- Keeler, B. L., J. D. Gourevitch, S. Polasky, F. Isbell, C. W. Tessum, J. D. Hill and J. D. Marshall. 2016. The social costs of nitrogen. *Science Advances* 2:e1600219-e1600219. PubMed. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600219>.
- King, A. 2007. Diez años con el TLCAN: revisión de la literatura y análisis de las respuestas de los agricultores de Sonora y Veracruz, México. Informe especial del CIMMYT 07-01. México, D.F.: CIMMYT/Congressional Hunger Center.
- Kochian, L. V. 2012. Rooting for more phosphorus. *Nature* 488:466-467. <https://doi.org/10.1038/488466a>.
- Lal, R. 2009. Sequestering carbon in soils of arid ecosystems. *Land Degradation & Development* 20:441-454.
- Lapidus D, A. Latane, I. Ortiz-Monasterio, R. Beach and M. E. Cárdenas-Castañeda. 2017. The greenSeeker handheld: a research brief on farmer technology adoption and disadoption. RTI Press Research Brief No. RB-0014-1705 <https://doi.org/10.3768/rtipress.2017.rb.0014.1705>.
- Lipper, L., P. Thornton, B. M. Campbell, T. Baedeker, A. Braimoh, M. Bwalya, P. Caron, A. Cattaneo, D. Garrity, K. Henry, R. Hottle, L. Jackson, A. Jarvis, F. Kossam, W. Mann, N. McCarthy, A. Meybeck, H. Neufeldt, T. Remington, P. T. Sen, R. Sessa, R. Shula, A. Tibu and E. F. Torquebiau. 2014. Climate-smart agriculture for food security. *Nature Climate Change* 4:1068-1072. <https://doi.org/10.1038/nclimate2437>.
- Long, D. S. and Pierce, F. J. 2010. Precision farming for nitrogen management. *In* Delgado J. A. and R. F. Follett (eds.). *Advances in nitrogen management for water quality*. Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Service (in press).
- Lynch, J. P. 2011. Root Phenotypes for enhanced soil exploration and phosphorus acquisition: tools for future crops. *Plant Physiology* 156:1041-1049. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175414>.
- MacDonald, G. K., E. M. Bennett, P. A. Potter and N. Ramankutty. 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3086-3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>.
- Matson, P. A., R. Naylor and I. Ortiz-Monasterio. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science* 280:112-115. <http://doi.org/10.1126/science.280.5360.112>.
- Matson, P. A. 2013. From global environmental change to sustainability science: ecosystem studies in the Yaqui Valley, Mexico. pp. 233-241. *In* Weathers, K.C., D. L. Strayer and G. E. Likens (eds.). *Fundamentals of Ecosystem Science*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00012-3>.
- MASAGRO.2021. Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional. <https://masagro.mx/es/> (Consulta: diciembre 07, 2021).
- Mosier, A. R. 1994. Nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Fertilizer Research* 37:191-200. <https://doi.org/10.1007/BF00748937>.
- Muller, A., C. Schader, N. El-Hage Scialabba, J. Brüggemann, A. Isensee, K. H. Erb, P. Smith, P. Klocke, F. Leiber, M. Stolze and U. Niggli. 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8:1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>.
- Naylor, R. L., W. P. Falcon and A. Puente-Gonzalez. 2001. Policy reforms and mexican agriculture: views from the Yaqui Valley. CIMMYT Economics Program Paper No. 01-01. CIMMYT, Mexico, D.F.
- Naz, M. Y. and Sulaiman, S. A. 2016. Slow-release coating remedy for nitrogen loss from conventional urea: a review. *Journal of Controlled Release* 225:109-120. <https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2016.01.037>.
- Ortiz-Monasterio, J. I. R. 2002. Nitrogen management in irrigated spring wheat. FAO Plant Production and Protection Series (FAO).
- Ortiz-Monasterio, I. and Raun, W. 2007. Reduced nitrogen and improved farm income for irrigated spring wheat in the Yaqui Valley, Mexico, using sensor based nitrogen management. *The Journal of Agricultural Science* 145:215-222. <https://doi.org/10.1017/S0021859607006995>.
- Parton, W. J., D.S. Ojima, C. V. Cole and D. S. Schimel. 1994. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. pp. 147-167. *In* Wiley, J and Sons, Ltd. *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>.
- Paustian, K., J. Lehmann, S. Ogle, D. Reay, G. P. Robertson and P. Smith. 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532:49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- Peoples, M., J. Angus, A. Swan, B. Dear, H. Hauggaard-Nielsen, E. Jensen, M. Ryan and J. Virgona. 2004. Nitrogen dynamics in legume-based pasture systems. pp.103-114. *In*: Mosier, AR., J. Syers and J. Freney (eds.). *Agriculture and the nitrogen cycle assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Washington.
- Peña-Cabriales, J. J., O. A. Grageda-Cabrera y J. A. Vera-Núñez. 2002. Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: uso de las técnicas isotópicas (¹⁵N). *Terra Latinoamericana* 20:51-56.

- Pittelkow, C. M., X. Liang, B. A. Linquist, K. J. van Groenigen, J. Lee, M. E. Lundy, N. van Gestel, J. Six, R. T. Venterea and C. van Kessel. 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517:365-368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>.
- Pope, C. A., D. V. Bates and M. E. Raizenne. 1995. Health effects of particulate air pollution: time for reassessment? *Environmental Health Perspectives* 103:472-480. <https://doi.org/10.1289/ehp.95103472>.
