

Figura 6. Generación de anión superóxido (O_2^-) *in vivo*. Efecto del MP-RR sobre la generación de O_2^- evaluado mediante reducción de NBT. Controles (C), expuestos al material particulado (PM), sensibilizados (S) y sensibilizados y expuestos a PM (S+PM). Cada barra representa la media \pm ES, n=5. Los experimentos se realizaron por triplicado.* = $p < 0.001$, ANOVA (post test Newman-Keuls).

Se cuantificaron mediante ELISA los niveles de las citoquinas proinflamatorias TNF α e IL-6 (figura 7).

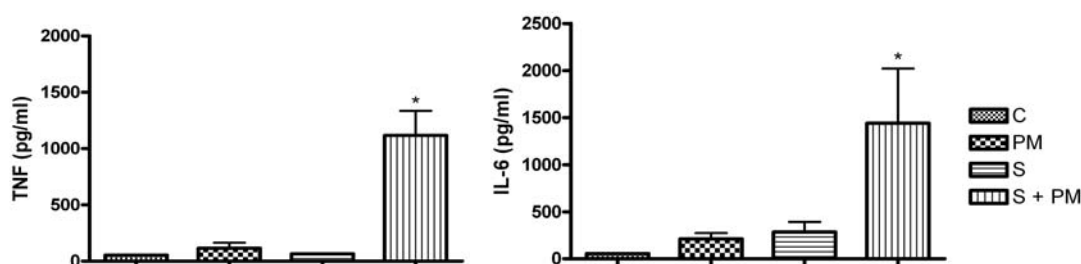


Figura 7. Concentración de TNF α e IL-6. Se cuantificaron los niveles de TNF α en el sobrenadante del BAL y los de IL-6 en el suero de los distintos grupos experimentales, mediante ELISA. Controles (C), expuestos al material particulado (PM), sensibilizados (S) y sensibilizados y expuestos a PM (S+PM). Cada barra representa la media \pm ES, n=5 animales. Los experimentos se realizaron por triplicado.* = $p < 0.001$, ANOVA (post test Newman-Keuls).

Los niveles de TNF en el BAL del grupo **S+PM** aumentaron significativamente respecto del grupo control (**S+PM** = 1117 ± 218 pg/mL vs. **C** = 55 ± 2 pg/mL; $P < 0.001$), no así en el grupo expuesto a MP-RR (**PM** = 116 ± 48 pg/mL) y el sensibilizado (**S** = 66 ± 5 pg/mL). La IL-6 mostró un comportamiento similar, aumentando significativamente en el suero del grupo **S+PM** respecto del grupo control (**S+PM** = 1540 ± 336 pg/mL vs. **C** = 45 ± 9 pg/mL; $P < 0.001$), no así en el grupo expuesto a MP-RR (**PM** = 211 ± 63 pg/mL) y el sensibilizado (**S** = 284 ± 108 pg/mL).

La generación de anión superóxido (O_2^-) *ex vivo* se evaluó mediante el test del NBT. Como se observa en la figura 8, no se encontraron diferencias significativas entre los grupos controles **RPMI** ($10.1 \pm 1.9\%$) y **EDTA** ($13.9 \pm 1.3\%$). Si bien la partícula tratada con el quelante EDTA provocó un aumento significativo en el porcentaje de células reactivas respecto del control **RPMI** (**MP-RR Tratado** = $19.2 \pm 1.8\%$ vs. **RPMI** = $10.1 \pm 1.9\%$; $P < 0.001$), la exposición a MP-RR provocó un aumento aún mayor (**MP-RR**

= $44.6 \pm 1.7\%$). La fracción de metales solubles “bioaccesible” provocó un aumento comparable al inducido por MP-RR total (**FMS** = $42.1 \pm 1.9\%$).

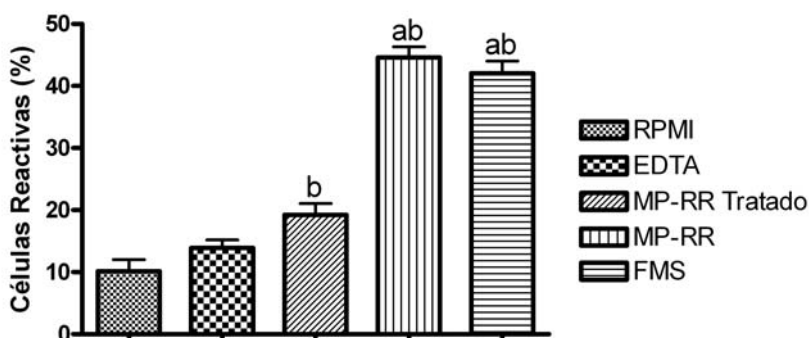


Figura 8. Generación de ROS (O_2^-) *ex vivo*. Efecto del MP-RR sobre la generación de O_2^- evaluado mediante reducción de NBT. Células sin tratamiento (**RPMI**), expuestas a EDTA (**EDTA**), a la partícula tratada con EDTA (**MP-RR Tratado**), a la partícula total (**MP-RR**) y a la fracción de metales solubles (**FMS**). Cada barra representa la media \pm ES, n=5 animales. Los experimentos se realizaron por triplicado. **a** = $p < 0.001$ (vs **EDTA**), y **b** = $p < 0.001$ (vs **RPMI**), ANOVA (post test Newman-Keuls).

La apoptosis se evaluó *ex vivo* mediante el análisis de la morfología nuclear revelada por empleo del colorante fluorescente Hoechst 33258. El porcentaje de células apoptóticas en las células del BAL provenientes de animales sanos aumentó significativamente respecto de los controles cuando estas fueron expuestas a MP-RR (**MP-RR** = $50.1 \pm 1.8\%$ vs. **RPMI** = $11.5 \pm 3.7\%$ y **EDTA** = $16.9 \pm 3.7\%$; $P < 0.001$). En concordancia con la producción de anión superóxido, la fracción metálica soluble “bioaccesible” indujo un aumento en el porcentaje de células apoptóticas similar al provocado por la partícula total (**FMS** = $49.1 \pm 3.8\%$) (figura 9). Cabe notar que no se observaron diferencias entre los grupos **RPMI**, **EDTA** y el expuesto a la partícula tratada con EDTA (**MP-RR Tratado** = $14.3 \pm 2.1\%$). Los resultados obtenidos en las detecciones inmunocitoquímicas de PARP y caspasa 3 se correlacionaron con los obtenidos en la evaluación morfológica, siendo para caspasa 3 (datos no mostrados).

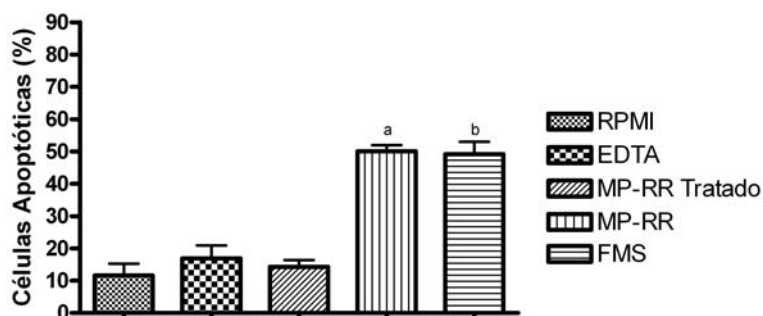


Figura 9. Ocurrencia de apoptosis. Efecto de MP-RR sobre la ocurrencia de apoptosis en células del BAL, evaluado por Hoechst. Células sin tratamiento (**RPMI**), expuestas a EDTA (**EDTA**), a la partícula tratada con EDTA (**MP-RR Tratado**), a la partícula total (**MP-RR**) y a la fracción de metales solubles (**FMS**). Cada barra representa la media \pm ES, n=5 animales. Los experimentos se realizaron por triplicado. **a** = $p < 0.001$ (vs **EDTA**), y **b** = $p < 0.001$ (vs **RPMI**), ANOVA (post test Newman-Keuls).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto biológico adverso sobre las vías respiratorias inducido por material particulado proveniente de sedimentos del Río Reconquista. En MP-RR se encontraron partículas gruesas (PM₁₀) y finas (PM_{2,5}), capaces de ser dispersadas por erosión eólica e ingresar en las vías aéreas de la población de la ribera. Este hecho se ve notablemente agravado por el alto contenido de metales bioaccesibles presentes en MP-RR, los cuáles están íntimamente asociados al desarrollo de enfermedades cardiopulmonares y aumentos en la mortalidad y morbilidad humanas en individuos con enfermedades respiratorias previas. Las partículas provenientes de sedimentos del Río Reconquista desencadenaron una respuesta de tipo inflamatoria, caracterizada por la infiltración celular en el pulmón de PMN, aumento de IL-6 e incremento en la generación de anión superóxido, siendo capaz de inducir apoptosis en células del BAL. Este tipo de respuesta a largo plazo puede llevar al desarrollo de enfermedades pulmonares crónicas. Asimismo, se observó que esta respuesta está asociada al contenido de metales bioaccesibles presentes en la partícula. Concluimos que MP-RR provoca en animales sanos, y acentúa en animales con enfermedades respiratorias previas, un efecto biológico adverso sobre las vías respiratorias.

BIBLIOGRAFÍA

- DREHER, K.; JASKOT, R.; KODAVANTI, U.; LEHMANN, J.; WINSETT, D. and COSTA, D., 1996. Soluble transition metals mediate the acute pulmonary injury and airway hiperreactivity induced by residual oil fly ash. *Chest*. 109S: 33S-34S.
- FENOY, I.; GIOVANNONI, M.; BATALLA, E.; MARTIN, V.; FRANK, F.M.; PIAZZON, I. and GOLDMAN, A. 2009. Toxoplasma gondii infection blocks the development of allergic airway inflammation in BALB/c mice. *Clin Exp Immunol*. 155(2):275-284.
- HAMADA, K.; SUZAKI, Y.; GOLDMAN, A.; NING, Y.Y.; GOLDSMITH, C.; PALECANDA, A.; COULL, B.; HUBEAU, C. and KOBZIK, L. 2003. Allergen-independent maternal transmission of asthma susceptibility. *J Immunol*. 170(4):1683-9.
- KARTAL, S.; ZEKI, A. and TOKALIOGLU, S. 2005. Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *J Haz Mat*. 132 (2006): 80-89.
- KERR, J.F. 1972. Apoptosis: a basic biological phenomenon with wide-ranging implications in tissue kinetics. *Br J Cancer*; (4):239-257.
- LEWTAS, J. 1993. (Ed. L. Tomatis). En prensa. *Air Pollution and Human Cancer*. Springer Verlag [Berlín. pp. 103-118].
- OSTACHUK, A.; EVELSON, P.; MARTIN, S.; DAWIDOWSKI, L.; YAKISICH, J.S. and TASAT, D.R. 2008. Age related lung cell response to Urban Buenos Aires Air particle soluble fraction. *Environ Res*. 107(2):170-177.
- TASAT, D.R.; MANCUSO, R.; O'CONNOR, S. and MOLINARI, B. 2008. Age-dependent change in reactive oxygen species and nitric oxide generation by rat alveolar macrophages. *Aging Cell*. 2(3): 159-164.
- SOUTHAM, D.S.; DOLOVICH, M.; O'BYRNE, P.M. and INMAN, D. 2002. Distribution of intranasal instillations in mice: effects of volume, time, body position and anesthesia. *Am. J. Physiol. Lung Cell. Mol. Physiol*. 282(4):833-839.
- MARTIN, S.; DAWIDOWSKI, L.; MANDALUNIS, P.; CERECEDA-BALIC, F. and TASAT, D.R. 2007. Characterization and biological effect of Buenos Aires urban air particles on mice lungs. *Environ Res*. 105(3):340-349.

- SEGAL, A.W. 1974. Nitroblue-tetrazolium test. *Lancet* 2, 1248-1252.
- MOLINARI, B.L.; TASAT, D.R.; FERNÁNDEZ, M.L.; DURÁN, H.A.; CURIALE, J.; STOLIAR, A. and CABRINI, R.L. 2000. Automated image análisis for monitoring oxidative burst in macrophages. *Anal Quant Cytol Histol.* 22(5): 423-427.
- TASAT, D.R. and DE REY, B.M. 1987. Cytotoxic effect of uranium dioxide on rat alveolar macrophages. *Environ Res.* 44(1):71-81.
- MAEHLY, A.C. and CHANCE, B. 1954. The assay of catalases and peroxidases. *Methods Biochem Anal.* 1:357-424
- EVELSON, P.; ORDÓÑEZ, C.P.; LLESUY, S. and BOVERIS, A. 1997. Oxidative stress and in vivo chemiluminescence in mouse skin exposed to UVA radiation. *J Photochem Photobiol B.* 38(2-3):215-219.
- LOWRY, O.H.; ROSEBROUGH, N.J.; FARR, A.L. and RANDALL, R.J. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J Biol Chem.* 193(1):265-75.

APORTES DESDE LA PSICOLOGÍA PARA LA ADAPTACIÓN FRENTE A ESTRESORES MEDIOAMBIENTALES

Psychology contributions to environmental stressors adaptation.

Schelica Mozobancyk* y Nora B Leibovich de Figueroa

Facultad de Psicología, Universidad de Buenos Aires
CONICET

*schelica@uolsinectis.com.ar

RESUMEN

La Psicología Ambiental es la disciplina que estudia las relaciones entre el medio ambiente físico y el ser humano a través de sus percepciones, y conductas. En esta problemática, la Psicología Ambiental aporta no solo en relación al reconocimiento del rol que tiene cada persona de su contexto, sino también proponiendo acciones para las poblaciones expuestas. Estas acciones están relacionadas con la reducción de vulnerabilidad (atención primaria), con la atención de víctimas de desastre (secundaria) o con el seguimiento de aquellos que han padecido catástrofes y sus efectos negativos (terciarias).

Presentamos resultados acerca de actitudes antropocéntricas versus ecocéntricas así como la conceptualización acerca del cambio climático en una muestra de estudiantes universitarios.

Palabras claves: Psicología ambiental, actitudes antropocéntricas, actitudes ecocéntricas

SUMMARY

Environmental Psychology study relationships among the environment and the human being, through their perceptions and behaviors. This discipline not only enhance the acknowledge of the role that each person has in their context, but also proposes actions to the exposed populations. This actions are related to vulnerability reduction (primary prevention) , disasters, victims assistance (secondary prevention) or the following of those who have been in a catastrophe and have on consequence negative effects (tertiary prevention).

Results regarding anthropocentric vs. ecocentric attitudes are presented. Is also presented the university students conceptualization of climate change.

Key words: Environmental Psychology, attitudes anthropocentric, attitudes ecocentricas

INTRODUCCIÓN

La Psicología Ambiental es una rama de la Psicología que se ocupa en estudiar las interacciones entre el hombre (y los grupos humanos) y el ambiente, tomando en cuenta dos aspectos: a) los efectos de los distintos ambientes sobre las representaciones, emociones y comportamientos humanos; y b) los determinantes psicológicos (y psicosociales) de las intervenciones humanas sobre el ambiente (es decir, cómo el modo en que nos representamos y valoramos los distintos ambientes determinan distintos comportamientos en relación a ellos). Ya en 1985 Levy-Leboyer proponía a la

Psicología del Medio Ambiente como el estudio de las relaciones hombre/medio ambiente en su aspecto dinámico. El medio ambiente debe ser estudiado desde una perspectiva molar y no molecular o analítica “La conducta del ser humano en su medio ambiente no es tan solo una respuesta a un hecho y a sus variaciones físicas. El medio ambiente no es un campo de posibles estímulos, sino un conjunto de objetivos o fines, aborrecibles o deseables”.

La Psicología Ambiental es una disciplina que aporta herramientas valiosas para la formulación de Programas Ambientales. La Psicología Ambiental forma parte hoy de la Ecopsicología cuyas finalidades principales son:

-Favorecer una interacción armónica entre el hombre y el ambiente, entre el cuerpo y la psiquis, entre psicología y ambientalismo. Algunas direcciones en las que se desarrolla la Ecopsicología actualmente:

1-Estudio de la comunicación hombre-natura en otras culturas.

2-El desarrollo de una nueva actitud en la relación con la naturaleza, resolviéndose sobre todo en el campo de la educación. Mostrando que la naturaleza no es solo un ambiente hostil en el cual se busca supervivir o un depósito de recursos a agotar sin reservas, ni tampoco cualquier cosa de algo caro a salvar por benevolencia y magnanimidad.

3-La elaboración de nuevas estrategias para llevar adelante la causa ambientalista, depositando el discurso propio no tanto sobre una culpabilidad por la degradación ambiental, sino sobre un compromiso activo, práctico y optimista para resolver el problema.

La forma en que las personas y colectivos sociales percibimos nuestro ambiente, las actitudes y atribuciones causales que tenemos respecto a él y los valores que sostenemos están en la base de los comportamientos ambientales. Los programas de gestión ambiental dirigidos al control, a la mitigación o al afrontamiento del impacto del cambio climático, necesitan incluir como objetivo el cambio de actitudes y comportamientos de los distintos sectores o actores sociales involucrados (políticos, planificadores urbanos, comunidad científica, educadores, comunicadores sociales, empresarios, organizaciones de la sociedad civil, ciudadanos). Hoy existe consenso entre la comunidad científica, respecto a que el problema del cambio climático encuentra su origen en actividades antrópicas (tanto industriales como de la vida cotidiana). La forma en que las personas, grupos sociales y sociedades percibimos nuestro ambiente, las actitudes que desarrollamos hacia él y los valores que sostenemos están en la base de dichos comportamientos ambientales. Por ello, los programas de gestión ambiental dirigidos tanto al control, como a la mitigación o al afrontamiento del impacto del cambio climático, pasarán, necesariamente, por el cambio de comportamientos de los distintos sectores o actores sociales involucrados (políticos, planificadores urbanos, comunidad científica, educadores, comunicadores, empresarios, organizaciones de la sociedad civil, ciudadanos). A efectos de lograr cambios de comportamientos ambientales es necesario conocer sus variables mediadoras, como la percepción del problema, creencias en torno al mismo, actitudes y valores.

A nivel internacional, los estudios se han dirigido hacia:

-El estudio de las actitudes y comportamientos proambientales generales (caso de la adhesión al Nuevo Paradigma Ambiental, según la formulación de Dunlap y Van Liere).

-Al estudio de actitudes y comportamientos específicos, que tiene incidencia directa en el cambio climático.

La Psicología Ambiental ha desarrollado, paralelamente, gran cantidad de instrumentos y escalas de medición para evaluar todos los constructos antes mencionados. De las representaciones sociales del ambiente, que cada sociedad construye y sostiene (por ejemplo, el ambiente como recurso a ser dominado, el ambiente como fuente de vida y del que somos parte, el ambiente como fuente inagotable de recursos, el ambiente como sinónimo de entorno artificial construido, etc.) Estas representaciones determinan el modo como se comportan las personas en su entorno. Con base en estos conceptos y sus líneas de investigación se han desarrollado enorme cantidad y variedad de Programas de Intervención Ambiental, de base psicológica, destinados a fomentar los comportamientos proambientales.

Preguntas a investigar

- ¿Cuáles son las actitudes predominantes en relación a la Naturaleza?
- ¿Cómo evalúa y valora la persona los cambios climáticos y globales?
- ¿Qué conductas (estrategias) pone en marcha frente a esta amenaza?

Ha llamado el interés de los psicólogos la manera en la cual las personas se enfrentan y solucionan sus problemas y especialmente el proceso que se pone en movimiento para enfrentarse los estresores en este caso medio-ambientales.

Es importante para los individuos realizar evaluaciones y valoraciones de estos fenómenos como desafío frente a los cuales implementará una conducta centrada en el problema, en la emoción o de huida. Si el estresor es evaluado como amenazante para su integridad no podrá poner en marcha conductas frente al mismo y permanecerá inactivo.

Estas estrategias conductuales son adaptativas, ¿a qué?

A la salud, al bienestar y a la calidad de vida.

Como Psicólogos nos interesan las percepciones, concepciones o atribuciones que los sujetos, en nuestro medio, tiene en relación a la naturaleza y al proceso de cambio climático al que estamos expuestos.

Objetivo

1- Evaluar la “conciencia ecológica” (antropocentrismo versus ecocentrismo)

Esta conceptualización (Nuevo Paradigma Ambiental) se focaliza sobre las creencias acerca de la habilidad humana para modificar el balance de la naturaleza, la existencia de límites para el crecimiento de las sociedades humana, y los derechos de la humanidad para reglamentar acerca del resto de la naturaleza.

2- Conocer las representaciones y atribuciones causales del cambio climático

El objetivo de esta presentación debe enmarcarse en la línea de análisis de las conductas ecológicamente responsables y la percepción de las características que subyace a dichas conductas. –

MATERIALES Y METODOS

El presente trabajo se realizó a través de:

1-Estudio exploratorio cuantitativo acerca de las actitudes hacia la Naturaleza

Centrándose en creencias sobre la capacidad humana para perjudicar el equilibrio de la Naturaleza, sobre la existencia de límites en el crecimiento de las sociedades humanas y sobre el derecho de los seres humanos a gobernar la Naturaleza, Dunlap y Van Liere (1978) propusieron la escala Nuevo Paradigma Ambiental (New Environmental Paradigm NEP). Este instrumento ha sido adaptado lingüística y conceptualmente para su uso en nuestro medio (Leibovich de Figueroa, Mozobancyk, 2008)

Esta escala toma en consideración las siguientes subescalas o factores.

