



Los nutrientes en el ambiente

María Carolina Sasal¹, Marcelo G. Wilson¹, Mariela S. Seehaus¹, Emmanuel A. Gabioud¹, Natalia V. Van Opstal¹, Ana Wingeyer¹, Stella Beghetto², Jezabel Primost³, María Lilliana Darder⁴, Adrián E. Andriulo⁴

¹INTA, Estación Experimental Paraná, ²Cambio Rural

³UNLP, Centro de Estudios del Medioambiente, ⁴INTA, Estación Experimental Pergamino
sasal.maria@inta.gob.ar

Introducción

La gestión ambiental o gestión del medio ambiente refiere al conjunto de actividades conducentes al manejo integral del sistema ambiental con el fin de lograr adecuada calidad de vida, previniendo o mitigando los problemas de degradación de recursos naturales que puedan ocurrir en cualquier actividad productiva. La gestión ambiental agropecuaria está cuestionada por buena parte de la sociedad argentina. Percepciones de riesgo de contaminación, degradación de recursos naturales y deterioro de la calidad de los alimentos son algunas de las preocupaciones de la población que es amplificada en redes sociales y medios de comunicación masiva. Al presente, no hay enlace entre estos reclamos de la sociedad y los esfuerzos en modificar o adecuar prácticas para que la producción agropecuaria sea sustentable.

La gestión de nutrientes en el agroecosistema está orientada a satisfacer los requerimientos de los cultivos, preservando los recursos naturales y evitando la contaminación de suelo, aire y aguas (Nobile et al., 2018). El fósforo (P) y el nitrógeno (N) son los nutrientes más utilizados en los agroecosistemas para cubrir la demanda para el crecimiento de plantas y animales (Sharpley et al., 1999; Hart et al., 2004). Si bien los nutrientes aportados al sistema mejoran la productividad de los cultivos, su transporte desde el suelo hacia otros compartimentos ambientales puede generar efectos no deseados tales como eutrofización, pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Portela et al., 2006; Drinkwater et al., 2017).

A escala global la creciente escasez de agua y competencia por el recurso, la degradación y contaminación de ecosistemas, la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, generan presiones adicionales sobre los sistemas de

producción (Kassam et al., 2014). Rockstrom et al. (2009) han identificado 9 procesos biofísicos globales y umbrales asociados que si se trasgreden podrían generar un cambio global ambiental inaceptable (Figura 1). En particular, la interferencia en el ciclo del N ya ha superado los límites planetarios propuestos. La variable control que proponen estos autores es la tasa a la que el N₂ se elimina de la atmósfera y se convierte en nitrógeno reactivo para uso humano. Gran parte de este nuevo nitrógeno reactivo termina en el ambiente, contaminando las vías fluviales y la zona costera, acumulándose en los sistemas terrestres y agregando gases a la atmósfera. Respecto de los flujos de P, ya superan los umbrales críticos para muchos estuarios y sistemas de agua dulce. Los autores señalan que cada año se extraen unos 20 millones de toneladas de P y entre 8,5 a 9,5 millones de toneladas encuentran su camino hacia los océanos. Se estima que esto es aproximadamente ocho veces la tasa natural de fondo. Transgredir el límite nitrógeno-fósforo puede erosionar la resiliencia de los ecosistemas marinos, reduciendo potencialmente su capacidad de absorber CO₂, y, por lo tanto, afectando el límite climático.

En Argentina los agroquímicos de mayor volumen de uso son los fertilizantes nitrogenados y fosforados, sin embargo, su utilización no es suficiente para reponer al suelo el N y P exportados en los productos cosechados (Álvarez y Steinbach, 2006). En efecto, este balance negativo de nutrientes constituye uno de los problemas de degradación de suelos más relevantes en el país. En este contexto, cobra relevancia el análisis integral tanto de la dinámica y flujos de agua y de nutrientes en el agrosistema como de la sincronía entre aporte vía fertilización y demanda por parte de los cultivos (Rimski-Korsakov et al., 2009).

Una vía importante de pérdida de nutrientes en agroecosistemas está asociada a las asincronías temporales y/o espaciales entre la oferta y la

demanda del N utilizable por las plantas (Beau-doin et al., 2005); sin embargo, balances neutros o negativos pueden también estar asociados a pérdidas, fundamentalmente asociados a la capacidad de transporte del sistema dependiendo del volumen de agua que fluye de manera superficial y subsuperficial (Sasal et al., 2016; Portela et al., 2017). A una escala espacio temporal de abordaje más amplia, los flujos de agua y nutrientes están determinados por las condiciones climáticas y de uso del suelo.

