

DETERMINACIÓN DE CARGAS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS PAMPEANAS

GERALDI, Alejandra M.

Universidad Nacional del Sur, CONICET, Instituto Argentino de Oceanografía
ageraldi@criba.edu.ar

RESUMEN

La cuenca del arroyo Corto se localiza en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. El estudio de esta región resulta problemática y compleja debido a la diversidad de unidades ambientales. La aplicación de modelos es una buena alternativa cuando se presenta este problema. El objetivo del presente trabajo es determinar las cargas mensuales de nitrógeno y fosforo y sus fuentes. Se aplicó el modelo AVGWLF en interfase con SIG. El modelo simula las cargas mensuales de nitrógeno y fósforo en la cuenca tomando las variables de origen y tamaño. Las cargas de nitrógeno oscilan entre 0 y 2.500 toneladas por mes en un período de 12 años y las de fósforo entre 1 y 45 toneladas mensuales en el mismo período. La principal fuente de nitrógeno fueron las puntuales tanto para el nitrógeno (56 %) como para el fosforo (54 %).

Palabras clave: hidrografía - modelos hidrográficos - cuenca - SIG.

CHARGES OF NITROGEN AND PHOSPHORUS DETERMINATION IN PAMPEAN BASINS

ABSTRACT

The Corto watershed is located in the southwestern of Buenos Aires province. The study of this area is difficult and complex due to the diversity of environmental units. The aim of this study is to determine the monthly charges of nitrogen and phosphorus and their sources. AVGWLF model was applied to interface with GIS. This model simulates the monthly charges of nitrogen and phosphorus in the basin, taking the variables of origin and size. Nitrogen loads ranging from 0 to 2.500 tons per month over a period of 12 years and the loads phosphorus between 1 and 45 tons per month in the same period. The major sources of nitrogen were specific for both nitrogen (56%) and phosphorus (54%).

Keywords: hydrography - hydrographic models - watershed - GIS.

Introducción

El estudio de cuencas hidrológicas en la región pampeana resulta problemática y compleja debido a la falta de datos continuos climáticos, de aforo y además por la diversidad de unidades ambientales. Cada cuenca presenta características únicas que la

identifican y diferencian de su entorno. Sin embargo, los procesos hidrológicos que en ellas se desarrollan son similares: precipitación, evapotranspiración, escurrimientos etc., por lo que la aplicación de modelos es una buena alternativa cuando se presentan estos problemas.

Las cuencas pampeanas reciben la influencia de las aguas de escorrentía de su área de drenaje, ricas en nutrientes derivados de la actividad urbana, agrícola e industrial. Constituyen sistemas caracterizados por grandes fluctuaciones en sus características físico-químicas y ecológicas y por una estrecha interdependencia con las actividades socio-económicas que se realizan en su entorno. La pérdida de nutrientes, estrechamente asociada a las precipitaciones y la escorrentía, son un ejemplo de dicha interdependencia. En el caso del fósforo (P), que suele estar relacionado con la fase sólida (sedimento), las pérdidas por escorrentía están directamente vinculadas a la pérdida de suelo. En consecuencia, los aspectos económicos del control de nutrientes suelen estar en relación con el costo que representa el control de la escorrentía y la pérdida de suelo (FAO, 1997, INTA, 2007).