Se presenta una oración (ítem) que ejemplifica la manera en que fue operacionalizado cada factor

Factor 1: Antropocentrismo. (La idea que la humanidad va a enfrentarse a una crisis ecológica global se ha exagerado enormemente)

Factor 2: Ecocentrismo. (Las plantas y los animales tienen tanto derecho como los seres humanos a existir).

Factor 3: Conciencia de la limitación de la biosfera y el ser humano. (Nos estamos acercando al número límite de personas que la tierra puede albergar).

Factor 4: Confianza en la actuación del ser humano ante la naturaleza. ((Para conseguir el desarrollo sostenible, es necesaria una situación económica equilibrada en la que esté controlado el crecimiento industrial).

Las escalas ofrecían como opciones de respuesta: 1 (Totalmente de acuerdo), 2 (Medianamente de acuerdo o inseguro), 3 (Medianamente en desacuerdo) y 4 (Totalmente en desacuerdo), los puntaje más altos indica un mayor grado de desacuerdo con el factor evaluado.

Es decir, frente al paradigma dominante, antropocentrista, el nuevo paradigma que surge sería de tipo ecocéntrico. Uno de los elementos de análisis es el sistema de creencias y actitudes que los sujetos comparten sobre sí mismos, la Naturaleza y la relación que los une.

Conocer cuáles son las creencias respecto a la naturaleza y sus cambios es el primer paso para cuidarla y generar conductas de protección frente a la posible amenaza.

2-Estudio exploratorio cualitativo, a fin de conocer los principales núcleos del complejo representacional vinculados con el Cambio Climático, habida cuenta de que no contamos con antecedentes nacionales ni internacionales en esta línea de investigación. Los ejes indagados fueron: a) representación del cambio climático; b) información y creencias respecto a las causas del mismo; c) creencias en relación a si puede o no afectarnos. Los textos producidos fueron analizados con técnicas de análisis de contenido.

Desde este punto de vista, ya desde mediados de los años 70, se viene planteando que las creencias que la sociedad mantiene sobre este particular, configuran un paradigma que refleja el modo en que el ser humano conceptualiza la Naturaleza y se comporta frente a ella.

Participantes

Descripción de los participantes a los que se le administró la escala NEP:

Participaron 100 sujetos de educación universitaria incompleta, siendo el 82% de sexo femenino. El 56.6% reside actualmente en la Capital Federal y el 43.4% restante en la Provincia de Bs.As. El 75% de la muestra ingresó a la Facultad entre el 2001 y el 2006. Cursan en los tres turnos (mañana, tarde y noche) de la franja horaria en forma homogénea. El 70% refiere que trabaja actualmente y el 23% realiza actividades voluntarias.

RESULTADOS

Análisis estadístico de la escala NEP en una muestra de estudiantes universitarios.

Para el análisis de las subescalas o factores, se realizó el promedio en cada uno de ellos, sumando el puntaje de los ítems que los componen y dividiéndolos por la cantidad de ítems, para hacerlos comparables entre sí, ya que la cantidad de ítems por factor es disímil (Tabla 1).

	Factor 1	Factor2	Factor3	Factor4
N	100	100	100	100
Media	2,90	1,36	1,87	1,55
Mediana	3,00	1,20	1,66	1,50
Modo	3,33	1,00	1,67	1,00
Desviación estándar	0,58	0,43	0,67	0,58

Tabla 1. Estadísticos Descriptivos de los Factores Escala NEP para la muestra total.

Se observa que el Factor Antropocentrismo es el que presenta una media superior ($M = 2.9$, $DE = 0.58$), seguido por el Factor Conciencia de la limitación de la biosfera y el ser humano ($M = 1.88$, $DE = 0.68$). El Factor que presenta una media más baja es el Factor Ecocentrismo ($M = 1.37$, $DE = 0.43$). (Leibovich de Figueroa y Mozobancyk, 2008)

Debemos recordar que dado que la escala ofrecía como opciones de respuesta: 1 (Totalmente de acuerdo), 2 (Medianamente de acuerdo o inseguro), 3 (Medianamente en Desacuerdo) y 4 (Totalmente en desacuerdo), por lo que los puntajes más altos indican un mayor grado de desacuerdo con el factor evaluado.

Se observa que los sujetos perciben estar más en desacuerdo con el factor antropocentrismo y más de acuerdo con el factor ecocentrismo, siendo éstos los de mayor y menor puntaje promedio respectivamente.

Se comparó la respuesta de cada grupo (sexo femenino o masculino) a cada factor de la escala con la prueba no paramétrica U de Mann Whithney.

Los resultados indican que no se observaron diferencias significativas en el promedio obtenido para cada factor según el sexo.

En relación a las representaciones y atribuciones causales del cambio climático en esta población teniendo presente los ejes temáticos plateados observamos lo siguiente:

1-¿QUÉ ES EL CAMBIO CLIMÁTICO?

Principales categorías identificadas (En orden de importancia según cantidad de respuestas):

Descripciones generales, muy vagas y/o tautológicas: Categoría que concentra la mayor cantidad de respuestas (se ubican en ella casi el 50% de los encuestados.) Ejemplos:

“Se trata tal como lo dice el nombre, de un cambio en el clima. Producido por el calentamiento global”.

“Es el conjunto de modificaciones ambientales que provocan cambios drásticos en el clima a lo largo del tiempo”.

Remite a las variaciones de los parámetros normales del clima que podrían o no afectar considerablemente el medio ambiente y todos los fenómenos implicados en él”.

“Es el cambio en el clima de nuestro planeta”.

Temperaturas impropias:

“Creo que es una variación en el clima en una estación determinada, cuando en verano hay días de mucha temperatura o en invierno baja mucho”.

“Significa que ya no se “respeta” (climáticamente) las estaciones del año”.

“Es cuando en una estación climática, por ejemplo en el invierno hay días que hace calor y parece que fuera otra estación”.

Aumento de temperatura:

“Que cada vez el clima de la tierra es más tropical. Se derriten los hielos continentales, climas tradicionalmente fríos se vuelven más templados”.

“Es un cambio global en el clima, aumenta la temperatura en general. Los climas del planeta comienzan a ser cada vez más tropicales”.

“El cambio climático es el aumento de la temperatura de la tierra, también llamado “calentamiento global”.

Cambios bruscos de temperatura

a: “Es cuando bruscamente de una temperatura “x” se pasa a una temperatura “y”.

“Me parece que se llama así al cambio abrupto de temperaturas”.

“Podría decir que se debe a los cambios bruscos de la temperatura, afectando así al clima”.

2-¿A QUÉ SE DEBE EL CAMBIO CLIMÁTICO?

Principales categorías identificadas (En orden de importancia según cantidad de respuestas):

Es responsabilidad humana: Categoría que concentra la mayor cantidad de respuestas (se ubican en ella casi el 50% de los encuestados.) Ejemplos:

“Se debe al daño que las acciones del hombre produce sobre la tierra”.

“Por el hombre en el medio natural, alterando o sobreexigiendo al mismo”.

“Una de las causas es el recalentamiento global. Consecuencia de la contaminación humana”.

“La causa principal que provoca este cambio climático me parece que está asociado a la acción del hombre sobre los recursos naturales”.

A los contaminantes:

“Se debe a varios factores: contaminación de cada una de las personas y las fábricas, gases tóxicos, aerosoles, poda de árboles masiva, humos, contaminación por basurales, etc.”.

“Se debe a la contaminación ambiental, principalmente por la eliminación de monóxido de carbono de los automóviles, los desechos tóxicos de las fábricas que contaminan el aire y el agua”.

“El cambio climático se debe a la gran cantidad de desechos, gases tóxicos y contaminación que se emanan constantemente”.

A la capa de ozono:

“A los contaminantes que afectan la capa de ozono y evitan que se escape el calor de una manera rápida de la tierra generando el llamado “efecto invernadero”.

“El agujereamiento de la capa de ozono hace que se produzca un efecto invernadero, aumentando de este modo la temperatura del globo”.

“Se debe a la destrucción de la capa de ozono, lo que permite que los rayos de sol impacten de forma directa en la tierra”.

“Se debe al calentamiento global en primera instancia, producto del daño en la capa de ozono”.

Respuestas donde las causas aparecen confusas y también los efectos:

“Se debe a la acumulación de efecto invernadero, el derretimiento de los hielos polares por causa del calentamiento global”.

“En algunos casos a la poda indiscriminada de árboles (como en nuestro país), el avance de la tecnología que en ciertos casos es perjudicial (explosiones nucleares). A los escapes de gases tóxicos de plantas industriales (como en Gualeguaychú)”.

“Mucho tendrá que ver la contaminación del agua, del aire, a raíz de fábricas o radiaciones por desechos tóxicos, también la tala de árboles indiscriminada sin plantar otros, etc”.

“Se debe a que las emanaciones industriales de CFC’s (clorofluorocarbonos) han creado una capa en nuestra atmósfera que permite el ingreso de calor, pero no su salida (efecto invernadero) lo cual hace que la temperatura media del planeta aumente”.

3-¿PUEDE AFECTARNOS EL CAMBIO CLIMÁTICO?

Principales categorías identificadas

Efectos sobre la salud

“Esto podría tener consecuencias graves para el hombre, sobre todo en relación con la salud, ya que esto podría ser un factor de riesgo para contraer enfermedades como el cáncer de piel y otras enfermedades asociadas”.

“ Sí, en los pulmones, la respiración, enfermedades”.

“Podría volvernos más sensibles al cáncer de piel o traernos problemas respiratorios, etc.”.

“Podría afectarnos ya que por este motivo cada vez surgen más enfermedades (en cantidad) y también más variedad de ellas”.

Catástrofes

“Yo creo que no es casualidad que en estos últimos años hayan ocurrido tantas catástrofes climáticas en todo el mundo”.

“Sí, nos puede afectar a nivel de catástrofes naturales que pueden desencadenarse como tsunamis que destruyen poblaciones entera.”

“Podría afectarnos, ya que al elevarse el nivel del mar pueden producirse grandes catástrofes como inundaciones, fuertes vientos, sequías, terremotos, maremotos, tornados, huracanes, etc.”

“Los desastres y alteraciones en el mundo en cuanto a lo climático son cada vez más frecuentes: tsunamis, huracanes, granizo en Buenos Aires, etc.”.

Deshielos

“Las inundaciones que se pueden ocasionar por el deshielo, entre otras cosas”.

“De hecho los glaciares se están derritiendo aceleradamente, y por ejemplo, Buenos Aires está a nivel del mar, podría quedar en un par de años bajo el agua”.

“Ocurren desastres atmosféricos como los observados recientemente: los deshielos (nieve, granizo del tamaño de pelotas en Capital)”.

“Podría cambiar radicalmente el clima estacionario, derretirse los glaciares (lo cual traería serios problemas a nivel mundial) y esto impacta tangencialmente en el ambiente y éste por estar en interacción con el hombre nos afectaría mucho”.

Observamos que el cambio climático se define principalmente por variaciones térmicas puntuales, existiendo, también, muchas definiciones tautológicas del mismo. La representación aparece asociada e indiferenciada de otros problemas ambientales globales (principalmente el agotamiento de la capa de ozono) pero también la existencia de terremotos, tsunamis, etc. de connotaciones catastróficas. Las causas aparecen poco diferenciadas de los efectos, encontrándose, con frecuencia, explicaciones tautológicas de los procesos. (Leibovich de Figueroa; Mozobancyk, 2009)

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos nos permiten profundizar en el conocimiento acerca de cómo se estructuran estas percepciones básicas sobre la relación ser humano-Naturaleza en nuestro contexto, cubriendo una de las necesidades de investigación aún inexplorada en nuestro contexto.

Los participantes han mostrado inclinarse hacia una visión ecocéntrica de la naturaleza , es decir están de acuerdo con respetarla y protegerla y están totalmente en desacuerdo con una visión antropocéntrica es decir mirar a la naturaleza exclusivamente desde la visión del ser humano para su explotación. Mostrando que estos participantes parecen tener conciencia de la biosfera y de su naturaleza. Basándonos en estos resultados se propone la generación de actitudes y conductas proambientales basados en conceptos del nuevo paradigma ambiental.

La complementariedad de los resultados obtenidos con el estudio representacional nos lleva a proponer:

- Es necesario trabajar a partir de las representaciones de la población a fin de hacer efectivas las estrategias de prevención y mitigación.
- Son estas representaciones y actitudes hacia el medio ambiente las que pueden ejercer un efecto de aumento o disminución de la vulnerabilidad, mitigación o prevención de estrategias psicobiológicas adaptativas o no a la salud de la población. Estos resultados son auspiciosos para continuar indagando en estos aspectos y nos indican un camino a seguir en futuras campañas o programas de protección de la salud de la población.

BIBLIOGRAFÍA

DUNLAP, R.; VAN LIERE, K.; MERTIG, D.; ANGELA, G. and EMMET JONES, R. 2000. Evaluación del nuevo paradigma ecológico: revisión de la escala NEP. Journal of Social Sciences, Fall 2000.

- LEIBOVICH DE FIGUEROA, N. 2007. Vulnerabilidad y adaptación humana frente a estresores medioambiental. Programa Interdisciplinario de la Universidad de Buenos Aires sobre Cambio Climático (PIUBACC). Buenos Aires
- LEIBOVICH DE FIGUEROA N. y MOZOBANCYK S. 2008. Aportes de la psicología ambiental. Ecocentrismo-antropocentrismo. Un nuevo paradigma ambiental. Cuarto Encuentro de Investigadores en Psicología del MERCOSUR Facultad de Psicología Universidad de Buenos Aires
- LEIBOVICH DE FIGUEROA, N. 2009. Aportes desde la psicología para la adaptación frente a estresores medioambientales. II Jornadas del Programa interdisciplinario de la Universidad de Buenos Aires sobre cambio climático PIUBACC- VI Simposio taller Internacional de la Red CYTED Estrategias Integradas de Adaptación y Mitigación a Cambio Globales CYTED
- LEIBOVICH DE FIGUEROA N. y MOZOBANCYK, S. 2009. Representaciones y atribuciones causales del cambio climático en estudiantes universitarios. II Jornadas del Programa interdisciplinario de la Universidad de Buenos Aires sobre cambio climático PIUBACC- VI Simposio taller Internacional de la Red CYTED Estrategias Integradas de Adaptación y Mitigación a Cambio Globales CYTED.
- LEIBOVICH DE FIGUEROA, N. y ROUSSOS, A. 2009. Aportes de la Psicología Ambiental al cambio climático. En: "Desafíos del cambio climático y global en Argentina". Ed. EUDEBA. pp. 129-130.
- LEVY-LEBOYER C. 1985. Psicología y medio ambiente Ediciones Morata Madrid.
- VOZMEDIANO SANZ, L. y SAN JUAN GUILLEN, C. 2005. Escala Nuevo Paradigma Ecológico: propiedades psicométricas con una muestra española obtenidas a través de Internet. Medio ambiente y comportamiento humano 6 (1), 37-49 Editorial Resma 2005 España

Identificación y evaluación de las presiones sobre los sistemas naturales y antrópicos.



INTENSIFICACIÓN GANADERA Y VALORACIÓN DEL FÓSFORO COMO FACTOR DE PRESIÓN AL AMBIENTE

Livestock intensification and phosphorus assessment as environmental pressure factor

Susana Beatriz Gil^{1*}, María Alejandra Herrero¹, y María Cristina Saucedo²

¹ Facultad de Ciencias. Veterinarias, UBA. Chorroarín 280, Buenos Aires (1427)
² INTA. Alsina 1407 - 6to. Piso. Of. 606, Buenos Aires (1088)

*sgil@fvvet.uba.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue evaluar la acumulación/depleción de fósforo en sistemas de producción de carne con diferentes grados de intensificación, a través de indicadores. Mediante encuestas se recopiló información de 12 establecimientos de la región pampeana, de ellos cuatro feedlots (FL); cuatro extensivos con suplementación (ES); cuatro extensivos sin suplementación (E)). Se calcularon distintos indicadores de uso de fósforo: “Balance Predial” (BPP): diferencia entre ingreso de P (animales, alimentos y fertilizantes) y egreso de P (animales) del establecimiento; “Balance Corrales FL” (BCP): diferencia entre ingreso de P (animales, alimentos externos y del propio establecimiento) y egreso de P (animales) e “Índice Ingreso/Egreso” (I/E): cociente que señala cuántas veces el ingreso de P supera su salida por animales egresados. Los valores de BPP promedios para E y ES fueron -0.71 y 0.37 kg P/hectárea promedio/año, respectivamente, mostrando como alimentos introducidos al predio (ES) reponen parte del P egresado en producto (vacunos vendidos). Al ser pastoriles, una proporción restituirá P en potreros de pastoreo. En FL, el promedio de BCP fue 735.9 kg P/hectárea corrales/año. Aquí, la concentración de vacunos incrementa considerablemente la carga de P por unidad de superficie. Los promedios de I/E para E, ES y FL fueron 0.34; 2.16 y 4.07, respectivamente; destacando que el ingreso de alimentos al predio (SE y FL) aportó excedentes de P al sistema. La intensificación ganadera puede derivar, así, en acumulación de nutrientes por concentración de animales en sectores como corrales (contaminación), tanto como en depleción (degradación) en aquellos sistemas netamente extensivos. En ambos casos, puede transformarse en un factor de presión sobre el medio.

Palabras clave: intensificación ganadera, balance de fósforo, degradación, contaminación, factor de presión.

SUMMARY

The aim was to evaluate phosphorus (P) accumulation / depletion in beef cattle systems with different intensification levels, through indicators. Information was taken from 12 farms in the Pampean Region (four feedlots –FL–; four extensive farm with supplements –ES– and four extensive farms without supplements –E–), by means of surveys. Different Phosphorus Use indicators were calculated: “Farm Gate Balance” (BPP): difference between phosphorus input (animals, feed and fertilizers) and phosphorus output (animals) from the farm; “Pen Balance FL” (BCP): difference between phosphorus input (animals, external feed and farm feed produced) and phosphorus output (animals) and “Input / Output Index “ (I/E): quotient that points out how many times the P inputs exceeds its output through animals leaving the system. The mean BPP values

were -0.71 and $0.37 \text{ kg P. ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ for E and ES, respectively, showing that introduced feed to the farm (ES) restores part of the P leaving with the produce (sold cattle). Since these systems are based on pastures, a proportion will return P to the grazing fields. The mean BCP value for FL was $735.9 \text{ kg P. pen ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$. Beef cattle concentration increments the P burden per unit area considerably. The I/E mean value for E; ES and FL were 0.34; 2.16 and 4.07, respectively, highlighting that feed input (SE and FL) provides excess P to the system. Livestock intensification can contribute to nutrient accumulation due to animal concentration in pens (contamination risk) or depletion (degradation risk) in strict extensive systems. In both cases, the P status may become an environmental pressure factor.

Key words: livestock intensification, phosphorus balance, degradation, contamination, pressure factor.

INTRODUCCIÓN

La actividad agropecuaria es una de las acciones humanas que inflige mayor impacto al ambiente (cultivos de grano, ganadería extensiva e intensiva y actividad forestal). La ganadería puede extraer excesiva cantidad de nutrientes del suelo, y sin una adecuada reposición producir una degradación del mismo. La producción animal intensificada requiere de insumos externos, entre ellos fertilizantes y suplementos alimenticios para alcanzar y mantener altas productividades, los cuales pueden convertirse en contaminantes de suelos y cuerpos de agua superficial y subterránea (Viglizzo *et al.*, 2002).

El grado de intensificación de los sistemas de producción de carne en Argentina es variable. La intensificación de cualquier sistema, desde el punto de vista de la teoría económica, supone la maximización de la productividad del factor más escaso, acompañado del aumento de los otros factores. En ganadería implica un aumento de la cantidad de carne producida, de los insumos requeridos, de la rotación del capital (Upton, 1997; Viglizzo y Roberto, 1997), y puede estar influenciada por las características del ambiente y por los niveles de precios, tanto de los insumos como de los productos vendidos, los cuales están afectados, a su vez, por la ubicación del establecimiento en relación a los mercados (Upton, 1997).

Una de las formas más frecuentes de definir el grado de intensificación de los sistemas ganaderos es en términos de unidades ganaderas –cabezas o equivalentes– y cantidades de insumos asociados, por unidad de superficie. Desde este punto de vista, la producción de carne vacuna sobre forraje (natural y/o implantado) califica como “sistema extensivo de producción”, mientras que el engorde a corral o feedlot, como “sistema intensivo”. Por lo tanto, la intensificación en producción vacuna implica un incremento en el uso de los recursos (evaluados a nivel energético y a nivel de proveedores de nutrientes minerales) con el correspondiente aumento de carne producida por hectárea (Upton, 1997). La intensificación involucra un aumento en la dependencia del uso de granos y suplementos alimenticios, tanto en los sistemas de pastoreo extensivos, netamente ganaderos, como en los mixtos, donde existe una integración con la actividad agrícola. Estos sistemas mixtos permiten utilizar provechosamente las interacciones entre la ganadería y los cultivos agrícolas, a través de manejar los flujos de nutrientes y sus balances finales (Steinfeld *et al.*, 1996; Watson y Atkinson, 1999). En este contexto y considerando esta integración, se pueden definir tres tipos principales de sistemas productivos según el nivel de intensificación: Sistema extensivo de pastoreo; Sistema semi-intensivo; y Sistema intensivo o industrial (engorde a corral o feedlot) (Mearns, 1997; Steinfeld *et al.*, 1997; Upton, 1997;

Nicholson *et al.*, 2001; Dahlin, *et al.*, 2005). El Sistema Extensivo implica pastoreo directo de pastizales naturales y/o implantados (pasturas, verdes), con ninguna o muy limitada integración con cultivos agrícolas. El Sistema Semi-intensivo está basado en el pastoreo directo con suplementaciones a base de granos y voluminosos (henos, silajes). Suele integrarse con agricultura (sistema mixto), donde la ganadería cumple un rol importante en el ciclo de la energía y los nutrientes, y la rotación de cultivos con pasturas a base de leguminosas reduce la erosión y ayuda a recomponer algunos nutrientes del suelo. El Sistema intensivo de engorde a corral o feedlot está basado en insumos externos, perdiéndose la integración más equilibrada entre ganado y ambiente. El estiércol producido se convierte en un subproducto problemático que no encuentra superficie suficiente en el predio para ser reciclado como abono.