Para mejorar la eficiencia de uso por parte de los cultivos y reducir las pérdidas de nutrientes hacia aguas superficiales y subterráneas resulta indispensable los estudios y monitoreos de diferentes sistemas, a largo plazo. El estudio de los cambios en la calidad de agua en agrosistemas, los flujos de nutrientes y la definición de medidas de mitigación integralmente viables, requieren la comprensión a diferentes escalas. Sin embargo, en Argentina la producción científica sobre N y P en aguas ha disminuido en los últimos 10 años. De esta manera, la falta de mediciones y monitoreo de nutrientes en cuerpos de agua atenta contra las posibilidades de mejora en la planificación y estimación de riesgos ambientales.

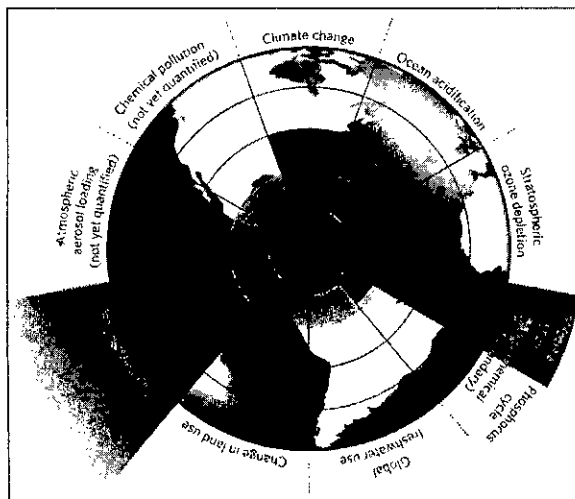


Figura 1. Límites planetarios. El sombreado verde interno representa el espacio operativo seguro propuesto para nueve sistemas planetarios. Las cuñas rojas representan una estimación de la posición actual para cada variable. Los límites en tres sistemas (tasa de pérdida de biodiversidad, cambio climático e interferencia humana con el ciclo del nitrógeno) ya han sido excedidos. Tomada de Rockstrom et al. (2009).

El objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes prácticas agronómicas como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua, analizar las pérdidas de N y P provenientes de agrosistemas a diferentes escalas (regional, cuenca, parcela y microparcels) y proponer un manejo integral de suelos para reducir pérdidas de nutrientes.

Algunas investigaciones realizadas en Entre Ríos

La provincia de Entre Ríos tiene una amplia variedad de ambientes y diversidad de sistemas de producción. Debido a su combinación de clima y relieve, posee una vasta red hidrográfica en todo su espacio territorial (Lenzi et al., 2006). Sus características ambientales (topografía ondulada, baja capacidad de infiltración de sus suelos y precipitaciones intensas en primavera-verano-otoño) predisponen a gran parte de la superficie provincial a procesos de degradación de suelos, especialmente por erosión hídrica (Scotta et al., 1989) y, además, son causas de riesgo de contaminación por escurrimiento a los cursos de agua superficiales. Entre 2012 y 2013 se llevó adelante un relevamiento a escala regional de más de 300 puntos de monitoreo en diversos cursos de agua superficial (ríos, arroyos, tajamares, lagunas) de la provincia y se analizaron concentraciones de N y P (Sasal et al., 2015). Se registró que 67,5% de los sitios presentaba concentraciones de N ($N-NO_3^-$) mayores al umbral de eutrofización (1,5 ppm) y también más del 82% de los sitios muestreados presentó valores de P ($P-PO_4$) superiores al umbral de eutrofización (0,075 ppm). A partir de este trabajo se iniciaron distintas líneas de investigación, a diferentes escalas para abordar el estudio de vías de aporte difuso de nutrientes desde agrosistemas hacia aguas: lixiviación y escurrimiento y de evaluación de prácticas de mitigación y desde diferentes escalas de abordaje.

Escala regional: Nutrientes en el delta del Paraná

Entre Agosto de 2014 y Diciembre de 2016 se realizaron 8 campañas de muestreo en 20 sitios seleccionados en el Delta del río Paraná (Figura 2). El área se extiende a lo largo de aproximadamente 300 km y comprende las jurisdicciones de 5 departamentos: Diamante, Victoria,

Gualeguay, Gualeguaychú e Islas del Ibicuy, y constituye una compleja planicie de inundación con características biogeográficas y ecológicas únicas en la Argentina. Se recogieron un total de 405 muestras para ser analizadas, de las cuales se obtuvieron un total de 5727 registros de los parámetros de estudio.