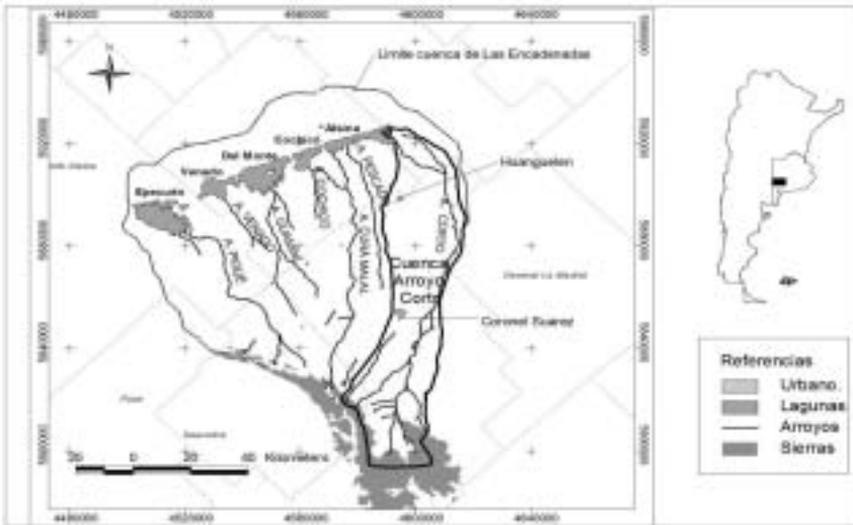


Fig. 1: Localización del área de estudio.

Las tierras agrícolas son muy susceptibles a la pérdida de nutrientes hacia las aguas superficiales y subterráneas. Esto se debe a que es habitual la erosión dado que se encuentran sin cubierta vegetal protectora y también porque son frecuentes las labranzas. El impacto ocasionado sobre las aguas producto del uso intensivo del suelo puede ser muy amplio, desde enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes hasta contaminación con desechos industriales y domésticos (Quirós, 2000; Quirós

et al., 2002a, b; Licursi y Gómez, 2003). Las mejores prácticas de manejo ayudan a controlar o atenuar la contaminación difusa proveniente de las áreas agrícolas (Park *et al.*, 1995). Las prácticas de conservación están entre las primeras que se usan para controlar la erosión hídrica (Renard y Mausbach, 1990).

La aplicación de modelos que funcionan en interfase con los SIG son metodologías de importancia para cuantificar los problemas antes mencionados. Los modelos proveen un marco apropiado para identificar tendencias y cambios significativos, así como para desarrollar estrategias adecuadas de intervención o de manejo alternativo (White *et al.*, 1993). El objetivo de esta investigación es cuantificar las cargas de nutrientes y sedimentos desde fuentes puntuales y difusas, mediante la aplicación del modelo Arc View Generalized Watershed Loading Function (AVGWLF).

El área de estudio corresponde a la cuenca del arroyo Corto, localizada en el suroeste de la provincia de Buenos Aires (Fig. 1). Es una cuenca de tipo endorreica; con una superficie de 2.893 km². El arroyo tiene una longitud de 160 km (Geraldí, 2009); nace en las sierras de la Ventana y desemboca en la laguna Alsina (Fig. 1).

Materiales y método de trabajo

Descripción general del modelo

El modelo AVGWLF simula las cargas mensuales de nitrógeno (N) y fósforo (P) en la cuenca tomando las variables de origen y tamaño (agricultura, forestación, desarrollo de la tierra). Cuenta con algoritmos para calcular la carga de sistemas sépticos y permite la inclusión de datos de descarga de fuentes puntuales.

El modelo tiene su fuerza en la parte hidrológica y considera tres tipos de almacenamientos: zona no saturada, zona subsuperficial y la zona subterránea. Estos determinan para cada momento la evapotranspiración, la escorrentía superficial y subterránea. La cuenca es dividida según los usos del suelo. Las corrientes superficiales y subterráneas de cada uso del suelo dentro de la cuenca se predicen a partir de los datos diarios de precipitación y temperatura. Con el modelo se obtiene además la concentración de nutrientes en aguas superficiales y subterráneas y también material erosionado. La carga de nutrientes es obtenida por multiplicación de la concentración de nutrientes por la corriente de agua. Se agregan como puntos fuentes puntuales como sistemas sépticos, los que se incluyen como cargas de nutrientes.

Las entradas urbanas de nutrientes son asumidas en la fase sólida y el modelo usa un exponencial de acumulación y una función de lavado para estas cargas. En la figura 2 se muestra un esquema del funcionamiento del modelo. El modelo calcula las corrientes y la carga de nutrientes para cada uno de los usos del suelo y estas contribuciones son sumadas para obtener la carga final en toda la cuenca.

La parte hidrológica del modelo es simple y se representa en la figura 3. Los datos de entrada necesarios para esta parte del modelo son la precipitación y temperatura diaria y los usos del suelo.