En los sistemas ganaderos, el componente animal, interacciona con otros componentes e interviene en la redistribución de los nutrientes en la superficie, restituyendo al suelo entre un 75% y 95% de los nutrientes de la ingesta a través de sus deyecciones, remanente de forraje sin comer, o por pérdida durante la ingesta (Tamminga, 1996; van Horn *et al.*, 1996; Viglizzo y Roberto, 1997; White *et al.*, 2001; Díaz Zorita y Barraco, 2002). El sistema extensivo con pastoreos continuos produce traslados de fertilidad a través de una distribución de deyecciones desparejas, ya que los animales no pastorean en forma homogénea los potreros.

Los nutrientes ingresan y salen de los establecimientos agropecuarios por diferentes vías, además de sufrir transferencias internas. La forma más simple de estimar las cantidades retenidas o perdidas por dichos sistemas, es a través de los “balances de nutrientes” (Atkinson y Watson, 1996; 1999; Schröder, *et al.*, 2003). Los mismos permiten conocer el potencial que tienen los nutrientes, en un período de tiempo, para ser retenidos y ciclados dentro del propio sistema de producción agropecuario, valorar la magnitud del costo económico de dichos nutrientes en la producción y estimar el costo ambiental (riesgo de contaminación y de transferencia de dichos nutrientes fuera del sistema).

Para conocer las diferentes relaciones entre los subsistemas que componen un sistema productivo, e identificar el que mayor peso tiene en el balance de nutrientes, se recurre a la realización de lo que se denomina Balance Predial del establecimiento. El mismo permitirá realizar las recomendaciones sobre cuáles serían las mejores estrategias globales de mejoramiento a partir de la comprensión del ciclo de nutrientes (Dou *et al.*, 1998; Koelsh y Lessoing, 1999; Spears *et al.*, 2003 a;b). Las investigaciones para calcular este tipo de balances han sido realizadas con modelos computacionales predictivos (Wang *et al.*, 2000), por casos de estudio –1 ó 2 establecimientos- (Dou *et al.*, 1996; Dou *et al.*, 1998; Klausner *et al.*, 1998) y recién, en los últimos años, a través de encuestas a un número más representativo de predios con producción lechera (Spears *et al.*, 2003 a; b) y de producción de carne bovina y porcina en confinamiento (Koelsh y Lessoing, 1999). La información recabada sirve para entender la dinámica del Nitrógeno y Fósforo dentro de cada establecimiento considerado como una unidad, cuantificando todos los rubros a través de los cuales ingresan y egresan estos nutrientes. A partir de distintos elementos de las ecuaciones de cálculo de balance y/o de otros componentes de los sistemas agropecuarios, se han construido algunos indicadores relacionados con el manejo de los nutrientes a escala de predio y/o de sectores específicos (*e.g.* pistas de alimentación) (Halberg, *et al.*, 1999; Hass, *et al.*, 2001; Schröder, *et al.*, 2003; Gil, *et al.*, 2006; Herrero, *et al.*, 2005, 2006a y 2006b; Olesen, *et al.*, 2006;). En este último caso se puede estimar como la transferencia en el mismo predio, puede degradar el suelo en un área determinada (superficies de cosecha de grano/forraje) y contaminar suelo y/o agua en aquellos sectores donde son alimentados

los animales (áreas de concentración) (Koelsh y Lesoing, 1999; Gil, *et al.*, 2006; Herrero, *et al.*, 2005; 2006c).

Los componentes presentes en las excretas pueden ingresar a los cuerpos de agua por diferentes vías. El P, en forma de fosfatos, es uno de los contaminantes más frecuentes de aguas superficiales. Su llegada por escurrimiento produce eutrofización en el ecosistema acuático (disminución en la concentración de oxígeno), provocando mortandad de peces (Haygarth, *et al.*, 2000). Sus fuentes principales son los fertilizantes y los desechos animales. En recientes estudios se ha demostrado la presencia de P en aguas subterráneas por excesiva aplicación de estiércol o por uso indiscriminado de fertilizantes (Rao y Rajendra, 2004). En los sistemas ganaderos, la identificación de los flujos de nutrientes en el predio resulta fundamental para aplicar estrategias de manejo de la alimentación y de los residuos orgánicos (estiércol principalmente). Estas estrategias permitirán reducir la transferencia y pérdida de fósforo, mejorando los índices de conversión nutricionales y disminuyendo los problemas ambientales de contaminación del agua y suelos (Atkinson y Watson, 1996; Dou *et al.*, 1996; Díaz Zorita y Barraco, 2002;).

El objetivo del trabajo fue evaluar la acumulación/depleción de fósforo en sistemas de producción de carne con diferentes grados de intensificación, a través de indicadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recopiló información agroecológica de 12 establecimientos de la región pampeana, según el grado de intensificación definido por las unidades ganaderas por unidad de superficie y el ingreso de insumos asociados. Fueron seleccionados cuatro feedlots (FL); cuatro establecimientos extensivos con suplementación (ES) y cuatro extensivos sin suplementación (E). Se realizó una reunión informativa con productores, a través de las asociaciones que los agrupan, para explicarles propósitos del estudio y detallar el tipo de información necesaria. Luego, se contactaron personalmente los productores que habían aceptado participar, los cuales fueron finalmente entrevistados, completando las encuestas. Las mismas se diseñaron con el objetivo de recolectar la máxima información confiable en cada uno de los predios (Gárgano *et al.*, 2001), para el período 2004-2005 y 2005-2006, con el fin de caracterizar los sistemas según: uso del suelo, actividades agropecuarias desarrolladas, estructura de los rodeos y sus parámetros productivos, recursos forrajeros, cultivos de cosecha y rendimientos, e insumos utilizados para las distintas actividades agro-ganaderas.

La información obtenida permitió calcular la productividad de los sistemas y realizar las estimaciones de los indicadores de Uso de Fósforo: 1- “Balance Predial” (BPP): diferencia entre ingreso de P al establecimiento a través de animales, alimentos y fertilizantes y el egreso de P del mismo a través de la salida de animales; 2- “Balance Corrales FL” (BCP): diferencia entre ingreso de P a los corrales de engorde del feedlot por animales, alimentos externos y alimentos que provienen de otros sectores del mismo predio y egreso de P de los corrales por salida de los animales del mismo y 3- “Índice Ingreso/Egreso” (I/E): cociente entre el ingreso y el egreso de P (ingreso P/egreso P), lo cual permite evaluar en cuántas veces el ingreso de P al sistema considerado supera a la salida del mismo a través de los animales egresados (Koelsh y Lesoing, 1999; Viglizzo, 2007). Los valores bibliográficos de referencia sobre contenido de nutrientes están expresados sobre la base de materia seca (INTA, 1995; USDA, 1992; NRC, 1996; Nosetti *et al.*, 2002).

Dentro de los descriptores productivos se utilizaron la Producción de carne y la Carga Animal. La Producción de carne fue expresada en Kg. ha⁻¹ año⁻¹ (para E y ES) y en Kg. ha. corral⁻¹ año⁻¹ (para FL). Para expresar la Carga animal se decidió transformar las

cabezas de ganado a una unidad de requerimientos. La misma permite homogenizar las distintas categorías según sus requerimientos energéticos, los cuales dependen del peso vivo y estado fisiológico (ganancia diaria de peso y edad de preñez/etapa de lactación) para su comparación. Dicha unidad se conoce como “Equivalente vaca” (Cocimano *et al.*, 1975) y se expresó en EV. ha.⁻¹ día⁻¹ (para E y ES) y en EV.ha. corral⁻¹ día⁻¹ (para FL). Para los predios con sistemas E y ES, se consideró la hectárea promedio de todo el establecimiento.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1 figuran los Descriptores productivos y en la Tabla 2, los Indicadores de Uso de Fósforo, para los 12 predios en estudio, expresados por su promedio y valores máximos y mínimos.

Tabla 1. Descriptores productivos para los 12 predios en estudio, expresados por su promedio y valores máximos y mínimos.

Sistema		Producción de carne		Carga animal	
		Kg/ha/año	Kg/ha. Corral/año	EV/ha/día	EV/ha corral/ día
E (n=4)	Promedio	130.25	-	1.015	-
	Min	: 110	-	0.97	-
	Max	: 141	-	1.08	-
ES (n=4)	Promedio	47	-	0.56	-
	Min	: 28	-	0.27	-
	Max	: 65	-	1.10	-
FL (n=4)	Promedio	-	33708.25	-	168.63
	Min	: -	6000	-	87.84
	Max		55500		333.66

Los sistemas extensivos (E) se caracterizaron porque el único ingreso de P al predio resultó de los fertilizantes que se utilizaron en dos de los cuatro predios en pequeñas superficies para verdes de verano (principalmente sorgo) y pasturas en implantación, dando una relación de 0.25 y 0.55 kg P/ha promedio de todo el establecimiento, respectivamente. No se registraron ingresos de alimentos suplementarios. Los extensivos con suplementación (SE) se caracterizaron por ingresar proporciones variables de alimentos basados en grano de maíz y henos de alfalfa o de pasturas mixtas de gramíneas y leguminosas, pero no utilizaron fertilizantes. Los cuatro predios ingresaron a través de los suplementos, entre 0.085 y 2.50 kg P/ha promedio de todo el establecimiento. En los cuatro sistemas de engorde a corral se utilizaron raciones a base de grano de maíz, con silo de maíz o de sorgo y harina de soja o afrechillo de trigo, representando un ingreso de entre 174.75 y 1680.03 kg P/ha de corral.

Tabla 2. Indicadores de Uso de Fósforo para los 12 predios en estudio, expresados por su promedio y valores máximos y mínimos.

Sistema	Balance de Fósforo			Índice Ingreso / Egreso	
	Predial Kg P/ha/año	Corral Kg P/ha. Corral/ año		Predial Kg P	Corral Kg P
E	Promedio	-0.71	-	0.34	-
(n=4)	Min	:(-1.04):	-	0.12	-
	Max	(-0.19)		0.75	-
ES	Promedio	0.372	-	2.16	-
(n=4)	Min	:(-0.72):	-	0.11	-
	Max	2.07		5.87	-
FL	Promedio	-	735.87	-	4.065
(n=4)	Min	:-	132.15	:-	3.08
	Max		1381.83		5.63

La producción de carne más elevada en los E coincide con su mayor carga animal, comparado con los SE. Esta situación en los E, junto con el escaso ingreso de P, llevó a valores de BPP negativos (degradación). Los valores obtenidos para BPP= -0.71 Kg P. ha⁻¹ año⁻¹, si bien resultan menos extractivos a los reportados como valores medios para la región pampeana BPP= -1.4 Kg P. ha⁻¹ año⁻¹ (Viglizzo, 2007) y a los reportados para Cuba por Crespo y colaboradores (-6 kg P/ha), sugieren una problemática similar en lo referente a la falta de reposición del nutriente egresado para estos sistemas extensivos (Crespo et al., 1998). Costa y García evaluaron también en Argentina un pastizal de la Pampa Deprimida, (Chascomús), con pastoreos rotativos con cargas elevadas y tratamientos con fertilización (N y P), donde se manifestaron balances negativos para ambos elementos en los no fertilizados (pérdida de nutrientes del sistema), y en el fertilizado solo negativo para N, principalmente debido a su exportación vía animal en pie (Costa y García, 1997). Así, la mayor carga animal y la no restitución de nutrientes al sistema vía fertilización, torna a la actividad ganadera, aunque sea pastoril, en degradante de los nutrientes considerados.

Cuando se evalúa el valor del índice I/E en SE, se observa un mayor valor, comparado con E, sugiriendo como los alimentos introducidos al predio reponen parte del P egresado en el producto (vacunos vendidos). Para el caso de los corrales de engorde se observa la alta carga animal (concentración de cabezas), con la consecuente altísima producción de carne por unidad de superficie y del Balance de P. El valor de I/E es el mayor de todos, reflejo del tipo de alimentación, basado en insumos externos. El rango de valores encontrado en este trabajo (I/E de 0.34 a 4.065) concuerda con los datos obtenidos por Koelsh y Lesoing, (1999) (I/E de 0.6 a 4.7/1) para 17 establecimientos con engorde a corral, resultado del trabajo de mayor alcance sobre sistemas de producción de carne vacuna en confinamiento. Los autores observaron a partir del análisis del mismo indicador, que la ocurrencia de balances de P neutros o negativos en algunos establecimientos con baja carga de animales en relación a la superficie de cultivo, tenían como origen la falta de reposición del P por fertilización artificial, necesaria para compensar la salida de dicho nutriente a través de los granos.

CONCLUSIONES

Los balances resultaron un buen indicador para evaluar el manejo ambiental de los excedentes de fósforo. Los valores obtenidos para los sistemas extensivos con suplementación, comparado con los extensivos, muestran como alimentos introducidos al predio reponen parte del P egresado en el producto vendido. Al ser ambos de base pastoril, una proporción restituirá P en potreros de pastoreo. En los Feedlots señala, en cambio, cómo la concentración de vacunos incrementa considerablemente la carga de P por unidad de superficie. Los valores del Índice I/E para E, ES y FL destacan cómo el ingreso de alimentos a los predios aportó excedentes de P a los distintos sistemas.

La intensificación ganadera puede derivar, así, en acumulación de nutrientes por concentración de animales en sectores como corrales (contaminación), tanto como en depleción (degradación) en aquellos sistemas netamente extensivos. En ambos casos, puede transformarse en un factor de presión sobre el medio.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el financiamiento de los Proyectos V050 y V015 Programa UBACyT (Universidad de Buenos Aires). Los autores quieren agradecer a los productores que respondieron las encuestas.

BIBLIOGRAFIA

- ATKINSON, D. y Watson, C.A. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Anim. Sci.* 63: 353 - 361.
- COCIMANO, M.; LANGE, A. y MENVIELLE, E. 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal*, 4: 161-190.
- COSTA, J.L. y GARCÍA, F.O. 1997. Respuesta de un pastizal natural a la fertilización con P y N en un natracuol. *RIA*, 28 (2): 31- 9.
- CRESPO, G.; CASTILLO, E.; RODRIGUEZ, I. 1998. Estudio del reciclaje de N, P y K en dos sistemas de producción de vacunos de carne en pastoreo. En Memorias III taller Internacional silvopastoril realizado del 23-27 de noviembre, Cuba, pp. 234 - 236.
- DAHLIN, A.S.; EMANUELSSON, U. y MCADAM, J.H. 2005. Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* (21): 122 - 131.
- DÍAZ ZORITA, M. y BARRACO, M. 2002. ¿Cómo es el balance de P en los sistemas pastoriles de producción de carne en la región pampeana?. Disponible en la World Wide Web [15 de Marzo de 2005]. www.elsitioagricola.com/articulos/diazzorita/Balance
- DOU, Z.; KOHN, R.A.; FERGUSON, J.D.; BOSTON, R.C. y NEWBOLD, J.D. 1996. Managing nitrogen on dairy farms: An integrated approach I. Model description. *J. Dairy Sci.* 79 (11): 2071-2080.
- DOU, Z.; LANYON, L.A.; FERGUSON, J.D.; KOHN, R.A.; BOSTON, R.C. y CHALUPA, W. 1998. An integrated approach to managing nitrogen on dairy farms: evaluation of farm performance using the Dairy Nitrogen Planner. *Agron. J.* 90 (5): 573-581.
- GARGANO, A.O.; ADÚRIZ, M.A.; SALDUNGARAY, M.C; CHIMENO, P. y CONTI, V.P. 2001. Sistemas agropecuarios extensivos del Partido de Saavedra. *Rev. Arg. Prod. An.* 21 (1): 53-65.
- GIL, S.B.; ORLANDO, A.A. y HERRERO, MA 2006. Indicadores de Riesgo Ambiental en Sistemas agropecuarios con Engorde a Corral. *Rev. Arg. Prod. An.*, 26 (1): 330-332.

- HAAS, G.; WETTERICH F. y KÖPKE, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (83): 43 - 53.
- HALBERG, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (76): 17 - 30.
- HAYGARTH, P.M.; HEATWAITE, A.L.; JARVIS, S.C. y HARROD, T., 2000. Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Adv. Agron.* 69: 153-178.
- HERRERO, M.A., GIL, S.B.; FLORES, M.C.; ORLANDO, A.A.; SARDI, G.; CARBÓ, L.I. y GONZALEZ PEREYRA, A.V. 2005. Balances de nutrientes en sistemas lecheros. 2. Excedentes de Nitrógeno y Fósforo en sector de ordeño. *Rev. Arg. Prod. An.*, 25(1): 279 - 280.
- HERRERO, M.A.; GIL, S.B.; SARDI, G.M. y BEARZI, C. 2006a. Balances e Indicadores de utilización de nitrógeno y fósforo, en Sistemas Estabulados y Pastoriles de producción de leche. (*Comunicación*). *Rev. Arg. Prod. An.*, 26, (1): 334-335.
- HERRERO, M.A.; GIL, S.B.; FLORES, M.C. y CARBÓ, L.I. 2006b. Estimación de la fijación simbiótica de nitrógeno mediante diferentes metodologías en tambos pastoriles. *Rev. Arg. Prod. An.*, 26, (1): 332-333.
- HERRERO, M.A.; GIL, S.B.; SARDI, G.M.; FLORES, M.C.; LI ARBÓ, C. y ORLANDO, A.A. 2006c. Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño en tambos semiextensivos en Buenos Aires, Argentina. *InVet*, 8 (1): 23-30.
- INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA, 1995. Req Nov. INTA Balcarce. Soporte Informático.
- KLAUSNER, S.D.; FOX, D.G.; RASMUSSEN, C.N.; PITT, R.E.; TYLUNTKI, T.P.; WRIGHT, P.E.; CHASE, L.E. y STONE, W.C. 1998- Improving dairy farm sustainability I: An approach to animal and crop nutrient management planning. *J. Prod. Agric.* 11: 225-223.
- KOELSCH, R. y LESOING, G. 1999. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *J. Anim. Sci.* 77 (2): 63 -71.
- MEARNS, R, 1997. Livestock and environment: potential for complementarity. WAR/RMZ 88. 1997/2. FAO. Roma, Italia.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). 1996. (Eds. National Research Council). *Nutrient Requirements of Beef Cattle*. Seventh Revised Edition National Academy Press, Washington D.C. USA, pp. 242.
- NICHOLSON, C.H.F. 2001. Environmental Impacts of Livestock in the Developing World. March. Council for Agricultural Science and Technology, Animal Agriculture and Global Food Supply, Task Force Report No. 135 (Ames, Iowa: Council for Agricultural Science and Technology, 1999). EE. UU.
- NOSETTI, L.; HERRERO, M.A.; POL, M.; MALDONADO MAY, V.; GEMINI, V.; ROSSI, S.; KOROL, S. y FLORES, M., 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, parte II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento *InVet*, 4 (1): 45-54.
- OLESEN, J.E.; SCHELDE, K.; WIESDE, A.; WEISBJERG, M.R; ASMAN, W.A.H. y DJURHUUS, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 207 - 220.
- RAO, N.S. y RAJENDRA, P. 2004. Phosphate pollution in the groundwater of lower Vamsadhara river basin; India. *J. Environ. Geol.* 31 (1-2):117-122.

- SCHRÖEDER, J.J.; AARTS, H.F.M.; TEN BERGE, H.F.M.; VAN KEULEN, H. y NEETESON, J.J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Europ J. of Agronomy*, (20): 33 - 44.
- SPEARS, R.A.; KOHN, R.A. y YOUNG, A.J. 2003a. Whole-farm Nitrogen Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86 (12): 4178-4186.
- SPEARS, R.A.; YOUNG A.J. y KOHN, R.A. 2003b. Whole-farm Phosphorus Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86 (2): 688-695.
- STEINFELD, H.; DE HAAN, C. y BLACKBURN, H.1997. Options to adress livestock-environment interactions. WAR/RMZ 88/1. FAO. Roma, Italia.
- TAMMINGA, S. 1996. A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J. Animal Sci.*, (74): 3112 - 3124.
- UPTON, M. 1997. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden?. WAR/RMZ. N° 88. FAO. Roma, Italia.
- USDA, NATIONAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE, 1992. National Engineering Handbook (NEH): Part 651 - Agricultural Waste Management Field Handbook [online] Chap. 6: Role of plants in waste management. Disponible en la World Wide Web: <ftp://ftp.ftw.nrcs.usda.gov/pub/ awmfh/chap6.pdf> [20 de Julio 2003].
- VAN HORN, H.H.; NEWTON, G.L. y KUNGLE, W.E. 1996. Ruminant nutrition from an environmental perspective: factors affecting whole-farm nutrient balance. *J. Animal Sci.*, 74, 3082 - 3102.
- VIGLIZZO, E.F. y ROBERTO, Z. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev. Arg. de Prod. An.*, 17, (3): 271 – 292.
- VIGLIZZO, E.F.; PORDOMINGO A.J.; CASTRO M.G. y LÉRTORA, F. 2002. (Eds. INTA) *La sustentabilidad ambiental del agro pampeano*. Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria, pp. 84.
- VIGLIZZO, E.F., 2007. Desafíos y oportunidades de la expansión agrícola en Argentina. Cap. 2: 12 – 28. En: *Producción agropecuaria y medio ambiente*. Coordinador U. Martínez Ortiz.
- WANG, S.J.; FOX, S.G.; CHERNEY, D.J.R.; CHASE, L.E.y TEDESCHI, L.O. 2000. Whole-herd optimization with the Cornell Net Carbohydrate and Protein System. III. Application of an optimization model to evaluate alternatives to reduce nitrogen and phosphorus mass balance. *J. Dairy Sci.* 83: 2160-2169.
- WATSON, C.A. y ATKINSON, D. 1999. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, (53): 259 - 267.
- WHITE, S.L.; SHEFFIELD, R.E.; WASHBURN, S.P.; KING, L.D. y GREEN J.T. 2001. “Spatial and time distribution on dairy cattle excreta in an intensive pasture system”. *Journal of Environmental Quality*, 30: 2180 - 2187.