Los resultados indican una gran homogeneidad en la composición de las aguas del macrorregión para los parámetros físico-químicos de calidad de aguas estudiados. Como ejemplo se presenta en la Figura 3 los resultados de Oxígeno disuelto (OD) agrupados en porciones Alta, Media, Baja y desembocaduras de principales ríos y arroyos (Primost 2018).



Figura 2. Sitios de estudio en el delta del Paraná

Sin embargo, todos los tributarios que recorren la provincia y desaguan en el delta presentaron mayores niveles de nutrientes con respecto a los sitios Delta. Los niveles de N ($N-NO_2^- + N-NO_3^- + NH_4^+$) fueron hasta 5 veces mayores que los sitios del Delta. En cuanto al P (Total y disuelto), los tributarios presentaron niveles entre 2 y 6,5 veces por encima de los del propio Delta. La Figura 4 muestra como ejemplo del incremento en las desembocaduras, las concentraciones de P total.

Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales provenientes de los aportes humanos como la de animales y la proveniente de las tierras de cultivo. Este trabajo pone en evidencia, por un lado, el servicio ambiental de purificación del agua que presta el delta y la importancia de la conservación de este ambiente. Por otro lado, nos plantea interrogantes acerca de los fuentes de aporte de nutrientes a los afluentes que recorren la matriz productiva de la provincia de Entre Ríos.

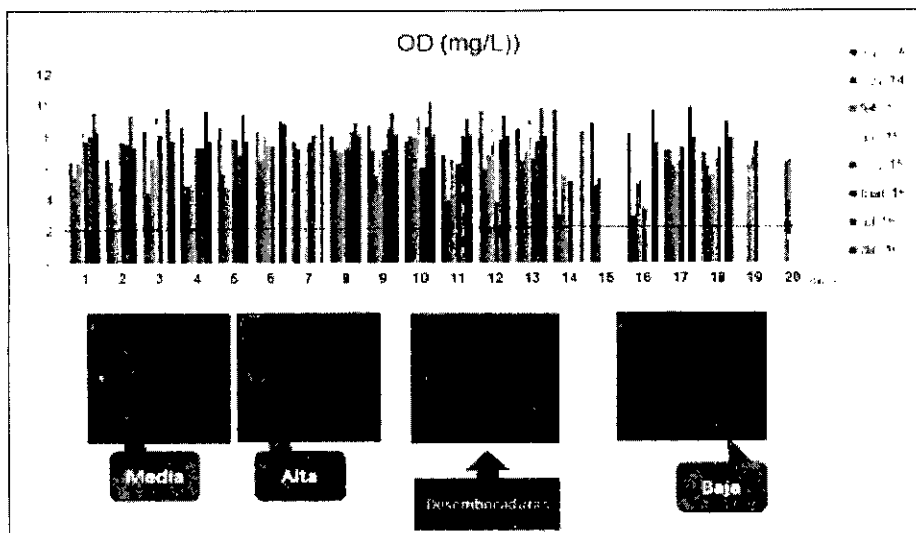


Figura 3. Oxígeno disuelto en 20 sitios y 8 momentos de muestreo en el Delta del Paraná

Escala microcuenca:

En la unidad de monitoreo agroambiental de la EEA Paraná del INTA (Figura 5), se analizaron los cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja bajo siembra directa a escala de microcuenca (29 ha). La unidad de monitoreo consta de 9 freáticos en una napa colgante cercana a la superficie y un canal colector que desagua en un embalse. El período de muestreo abarcó entre mayo de 2015 y diciembre de 2017.

En general, las concentraciones de N registradas durante los tres años de estudio tanto en el agua freática como en el agua superficial fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida; sin embargo, se detectaron pulsos con niveles que superaron el doble de este umbral de 10 mgN l⁻¹. A partir de septiembre y hasta noviembre de 2017, el 50% de los pozos registraron valores superiores al nivel guía (max. 20,4 mg N l⁻¹). Estos aumentos en las concentraciones de N del agua freática se atribuyeron a pérdidas de N por lixiviación debidas a una alta dosis de fertilización a la siembra del cultivo de maíz (dosis media: 117 kg ha⁻¹ el 17/9/2017). Esta fertilización se realizó tres semanas antes del muestreo en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo que pudo generar pérdidas vía flujo

preferencial de N con lluvias de bajo volumen. Andriulo et al. (2004) reportaron que, del total de N perdido por drenaje durante el ciclo de un cultivo de maíz, aproximadamente el 80% se produjo entre siembra y cuarta hoja. En el Pozo de referencia (P8), alejado del lote bajo producción agrícola, no hubo picos ni cambios en la concentración de N durante todo el período de estudio y los valores oscilaron entre 0,3 y 2,14 mg N l⁻¹. Estas altas concentraciones registradas en la unidad de monitoreo agroambiental, asociadas a la cercanía al momento de fertilización nitrogenada en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo indican la importancia del flujo preferencial de N bajo las condiciones edafoclimáticas de la región. Además, plantea la necesidad de revisión de momento y dosis de fertilización utilizados.