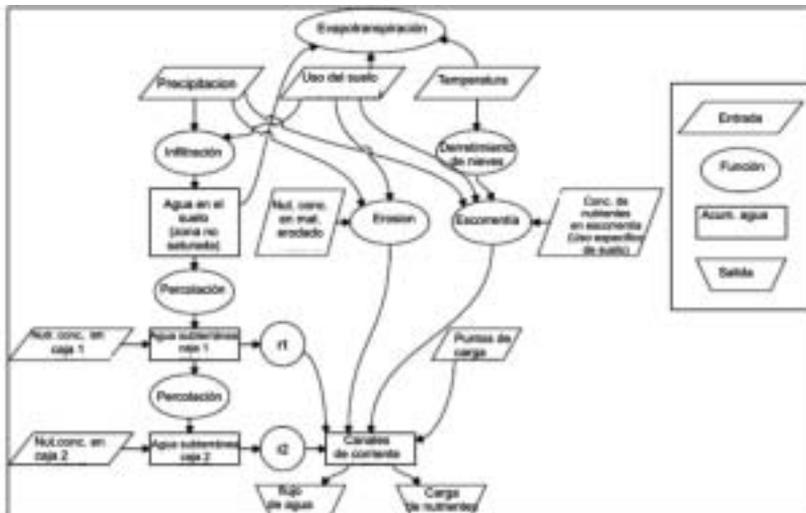


Fig. 2: Esquema de funcionamiento del modelo AVGWLF.
Fuente: adaptado de Haith y Shoemaker, 1987.

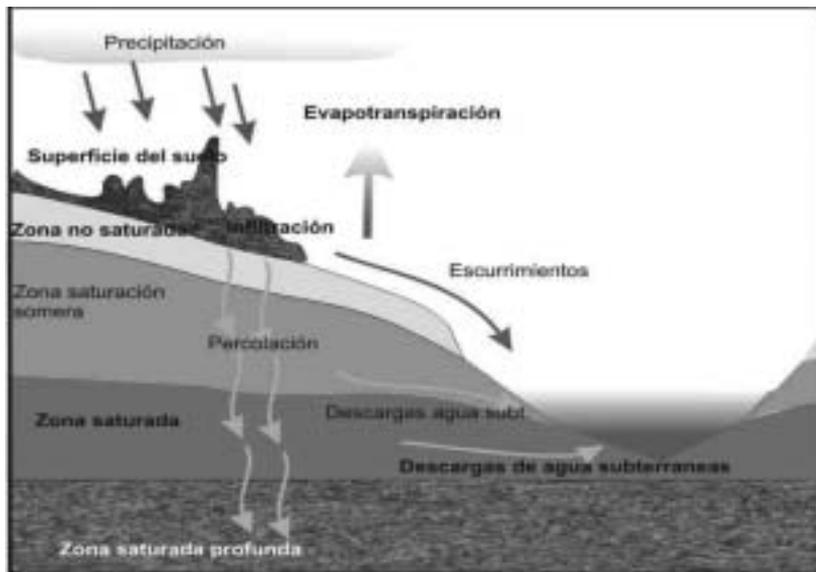


Fig. 3: Representación de la parte hidrológica del modelo GWLF.
Fuente: Modificado de: Evans *et al.*, 2002.

Calibración y Validación del Modelo

Para la calibración y validación del modelo se utilizó el período comprendido entre octubre de 2004 y diciembre de 2006. Se calibraron y validaron datos hidrológicos (flujos superficiales) y de nutrientes (N y P). Los datos utilizados para la calibración de los flujos superficiales fueron cedidos por la Estación Experimental de Carhué y la Estación Experimental de Pasman pertenecientes al Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. Se tomaron además datos de N y P en aguas superficiales en campañas realizadas en el mismo período. Los datos fueron expresados en gráficos de regresión para indicar el grado de validez del modelo.

En las figuras 4 a y b se observa la calibración de las corrientes estimadas por el modelo y observadas en campo. Si bien la regresión tuvo resultados superiores al 80% en algunos períodos se observa una sobrestimación del modelo como a principios y finales del año 2004 y sobre finales del año 2005.