DETERMINACIÓN DEL FACTOR DE EMISIÓN ESTACIONAL DE METANO EN EL CULTIVO DE ARROZ. ETAPA EXPLORATORIA.

*Determination of seasonal methane emission flux rate in paddy rice fields.
Exploratory stage.*

Maciel, Susana Noemí^{1*} ; Sanabria, María Cristina¹ ; Kraemer, Alejandro Faustino²; Marín, Alfredo²; Kurtz, Ditmar Bernardo³; Ligier, Héctor Daniel³.

⁴ Laboratorio de Suelos y Aguas. Estación Experimental Agropecuaria (E.E.A) Corrientes del INTA. CC 57. Ruta 12 Km.1008. CP 3400.

² Proyecto Arroz. E.E.A. Corrientes. CC 57. Ruta 12, Km 1008. CP: 3400.

³ Grupo Recursos Naturales. E.E.A. Corrientes. CC 57. Ruta 12, Km 1008. CP:3400.

*smaciel@corrientes.inta.gov.ar

RESUMEN

La concentración de metano (CH₄) en la atmósfera en los últimos dos siglos ha aumentado en más de 140%. Entre las actividades antropogénicas, consideradas fuentes de emisión de gas CH₄, se encuentran, por ejemplo la fermentación entérica, manejo de estiércol, quema a campo de residuos agrícolas y la producción de arroz.

El arroz en Argentina se realiza bajo inundación, siendo Corrientes una de las principales provincias productora de arroz, sembrándose unas 80.000 has por año. En estas condiciones la descomposición anaeróbica de la materia orgánica genera CH₄ que difunde a la atmósfera a través de la planta y el suelo.

Los objetivos propuestos en este trabajo fueron, determinar el factor de emisión de CH₄ para arroz en Corrientes y comparar la emisión producida por la planta y el suelo entrelíneo.

En parcelas experimentales y mediante la instalación de 12 campanas se evaluaron 2 tratamientos, con y sin planta de arroz, de seis repeticiones cada uno. Se realizaron cinco lecturas en cada etapa de crecimiento del cultivo; entre las 8:30 y 18:30hs. Las determinaciones se efectuaron en seis estadios fenológicos, macollaje, floración y maduración (inicio y final). Se recurrió a la técnica de cámara cerrada. El gas fue colectado utilizando jeringa cromatográfica y analizado en Cromatógrafo Hewlett Packard 5890 serie II.

Las máximas emisiones se produjeron al inicio de floración (24,45 g. m⁻².dia⁻¹) e inicio de maduración (14,32 g. m⁻².dia⁻¹). En el ciclo evaluado, el factor de emisión estacional de CH₄ para el cultivo de arroz fue 13,42 g. m⁻².dia⁻¹

* Abarca únicamente el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O), los hidrofluorocarbonos (HFC), los perfluorocarbonos (PFC) y el hexafluoruro de azufre (SF₆), cuyas emisiones están contempladas en la Convención Marco sobre Cambio Climático de las Naciones Unidas (CMCC). Estos GEI han sido ponderados aplicando sus potenciales de calentamiento mundial (PCM) a cien años, y utilizando valores coherentes con los notificados en el marco de la CMCC. www.unfccc.int

No se evidenciaron diferencias significativas entre tratamientos, es decir, el CH₄ es liberado a la atmósfera tanto por la planta, como por el suelo desnudo.

A futuro se pretende evaluar la variabilidad en la emisión de CH₄ en distintos tipos de manejo de suelos.

Palabras clave: metanogénesis, cambio climático, prácticas de cultivo, gases de efecto invernadero.

SUMMARY

Atmospheric methane (CH₄) concentration increased more than 140% in the world, over the last two centuries. Livestock systems, fires and rice fields, among others, are considered major emitters of greenhouse gases.

Paddy rice is the most important flooded crop of the Corrientes Province (Argentina). Around 80,000 ha are cultivated every year. Organic matter and anaerobic conditions result in methane formation, which escapes to the atmosphere through rice plants and soil. In this project we studied the seasonal methane fluxes (g/m²) on both, rice plants and flooded soil among rice lines. Two treatments were placed to compare the emissions fluxes, with and without rice plants and six replicates. Methane was collected by means of twelve static closed chambers. Five measurements were taken from 8:30 AM to 6:30 PM, at six different crop stages, starting from panicle differentiation to ripening and harvesting. Air samples were collected with polystyrene syringes and were analyzed by gas chromatography (Hewlett Packard 5890 series II). Maximum emission peak took place at the beginning of the blossom period (24.45 g m⁻² day⁻¹) and at the beginning of ripening (14.32 g m⁻² day⁻¹). Considering the whole cycle the CH₄ average emission factor was 13.66 g m⁻².

No significant differences were among treatments were found, CH₄ is liberated either by the rice plants and the soil lines among plants. Further research is needed to compare CH₄ emission rates from different management systems.

Key words: methanogenesis, climate change, management practice, greenhouse gases.

INTRODUCCIÓN

La agricultura y la producción pecuaria contribuyen ampliamente a las emisiones antropogénicas de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y óxido nitroso (N₂O) a la atmósfera (Primavesi O. *et al.* 2004). Dentro de la gama de gases a los que se les atribuye efecto invernadero, se considera el CO₂ el más abundante y el que actualmente tiene un mayor aporte al incremento del calentamiento global. Hoy las concentraciones de metano son inferiores a las de CO₂, sin embargo posee un efecto 21-30 veces más contaminante con respecto al CO₂ considerándose que en el tiempo el metano puede ser predominante (McCaughy W. *et al.* 1997, 1999).

Entre 1970 y 2004, el aumento más importante de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) proviene de los sectores de suministro de energía, transporte e industria, mientras que la vivienda y el comercio, la silvicultura (incluida la deforestación) y la agricultura han crecido más lentamente (IPCC. 2007). Las fuentes de GEI en 2004 aparecen indicadas en la Figura 1, clasificadas por sectores.

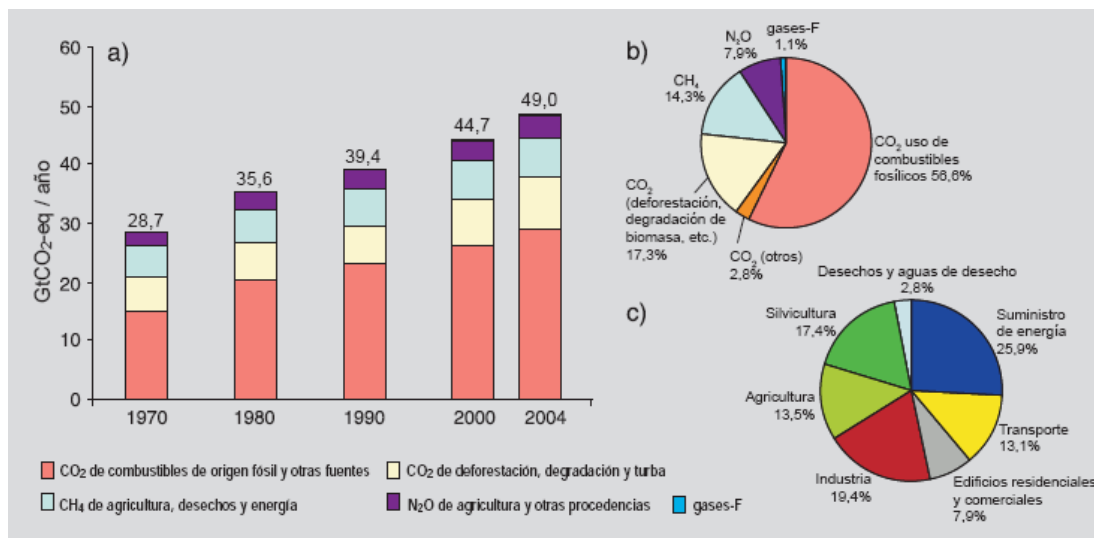


Figura 1. Emisiones mundiales de GEI antropógenos. Fuente: IPCC. Cambio Climático 2007. Informe de síntesis

- a) Emisiones anuales mundiales de GEI antropógenos entre 1970 y 2004* b) Parte proporcional que representan diferentes GEI antropógenos respecto de las emisiones totales en 2004, en términos de CO₂ equivalente. c) Parte proporcional que representan diferentes sectores en las emisiones totales de GEI antropógenos en 2004, en términos de CO₂ equivalente. (En el sector silvicultura se incluye la deforestación).

Entre las fuentes generadoras de gas CH₄, se encuentran: la fermentación entérica en animales, los pantanos naturales y el cultivo de arroz bajo inundación. Se presume que las actividades agrícolas contribuyen en un 65% a las emisiones totales de CH₄ antropogénico (Chan y Parkin, 2001).

El cultivo de arroz se estima produce 100 megatoneladas (Mt) de CH₄ por año en el mundo, constituyendo la principal fuente antropogénica (Jacobson M. Z. 2005).

Los suelos aeróbicos son típicamente sumideros del metano atmosférico donde las bacterias metanotróficas oxidan metano a dióxido de carbono. Aparentemente las vías de oxidación de metano y amonio en suelo están relacionadas de tal modo que las actividades agrícolas que tienen un impacto en el ciclo y recambio de nitrógeno, disminuyen en algunos casos la oxidación de metano. Esto se traduce en una contribución al aumento de la concentración de metano atmosférico (Boeckx P. *et al.* 1997).

La emisión de metano por el cultivo de arroz es el resultado neto entre la producción por las bacterias metanogénicas y la oxidación por las bacterias metanotrofas (Macalady J. L. *et al.* 2002). La oxidación puede llevarse a cabo en las interfases óxicas-anóxicas, donde están presentes tanto el metano producido en las zonas anaeróbicas como el oxígeno (Watanabe I. *et al.* 1997).

Este proyecto iniciado en el año 2006, en el marco de la Gestión Ambiental llevada a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria Corrientes del INTA, se propuso

evaluar el impacto real que tienen las arroceras en el medio ambiente y su repercusión sobre el cambio climático.

Los objetivos planteados en el presente ensayo fueron: estimar el factor de emisión estacional del cultivo de arroz, bajo riego; y comparar las emisiones producidas tanto por el suelo entrelineo como por la planta de arroz.

Se entiende por factor de emisión estacional integrado, a la media aritmética calculada a partir de los valores de flujo, obtenidos en cada etapa de crecimiento del cultivo de arroz. El flujo de metano puede determinarse durante la etapa en la cual el cultivo se encuentra bajo anegamiento, que comprende aproximadamente dependiendo de la variedad de arroz, unos 100 días.

En Argentina no se cuenta con datos experimentales de emisiones de gases efecto invernadero conforme a nuestro tipo de suelo y clima. Es por ello que se pretende desarrollar capacidades de investigación a fin de evaluar los procesos que rigen los flujos de metano en los campos arroceros, para luego proponer opciones de atenuación, si las hubiera, en beneficio del medio ambiente, la productividad y la sustentabilidad agropecuaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó sobre un sistema de Labranza convencional sin Desecamiento, en parcelas experimentales de 35 x 40mts, en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Corrientes; utilizando para la siembra una sembradora comercial de 12 surcos separados a 17 cm. La fertilización de base consistió en una aplicación simultánea de 150 kg ha⁻¹ de un formulado NPK 5-30-20 y 150 kg ha⁻¹ de KCl. La aplicación de urea fue fraccionada, 150 kg ha⁻¹ antes del riego y 100 kg ha⁻¹ aplicados en diferenciación de primordio floral (DPF).

La fecha de siembra fue el 06 de octubre de 2008, la emergencia de la planta de arroz fue el 22 de octubre y el riego se realizó el 12 de noviembre de 2008.

Los muestreos se realizaron en las distintas etapas del crecimiento del cultivo: macollaje, floración y maduración, al inicio y final de cada una de ellas. Se evaluaron dos tratamientos: suelo entrelineo y planta de arroz, donde se instalaron seis cámaras en cada uno de ellos.

Las muestras fueron tomadas a intervalos de 90min, durante 9hs en horario diurno.

Se recurrió a la técnica de cámara cerrada y la cuantificación de gas emitido se determinó por medidas de flujo en las cámaras.

El gas fue colectado en vacuteiners al vacío, los cuales fueron conservados en frío hasta el momento de las lecturas cromatográficas. Las muestras fueron trasladadas a la Facultad de Ciencias Exactas de la UNNE, para su determinación, al finalizar la jornada de muestreo.

Las condiciones del Cromatógrafo de gases Hewlett Packard 5890 serie II fueron: Gas Carrier N₂, la presión de arrastre fue de 5 PSI, la T° de inyector, horno y detector fueron de 70-70-300 °C respectivamente. Se utilizó un detector FID. Bajo estas condiciones el tiempo de retención del gas metano fue de 0,250.

Se utilizaron gases patrón de 5,2 ppm, 9,8 ppm y 15,2 ppm; elaborados por AGA, División de Gases Especiales, para la construcción de la curva de calibración.

Se evaluaron parámetros físico químicos del suelo (Argiudol acuértico) antes de la siembra y una vez finalizada la cosecha.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de flujo diario obtenidos en cada etapa de crecimiento del cultivo, están reflejados en la Tabla 1.

El valor del factor de emisión estacional (flujo promedio) para el cultivo de arroz fue de 13,42 g. m⁻² día⁻¹. Se observaron dos picos de máxima emisión durante el crecimiento del cultivo, uno al inicio de floración (24,22 g.m⁻².día⁻¹), etapa en la cual la planta exuda compuestos orgánicos debido a la formación de las panículas, provocando una actividad metabólica más intensa por parte de la flora bacteriana productora de gas metano ; el otro pico se presenta al inicio de maduración (15,29 g.m⁻².día⁻¹); la planta en este estadio, disminuye la exudación de componentes orgánicos y utiliza los nutrientes disponibles en la rizosfera para el llenado de granos, consecuentemente la producción de metano decrece (Watanabe A. *et al.* 1999).

Tabla 1. Flujo diario de CH₄ en las distintas etapas de crecimiento de la planta de arroz y suelo entrelineo.

Etapas de crecimiento del arroz.	Flujo arroz. g.m⁻² día⁻¹	Flujo suelo. g.m⁻² día⁻¹
Inicio de macollaje	6,02	6,48
Final de macollaje	13,34	17,44
Inicio de floración	24,22	24,68
Final de floración	9,25	12,54
Inicio de maduración	15,29	13,35
Final de maduración	12,40	8,95
Flujo estacional [g.m ⁻² día ⁻¹]	13,42	13,91

Como se evidencia en el Figura 1, el comportamiento del flujo de metano en ambos tratamientos fue similar, ambos presentan incrementos en las etapas de inicio de floración y maduración.

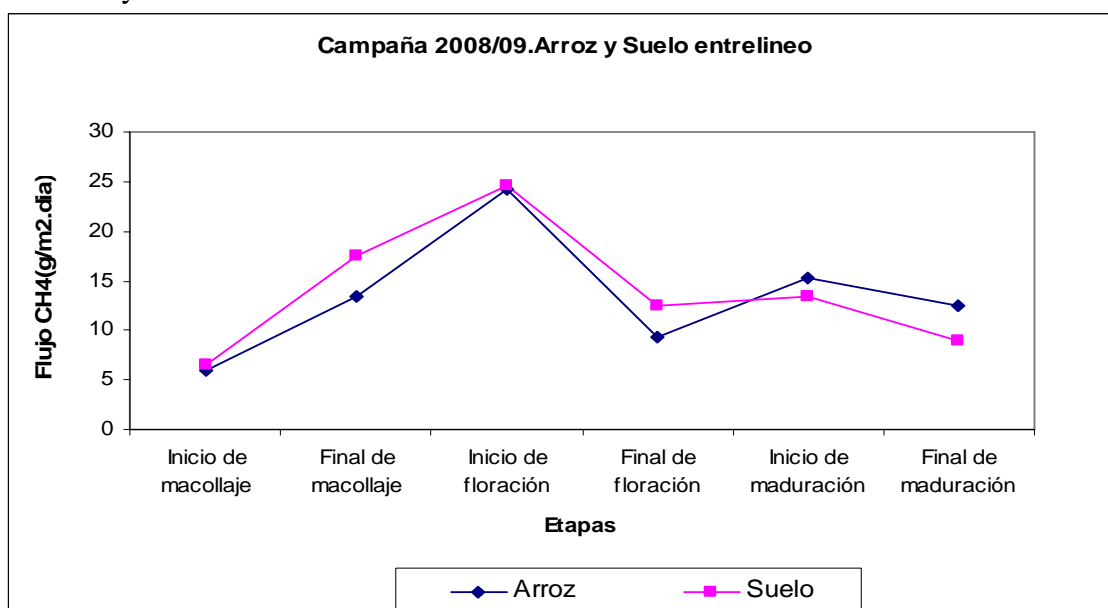


Figura 1. Comparación de las emisiones de CH₄ en los tratamientos evaluados.

Se realizó un análisis estadístico con un modelo que incluye los efectos de las cámaras y de los tratamientos (arroz y suelo). La prueba F de Snedecor arrojó un valor de $F= 0.03$, con una probabilidad $P= 0.8733$, por lo que no se evidencian diferencias significativas entre los tratamientos.

DISCUSIÓN

Hasta el momento no se había cuantificado el flujo de gas metano producido por el cultivo de arroz en nuestra región, caracterizada por un suelo de tipo *Argiudol acuértico* y clima subtropical húmedo.

La utilización de fertilizantes minerales (arroceras de Corrientes), permiten un mejor aprovechamiento de los nutrientes necesarios para el desarrollo del cultivo, ya que son directamente incorporados al suelo como elementos de base (Nitrógeno, Fósforo y Potasio). Los fertilizantes orgánicos de origen vegetal (rastreo de cultivos) o animal (camas de ganado) incorporan además un alto porcentaje de materia orgánica que mediante procesos biológicos (microorganismos) y químicos, duplican las emisiones de metano liberado a la atmosfera (IPCC, 2001).

Es importante destacar que en el estudio exploratorio realizado, bajo las condiciones de fertilización descritas, el valor del factor de emisión estacional para el cultivo de arroz encontrado, esta considerablemente por debajo de la media aritmética (20 g.m^{-2}), estimada por el IPCC.

Consideramos necesario estudiar las emisiones de gas metano en otros tipos de manejo de suelo (rastreo en pie, quema, incorporación de rastreo al suelo, etc.), para encontrar diferencias o similitudes en el factor de emisión por parte del cultivo, a fin de proponer a futuro opciones de mitigación.

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo permanente del Ingeniero D. Ligier, quien me iniciara en el apasionante camino de la investigación. A todos los integrantes del Proyecto Arroz, sin los cuales no podría haber realizado las determinaciones a campo. A C. Esperbent por ayudarme en esta publicación.

BIBLIOGRAFIA

- BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O. and VILLARALVO, I. 1997. Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nut. Cycl. Agroecosys.* 49:91-95.
- CHAN, A.S.K. and PARKIN, T.B. 2001. Effect of land use on methane flux from soil. *Journal of Environmental Quality* 30:786-797.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. *Climate change 2001. The scientific basis.* Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Cambio climático 2007. *Informe de síntesis.* Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza, 104 pp.
- JACOBSON, M. Z. 2005. *Atmospheric Pollution: History, Science and Regulation.* Cambridge University Press, New York.
- JENNIFER, L. MACALADY, J.L.; MCMILLAN, A. M. S.; DICKENS, A. F.; TYLER, S. C. and SCOW, K.M. 2002. Population dynamics of type I and II methanotrophs bacteria in rice soils. *Environ. Microbiol.* 4, 148-157.
- McCAUGHEY, W., WITTEMBERG, K. and CORRIGAN, D. 1999. Impact of pasture on methane producción by lactina beef cows. *Can J. An. Sc.*, 79(2) 221-226.