Las concentraciones de P en el agua freática fueron inferiores al umbral de agua de bebida y en el agua superficial presentaron valores superiores al nivel guía de eutrofización. En el embalse, las concentraciones de P oscilaron entre 0 y 1,02 mgP l⁻¹, superando en algunas fechas los umbrales establecidos para eutrofización de 0,075 mgP l⁻¹ (Marchetti y Verna, 1992, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003). No se observó relación entre momentos de fertilización y cambios en la concentración. Sin embargo, se encontró correlación entre la concentración de P

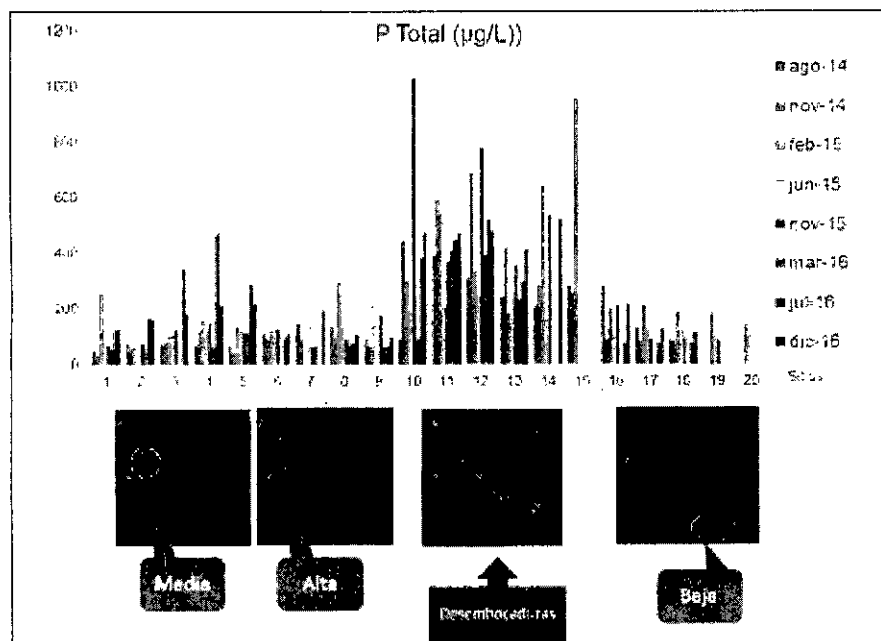


Figura 4. Fósforo total en 20 sitios y 8 momentos de muestreo en el Delta del Paraná

y el nivel del embalse ($r = 0,6$). Este dato coincide con lo registrado en Sasal et al. (2010) quienes en el mismo sitio relacionaron incrementos de concentraciones de P debido a la pérdida de suelo por erosión hídrica. También, Chagas et al. (1999) y Castiglioni et al., (2006) afirman que las pérdidas se dan mayormente por escurrimiento superficial o por erosión de partículas de suelo con fósforo adsorbido. Debido a que los resultados encontrados indican que hubo pulsos de pérdidas fuera del sistema suelo-planta, cobran importancia aspectos como la revisión del diagnóstico de necesidades del cultivo o el momento o forma de aplicación.

También Darder et al. (2018) en estudios realizados en la cuenca del Arroyo Pergamino determinaron que una parte importante de los nutrientes que ingresan en los cursos de agua superficial, son el resultado de la erosión que ocurre en una cuenca. Para comprender la magnitud de estos procesos calcularon los coeficientes de enriquecimiento (CE) de P y N, obtenidos mediante el cociente entre la concentración de cada uno de estos elementos presentes en el sedimento desprendido y transportado por la acción de la lluvia y su concentración en el espesor 0-5 cm del suelo. En el sector agrícola, los sedimentos se enriquecieron en N y P con respecto al suelo de origen, sin registrarse efectos diferenciales de manejo rotación vs monocultivo ni de la posición en el paisaje (loma, media loma, bajo) siendo en promedio, 2 y 2,7 los CE de N y P, respectivamente. La simulación de precipitaciones tuvo un claro efecto sobre el empobrecimiento de nutrientes del suelo, principalmente del P. Esto

está indicando, que el material erodado es un destino de dichos elementos, contribuyendo de esta manera a su disminución en los distintos ambientes analizados.