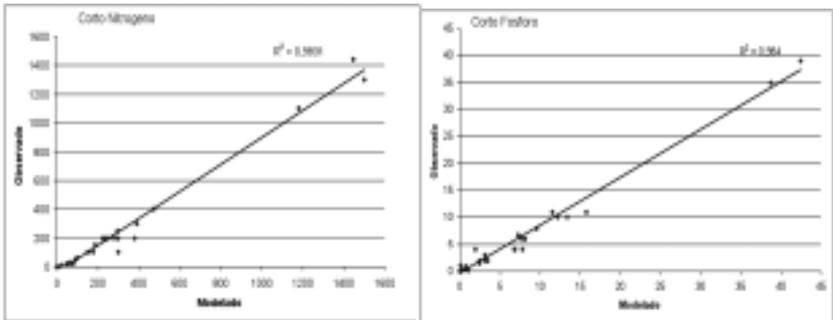


Fig. 4: Recta de regresión entre lo modelado y lo observado a. nitrógeno, b. fósforo.

Resultados y discusión

Entre las fuentes puntuales que aportan nutrientes a las aguas se encuentran las zonas urbanas e industriales. El arroyo Corto recibe las aguas residuales de las localidades de Huanguelén (4.896 hab.) y Coronel Suárez (29.824 hab.). La cuenca tiene además industrias que aportan sus nutrientes a través de las aguas residuales, destacándose por su tamaño y función una industria celulosa en la localidad de Coronel Suárez (Fig. 1) (Geraldí, 2009). El tratamiento de estos problemas en la cuenca resulta complicado debido a la intervención de varios municipios.

La estimación del aporte de nitrógeno por habitante en las zonas urbanas de América Latina es de 5 kg/hab.⁻¹ anuales y de 1,1 kg/hab.⁻¹ anuales de fósforo (Foster *et al.*, 1987). Las fuentes difusas en la cuenca están representadas por la agricultura, la ganadería y pequeñas cantidades de suelos no alterado. La región pampeana durante la década

del 90 y hasta la actualidad ha registrado avances tecnológicos que se manifestaron en el incremento del uso de fertilizantes. Según FAO, 2004 se ha registrado un aumento en el uso de fertilizantes de seis veces la proporción desde 1993 (FAO, 2004). Esto tuvo un impacto directo en el incremento de nutrientes en las aguas superficiales.

Según la aplicación del modelo, las pérdidas de N son mayores en la primavera (Fig. 5a). Esta época no sólo coincide con la de fertilización de los cultivos, sino además con la época de mayores precipitaciones en esta región (Geraldí, 2009). Durante este período los cultivos tienen pocas hojas y poca agua se va a perder por evaporación a la atmósfera. Esto lleva a que ingrese en el suelo más agua de la que se puede retener, razón por la cual el drenaje aumenta, incrementándose también las pérdidas por escorrentía y lixiviación. Se advierte además, que el aumento continúa hasta comienzos del verano. Ello se explica dado que a medida que avanza la primavera las condiciones climáticas favorecen la mineralización de la materia orgánica y en la mayoría de los casos se realiza una segunda fertilización nitrogenada en la fase vegetativa del cultivo.