- McCAUGHEY, W., WITTEMBERG, K. and CORRIGAN D. 1997. Methane production by steers on pasture. *Can J. An. Sc.*, 76(3) 519-524.
- PRIMAVESI, O.; SHIRAIISHI, R. T., DOS SANTOS, M., APARECIDA, M., TERESINHA, T. and FRANKLIN, P. 2004. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. *Pesq agrop. Bras.*, 39(3) 277-283.
- WATANABE, A.; TAKEDA, T. and KIMURA, M. 1999. Evaluation of origins of CH₄ carbon emitted from rice paddies. *Journal of Geophysical Research*. Vol.104. pp. 23623-23630.
- WATANABE, I.; HASHIMOTO, T. and SHIMOYAMA, A. 1997. Methane-oxidizing activities and methanotrophic population associated with wetland rice plants. *Biology and fertility of soils*. 24:261-265.

EVALUACIÓN DE LOS PERÍODOS SECOS OCURRIDOS ENTRE 1960 Y 2008 EN ARGENTINA

*Evaluation of dry periods occurred between
1960 and 2008 in Argentina*

Juan Antonio Rivera^{1,2} y Olga Clorinda Penalba¹

¹Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos, Facultad de
Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
Ciudad Universitaria, Pabellón II, 2° piso, (1428),
Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas,
Buenos Aires, Argentina.
jrivera@at.fcen.uba.ar

RESUMEN

Debido a la creciente demanda en los recursos hídricos superficiales, es necesaria una evaluación de las condiciones deficitarias en las precipitaciones sobre Argentina, dado que sus impactos en el abastecimiento de agua y la agricultura son inmediatos. Por lo tanto, se presenta un análisis de la variabilidad temporal de los períodos secos ocurridos durante los últimos 49 años. Los mismos fueron identificados mediante un índice que considera las anomalías mensuales de la cantidad de días secos filtrados mediante un promedio móvil con ventana de 12 meses. Este índice fue aplicado a cada una de las 51 estaciones pluviométricas utilizadas, cuyos datos de precipitación diaria fueron provistos por el Servicio Meteorológico Nacional.

Las tendencias durante el período 1960-2008 reflejan una disminución generalizada en la cantidad de días secos, lo cual se vio plasmado en incrementos en las precipitaciones en distintas escalas. Para obtener un enfoque más detallado, el comportamiento de estos episodios secos fue analizado durante los sub-períodos 1960-1974, 1975-1990 y 1991-2008, mediante curvas de severidad-duración, donde se verificó que la variabilidad decadal juega un rol importante en la modulación de los períodos secos. En los últimos años de estudio se evidenció una tendencia hacia condiciones más secas, lo cual fue verificado mediante la acumulación del índice en períodos de 1, 2 y 5 años. La sequía de 2008-09 se presentó como la más extrema en varias estaciones del país.

Palabras clave: monitoreo de sequías, días secos, tendencias, curvas de severidad-duración, Argentina.

SUMMARY

Due to the increasing demand on surface water resources, is necessary an assessment of the rainfall deficit conditions over Argentina, as their impacts on water and agriculture are immediate. Therefore, we present an analysis of the temporal variability of dry periods occurred during the last 49 years. These dry periods were identified by an index that considers the monthly anomalies in the number of dry days filtered using a moving average with a 12-month window. This index was applied to each of the 51 rainfall stations used, whose daily rainfall data were provided by the National Weather Service. The trends over the period 1960-2008 show a general decrease in the number of dry days, which was reflected in increases in precipitation in different scales. For a more detailed approach, the behaviour of these dry episodes was analyzed during the sub-

period 1960-1974, 1975-1990 and 1991-2008 by severity-duration curves. It was verified that the decadal variability plays an important role in modulating the dry periods. The last years of study showed a trend towards drier conditions, which was verified by the accumulation of the index in periods of 1, 2 and 5 years. The drought of 2008-09 was the most extreme in several stations of the country.

Key words: drought monitoring, dry days, trends, severity-duration curves, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Los cambios climáticos globales han recibido suma atención, sobre todo los cambios registrados en las temperaturas medias durante el último siglo. Sin embargo, no solo la modificación en el valor medio de ciertas variables meteorológicas trae consecuencias negativas en la sociedad, sino también los cambios en su variabilidad, tanto a nivel global como a nivel regional. La precipitación varía significativamente en escalas regionales y los cambios en sus patrones espaciales y temporales pueden ser particularmente destructivos (IPCC, 2007). Estos cambios suelen darse en escalas espaciales que no son detectadas por la mayoría de los modelos climáticos globales y requieren un análisis regional apropiado (Logan *et al.*, 2009). La sequía es un fenómeno extremo caracterizado por condiciones deficitarias en la precipitación, cuyos impactos se evidencian a nivel ambiental, a través de la aceleración de los procesos de desertificación, generando incrementos en el riesgo de incendios y limitando la disponibilidad de recursos hídricos para uso doméstico e industrial. También es posible evidenciar sus impactos a nivel socio-económico, a través de la generación de mermas en los rendimientos del sector agrícola-ganadero, afectando la producción de energía hidroeléctrica y ocasionando incluso pérdidas humanas.

Este trabajo propone realizar una evaluación de los períodos secos ocurridos a lo largo de la República Argentina, mediante el uso de un índice que considera las cantidades mensuales de días sin precipitación durante el período 1960-2008. El modo en el cual es utilizado el recurso agua determina tanto el tipo de sequía como su impacto, y explica por qué no existe una definición universalmente aceptada sobre qué constituye una sequía (White y Walcott, 2009). Por lo tanto, el análisis se realiza utilizando una ventana temporal de 12 meses, que caracteriza el lapso de tiempo en el cual tiene ocurrencia una sequía hidrológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización de este trabajo se utilizaron datos diarios de precipitación provenientes de 51 estaciones del Servicio Meteorológico Nacional, para el período comprendido entre 1960 y 2008. Estas estaciones fueron elegidas tanto por la longitud de sus registros como por la completitud de los mismos, las cuales poseen menos del 10% de datos faltantes. El detalle de las estaciones utilizadas puede encontrarse en la Tabla 1.

Tabla 1. Estaciones pluviométricas utilizadas en el estudio. Las estaciones elegidas como representativas para la construcción de las curvas de severidad-duración aparecen sombreadas.

Estación	Provincia	Latitud (°S)	Longitud (°O)
La Quiaca Observatorio	Jujuy	22,06	65,36
Orán Aero	Salta	23,09	64,19
Salta Aero	Salta	24,51	65,29
Las Lomitas	Formosa	24,42	60,35
Santiago Del Estero Aero	Santiago Del Estero	27,46	64,18
Presidencia Roque Sáenz Peña	Chaco	26,52	60,27
Posadas Aero	Misiones	27,22	55,58
La Rioja Aero	La Rioja	29,23	66,49
Villa María Del Río Seco	Córdoba	29,54	63,41
Ceres Aero	Santa Fe	29,53	61,57
Reconquista Aero	Santa Fe	29,11	59,42
Bella Vista Inta	Corrientes	28,26	58,55
Paso De Los Libres Aero	Corrientes	29,41	57,09
Villa Dolores Aero	Córdoba	31,57	65,08
Córdoba Aero	Córdoba	31,19	64,13
Pilar Observatorio	Córdoba	31,4	63,53
Sauce Viejo Aero	Santa Fe	31,42	60,49
Paraná Aero	Entre Ríos	31,47	60,29
Monte Caseros Aero	Corrientes	30,16	57,39
San Martín	Mendoza	33,05	68,25
Mendoza Aero	Mendoza	32,5	68,47
Mendoza Observatorio	Mendoza	32,53	68,51
San Luis Aero	San Luis	33,16	66,21
Villa Reynolds Aero	San Luis	33,44	65,23
Río Cuarto Aero	Córdoba	33,07	64,14
Marcos Juárez Aero	Córdoba	32,42	62,09
Rosario Aero	Santa Fe	32,55	60,47
Gualeguaychú Aero	Entre Ríos	33,00	58,37
Malargüe Aero	Mendoza	35,3	69,35
San Rafael Aero	Mendoza	34,35	68,24
General Pico Aero	La Pampa	35,42	63,45
Laboulaye Aero	Córdoba	34,08	63,22
Pehuajó Aero	Buenos Aires	35,52	61,54
Junín Aero	Buenos Aires	34,33	60,55
Nueve De Julio	Buenos Aires	35,27	60,53
OCBA	Capital Federal	34,35	58,29
La Plata Aero	Buenos Aires	34,58	57,54
Punta Indio	Buenos Aires	35,22	57,17
Santa Rosa Aero	La Pampa	36,34	64,16
Coronel Suarez Aero	Buenos Aires	37,26	61,53
Tandil Aero	Buenos Aires	37,14	59,15
Mar Del Plata Aero	Buenos Aires	37,56	57,35

Neuquén Aero	Neuquén	38,57	68,08
Bahía Blanca Aero	Buenos Aires	38,44	62,10
Bariloche Aero	Río Negro	41,09	71,10
Esquel Aero	Chubut	42,56	71,09
Trelew Aero	Chubut	43,12	65,16
Comodoro Rivadavia Aero	Chubut	45,47	67,30
Puerto Deseado Aero	Santa Cruz	47,44	65,55
San Julián Aero	Santa Cruz	49,19	67,47
Río Gallegos Aero	Santa Cruz	51,37	69,17

Los períodos secos y húmedos son caracterizados mediante un índice que depende únicamente de la cantidad mensual de días secos en cada estación pluviométrica. Este índice, denominado Índice de Falta de Precipitación (IFP) fue construido de la siguiente forma:

- i) La cantidad de días secos fue calculada a nivel mensual, considerando como día seco aquel donde el acumulado de precipitación fuera nulo.
- ii) Se calcularon las anomalías de la cantidad de días secos para cada mes respecto a los valores medios del período 1960-2005. A esta serie temporal se la multiplicó por -1 a fin de asignar valores negativos a períodos secos.
- iii) Un promedio móvil con ventana de 12 meses fue aplicado a la serie de anomalías, utilizando una ventana no centrada con un esquema de pesos decrecientes a fin de otorgarle mayor peso al valor del mes en cuestión. De esta forma, el valor de IFP depende del valor presente y de los valores pasados de la serie. Por ejemplo, el valor para el mes de diciembre corresponde al promedio del IFP de diciembre y de los 11 meses previos.

La ventana de tiempo utilizada es fundamental dado que diversas características de las sequías como son el inicio, intensidad, duración, magnitud y finalización son dependientes de la escala temporal (McKee *et al.*, 1993). Un déficit en la precipitación puede pasar a condiciones normales rápidamente o mantenerse durante varios meses, afectando los caudales y reservorios de agua (sequía hidrológica). Por lo tanto, a medida que la ventana de tiempo se incrementa, este índice responde más lentamente, lo que deriva en la identificación de menos cantidad de sequías las cuales poseen mayor duración. La escala temporal de 12 meses es la más adecuada para el seguimiento de los recursos hídricos (Cuadrat Prats y Vicente-Serrano, 2004). Además, este intervalo de tiempo cubre el ciclo anual natural del clima y la vegetación.

Los períodos de tiempo en los cuales la serie del IFP posee valores inferiores (superiores) a cero corresponden a situaciones de períodos secos (húmedos). El índice es adimensional y su magnitud será proporcional a condiciones de días secos por encima o por debajo de la media climatológica para la estación analizada.

Una de las principales virtudes de este índice radica en la simplicidad de su obtención, lo cual lo hace apropiado para la región de estudio. Tal como el Índice de Precipitación Estandarizado -IPE- (McKee *et al.*, 1993), el IFP puede ser calculado para distintas escalas temporales. Sin embargo, el IPE requiere numerosas transformaciones previas a su obtención.

A fin de calcular las tendencias lineales para cada estación de la base de datos, se ajustó una recta utilizando el método de mínimos cuadrados a los valores de los vectores definidos por los años de datos y las cantidades de días secos para cada punto del espacio. La evaluación del ajuste se determinó mediante el coeficiente de correlación de

Pearson, r , el cual refleja el grado de dependencia lineal entre dos conjuntos de datos. La significancia de los coeficientes se evaluó a los niveles de 95 y 99% de probabilidad. Las curvas de severidad-duración fueron construidas considerando los sub-períodos 1960-1974, 1975-1990 y 1991-2008, a fin de determinar variaciones decadales en el índice. Para cada sub-período se identificó cada una de las rachas de meses con valores negativos del IFP con su respectiva intensidad máxima. Luego se realizó un ajuste logarítmico a las distribuciones de puntos obtenidas, a fin de caracterizar el comportamiento promedio de cada sub-período.

RESULTADOS

a) Tendencias en el período 1960-2008

Las tendencias en el IFP durante el período 1960-2008 presentan valores positivos y significativos sobre un amplio sector de la franja central del país (Figura 1).

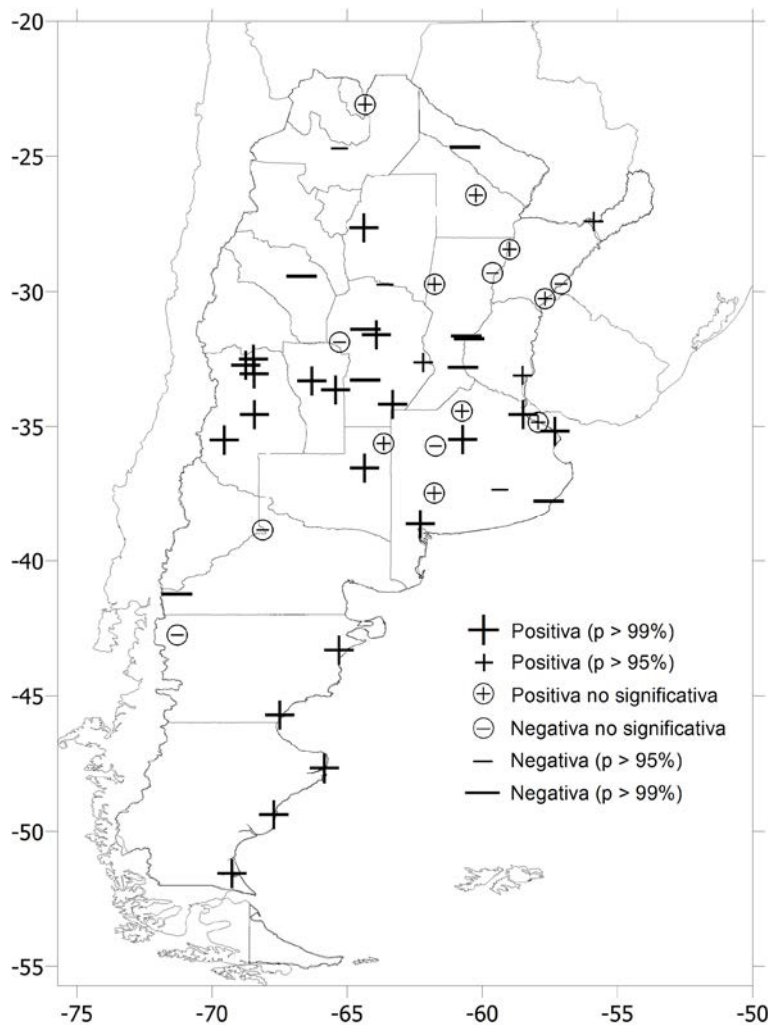


Figura 1. Distribución espacial de las tendencias en el IFP durante el período 1960-2008.

Esto refleja una disminución generalizada en la cantidad de días secos, lo cual se vio plasmado en incrementos en las precipitaciones en distintas escalas, tal como se documenta en los trabajos de Penalba y Vargas (2004); Pasquini *et al.* (2006) y Barros *et al.* (2008), entre otros. La región de Cuyo presenta valores positivos significativos al 99%. Sobre las provincias de Buenos Aires y La Pampa también se verifica una predominancia de tendencias positivas en el índice. La región

cordillerana de la Patagonia presenta tendencias negativas en las estaciones de Esquel y Bariloche, esta última significativa al 99%, mientras que las tendencias sobre la región costera presentan valores positivos significativos al 99% en todas las estaciones. En las regiones del norte del país no se observa un patrón de signos dominante. Sobre la región noreste la mayoría de las estaciones presentan valores de tendencias no significativas, observándose una tendencia negativa significativa al 99% en Las Lomitas y positiva significativa al 95% en Posadas. En la región noroeste la pobre distribución espacial de

estaciones no permite arribar a resultados importantes. Al momento de evaluar los signos de las tendencias en esta región deben tenerse en cuenta los factores orográficos que actúan sobre cada estación, lo cual puede dar patrones de signos inversos en estaciones muy cercanas, tal como se discute en Rivera (2009).

b) Capacidad de monitoreo del IFP

Este índice fue capaz de identificar ciertas características de importancia para el análisis de condiciones secas, como son el inicio, desarrollo y finalización de los períodos secos y húmedos más importantes ocurridos a lo largo del territorio nacional. A modo de ejemplo se presenta la evolución del IFP en la estación Santa Rosa (Figura 2), ubicada en el Centro-Este de la provincia de La Pampa. Series temporales similares han sido derivadas para el resto de las estaciones utilizadas.

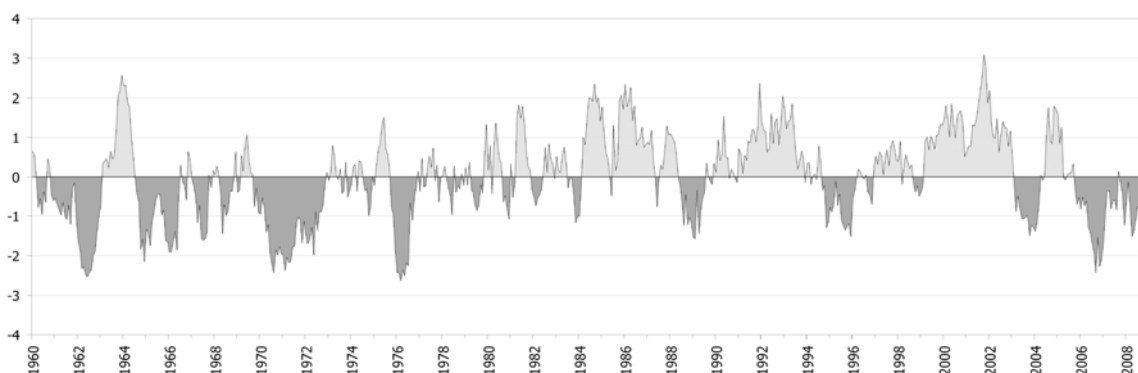


Figura 2. Evolución del IFP en la estación Santa Rosa.

Esta serie permite observar que durante la década de 1960 y la mayor parte de la década de 1970 dominaron condiciones con mayores cantidades de días secos. Hacia fines de la década de 1970 se observó un cambio de fase en el índice, predominando los períodos húmedos en las décadas de 1980, 1990 y durante la primera mitad de la década de 2000. Estos resultados concuerdan con lo encontrado por Vergara *et al.* (2008), quienes documentaron una mayor frecuencia de episodios húmedos durante el período 1970-2005. El período entre 1977 y 1984 se caracterizó por una mayor estabilidad climática, con períodos húmedos y secos más cortos y de menor intensidad. Hacia mediados de la década de 2000 se observó un incremento en la cantidad de días secos en esta región y en otras regiones del país. Esto se verificó mediante la acumulación del índice durante los períodos 2008, 2007-2008 y 2004-2008 (Figura 3).

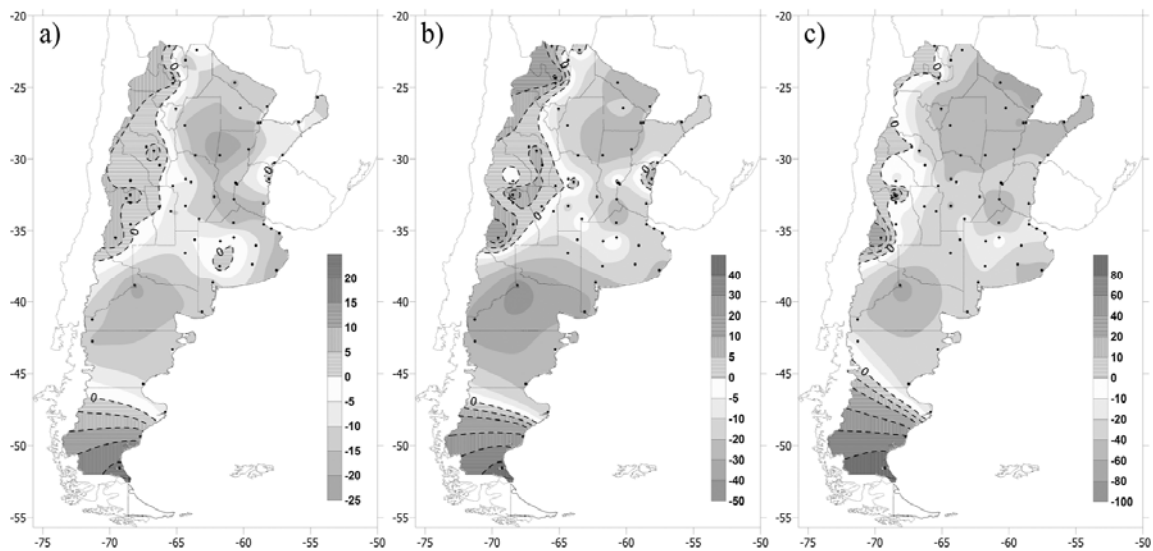


Figura 3. Acumulación del IFP durante los períodos: (a) 2008, (b) 2007-2008 y (c) 2004-2008. Los valores positivos se muestran en contornos de líneas de trazos y con sombreado a rayas.