Escala parcela:

Desde 1971, la Estación Experimental de INTA Paraná tiene 15 parcelas para la medición de escurrimiento y pérdidas de suelo de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos de EE.UU. y la FAO. Estas parcelas, ubicadas sobre un Argiudol, son de 100 m² y 3,5% de pendiente y permiten el control de los ingresos de agua de las lluvias y la medición de cantidad y calidad de los excedentes hídricos por escurrimiento (Figura 6).

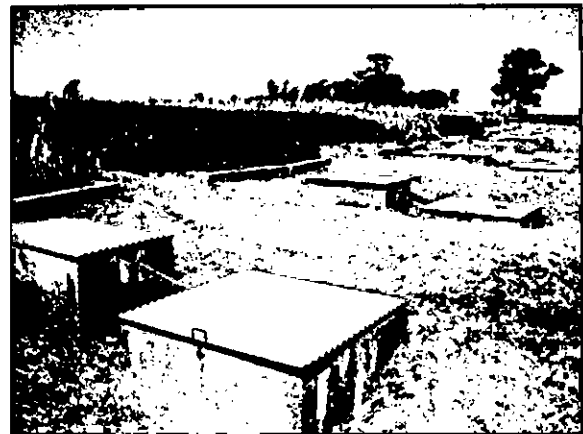


Figura 6. Parcelas de escurrimiento de INTA EEA Paraná.

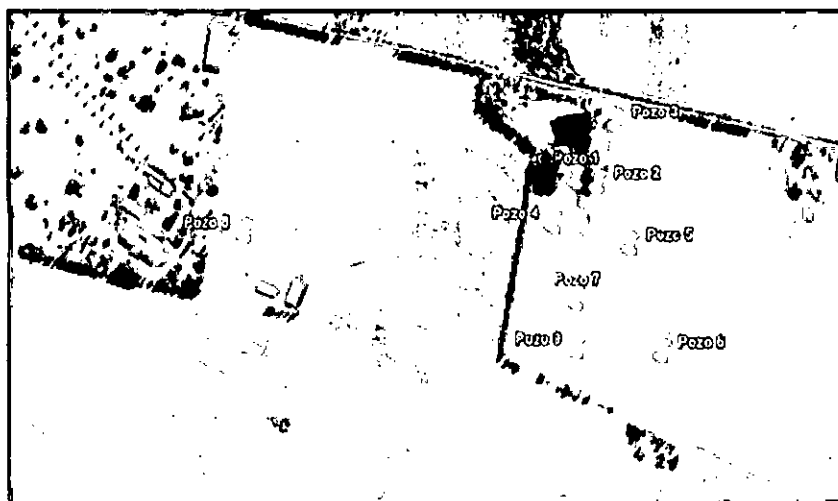


Figura 5. Unidad de monitoreo agroambiental de la EEA Paraná. Los puntos indican localización de freaticómetros

cuencias de cultivos bajo siembra directa (Soja -S-; Soja con cultivo de cobertura CC-S-; Trigo/Soja -T/S-; Maíz-Trigo/Soja -M-T/S-) y se toman como referencia 2 parcelas: pastura natural y suelo laboreado. Datos históricos muestran diferencias muy importantes en cuanto a pérdidas de agua por escurrimiento entre secuencias. Un análisis realizado entre 2006 y 2016 indica que el monocultivo de Soja perdió 5 veces más agua que la rotación Maíz-Trigo/Soja.



Durante el período 2010-2016 se midieron las pérdidas de N y P en el agua de escurrimiento. Para el caso del N (mg l^{-1}), T/S y CC-S presentaron las mayores concentraciones medias anuales diferenciándose de S. Estas concentraciones de N en agua de escurrimiento fueron superiores al nivel guía de eutrofización ($1,5 \text{ mg l}^{-1}$) para T/S y CC-S e inferiores al umbral de agua para bebida (10 mg l^{-1}). La menor concentración en S podría deberse a la ausencia de fertilización nitrogenada. Sin embargo, no hubo correlación entre las concentraciones de N y la dosis de fertilización.