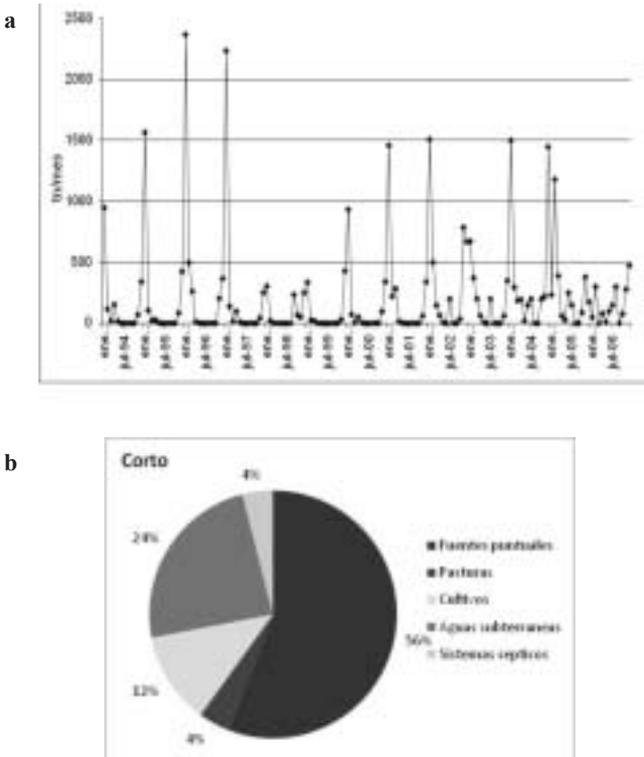


Fig. 5: Resultados de las cargas de nitrógeno (a) y su discriminación por fuentes (b) de acuerdo al modelo AVGWLF para el período 1994-2006.

El comportamiento de las pérdidas de N a lo largo del tiempo también fluctuó. Los años 2001 y 2002 presentaron pérdidas muy importantes de N debido a que la precipitación alcanzó en algunos lugares de la cuenca a 1.200 mm (Geraldí, 2009), lo cual produjo un excedente hídrico que lavó los nutrientes del suelo. Las pérdidas ocurridas durante los años 1996 y 1997 además de ser atribuidas a las altas precipitaciones, coinciden con la época en que se comenzó a utilizar fertilizantes en forma masiva en la cuenca (Geraldí, 2009). Los últimos años se caracterizaron por una disminución importante en la pérdida de N, que coincide con años en que la precipitación estuvo por debajo de la media (700 mm) de la región.

La irregularidad de la curva en los últimos años se puede atribuir a que los aportes de nitratos no son sólo provenientes de fuentes difusas sino que además reciben el aporte de fuentes puntuales. Se observa también que las pérdidas de N continúan altas hasta los meses de marzo y abril, lo cual se debe al avance del cultivo de soja en este sector. Este cultivo puede tener pérdidas superiores a la del maíz; ya que a la mineralización de la materia orgánica se agrega la del follaje de la soja que cae antes de su cosecha es decir durante los meses de marzo y abril.

El modelo AVGWLF permitió también establecer una discriminación de las pérdidas de N por usos del suelo. Los resultados presentados responden a un promedio del período 1994- 2006 (Fig. 5b). El aporte de las industrias localizadas en la parte alta de la subcuenca aportan un 56 % del total de N, sin embargo se observaron valores muy altos desde el año 2004 a 2006 siendo los aportes totales de 8.604 tn con valores de hasta 1.180 tn por mes. Es decir, las industrias aportaron en estos últimos años 1.660 kg/año⁻¹ de N. El 4 % de las cargas de N proviene de los desagües de la zona urbana de Coronel Suárez. La zona agrícola tiene un 12 % lo cual representa cargas de N de 8,2 kg (km²/año)⁻¹ y 48 %, es decir 16 kg (km²/año)⁻¹ de las aguas subterráneas.

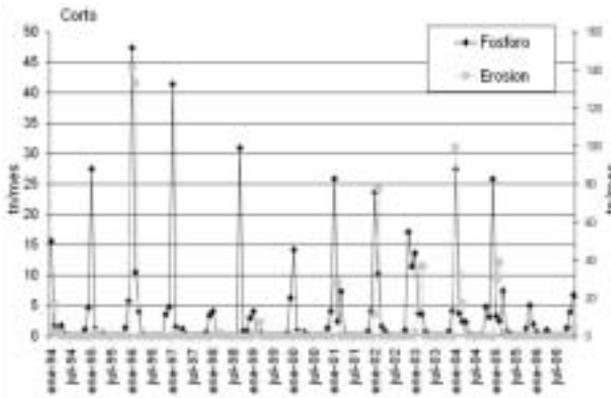
La laguna Alsina es una reserva natural debido a la diversidad de especies. La abundancia de hidrófilas favorecía la presencia de una abundante avifauna acuática representada por 18 especies de presencia permanente (Intertournet, 2007). En los últimos años, se presentaron varios problemas relacionados con la calidad de sus aguas, la pérdida de biodiversidad y con la mortandad de peces en la laguna. En el período de estudio se produjeron varios ciclos de mortandad de peces; en una de ellas se constató la mortandad de especies grandes, pequeñas y medianas (Geraldí, 2009). Una posible causa de la mortandad de peces pudo deberse a los altos niveles de N aportados a esta laguna. Las aguas de la laguna y del arroyo son alcalinas (Geraldí, 2009), las concentraciones de amonio y amoniaco dependen básicamente del pH (Russo, 1985), a medida que el pH aumenta la concentración de amoniaco también lo hace. Este compuesto es muy tóxico para los animales acuáticos, en especial para los peces (Camargo y Alonso, 2006)