La acumulación del IFP brinda información respecto a las cantidades de días secos en un determinado período de tiempo. El hecho de obtener acumulados negativos (positivos) indica la ocurrencia de cantidades superiores (inferiores) de días secos respecto de los días con precipitación durante el intervalo de tiempo considerado. Sin embargo, estos valores deben ser considerados siempre contemplando además las series temporales del IFP a fin de obtener mejores conclusiones respecto a las condiciones prevalecientes. En la Figura 3a se observa que la distribución espacial de los valores acumulados del IFP durante 2008 presenta dos máximos negativos en las regiones del norte de la Patagonia y la región del Chaco. Esta última región fue una de las más afectadas durante la sequía de 2008-09. El sector oeste del país presentó condiciones de menor cantidad de días secos durante 2008, al igual que el centro de la provincia de Buenos Aires y el extremo sur de la Patagonia. Un patrón espacial similar se obtiene a partir de los valores de acumulación durante los años 2007-08 (Figura 3b), mientras que la acumulación durante el período 2004-08 (Figura 3c) presenta un incremento en el área de valores negativos, indicando que durante los últimos 5 años se observaron condiciones con mayores cantidades de días secos en una amplia porción del país.

c) Curvas de severidad-duración

Para este análisis se seleccionaron estaciones al norte de 40°S, tanto por su calidad de información como por su representatividad geográfica. Las mismas aparecen sombreadas en la Tabla 1 y su distribución espacial se muestra en la Figura 4. Mediante el ajuste logarítmico realizado a las distribuciones de puntos correspondientes a cada sub-período se puede visualizar de mejor forma el comportamiento promedio de los mismos, donde se identificó que la variabilidad interdecadal juega un rol importante en la regulación de los períodos secos en gran parte del territorio nacional. Se evidencia un efecto claro de la modulación decadal en las curvas correspondientes a la estación Salta, mientras que para la estación Neuquén no se evidencian diferencias mayores entre sub-períodos (Figura 4).

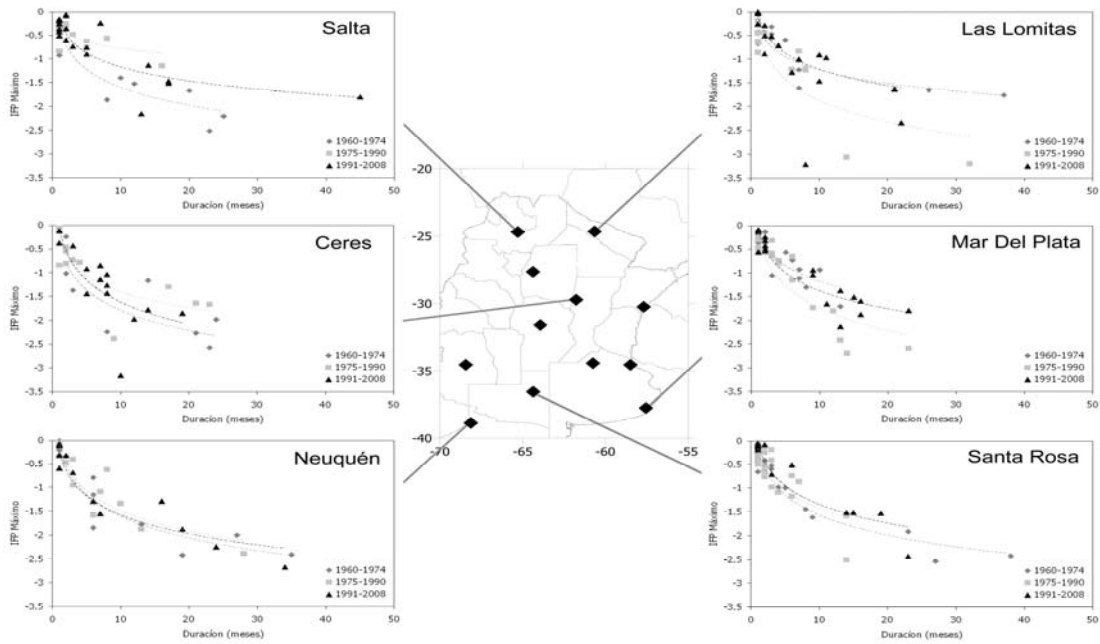


Figura 4. Curvas de severidad-duración para los sub-períodos 1960-1974, 1975-1990 y 1991-2008. En el mapa se muestran las estaciones seleccionadas para el análisis. El análisis de las curvas de severidad-duración para estas estaciones permite identificar patrones espaciales respecto de la máxima intensidad o duración de cada sub-período considerado, lo cual se muestra en la Figura 5.

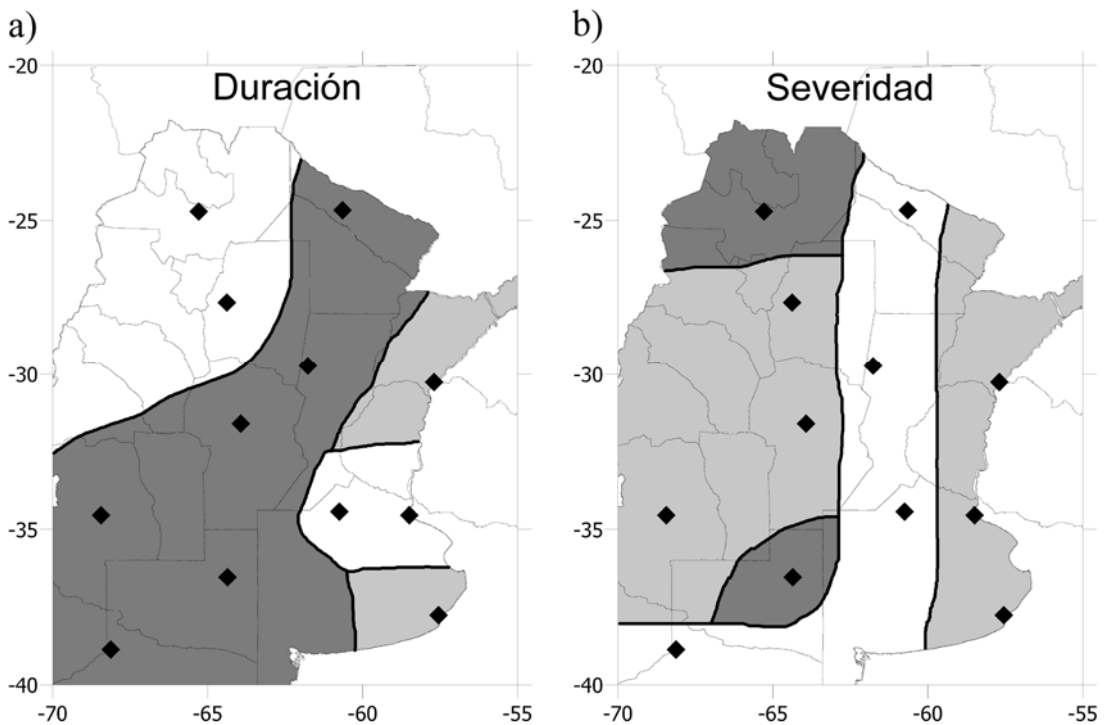


Figura 5. Distribución espacial de la ocurrencia de valores máximos de duración (a) y severidad (b) durante los sub-períodos 1960-1974 (gris oscuro), 1975-1990 (gris claro) y 1991-2008 (blanco).

Durante el período 1960-1974 dominaron sobre la franja Centro-Oeste del país los períodos secos más largos, mientras que los períodos secos de mayor magnitud se observaron en las estaciones Salta y Santa Rosa. En el período 1975-1990 se registraron los períodos secos más importantes en gran parte de las estaciones analizadas, registrándose en las estaciones de Monte Caseros y Mar del Plata las mayores duraciones. En tanto que el período 1991-2008 presentó valores de IFP máximos para las estaciones de Las Lomitas, Ceres, Junín y Neuquén. Para el caso de las tres primeras estaciones, este valor máximo correspondió a la sequía de 2008-09. Las duraciones máximas en este último período se dieron en las estaciones del noroeste y sobre el norte de la provincia de Buenos Aires.

CONCLUSIONES

En vista de la complejidad que presenta el cálculo de la mayoría de los indicadores de sequías, resulta útil considerar el Índice de Falta de Precipitación dada la simplicidad de su obtención. Si bien las tendencias en el índice reflejan los incrementos ocurridos en los acumulados de precipitación a lo largo del período de estudio, debe tenerse en cuenta que durante los últimos años se dieron condiciones secas de gran magnitud espacial y temporal. Estos episodios secos se identificaron tanto en las series temporales del IFP, como a través de la acumulación de este índice en distintos períodos de tiempo. Mediante las curvas de severidad-duración pudo verificarse que la variabilidad decadal se manifiesta en los eventos secos alternando períodos con eventos moderados y períodos con eventos más severos, al mismo tiempo que modula la duración de los mismos. La sequía de 2008-2009 se presentó como la más extrema de los últimos 49 años en varias estaciones del país, como fue el caso de Las Lomitas, Ceres y Junín. Los cambios en el índice pueden ser tenidos en cuenta al momento de ajustar las estrategias del manejo de los recursos hídricos, a fin de minimizar la posibilidad de conflictos sociales y económicos.

AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Meteorológico Nacional por la provisión de los datos para la realización de este trabajo. A los proyectos de la Universidad de Buenos Aires UBACYT X170, de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (BID 1728-AR-PICT 38273) y de la Comunidad Europea CLARIS LPB.

BIBLIOGRAFÍA

- BARROS, V.R.; DOYLE, M.E. y CAMILLONI, I.A. 2008. Precipitation trends in southeastern South America: relationship with ENSO phases and with low-level circulation. *Theor. Appl. Climatol.*, 93 (1-2): 19-33.
- CUADRAT PRATS, J.M. y VICENTE-SERRANO, S.M. 2004. Comportamiento de las sequías en la península Ibérica: Análisis mediante el Standardized Precipitation Index. Pp 245-254 en: García Codron *et al.* (Eds.). El Clima entre el Mar y la Montaña. Asociación Española de Climatología y Universidad de Cantabria, Serie A, n° 4, Santander.
- IPCC, 2007. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller, (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, NY, USA.

- LOGAN, K.E.; BRUNSELL, N.A.; JONES, A.R. y FEDDEMA, J.J. 2009. Assessing spatiotemporal variability of drought in the U.S. central plains. *Journal of Arid Environments* (in press). doi:10.1016/j.jaridenv.2009.08.008.
- MCKEE, T.B.N.; DOESKEN, J. y KLEIST, J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: Eight Conference On Applied Climatology. Anaheim, CA, USA, 17-22 January 1993. Pp: 179–184. American Meteorological Society.
- PASQUINI, A.I.; LECOMTE, K.L.; PIOVANO, E.L. y DEPETRIS, P.J. 2006. Recent rainfall and runoff variability in central Argentina. *Quaternary International*, 158: 127-139.
- PENALBA, O.C. y VARGAS, W.M. 2004. Interdecadal and Interannual variations of annual and extreme precipitation over central-northeastern Argentina. *International Journal of Climatology*, 24 (12): 1565–1580.
- RIVERA, J.A. 2009. Variabilidad espacio-temporal de los días secos en Argentina. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- VERGARA, G.T.; CASAGRANDE, G.A. y ARNAIZ, J.P. 2008. Caracterización agroclimática de las sequías (1970/2005) en tres localidades de la provincia de La Pampa, Argentina. *Agronomía Trop.*, 58 (1): 77-80.
- WHITE, D.H. y WALCOTT, J.J. 2009. The role of seasonal indices in monitoring and assessing agricultural and other droughts: a review. *Crop & Pasture Science*, 60: 599-616.

UTILIZACIÓN DE LAS MICROALGAS COMO BIOINDICADORES DEL DETERIORO DE AMBIENTES ACUÁTICOS

Microalgae as bioindicators of aquatic bodies alterations

Visitación Conforti

Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires y CONICET. Ciudad Universitaria, Pab. II, 1428, Buenos Aires, Argentina.
conforti@bg.fcen.uba.ar

RESUMEN

Los ambientes acuáticos presentan una gran biodiversidad y tienen mucha importancia para el desarrollo social y económico de un país. Sin embargo, su deterioro hace peligrar su sustentabilidad. A pesar de ello, la información necesaria para definir estrategias y tomar decisiones a nivel gubernamental, es escasa, dispersa y fragmentada. Su saneamiento exige disponer de una correcta evaluación del efecto de los contaminantes sobre el cuerpo receptor, así como la implementación de programas de monitoreo y control. Usualmente, se realizan análisis físico - químicos para medir la toxicidad de los efluentes, los que normalmente son costosos, laboriosos, no siempre lo suficientemente sensibles y reflejan la situación puntual del momento en que son hechos. En tanto que la utilización de elementos de la comunidad fitoplanctónica como bioindicadores, permite una evaluación rápida de la calidad del agua, mostrando de un modo más prolongado el impacto de los contaminantes. En este trabajo, se desea analizar la utilidad de las microalgas como bioindicadores de la calidad del agua. Estos organismos al estar en la base de la cadena trófica son los primeros en sufrir los efectos de las alteraciones ambientales y responden velozmente a los cambios del medio, por lo que dentro de ciertos límites, la presencia, ausencia o abundancia relativa de las especies puede ser utilizada como indicador de calidad ambiental. Un correcto programa de monitoreo biológico, deberá incluir estudios toxicológicos y fisiológicos de las especies analizadas, los cuales facilitarán la interpretación y aplicación de los datos de campo. En los últimos años, mucha bibliografía sobre la utilidad de distintos organismos como indicadores de las condiciones ambientales fue publicada. Entre estos, las microalgas demostraron tener mucha utilidad y brindar resultados muy satisfactorios.

Palabras clave: microalgas, bioindicadores, contaminación acuática.

SUMMARY

Aquatic environments enclose great biodiversity and have great social and economical importance to any country. Their degradation endanger and their sustentability, but the necessary information to define strategies and government policies is scare, disperse, and fragmented. Their remediation demands a correct evaluation of the effect of contaminants and the implementation of monitoring and control programs. Usually, physicochemical analyses that are performed to measure the toxicity of the effluents are labour intensive, costly, not sensible enough, and reflect the situation in the specific moment in which they are executed. In contrast, phytoplankton community elements as

biological indicators allow a quick evaluation of water quality, showing the impact of contaminants in a much prolonged way. In this work, the utility of microalgae as biological indicators for water quality is analyzed. Since these organisms are basal on the trophic chain, they are the first to suffer the effects of environmental changes and respond fast to medium alterations. Thus, with limitations, presence, absence, and relative abundance of species may be used as environmental indicators. A correct biological monitoring program must be complemented with toxicological and physiological studies of the analyzed species, which facilitates the interpretation of the results of field studies. Recently, numerous studies have been published in this subject and have shown that microalgae are of great utility for monitoring water quality.

Key words: microalgae, biological indicators, aquatic contamination.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas el impacto de la actividad humana en el ambiente ha ido en marcado aumento. El uso desmesurado de recursos y la producción de desechos, en su mayoría no biodegradables, han provocado graves alteraciones a los sistemas naturales. En nuestro planeta el ecosistema acuático es uno de los más importantes por su extensión. En él se pueden distinguir pantanos, lagunas, esteros, humedales, lagos, arroyos, ríos, mares y océanos. Estos últimos ocupan las dos terceras partes de la superficie de la Tierra, mientras que sólo el 2.6 % del volumen total corresponde al agua dulce, de los cuales sólo el 0.3 % está disponible, mientras que el resto no lo es, por estar formando parte de los cascos polares (76.4 %) o por ser parte de acuíferos (22.8%) (Kalff, 2002). Estos valores nos dan una idea clara de que el recurso agua no es tan enorme como normalmente se cree y de la importancia que tiene su preservación.

La creencia de que un flujo constante de agua podrá depurar paulatinamente un vertido contaminante o que en un volumen grande de agua inevitablemente lo va a diluir, llevaron a utilizar estos cuerpos como reservorios tradicionales para la disposición de diversos efluentes. El panorama actual manifestado por las grandes cuencas hídricas es una clara demostración de que estas premisas no son ciertas y que en la mayoría de las veces su capacidad de autodepuración se ve superada.

Las alteraciones de origen antropogénico, producen cambios en las características físico-químicas del agua y en la composición de su biota, proceso también conocido como contaminación acuática (Leynaud, 1979). Este fenómeno puede ser causado por compuestos minerales, orgánicos, aportes con microorganismos o efluentes con elevada temperatura, los que provocarán una menor solubilidad del oxígeno en el agua.

El vertido de fertilizantes, crea un desequilibrio en los procesos naturales, dando lugar a una gran alteración entre la síntesis biológica y la degradación de la materia orgánica, llevando por lo común a una acumulación de ésta última y generando el proceso de eutrofización del cuerpo de agua (Hunstsman y Sunda, 1980; OCDE, 1982).

La degradación de la calidad del medio acuático determina que aparezcan alteraciones tanto en sus propiedades físico-químicas como en la biota que lo habita, por lo que los contaminantes pueden ser detectados de dos maneras; con análisis físico-químicos y/o por el estudio de los efectos que ellos generan sobre las comunidades del sistema acuático.. Las técnicas físico-químicas de detección tienen la ventaja de poder aplicarse a los efluentes directamente. Ellas se usan para cuantificar compuestos químicos como metales, sales, gases disueltos, y distintos compuestos orgánicos. Otros parámetros que son determinados fácilmente (temperatura, pH, turbidez, alcalinidad, etc). Estos parámetros si bien son muy importantes, tienen la limitación de brindar una información relativa únicamente al momento de la toma de las muestras, sin brindarnos indicación

alguna sobre el estado previo de las aguas ni de su capacidad de autodepuración (Martínez de Bascaran, 1979). Por otro lado, conocer la naturaleza del contaminante es sólo el primer paso. La mayoría de los vertidos varían su volumen y calidad con el tiempo, en consecuencia, el aporte que recibe el agua también cambia. A lo cual, se le suman las variaciones estacionales propias del cuerpo receptor, no será igual el impacto a producir por idéntica cantidad de un contaminante descargado en un río caudaloso que cuando éste se vuelque en uno con escaso nivel de agua. En general, salvo catástrofes ecológicas como derrames de petróleo, efluentes de la actividad minera o nuclear, etc., el impacto de los contaminantes va a ser mayor en masas de agua poco profundas y en ríos con corriente débil o nula. Es de notar que muchas descargas no son continuas, dando lugar a picos de concentración de los contaminantes aguas abajo del lugar de su ingreso. El efluente es arrastrado por la corriente y va diluyéndose, por lo cual la sensibilidad de los análisis químicos debe aumentar a medida que nos alejamos de su punto de ingreso. Si esto no se considera, aquellas sustancias cuya concentración están por debajo de un cierto nivel de detección del método, pueden no ser cuantificadas.

Una alternativa a estos análisis, son los indicadores biológicos, que si bien exigen un mayor esfuerzo, tienen suficientes ventajas como para justificar su empleo.

Los impactos en los ecosistemas acuáticos inducen a cambios en la estructura de las comunidades y de los organismos, afectando su ciclo de vida, crecimiento y condición reproductiva. Por tal motivo, estas alteraciones en algunas especies pueden proporcionar de forma más o menos directa, información sobre cambios físico-químicos en el agua. (Vázquez *et al.*, 2006). Dado que los organismos necesitan tiempo para desarrollarse, los índices biológicos informan de hechos ocurridos algún tiempo atrás, mostrando factores no presentes en el momento del muestreo y además predicen la evolución de la comunidad en el tiempo y en el espacio (González del Tango, 1978).

Los cambios ambientales afectan, en mayor o menor grado, a todos los organismos que se encuentran en el lugar, pero por estar las algas en la base de la pirámide trófica, ellas junto con las bacterias son las que más rápido van a recibir el impacto de los agentes contaminantes. Por esta razón, desde hace muchos años, fue reconocido a nivel mundial el uso de las algas como indicadores ambientales (*e.g.* Butcher, 1947; Fjerdingsstad, 1950; Sládeček, 1973; Lange - Bertalot, 1979). Esta cualidad también fue tenida en cuenta por numerosas Agencias Ambientales que las eligieron para monitorear y determinar condiciones ecológicas en muchos tipos de ecosistemas acuáticos. (*e.g.* Margalef, 1955, 1969; Weber, 1973; CEMAGREF, 1982; Cairns, 1990; Dixit y Smol, 1994; Borsant y Premazzi, 1992; Bahls, 1993; Whiton *et al.*, 1991; Whiton y Rott, 1996; Kelly *et al.*, 1998; Stevenson y Bahls, 1999; Minciardi *et al.*, 2003; Perez Hechavarría *et al.*, 2003; Rivella, 2003).

Comunidades algales

Las algas tienen una amplia distribución, ocupando numerosos habitats, pero por su fisiología necesitan un contenido mínimo de humedad. Estos organismos dominaron la Tierra aproximadamente 1.5×10^9 años atrás y desde entonces han evolucionado continuamente, adaptándose a toda clase de ambientes y diferentes predadores. Como resultado, ellas muestran muchas especializaciones, adaptaciones morfológicas complejas y ciclos de vida que no tienen equiparación en las células individuales que forman a los organismos multicelulares, características que en algunos casos les permiten sobrellevar los problemas causados por los agentes contaminantes. Forman parte de varias comunidades acuáticas, pero los grupos más numerosos se encuentran en el plancton o en el bentos, pudiendo ser autótrofas, heterótrofas y mixótrofas. Conocer la composición de estas comunidades puede proveer una precisa y acabada

caracterización de la integridad biótica y de las condiciones ambientales (Stoermer y Smol, 1999).