Las concentraciones de P (mg l^{-1}) en agua de escurrimiento reflejan un comportamiento similar a N, con diferencias entre T/S y CC-S respecto a S. Los valores fueron superiores al umbral de eutrofización ($0,075 \text{ mg l}^{-1}$) e inferiores al umbral para bebida (10 mg l^{-1}) en todas las secuencias analizadas. Al igual que en el caso del N, tampoco hubo correlación entre las concentraciones de P y la dosis de fertilización. La cantidad de N (kg ha^{-1}) media anual perdida durante el período de estudio presenta los menores valores para la secuencia M-T/S, los mayores para CC-S y valores intermedios para T/S y S continua. En el caso de P (kg ha^{-1}) también el menor valor es para M-T/S (sin diferencias significativas respecto de T/S y S monocultivo), con un comportamiento diferente respecto de CC-S (Seehaus et al., 2018).

Si bien las concentraciones de P y N no están asociadas y las diferencias entre secuencias no son de magnitudes importantes, las cantidades perdidas de

N y de P están altamente correlacionas ($r=0,89$), y cada una de ellas depende del volumen escurrido. El volumen escurrido explica el 58% de la pérdida de N y el 81% de la pérdida de P. Esto resulta altamente relevante: las pérdidas de nutrientes dependen del volumen escurrido. En un contexto de pronóstico climático de aumento en la cantidad e intensidad de las precipitaciones, tener en consideración cómo serán los flujos de nutrientes resulta central.

La campaña que transitamos (2018/2019) se ha caracterizado por frecuentes e intensas precipitaciones en la región. Hemos observado, que las diferencias entre las secuencias agrícolas estudiadas se disipan ante eventos de precipitaciones de muy elevado volumen con condiciones de humedad de suelo cercanas a saturación. Como ejemplo, en enero de 2019, de los 15 días con precipitaciones, se registraron 7 que generaron escorrenría. Como referencia, un año de precipitaciones cercanas a la media histórica ($\sim 1000 \text{ mm}$ anuales), tiene entre 20 y 30 eventos que generan escurrimiento. Aproximadamente, el 25% del agua caída en enero de 2019 se perdió por escurrimiento y no hubo diferencias entre las secuencias de cultivos analizadas. En comparación, la pastura sólo perdió 1,5 % del agua de lluvia (infiltró el 98,5%) y el suelo descubierto más del 40% del agua precipitada.

Por otro lado, si bien los registros nos indican que no hubo diferencias significativas en captación de agua entre secuencias, se registraron diferencias en cuanto a la cantidad de sedimentos arrastrados: el monocultivo de soja perdió $1,9 \text{ tn ha}^{-1}$ y la rotación M-T/S $0,085 \text{ tn ha}^{-1}$, 22 veces menos.

Hay evidencias que la adopción de secuencias de cultivos u otras prácticas que reduzcan las pérdidas de agua por escurrimiento y la pérdida de suelos por erosión hídrica mejorará la eficiencia del sistema de producción y reducirá los riesgos ambientales asociados. Esta investigación acredita la recomendación de implementar secuencias intensificadas, con maíz y dobles cultivos o cultivos de cobertura para mantener el suelo ocupado la mayor parte del año, con mayor actividad de raíces y captación de agua, y asemejarse al efecto que genera una pastura. La sustentabilidad del sistema de agricultura continua depende directamente del tipo de rotación y/o secuencia de cultivos implementada. Sin embargo, deben responderse aún muchos interrogantes, particularmente asociados a cómo adaptar los sistemas a eventos extraordinarios como el que se registró este enero.

Con el foco en ciertas prácticas para minimizar pérdidas

El INTA, las universidades y diferentes organismos de ciencia y tecnología están trabajando en estos nuevos desafíos que plantean las previsiones de cambio climático a fin de asegurar la sustentabilidad de las producciones agropecuarias. Hace falta más información, más monitoreo y ensayos de largo plazo que permitan integrar la información.

En los últimos años ha crecido la información sobre los servicios ambientales y productivos que prestan los cultivos de cobertura (CC). Restovich et al. (2017) muestran cambios en la concentración media de N del drenaje durante un ciclo completo de rotación soja-maíz, siendo 6 y 15 mg L⁻¹ con y sin CC, respectivamente. Los autores indican que los CC reducen entre 50% y 90% el N del suelo en comparación con barbecho químico. Sin embargo, concluyen que "las pérdidas por lixiviación están más vinculadas a la cantidad de agua que pasa por el suelo que al excedente de N calculado como la diferencia entre las entradas (fertilización nitrogenada, fijación biológica de las leguminosas y deposición atmosférica) y lo exportado con la cosecha de grano. Así, balances negativos pueden estar asociados a pérdidas por lixiviación cuando la oferta y la demanda de N no coinciden temporalmente y cuando el N lixiviado proviene de una fuente no controlada como la mineralización de la MO acumulada en el suelo y, en menor medida, del fertilizante nitrogenado residual".