- Rabalais, N. N., R. J. Díaz, L. A. Levin, R. E. Turner, D. Gilbert and J. Zhang. 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7:585-619. <https://doi.org/10.5194/bg-7-585-2010>.
- Raun, W. R. and G. V. Johnson. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal* 91:357-363. <http://doi.org/10.2134/agronj1999.0002196200910003001x>.
- Raun, W. R., J. B. Solie, M. L. Stone, K. L. Martin, K. W. Freeman, R. W. Mullen, H. Zhang, J. S. Schepers and G. V. Johnson. 2005. Optical sensor-based algorithm for crop nitrogen fertilization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36:2759-2781. <https://doi.org/10.1080/00103620500303988>.
- Reay, D. S., E. A. Davidson, K. A. Smith, P. Smith, J. M. Melillo, F. Dentener and P. J. Crutzen. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2:410-416. <https://doi.org/10.1038/nclimate1458>.
- Reganold, J. P., and J. M. Wachter. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2:1-8. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>.
- Robertson, G. P. 2004. Abatement of nitrous oxide, methane, and the other non-CO₂ greenhouse gases: the need for a systems approach. pp 493-506. *In*: Field, C. B. and M. R. Raupach (eds.). *The global carbon cycle*. Island Press, Washington.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen and J. A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- SADER. 2019. Prácticas agrícolas sustentables aumentan el rendimiento del maíz, revelan investigaciones mexicanas. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, México. <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/practicas-agricolas-sustentables-aumentan-el-rendimiento-del-maiz-revelan-investigaciones-mexicanas> (Consulta: diciembre 06, 2021).
- Sattari, S. Z., A. F. Bouwman, K. E. Giller and M. K. van Ittersum. 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:6348-6353. <https://doi.org/10.1073/pnas.1113675109>.
- Schepers, J. S. and Raun W. R. 2010. Nitrogen sensors to fine tune the nutrient management decision making process. *In* Delgado, J.A. and R. F. Follett (eds.). *Advances in nitrogen management for water quality*. SWCS, Ankeny IA (in press).
- Schlesinger, W. H. 2009. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:203-208. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810193105>.
- Scholz, R. W. and Wellmer, F. W. 2013. Approaching a dynamic view on the availability of mineral resources: what we may learn from the case of phosphorus? *Global Environmental Change* 23:11-27. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.013>.
- Schröder, J. J., A. L. Smit, D. Cordell and A. Rosemarin. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: a key requirement for its sustainable use. *Chemosphere* 84:822-831. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.065>.
- SEMARNAT. 2000. Suelos. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SIAP. 2017. Atlas Agroalimentario 2017. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <http://www.gob.mx/siap/prensa/atlas-agroalimentario-2017>.
- SIAP. 2018. Atlas Agroalimentario 2012-2018. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. https://nube.siap.gob.mx/gobmx_publicaciones_siap/pag/2018/Atlas-Agroalimentario-2018.
- Shoji, S., J. Delgado, A. Mosier and Y. Miura. 2001. Use of controlled release fertilizers and nitrification inhibitors to increase nitrogen use efficiency and to conserve air and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32:1051-1070. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104103>.
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25:53-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>.
- Smith, D., D. Praslickova and G. Ilangumaran. 2015. Inter-organismal signaling and management of the phytomicrobiome. *Frontiers in Plant Science* 6:722. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00722>.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, S. R. Carpenter, W. de Vries, C. A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. M. Mace, L. M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers and S. Sörlin. 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347:1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.

- Struik, P. C. and Kuyper, T. W. 2017. Sustainable intensification in agriculture: the richer shade of green. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37:39. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7>.
- Sutton, M. A., O. Oenema, J. W. Erisman, A. Leip, H. Van Grinsven and W. Winiwarter. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472:159–161. <http://doi.org/10.1038/472159a>.
- Timilsena, Y. P., R. Adhikari, P. Casey, T. Muster., H. Gill and B. Adhikari. 2015. Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95:1131-1142. <https://doi.org/10.1002/jsfa.6812>.
- Turrent, A., J. Cortés, A. Espinosa, E. Hernández, R. Camas, J. Torres y A. Zambada. 2017. MasAgro o MIAF ¿Cuál es la opción para modernizar sustentablemente la agricultura tradicional de México? *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8:1169-1185.
- Uribe-Gómez, S., N. F. Nicolás y A. T. Fernández. 2002. Pérdida de suelo y nutrimentos en un entisol con prácticas de conservación en los Tuxtlas, Veracruz, México. *Agrociencia* 36:161-168.
- Villalba, G., Y. Liu, H. Schroder and R. U. Ayres. 2008. Global phosphorus flows in the industrial economy from a production perspective. *Journal of Industrial Ecology* 12:557-569. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00050.x>.
- Weathers, K. C., D. L. Strayer and G. E. Likens. 2013. *Fundamentals of ecosystem science*. Elsevier. San Diego, CA, USA.
- Weih, M., L. Asplund and G. Bergkvist. 2011. Assessment of nutrient use in annual and perennial crops: a functional concept for analyzing nitrogen use efficiency. *Plant and Soil* 339:513-520. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0599-4>.
- Wolfe, A. H. and J. A. Patz. 2002. Reactive nitrogen and human health: a cute and long-term implications. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31:120-125. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.120>.