Las algas constituyen excelentes herramientas para medir los impactos de sustancias tóxicas por ser organismos muy sensibles, tener un tiempo generacional corto y presentar una rápida respuesta fisiológica, de modo que en muy corto plazo pueden evidenciar los efectos de las alteraciones sufridas por el ambiente.

Cambios en las comunidades algales

En respuesta a la contaminación del agua dentro de la cual viven, según sean sus niveles de abundancia y los patrones de distribución de las comunidades algales, pueden observarse distintos cambios:

- en la biomasa total y que la estructura de la comunidad quede igual,
- en las abundancias de las especies que forman la comunidad,
- en la estructura de la comunidad y en la biomasa total,
- en la abundancia y en la diversidad específica.

¿Cuáles variaciones van a ocurrir?, ¿Dependerá del tipo y grado de la alteración y de la sensibilidad de las especies de la comunidad a cambios específicos ambientales?. Por lo que, con un adecuado muestreo y un análisis apropiado de los datos, el monitoreo de las características biológicas de los cuerpos de agua podrá indicar la presencia de modificaciones ambientales significativas que de otra forma, no serían detectadas.

Influencia de las sustancias orgánicas sobre las algas

Entre los principales responsables de contaminación por materia orgánica podemos nombrar a los herbicidas y pesticidas organoclorados, hidrocarburos y derivados aromáticos de la refinación del petróleo. Ellos ingresan al ecosistema acuático durante la manufactura, uso y eliminación de una amplia gama de productos comerciales como fungicidas, solventes, lubricantes, refrigerantes y jabones entre otros. Muchos de estos contaminantes, al no ser biodegradables, persisten largo tiempo en el ecosistema y pueden bioacumularse rápidamente a lo largo de la red trófica, a la que ingresan a través del fitoplancton. Los miembros de esta comunidad acumulan numerosos compuestos orgánicos sintéticos diferentes y los metabolizan o biotransforman. Por otro lado, el desarrollo de grandes asentamientos urbanos, aumenta la descarga de materiales orgánicos biodegradables y detergentes, que van a alterar considerablemente los niveles de nutrientes como fosfatos, nitratos y cloruros, generando cambios en la biota acuática. Las algas de los medios afectados por contaminaciones esencialmente orgánicas estarán condicionados por la concentración y naturaleza de los contaminantes; cantidad de oxígeno disponible; concentración de productos tóxicos resultantes del metabolismo bacteriano (toxinas, ácido sulfhídrico, amoníaco, metano); época del año (temperatura); naturaleza de los predadores presentes; eficacia de la autodepuración del cuerpo de agua y por la actividad y naturaleza de las bacterias.

Ciertas especies de algas, aunque provistas de pigmentos asimiladores, dependen estrechamente del contenido en el medio de compuestos orgánicos sencillos o de vitaminas, por lo que ante un enriquecimiento orgánico, éstas y sus depredadores unicelulares se verán favorecidos y experimentarán un estímulo en su desarrollo.

Como fruto de estos cambios se produce un desbalance entre los procesos biológicos de síntesis y los de degradación de la materia orgánica, afectando principalmente a la biomasa algal y bacteriana, pudiendo alterarse mucho las condiciones del ambiente acuático, inclusive cambiar su nivel trófico.

Este último se refiere a la aptitud de un cuerpo de agua para producir una biomasa vegetal o animal más o menos abundante, la cual será tanto más importante cuanto

mayor sean los nutrientes, minerales y orgánicos, disponibles para el desarrollo de los organismos. Así, según la riqueza creciente de elementos nutritivos disponibles para la biosíntesis, se distinguen cuerpos de agua oligotróficos, mesotróficos o eutróficos, Las algas se encuentran entre los seres más influenciados por el grado trófico de las aguas, por lo que los grupos presentes en los distintos niveles, han recibido desde hace mucho tiempo el interés de muchos investigadores (Slàdecek, 1973). En base a las asociaciones existentes, se puede tener una idea de la calidad del agua del ecosistema en cuestión, las comunidades resultantes van a depender de las exigencias nutritivas de las especies, de sus potencialidades de multiplicación y de la actividad depredadora del zooplancton y peces herbívoros. En general podemos decir que en estos eventos de exceso de residuos orgánicos no tóxicos, van a desaparecer las especies sensibles a los productos del metabolismo bacteriano y a la falta de oxígeno. Mientras que las restantes van a encontrar superabundancia de alimento y podrán proliferar.

Influencia de las sustancias inorgánicas sobre las algas

Muchas veces la eutrofización trae aparejado un aumento significativo del aporte de fósforo y nitrógeno que fertilizan el agua, determinando un aumento desmesurado de las poblaciones algales. Los efectos de químicos inorgánicos en la célula influyen en la proporción del crecimiento, desarrollo y abundancia de las poblaciones que pueden reflejarse en cambios en la abundancia relativa de sus comunidades. En estos casos se pueden observar floraciones algales, las cuales son la respuesta a la existencia de un conjunto de condiciones biológicas, químicas, hidrográficas y meteorológicas. Estas de por sí son un problema, porque en general se desarrolla una especie en detrimento de otras, pero a su vez muchas de ellas involucran especies tóxicas, con lo cual el daño es mucho mayor. El fenómeno de las mareas rojas, donde la densidad puede alcanzar varias decenas de millones de células / litro, es un ejemplo de este proceso.

Por otro lado, algunos químicos inorgánicos tóxicos afectan a las algas a nivel de su organización biológica, bioquímica, celular, poblacional y de las comunidades. Entre estos se destaca el aporte de metales pesados a los cuerpos de agua, cuya toxicidad dependerá de las condiciones ambientales existentes, las cuales determinarán su biodisponibilidad (Rodríguez *et al.*, 2008). Las fuentes de este tipo de contaminación las podemos clasificar en naturales y las provocadas por actividades antropogénicas. Dentro de estas últimas se encuentran, aguas con mercurio de actividades industriales, de fundiciones (arsénico, cadmio), de suelos agrícolas (cobre de pesticidas), lixiviados de basurales, efluentes urbanos (plomo), efluentes de plantas de combustibles fósiles, descargas de plantas de tratamiento municipales o industriales, producción de cemento y actividades mineras, entre otras. En los últimos tiempos, se han detectado crecientes cantidades tóxicas de metales pesados, insecticidas y materiales radiactivos en ciertas especies y en las redes tróficas, como corolario del creciente deterioro de los cuerpos de agua. Ellos pueden alterar la composición y la abundancia de las comunidades, afectar diferentes estadios de los ciclos de vida, provocar inhibición tóxica, disminuir la diversidad y en algunos casos actuar como micronutrientes estimulando la tasa de crecimiento de las especies.

Las microalgas como indicadoras de distintos tipos de contaminación

Un bioindicador es una especie o comunidad de organismos cuya presencia, comportamiento o estado fisiológico tiene una estrecha correlación con determinadas circunstancias del entorno. Cualquier especie elegida como un indicador debería ser claramente definida taxonómicamente, así como conocerse su ecología y ciclo biológico. Ésta debe ser fácil de reconocer y de monitorear, ser abundante, muy sensible

a las condiciones del medio, estar relacionada con los factores que se quieren investigar, predecir cambios que pueden ser evitados con un manejo adecuado, mostrar una respuesta previsible a disturbios (estrés antropogénico y cambios a lo largo del tiempo), presentando muy poca variabilidad en su respuesta.

Las especies tienen requerimientos físicos, químicos, de estructura del hábitat y de relaciones con otras especies. Para cada especie o población existen determinados límites para las condiciones ambientales en las que ellos pueden sobrevivir, crecer y reproducirse. En general, cuanto más estenoica sea una especie, es decir más estrechos sean sus límites de tolerancia, mayor será su utilidad como indicador ya que se podrá estar seguro de que no vivirán en condiciones diferentes a las que caracterizan.

Las algas para ser empleadas como indicadores del grado de contaminación pueden utilizarse de dos modos, investigando individualmente a las especies o estudiando la diversidad específica de una comunidad o asociaciones de especies particulares. La mayoría de los veces se selecciona entre aquellas especies de las de mayor frecuencia de ocurrencia en determinadas condiciones ambientales, aunque más correcto sería una elección basada sobre el conocimiento de la autoecología de un taxón en particular.

Margalef (1955) sugirió que cuando se clasifique a un ambiente acuático en base a la comunidad fitoplanctónica, se haga la identificación taxonómica de las especies, y que cuando esto no es posible, se limite la información a grandes grupos taxonómicos ya que estos suelen tener significado ecológico. Por el contrario, le resta valor a los géneros como indicadores, dado que distintas especies de un mismo género pueden tener requerimientos ecológicos totalmente diferentes. Además, se debe considerar que las especies pueden incluir deformaciones o mutantes que pueden implicar diferentes requerimientos ecológicos (Tell y Vinocur, 1991; Conforti, 1998).

En algunas ocasiones, en vez de una selección de especies, es posible utilizar como indicadores biológicos a comunidades o asociaciones enteras. Asociación es un término usado para referirse a un grupo de especies que reaccionan de igual modo ante un conjunto de condiciones ambientales. Esto tiene ventajas pero requiere descripciones muy amplias y nos enfrenta con los problemas de la definición y delimitación de los tipos de comunidades y asociaciones. El término asociación proviene de la Ecología Vegetal, y estas son más difíciles de definir en un medio fluido donde las condiciones varían más que en uno terrestre. Además, muchas especies necesitan de condiciones semejantes pero nunca han sido encontradas simultáneamente en asociación en el mismo lugar. Así *Cylindrospermopsis* y *Anabaena minutissima* muestran iguales propiedades antena y de fijación de nitrógeno, como para vivir en medios turbios y con deficiencia de este elemento, pero sin embargo nunca se encontraron juntas en asociación. A partir de estas observaciones, Reynolds *et al.* (2002) propusieron llamar “grupos funcionales” a conjuntos de especies con morfología, fisiología o aspectos ecológicos similares. Destacando que ellos no tienen una interpretación única y universal, sirviendo para reconocer dentro del fitoplancton grupos con iguales especializaciones o requerimientos (como tener gran afinidad al fósforo o al dióxido de carbono, necesitar sílice para su esqueleto, etc.).

La información biológica generada, a partir de los bioindicadores, asociaciones algales y los grupos funcionales definidos más recientemente, no reemplaza de modo alguno a los análisis fisicoquímicos, pero si conducen a un conocimiento más acabado de la situación, lo cual resulta muy importante en el monitoreo de la calidad del agua.

Por otro lado, cualquiera sean los elementos que se seleccionen para realizar un biomonitoreo, además de los estudios de campo, éste se puede completar por la toma de muestras en el ambiente de interés y analizar en el laboratorio los efectos de los contaminantes sobre organismos indicadores modelos a través de bioensayos. Todo

biomonitoreo puede ser optimizado con estudios toxicológicos y fisiológicos de las especies analizadas, los cuales, en conjunto, facilitarán la interpretación y aplicación de los resultados de campo obtenidos a partir de otras metodologías.

Ejemplo de utilización de microalgas en biomonitoreo

Como ejemplo de un emprendimiento concreto para mejorar la calidad de los ambientes acuáticos utilizando microalgas, podemos referirnos a la serie de normas implementadas por La Unión Europea para que cumplan los países de la comunidad. La Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua, DMA) establece por primera vez la necesidad de conocer el estado ecológico de las aguas continentales y obliga a cada país miembro a restablecer su calidad. En ella se fija como objetivo llegar a un buen estado ecológico antes del año 2015, a través de la realización de planes de saneamiento de todas las cuencas. Para su aplicación, entre otras cosas, se necesitó la identificación de elementos de calidad biológica, parámetros y métricas más adecuados para establecer el estado ecológico. En el caso de lagos y ríos se estableció entre otros elementos, determinar la composición, abundancia y biomasa del fitoplancton.

Una de las líneas metodológicas se basó en el estudio del fitoplancton a través de asociaciones de especies y la obtención de índices para evaluar el estado ecológico. Para esto, es necesario hacer inventarios de los cuerpos de agua, analizar los patrones de variación de la composición por técnicas estadísticas (*e.g.* análisis de componentes principales) y luego elaborar índices de comunidades para cada tipo de lago o embalse. Dado que en Europa abundan los cuerpos de agua con escaso nivel de agua, también se consideró importante el análisis del fitobentos, o sea el estudio de los organismos autótrofos que viven asociados a cualquier sustrato del fondo de los ecosistemas acuáticos, incluyendo cianobacterias, microalgas y macrófitos. Dentro de este puede haber perifiton que son las comunidades que viven sobre sustratos sumergidos de distinta naturaleza (rocas, plantas sumergidas vivas o muertas, etc.) e incluye algas, bacterias, hongos, protozoos. Dentro de las microalgas se destacan las diatomeas y clorofitas, así como también las cianobacterias.

El uso de microalgas bentónicas es muy habitual para el monitoreo en Europa, no obstante la inmensa mayoría de estudios se refieren a diatomeas (*e.g.* Descy y Coste, 1990; CEN, 2004; AENOR, 2005; Ector y Rimet, 2005; Gomà *et al.*, 2005), existiendo más trabajos en ríos que en lagos. Ellas son muy útiles para la detección y seguimiento de la eutrofización, aumentos de materia orgánica, salinidad y acidificación.

Los factores más relevantes que afectan la composición y abundancia de las diatomeas son los nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno) y la salinidad. Otros factores como la luz, la temperatura, el pH, la velocidad de la corriente y la naturaleza del sustrato pueden también causar variaciones en las comunidades de diatomeas. Esto disminuye la diversidad y aumenta el número de individuos por especie.

Existe una gran variedad de índices de diatomeas diseñados por diferentes autores. Entre ellos podemos nombrar: CEE (Lange-Bertalot, 1979); IPS (CEMAGREF, 1982); IBD (Prygiel y Coste, 1998); ROTT (Rott *et al.*, 2003) y EPI-D (Dell'Uomo, 2004). Ellos en general se basan en combinaciones entre el grado de sensibilidad (tolerancia) y la abundancia relativa, que tienen un grupo de taxones seleccionados (en general especies) a determinados factores. Si bien estos índices resultan muy apropiados para la implementación de la DMA, la mayoría de ellos fueron hechos sobre la base de las características ecológicas de los ambientes europeos y usando especies que aparecen en ellos, por lo cual si se los utiliza en otras regiones no tienen porque funcionar.

En un trabajo (Gómez, 1999) realizado en la cuenca Matanza Riachuelo, Buenos Aires, Argentina, se pudo advertir al emplear varios índices de polución y eutrofización

existentes en la literatura, que la tolerancia de ciertas especies de diatomeas difería de las propuestas en los listados para calcular los índices europeos, por lo que fue necesario estudiar las exigencias de las halladas en los ecosistemas pampeanos. Para esto se seleccionaron distintos ambientes lóticos con diferentes problemáticas ambientales, desde actividad agrícola a industrial, a lo largo de dos años, y los datos obtenidos permitieron elaborar el IDP o Índice de Diatomeas Pampeano (Gómez y Licursi, 2001). Además pudieron comprobar que la comunidad de diatomeas también servía para monitorear cuerpos de agua con fondos blandos y no rocosos como los europeos. Sin duda, queda claro que el esfuerzo europeo por recuperar las buenas condiciones de sus cuerpos de agua es un ejemplo a seguir y que las algas son una herramienta muy útil, pero en cada caso se deberán seleccionar los organismos y la metodología adecuada para cada lugar de estudio.

Consideraciones finales

Últimamente, los recursos acuáticos se han tornado de valor estratégico para los países. La constatación del alto grado de deterioro, o algún tipo de contaminación en la mayoría de los ambientes acuáticos del mundo, constituye un serio problema, con consecuencias para su calidad y sustentabilidad. Esta situación implica grandes perjuicios en los sectores sociales directamente involucrados, así como también preocupación en distintos integrantes de la comunidad científica y en los gestores ambientales. En Argentina, la mayoría de las cuencas hídricas cercanas a los grandes centros urbanos están muy deterioradas. Entre éstas, las que se encuentran en la provincia de Buenos Aires, en particular en su conurbano, como las del Matanza - Riachuelo, Reconquista y Luján, son de las más afectadas. Ellas provocan situaciones urbano-ambientales donde un alto porcentaje de los habitantes de la cuenca padecen estándares de calidad de vida inadecuados y constituyen un grave e importante impacto social y económico. Por esto existe un creciente interés por conocer y proteger a estos ecosistemas y evaluar sus cambios, desarrollando diferentes técnicas y criterios que permitan estimar el efecto y la magnitud de las intervenciones humanas. Ninguno es suficiente por sí sólo, sino que todos en su conjunto ayudarán a tratar esta problemática mundial. El lograr un tipo de monitoreo más eficiente, con bioindicadores representativos de condiciones locales también implica un seguimiento en el tiempo de los indicadores elegidos *in situ*, de modo de ser capaces de reconocer rápidamente etapas incipientes, agudas o crónicas de contaminación que permitan implementar la solución más adecuada. La detección de especies o asociaciones indicadoras no sólo servirá para detectar el problema sino que en caso de que se implementen medidas reparadoras, ellas podrán utilizarse para evaluar su grado de efectividad.

AGRADECIMIENTO

Este trabajo fue financiado por el proyecto UBACYT X046.

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR. 2005. Norma española UNE-EN 13946, 2004. Calidad del agua. Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos. 16 pp.
- BAHLS, L. 1993. Peryphyton bioassessment methods for Montana streams. Water quality Bureau, department of Health and Environmental Sciences, Helena, MT.
- BORSANT, G. y PREMAZZI, G. 1992. Gli indici biotici utilizzati per la valutazione della qualità delle acque dolci superficiali. EUR 14488 IT. Commissione della Comunità Europea. Centro Comune di Ricerca. Istituto dell' Ambiente. 78 pp.

- BUTCHER, R.W. 1947. Studies in the ecology of Rivers. IV. The algae of organically enriched water. *J. of Ecology* 35:186-191.
- CAIRNS, J. Jr., 1990. The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. *Environ. Prof.* 12: 169-176.
- CEMAGREF. 1982. Etude des methods biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref, Lyon. 218 pp.
- CEN. European Committee for Standardization, 2004. Water Quality. Guidance standard for the identification, enumeration, and interpretation of benthic diatom samples from running waters. pr EN 14407.
- CONFORTI, V. 1998. Morphological changes of Euglenophyta in response to organic enrichment. *Hydrobiologia*. 369/370: 277-285.
- DESCY, J.P. y COSTE, M. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Raport final. Univ. Naur, CEMAGREF Bordeaux CEE-B. 112 pp.
- DELL'UOMO, A., 2004. L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida. A.P.A.T., A.R.P.A.T. 101 pp.
- DIXIT, S. y SMOL, J. 1994. Diatoms as environmental indicators in the Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters (EMAP-SW) program. *Environ. Monit. Asses.* 31: 275-306.
- ECTOR L. y RIMET, F. 2005. Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. En: S. Lek, M. Scardi, P. Verdonchot, J. Descy y Y Park (eds.). *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. Springer Verlag, Berlin: 7-19.
- FJERDINGSTAD, E. 1950. The microflora of the River Molleaa with special reference to the relation of benthic algae to pollution. *Folia Limnologica Scandanavica* 5: 1-123.
- GOMÀ, J., RIMET, F., CAMBRA, J., HOFFMANN, L. y ECTOR, L. 2005. Diatom communities and water assessment in mountain rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia* 551: 1-17.
- GONZÁLEZ DEL TANGO, M. 1978. Estudio biológico de las aguas para su planificación. Coloquio Nacional sobre Ordenación territorial. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.
- GÓMEZ, N., 1999. Epipellic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health and Management* (2): 301-309.
- GÓMEZ, N. y LICURSI, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* (35):173-181.
- HUNSTMAN, S. y SUNDA, G. 1980. The role of the trace metals in regulating phytoplankton. En: Morris (Ed.). *The physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell. pp. 285-328.
- KALFF, J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, Prentice – Hall, Inc.
- KELLY, M.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL'UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASCH, H.; HÜRLIMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTRM, E.; LEITAO, M.; MARVAN, P., PADISÁK, J.; PIPP, E.; PYRGIEL, J., ROTT, E.; SABATER, S.; VAN DAM, H. y VIZNET, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessment in Europe. *J. Appl. Phycol.* 10: 215-224.
- LANGE - BERTALOT, H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water

- quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- LEYNAUD, G. 1979. Efectos tóxicos de la polución sobre la fauna piscícola. En: Pesson, P. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. *La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas*: 159-174.
- OCDE, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OCDE, Paris, 154 pp.
- PRYGIEL, J. y COSTE, M. 1998. Progress in the use of diatoms for monitoring rivers in France. En: Prygel J., B. A. Whitton y J. Bukowska (eds). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, France. Pp. 165-179.
- MARGALEF, R. 1955, *Los organismos indicadores en la Limnología*. Instituto Forestal de Investigación Experimental. 308 pp.
- MARGALEF, R. 1969. El concepto de polución y sus indicadores biológicos. Documentos de investigación hidrológica. *Suplemento Agua* 7: 105-133.
- MARTINEZ DE BASCARAN, G. 1979. Establecimiento de una metodología para conocer la calidad del agua. *Bol. Inf. Medio Ambiente* 9: 30-51.
- MINCIARDI, M.R.; ROSSI, G.L.; AZOLLINI, R. y BETTA, G. 2003. Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino. ENEA. Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura. Provincia di Torino, Italia. 65 pp.
- PEREZ HECHAVARRÍA, E.; COMAS GONZALEZ, A.; SAN PEDRO MIRALLES, A. y VEITÍA CANDÓ, E. 2003. Métodos biológicos para el monitoreo de aguas superficiales. Su aplicación en el río San Juan. *Tecnología Química* 23(3): 35-44.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI FLORES L. y MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- RIVELLA, E. 2003. La valutazione dell'ecosistema fluviale e la progettazione delle casse d'espansione in Ingegneria Naturalistica. En: Rosso R. (Ed.) *Ingegneria naturalistica: del progetto al risultato*. C.N.R. g.n.c.d.i. n° 2817 CUSL Milano.
- RODRIGUEZ, C.; ROCHETTA, I.; JUAREZ, A.; TOLIVIA, A. y CONFORTI, V. 2008. Toxicidad de los metales pesados sobre las microalgas: efectos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos. En "Efecto de los cambios globales sobre biodiversidad". Ed. A. Rial, A. Volpedo, L. Fernández Reyes. Red Cytel 406RT0285 "Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica". Buenos Aires, Argentina. pp. 261-280.
- ROTT, E.; PIPP, E. y PFISTER, P. 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algol. Stud.* 110: 91-115.
- SLÀDEČEK, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol.* 7: 1-218.
- STEVENSON, R.J. y BAHLS, L. 1999. Periphyton protocols. En: Barbour, M, Gerritsen, J. Zinder, B. Eds. *Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Peryphyton, benthic macroinvertebrates, and fish*. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp 6-22.
- STOERMER, E. y SMOL, J. 1999. The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Cambridge Univ. Press., Cambridge, U. K., 484 pp.
- TELL, G. y VINOCUR, A. 1991. Taxonomy, morphological variability, and ecology in *Scenedesmus opoliensis* Richt. (Chlorococcales). *Cryptogamic Botany*, 2(2/3): 93-103.
- VÁZQUEZ, S.; CASTRO MEJÍA, G.; GONZALEZ MORA, I.; PÉREZ RODRÍGUEZ, R. y CASTRO BARRERA, T. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos* 60: 41-48.