En la región pampeana la intensificación, la expansión de la agricultura y en particular de la soja acentuó el empobrecimiento de fósforo en el suelo. La producción de este cultivo es de altos requerimientos de P (Angel, 2002). Los contenidos originales de P de la capa arable alcanzaban valores en suelos no cultivados de 1.000 a 1.200 kg/ha⁻¹. Hoy en día la reserva total de este nutriente se ha reducido a 300 a 400 kg/ha⁻¹,

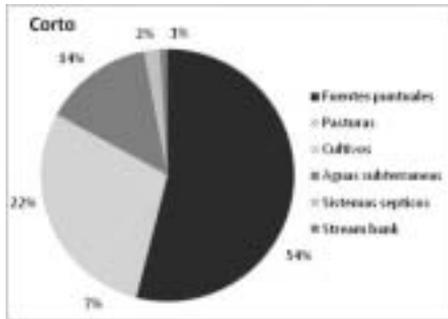
razón por la cual aumentó la utilización de fertilizantes fosfatados (Angel, 2002) y con ello las pérdidas de este nutriente hacia las aguas superficiales y subterráneas.

En cuanto a las variaciones anuales de pérdidas de P (Fig. 7a) se observa que los picos máximos siguen la curva de los procesos erosivos por lo que estarían relacionadas a la agricultura. Sin embargo, no coinciden en los últimos años y esto se debe a la alta influencia de otros usos del suelo como urbanos e industriales.

La pérdida de P tuvo máximos de 45 tn por mes, (Fig. 7a) la cual está relacionada al tipo de cultivo. Estos últimos son el maíz, la soja y el girasol. Estos requieren cantidades importantes de P para lograr altos rendimientos, por lo que la utilización de fertilizantes fosforados es mayor en estas áreas. Además el maíz es uno de los cultivos más afectados por la erosión, lo cual disminuye la posibilidad de asimilación del P (Casas, s/f).



a



b

Fig. 7: Resultados de las cargas de fósforo (a) y su discriminación por fuentes (b), de acuerdo al modelo AVGWLF para el período 1994-2006.

Las cargas de P (Fig. 7b) para el sector industrial son muy importantes, 2354 kg año⁻¹. Las cargas por parte de las aguas residuales son del 2 % lo cual representa 77 kg año⁻¹. Los aportes por los cultivos son del 22 % por lo que son mínimos en comparación con las cargas industriales.

Se puede observar además que al pico máximo ocurrido a inicios del verano sigue otro más pequeño que coincide con la floración del cultivo. En este caso los cultivos tienen pocas hojas, la temperatura es mayor por lo tanto también la mineralización. Además las lluvias son mayores, razón por la cual hay disponibles mayores cantidades de P dispuestos a perderse por lixiviación.