Otras fuentes de N y P que pueden alcanzar los cursos de agua son la utilización de residuos de la cría de animales en confinamiento. Gabioud et al. (2018) evaluaron enmiendas de disponibilidad regional como alternativas de manejo para la mejora de las condiciones estructurales del suelo y evidenciaron una interesante potencialidad en cuanto a su utilización como estrategia a corto plazo para remediar las condiciones estructurales desfavorables de un Argiudol representativo de la zona agrícola de Entre Ríos. Sin embargo, detectaron pulsos de lixiviación de N y de escurrimiento de N y P coincidentes con momentos de fertilización y aplicación de enmiendas orgánicas.

La frontera agrícola ha avanzado en distintas zonas de Argentina. En la provincia de Entre Ríos la zona norte es la que ha experimentado de forma más acentuada este avance vinculado al

aumento del desmonte. Este avance en general se vincula con procesos de degradación de los recursos naturales que incrementan los riesgos ambientales, comprometiendo además la sustentabilidad de los sistemas productivos (Bouza et al., 2016; Wilson, 2007). Los impactos generados sobre la calidad del agua derivan fundamentalmente del aporte difuso de plaguicidas y nutrientes por deriva, escurrimiento o erosión. Se está llevando adelante un estudio en la cuenca del A°Estacas con organismos bioindicadores para evaluar el efecto de contaminantes sobre las comunidades acuáticas (Van Opstal et al., 2018).

Las prácticas identificadas para minimizar pérdidas no son novedosas ni desconocidas para el sector agropecuario. Sasal et al. (2017) en ensayos en microparcels mostraron que lluvias muy próximas a fertilización fosforada favorecen pérdidas de P por escurrimiento. Está demostrado que minimizar el escurrimiento, reduce el aporte de nutrientes desde agroecosistemas hacia ambientes acuáticos. Las prácticas de conservación de suelo, tales como la sistematización de tierras y la siembra directa, permiten controlar la velocidad del escurrimiento del agua de lluvia. Así, constituyen herramientas para minimizar la erosión hídrica y las pérdidas de nutrientes asociadas. En las lomas y media-lomas con agricultura continua, es necesario implementar secuencias intensificadas y en los bajos preservar la vegetación en franjas ribereñas.

Consideraciones finales

El INTA, las Universidades, las Instituciones de ciencia y técnica y algunos organismos de gobierno cuentan con una gran variedad de datos ambientales, información del estado de los recursos naturales y conocimientos específicos, pero carecemos de evaluaciones integradas y puestas en un formato que permita su uso en la toma de decisiones.

En los últimos 10 años, algunos estudios a diferentes escalas identifican altas concentraciones de N y P que llegan a cursos de agua provenientes de los sistemas de producción actuales y permiten analizar cuáles son las prácticas a revertir para reducir las pérdidas. Los resultados indican la necesidad de modificar prácticas agropecuarias que minimicen riesgos ambientales y de detectar áreas problema.