Las cuencas hidrográficas constituyen una zona de articulación entre sus habitantes sobre todo por el uso del recurso. Sin embargo, en muchos casos, las divisiones de cuencas no coinciden con las divisiones políticas y la planificación no resulta armónica. En la cuenca del arroyo Corto ocurre esto, con el agravante de que intervienen varios municipios que hacen uso del recurso, ignorando que todos pertenecen al mismo sistema. La importancia de la presente investigación radica en que el área de estudio fue considerada como sistema. Se obtuvo además, por primera vez una cuantificación de las pérdidas de N y P y su discriminación por fuentes. Se brindaron en este trabajo las herramientas básicas que deben tenerse en cuenta en las futuras decisiones de planificación, como la delimitación de la cuenca, el tratamiento de la misma como unidad, la cantidad de nutrientes que llegan a sus aguas por las diferentes fuentes. De acuerdo a la presente investigación se recomienda el control en el uso de fertilizantes en la cuenca y el control en las aguas residuales, principalmente las provenientes de las zonas industriales.

Referencias

- Ángel, B. (2002). Dinámica Eficiencia Residualidad: Manejo de la fertilización Fosforo. Conferencia Ciudad de Rosario. Inédito.
- Camargo, J. A. y Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- Casas, R. R. (s/f). Factores causales de los procesos erosivos en la Región Pampeana Argentina. <http://www.google.com.ar/search?hl=es&q=casas+factores+causales+de+los+procesos+erosivos&meta>
- Evans, B. M.; Lehning, D. W; Corradini, K. J.; Petersen, G. W.; Nizeyimana, E.; Hamlett, J. M.; Robillard, P. D. and Day, R. L. (2002). A Comprehensive GIS-Based Modeling Approach for Predicting Nutrient Loads in Watersheds. *J. Spatial Hydrology*, 2 (2): www.spatialhydrology.com
- FAO (1997). Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO riego y drenaje-55. www.fao.org/docrep/w2598s00
- FAO (2004). Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación Roma, 2004. Servicio de Manejo

- de las Tierras y de la Nutrición de las Plantas. Dirección de Fomento de Tierras y Aguas.
- Foster, S.; Ventura, M. y Hirata, R. (1987). Contaminación de las aguas subterráneas: Un enfoque de la situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. OMS/ OPS-HPE/ CEPIS.
- Geraldi, A. M. (2009). Estudio Geoambiental de la Cuenca lagunar las Encadenadas del Oeste. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur. Pp. 336.
- Haith, D. A. y Shoemaker (1987). Generalized Watershed Loading Functions for Streamflow Nutrients. *Water Resources Bulletin* 23(3): 471-478.
- INTA (2007). Informe Agropecuario Mensual RIAP. EEA. Bordenave. Año 1 N°11. www.inta.gov.ar/bordenave/actividad/comunica/RIAP/riapenero07
- Intertournet (2007). Lagos y lagunas de la provincia de Buenos Aires. www.intertournet.com.ar/agua/lagunas
- Licursi, M. y Gómez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología acuática* 21: 13-29.
- Park, S. W.; Mostaghimi, S.; Cooke, R. A. and McClellan, P. W. (1995). BMP impacts on watershed runoff, sediment and nutrients yields. *Water Res. Bull.* 30: 1011-1022.
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. En prensa en Trabajos presentados en la I Reunión de la Redemática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses. Marzo 16 y 17. Mar del Plata, Argentina, 12 pp.
- Quirós, R.; Rosso, J.; Rennella, A.; Sosnovsky, A.; Boveri, M. (2002). -A. Análisis del estado trófico de las Lagunas Pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27 (11): pp. 584-591.
- Quirós, R.; Rennella, A.; Boveri, M.; Rosso, J. y Sosnovsky, A. (2002). -B. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Renard, K. G. and Mausbach, M. J. (1990). Tools for conservation. In: Proc. Soil Erosion and Productivity Workshop. Larson, W. E., G.R. Foster, R. R. Allmaras, and C. M. Smith (eds.). University of Minnesota. St. Paul, Mn. USA, pp. 55-64.
- Russo, R. C. (1985). Ammonia, nitrite and nitrate. En Fundamentals of aquatic toxicology: (editors Rand, G. M. y Petrocelli S.A). Hemisphere Publishing Corporation, Washington DC, USA, 455 – 471.
- White, D. H.; Browman, F. H. W.; Moreley, W. R.; MacManus Filan, J. S. (1993). A simulation model of a breeding ewe flock. *Agric. Syst* 10: 149-189.