Bibliografía

- Álvarez, R & HS Steinbach. 2006. Balance de carbono en suelos cultivados. En: *Materia orgánica: valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Universidad de Buenos Aires. 55-68 pp
- Andriulo, A.; S Portela; MC Sasal & F Rimatori, F. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lismetros. I. Nitratos. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, 22 al 25 de junio.
- Beaudoin, N., J.K. Saad, C. Van Laethem, J.M. Machet, J. Maucorps, B. Mary. 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosys. Environ.*, 111:292-310
- Bouza, M.; Aranda-Rickert, A.; Brizuela, M.; Wilson, M.G.; Sasal, M.C.; Sione, S.M.J.; Beghetto, S.; Gabioud, E.; Oszust, J.; Bran, D.; Velazco, V.; Gaitan, J.; Silenzi, J.; Echeverría, N.; De Lucia, M.; Iurman, D.; Vanzolini, J.; Castoldi, F.; Hormaeche, J.; Johnson, T.; Meyer, S. y Nkonya E. 2016. Economics of Land Degradation in Argentina. In *Economic of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development* (E. Nkonya, A Mirzabaev and J. von Braun, eds). Springer Open, 291-326. Castiglioni, MG; CI Chagas; MJ Massobrio; OJ Santanalogia & A Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. *Ciencia del suelo*, 24(2), 169-176.
- Chagas, CI; RS Lavado; CA Revila & GJ Macias. 1999. Movimiento superficial de fósforo en la pampa ondulada. *Ciencia del Suelo*, 17 (2) 46-53.
- Darder, M. Liliana; Castiglioni, Mario G.; Sasal, M. Carolina y Andriulo, Adrián E. 2018. Enriquecimiento de Nitrógeno, Fósforo y Carbono en los sedimentos generados en una cuenca de la Pampa ondulada. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. "Suelo: Legado social de edición limitada". San Miguel de Tucumán 15 al 18 de mayo de 2018.
- Drinkwater L.E, Schipanski M., Snapp S., Jackson L.E. 2017. *Ecologically Based Nutrient Management in Agricultural Systems* (Second Edition), *Agroecology and Rural Innovation for Development*. p.203-257. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802070-8.00007-4>
- Hart, MR; BF Quin & ML Nguyen. 2004. Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects. *J. Environ. Qual.* 33:1954-1972.
- Gabioud, E.A.; Wilson, M.G.; Sasal, M.C.; Chagas, C.I.; Van Opstal, N.V.; Barón, H.J. 2018. Efecto de aplicaciones de cama de pollo y yeso sobre la infiltración en Argiudoles bajo siembra directa. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. "Suelo: Legado social de edición limitada". San Miguel de Tucumán 15 al 18 de mayo.
- Kassam, A., R. Derpsch, T. Friedrich. 2014. Global achievements in soil and water conservation: The case of Conservation Agriculture. *International Soil and Water Conservation Research*. 2: 5-13. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30009-5](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30009-5)
- Lenzi L.M., Duarte O.C. y E.L. Diaz. 2006. Recursos hídricos superficiales. El Arroz, su cultivo y sustentabilidad en Entre Ríos. Benavidez RA (ed). Tomo 1. Ediciones UNL y EDUNER, Entre Ríos.
- Marchetti, R & N Verna. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. *Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication. Sci. Total Environ. Suppl.*: 315-336.
- Portela, S; A. Andriulo; M. C. Sasal; B. Mary and E Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contribution to nitrogen leaching in cropping systems of the pampas: 15N applications in field lysimeters. *Plant Soil* 289:265-277
- Portela S., Restovich S., González H., Torfi J. 2017. Reducción del drenaje profundo y la lixiviación de nitrógeno en rotaciones agrícolas con cultivos de cobertura. *Ecología Austral* 26:212-220
- Rimski-Korsakov H, Rubio G, Lavado RS. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. *Journal of Plant Nutrition* 32: 565-578.
- Rockstrom, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, III, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. De Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sorlin, 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. Foley. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecol. Soc.* 14: 32. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>.
- Sasal, MC, Andriulo, AE, Wilson, MG, Portela, SI. 2010. Pérdidas de glifosato por drenaje y escurrimiento en molisoles bajo siembra directa. *Información tecnológica* Vol. 21: 135-142.
- Sasal, MC; I Demonte; A. Cislighi; EA Gabioud; JD Oszust; MG Wilson; N Michlig; HR Beldomenico & MR Repetti. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous fertilization. *J. Agric. Food Chem.* 63: 4444-4448
- Sasal, MC; H Boizard; A. Andriulo; M Wilson & J Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil & Tillage Research*. 173: 33 - 41.
- Scotta, E.S.; Nani, L.A.; Conde, A.A.; Rojas, A.C.; Castañeira, H.; O.F. Paparotti. 1989. *Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes* (Segunda edición corregida y aumentada). INTA EEA Paraná. Serie Didáctica N° 17. 56 p.
- Seehaus, M.; Gabioud, E.A.; Van Opstal, N.V.; Oszust, J.D.; Wilson, M.G.; Beghetto, S.M. y Sasal, M.C. 2018. Escurrimiento superficial y pérdidas de fósforo y nitrógeno asociadas a secuencias de cultivos en siembra directa. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. "Suelo: Legado social de edición limitada". San Miguel de Tucumán 15 al 18 de mayo de 2018.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. *Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente*. 24p
- Van Opstal, N.V.; Seehaus, M.; Gabioud, E.; Oszust, J.D.; Wilson, M. y Sasal, M.C. 2018. Nitrógeno y fósforo en agua superficial y subterránea en secuencia maíz-trigo/soja a escala de microcuenca. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. "Suelo: Legado social de edición limitada". San Miguel de Tucumán 15 al 18 de mayo de 2018.
- Wilson, M.G. 2007. *Usos de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos, Argentina*. Tesis Doctoral. Universidade da Coruña, España. 227 p. y 1 anexo de 48 p. ◀