- WEBER, C.I. 1973. Recent developments in the measurement of the response of plankton and periphyton to changes in their environment. En: Glass, G., Ed., *Bioassay techniques and environmental chemistry*. Am. Arbor Sc. Publ., Ann. Arbor, MI, pp. 119-138.
- WHITON, B.A. y ROTT, E. Eds., 1996. *Use of algae for monitoring rivers II*. Univ. Innsbruck, Innsbruck, Austria, 196 pp.
- WHITON, B.A.; ROTT, E. y FRIEDRICH, G. Eds., 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Univ. Innsbruck, Innsbruck, Austria, 193 pp.

ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y AVES EN ARGENTINA: PROBLEMÁTICA PARA SU CONSERVACIÓN

Climate change scenarios and birds in Argentina: problems for conservation

Martín Andrés Díaz

Programa Gestión Ambiental Antártica – FAA / Comité Ejecutivo Convenio MINDEF-
APN / Proyecto PICT20062007 ANCYT/UNQ
Sullivan 450 Torre B1 Dpto. 3ro D – San Antonio de Padua – Pcia. de Buenos Aires –
Argentina
martinandresdiaz@yahoo.com.ar

RESUMEN

Debido a la utilización de las aves como bioindicadores en los planes de monitoreo de áreas naturales, por su mayor detectabilidad y facilidad de muestreo en relación a otros grupos de vertebrados, el objetivo de esta primera etapa de trabajo consistió en poder establecer los escenarios regionales de posibles efectos sobre las poblaciones y comunidades de aves de Argentina con el propósito de ser incorporados a en las políticas de conservación. A los fines del objetivo propuesto, se implementaron varias líneas de trabajo: (1) realizar un análisis de los modelos de diversidad regional y geográfica que explican la diversidad de aves a escala regional y continental a partir de variables climáticas, (2) inventariar, a partir de trabajos de investigación, las variables climáticas y efectos que han tenido sobre los distintos niveles de organización (individuos, población, etc.) de las aves, y (3) inventariar los cambios climáticos regionales establecidos y esperados para Argentina. A partir del cruzamiento de los resultados obtenidos en las tres líneas anteriores, se determinaron los efectos potenciales sobre la fauna ornitológica y la factibilidad de predicción, en distintas regiones del país, planteándose escenarios provisorios de modificación de diversidad y sus consecuencias en la conservación. Se puede establecer desde este trabajo exploratorio que es necesario diseñar y realizar trabajos de campo a mediano y largo plazo, que permitan monitorear los efectos esperados sobre la diversidad de aves a fin de determinar la bondad y el ajuste de los escenarios propuestos.

Palabras clave: Cambio climático, aves, efectos, variables, escenarios.

ABSTRACT

Due to the use of birds as bioindicators to monitor the plans of natural areas for their easy detectability and ease of sampling in relation to other groups of vertebrates, the objective of this first stage of work has been to establish regional scenarios possible effects on bird populations and communities of Argentina for the purpose of being incorporated into future conservation policies. For the proposed objective, they implemented several lines of work: (1) realize an analysis of patterns of regional and geographical diversity that explain bird diversity at regional and continental levels from climatic variables, (2) inventory to from research papers, the climatic variables and effects of that have taken on different levels of organization (individual, population, etc..) of birds and (3) inventory the established regional climate changes and expected to Argentina. From the crossing of the proceeds in the three previous lines, identified the potential effects on bird fauna, and the feasibility of prediction in different regions of the country considering scenarios temporary modification of diversity and its impact on

conservation. It can be set from this exploratory work is necessary to design and conduct field work in the medium and long term monitoring to enable the expected effects on the diversity of birds for the purpose of determining the value and the adjustment of the proposed scenarios.

Key words: climate change, birds, effects, variables, scenarios.

INTRODUCCIÓN

Una de las estrategias más comunes para el monitoreo de áreas naturales es la utilización de las aves como bioindicadores (Sayre *et al*, 2000). Esto se debe a que poseen una mayor facilidad de detección y observación, lo que da como resultado que sean el grupo de vertebrados con técnicas de muestreos más sencillas (Cody y Smallwood, 1996; Gaston y Blackburn, 2006).

En las últimas décadas, el cambio climático ha incrementado significativamente la preocupación de las instituciones involucradas en la conservación de comunidades y ambientes naturales por sus impactos sobre la riqueza de especies (Crick, 2004; McCarty, 2001).

Pero, ¿qué cambios observados en la diversidad de aves podrían deberse al actual cambio climático? ¿Cómo impactarían estos cambios en la conservación de las mismas? Es necesario, entonces, comprender los posibles efectos del clima y su variabilidad sobre los distintos niveles de organización aviar (individuos, población y comunidad) (Moller, 2004, Newton, 2003), a los fines de establecer estrategias de conservación para minimizar los efectos del cambio climático.

Este trabajo tiene como objetivo general, establecer los escenarios regionales de posibles efectos sobre las comunidades de aves de Argentina. Como objetivos particulares se plantean: (1) determinar la escala a la cual el efecto del clima es significativo, (2) determinar las variables climáticas que han presentado efectos sobre la distribución de las aves, (3) establecer el marco teórico desde la teoría de ecología que permita explicar y/o predecir la relación clima y aves y (4) plantear los posibles efectos regionales sobre las comunidades de aves en la Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo busca explorar la relación entre las aves y el clima a los fines de los objetivos propuestos. Se implementaron varias líneas de trabajo de revisión bibliográfica, y se realizó un análisis de los modelos de diversidad regional y geográfica que explican la diversidad de aves a partir de variables climáticas.

En una segunda etapa, a partir de trabajos de investigación publicados, se inventariaron las variables climáticas y efectos que han tenido sobre los distintos niveles de organización (individuos, población, etc.) de las aves. A partir de estos datos se determinaron y analizaron algunas de las teorías de ecología que pueden aplicarse a los patrones y procesos ecológicos implicados en la relación diversidad de aves y clima.

Finalmente, a partir de los resultados anteriores y de los cambios climáticos regionales esperados para Argentina, según los informes científicos publicados, se plantean posibles escenarios regionales de efectos del cambio climático sobre las aves.

RESULTADOS

Escala de la relación entre clima y diversidad de aves

En una de las recopilaciones más importante sobre la dinámica de las poblaciones de aves, Ian Newton (2003) señala que existe una cantidad elevada de factores que afectan

a las aves. Entre ellos considera el tiempo y el clima, pero no les da una importancia central. ¿Tiene realmente poca significancia el clima en la riqueza de aves? Para responder esta pregunta se debe tener en cuenta la escala, dado que “los patrones y procesos ecológicos que los producen son dependientes de la escala espacial y temporal sobre la cual son observados” (Cueto, 2006). Es necesario determinar a qué escala es relevante la relación del clima con la diversidad de aves por sobre otros procesos.

Root (1988) indica que una hipótesis sostiene que los factores abióticos como el clima determinan la distribución y abundancia de especies a gran escala. A nivel local los factores bióticos predominan y dado que la mayoría de los estudios en ecología se realizan a esta escala, se enmascara el papel del clima como principal determinante de la distribución y riqueza de aves. Gaston y Blackburn (2006) señalan, por ejemplo, que los estudios a gran escala (regional, nacional o biogeográfica) comprenden no más del 10% de los trabajos publicados en las principales publicaciones científicas sobre aves.

Para el caso de Argentina, siguiendo una secuencia espacial (por la imposibilidad de mencionar todos los trabajos), Cueto y López de Casenave (2000) analizan la relación entre passeriformes y la vegetación en los Talares Bonaerenses, siendo determinante la disponibilidad de follaje en altura. A escala biogeográfica, también Cueto y López de Casenave (1999) analizan el rol del clima y la vegetación sobre la diversidad de passeriformes de la Provincia de Buenos Aires. Si bien encuentran relación con el clima, el mayor porcentaje de variación fue explicado por la estructura de la vegetación.

A escala nacional, Rabinovich y Rapoport (1975) estudiaron la relación del número de especies, géneros y familias de passeriformes de Argentina con variables climáticas y topográficas. El resultado determinó una correlación con un valor de 0.75 entre la riqueza de especies y la temperatura media anual, lo que indicaba que a nivel biogeográfico el clima tienen una asociación significativa sobre la diversidad de aves.

Finalmente a escala continental se pueden citar los trabajos de Hawkins et al (2003) y Rahbek y Graves (2001) que estudiaron el gradiente latitudinal de diversidad. En el primer caso la riqueza de especies de aves para el Neotrópico está significativamente correlacionada con los valores de evapotranspiración actual (0.775). En el segundo trabajo, la riqueza de especies de Sudamérica posee una correlación cercana a 0.80 con un grupo de variables climáticas y topográficas.

Los antecedentes indican que, a escala regional y continental, los patrones de diversidad tienen una correlación significativa con las variables climáticas. Es por lo tanto a esta escala donde sería posible observar los efectos del cambio climático.

Efectos del clima y el cambio climático sobre las aves

La literatura científica de los últimos 30 años contiene cada más evidencia de los efectos del clima y su variabilidad sobre los distintos niveles de organización aviar, clasificándola, siguiendo a Crick (2004) y McCarty (2001), en:

(1) Cambios en la distribución y el rango geográfico: ésta es una de las asociaciones mejor establecidas y estudiadas. Se ha determinado por ejemplo que algunos límites están asociados con determinado valor de las isoterms de invierno (Root, 1988) para un alto porcentaje de especies. A partir de esa relación se ha observado extensión de territorios siguiendo el corrimiento de las isoterms. Asimismo, también se han detectado contracción de rangos de distribución y cambios altitudinales en las regiones montañosas en relación a la altura de la isoterma de 0°C (Böhning-Gaese y Lemoine, 2004 y Mehlman, 1997).

(2) Cambios en la fenología: ésta es sin duda alguna el área de estudio donde existe mayor evidencia de la relación aves y clima y por lo tanto de los efectos del cambio del mismo. Los estudios se orientan específicamente hacia las aves migratorias, las cuales

son señaladas como las más sensibles en este aspecto (Thorup et al, 2007). Los diversos efectos sobre distintos aspectos de la fenología de las aves (variación del día de arribo, día de partida, distancia de migración, etc.) están detallados en Moller (2004).

(3) Impacto sobre factores demográficos: estos efectos han sido menos estudiados que la fenología, dado que la dinámica poblacional está sujeta a un amplio espectro de factores que determinan los parámetros poblacionales (Crick, 2004). Por este motivo, el efecto del clima puede ser difícil de aislar del resto de los procesos. Sin embargo, diversos estudio mostraron evidencia de modificación de tamaño de los huevos, de la nidada, de el éxito reproductivo, etc. (Dunn, 2004).

(4) Cambios poblacionales: tanto Crick (2004) como McCarty (2001) señalan tendencias poblacionales en aumento o descenso en relación a distintas variables climáticas. También hay que tener en cuenta que detectar este tipo de cambios puede ser afectado por un enmascaramiento por regulación denso-dependiente. A pesar de esto, numerosos estudios han determinado una relación significativa entre el número de individuos (N) y diversas variables climáticas (Saether *et al*, 2004).

(5) Cambios a nivel comunidades: involucra los cambios en la riqueza y composición de especies en las comunidades de aves en función de los factores climáticos, entre los que existe una correlación significativa (Begon, 2006). La mayoría de los estudios a largo plazo han investigado y detectado cambios en la composición de especies migratorias. Los estudios de comunidades fueron realizados usando modelos, siendo aún notorio el déficit de trabajos de campo debido a la escala temporal y espacial necesaria (Böhning-Gaese y Lemoine, 2004).

(6) Cambios en la morfología, fisiología y conducta: los cambios climáticos observados en las últimas décadas pueden afectar las especies de aves de acuerdo a su plasticidad fenotípica (Crick, 2004). Esto ya fue indicado por Root (1988), demostrando que no todas las especies tienen su distribución asociada a factores climáticos. Desde el punto de vista evolutivo, el cambio en las condiciones ambientales podría provocar cambios adaptativos en la especie, llevando a la modificación de algún elemento de su morfología, fisiología y/o conducta. Los estudios deben demostrar si los organismos responden evadiendo las nuevas condiciones o adaptándose a ellas.

Variables climáticas con efectos significativos

La tablas 1, 2 y 3 resumen las variables climáticas que numerosos estudios en distintas partes del globo han demostrado que tienen efectos significativos sobre los individuos, poblaciones o comunidades de aves.

Aunque las tablas son un resumen, del análisis de las mismas se puede determinar que el clima afecta el ciclo de vida y todos los niveles de organización de las aves, tanto los valores promedio de sus variables como su variabilidad. Otro aspecto es que en la mayoría de los casos, para obtener resultados significativos, se necesitan estudios a largo plazo.

Tabla 1: Variables climáticas que han tenido efecto significativo a nivel individuos y fenología. Las citas de los ejemplos puede consultarse en Crick (2004), McCarty (2001 y Moller (2004).

Rasgo	Variable Climática	Ejemplos
Fecha arribo	NAO	Møller (2004)
Fecha arribo	Temperatura media	Barrett (2002)
Fecha promedio de arribo	Temperatura media	Møller (2004)
Fecha de partida	Temperatura media	Tim H. Sparks (2004)
Tiempo de Migración	NAO	Tim H. Sparks (2004)
Tiempo de Migración	Temperatura media	Siriwardena and Wernham (2002)
Distancia de migración	Temperatura media	Soutullo (2003)
Tasa metabólica basal	Temperatura invernal	Root (1998)
Día de puesta	Temperatura media	Eeva et al. (2000)/ Arcese et al. (2002)
Días de incubación	Temperatura media	Wang et al. (2002)
Tamaño nidada	Temperatura media	Winkler et al. (2002)
Número de huevos	Temperatura media	Przybylo et al. (2000)
Jóvenes que maduran	SOI	Sillet et al. (2000)
Cavidades ocupadas	Lluvia caída	Rodriguez and Bustamente (2003)

NAO: Northern Atlantic Oscillation Index y SOI: Southern Oscillation Index

Tabla 2: Variables climáticas que han tenido efecto significativo a nivel poblacional. Las citas de los ejemplos puede consultarse en Crick (2004), McCarty (2001 y Moller (2004).

Rasgo	Variable Climática	Ejemplos
N	SOI	Barbraud and Weimerskirch (2003)
Cantidad de machos	Días sin heladas	Gardarsson and Einarsson (1997)
ΔN	Pp marzo	Møller (1989)
N	Temperatura media	Slagsvold (1975)
N	Lluvia caída	Grant et al. (2000)
N	Días con nevada	Greenwood and Baillie(1991)
N	El niño (frecuencia)	Grant et al. (2000)
N	Temperatura media verano	Persson (1987)
N	Temperatura media invierno	Arcese et al. (1992)
ΔN	SST	Barbraud and Weimerskirch (2001)

Pp: precipitation, SST: surface sea temperature, NAO: Northern Atlantic Oscillation Index y SOI: Southern Oscillation Index.

N: tamaño poblacional (nº de individuos) y ΔN : cambio en tamaño poblacional de un año al otro.

Tabla 3: Variables climáticas que han tenido efecto significativo sobre la distribución y las comunidades de aves. Las citas de los ejemplos pueden consultarse en Crick (2004), McCarty (2001) y Moller (2004).

Rasgo	Variable Climática	Ejemplos
Área de nidificación	Temperatura media	Zockler and Lysenko (1994)
Expansión de distribución	Temperatura media	Erasmus et al. (2002)
Contracción de distribución	Temperatura media	Erasmus et al. (2002)
Contracción de distribución	[CO ₂]	Peterson (2003a)
Límite latitudinal	Isotermas invernales	Root (1998)
Límite altitudinal	Altura Isoterma 0°	Peterson (2003)
Riqueza de especies	Temperatura media	Currie (2001)
Riqueza de especies	Precipitación	Begon (1996)
Riqueza de especies	Evaporación Actual	Hawkins (2001)
Riqueza de especies	ΔT	Cody (1975)
% residentes	ΔT	Lemoine and Bohning-Gaese (2003)

[CO₂]: concentración del dióxido de carbono y ΔT : Temperatura media del mes más cálido – Temperatura media del mes más frío.

Marco teórico de ecología para explicar la relación aves y clima

Explicar y/o predecir el posible impacto del cambio climático sobre las aves representa un desafío y, a la vez, una oportunidad de testear distintas teorías de ecología en función de la conservación. Dado que esta disciplina tiene como dominio el estudio científico de los procesos que influyen la distribución y abundancia de los organismos, la interacción entre ellos y la interacción entre los organismos y la transformación y flujo de energía y materia (Collins, 1986). Sus teorías serían el marco teórico para el problema del cambio climático y la conservación de las aves.

Desde alguna de sus teorías constituyentes se debe explicar el patrón espacial y temporal de la distribución de las aves a causa del clima. Este debe ser además el punto desde donde proponer la hipótesis a verificar sobre el efecto del cambio de clima sobre las aves.

¿Cuál puede ser entonces el patrón y su respectiva escala desde donde construir un análisis de la relación aves y cambio climático? Ya se mencionó que los efectos del clima sobre las aves se observan a escala regional o biogeográfica. Un patrón importante que estudia la ecología a ese nivel, es el gradiente latitudinal de diversidad y sus hipótesis derivadas (Scheiner y Willig, 2008). Existe una fuerte relación estadística entre la variación de la riqueza de especies a gran escala y el clima (Currie *et al*, 2004).

La mayoría de las hipótesis propuestas para explicar este gradiente han sido desestimadas (Pianka, 1966), sin embargo, las que se basan en el clima “energy hypothesis” han recibido en las últimas décadas una particular atención.

Para un patrón a gran escala como es el gradiente latitudinal, las hipótesis a partir del clima y sus variables asociadas con la energía han recibido mucho apoyo empírico (Hawkins *et al*, 2003). Pocas dudas existen hoy sobre la influencia que el clima tiene sobre los patrones a gran escala de distribución de especies de aves (Cueto, 2006; Gaston, 2006; Rabinovich y Rapoport, 1975; Rahbek y Graves, 2001; Root, 1998; Scheiner y Willig, 2008).

El alcance de este trabajo no permite el desarrollo de todas las teorías constituyentes de la ecología que tienen relación con el tema, por ejemplo la teoría del nicho, la teoría de la dinámica poblacional, la teoría metabólica de la ecología y la teoría unificada de los gradientes de diversidad (Scheiner y Willig, 2008). Por ese motivo se utilizará la aplicación de la teoría del gradiente latitudinal de diversidad y sus hipótesis derivadas como marco teórico principal.

Está claro que el patrón geográfico de diversidad covaria con la temperatura y/o la disponibilidad de agua, con una correlación entre 70 y el 90% (Currie, 2004). Una de las hipótesis que más apoyo recibió es la de riqueza-energía (Srivastava y Lawton, 1998), quedando en discusión aún el mecanismo que explique la covariación geográfica del clima y la riqueza de especies.

La hipótesis plantea que la riqueza de especies varía en función del número total de individuos en un área. La producción primaria neta (PPN) limita el número de individuos, y como el clima afecta fuertemente la PPN (Currie, 2004), entonces también lo hace sobre el número de especies. El supuesto detrás de esta hipótesis para explicar el gradiente de diversidad, es que cada grupo taxonómico debe usar la misma fracción del total de PPN, entonces habrá más especies donde haya más PPN. Los trabajos a nivel Sudamérica sobre riqueza de aves han encontrado una correlación significativa y alta entre variables energéticas y riqueza, lo cual da apoyo a este supuesto (Hawkins et al, 2003 y Rahbek y Graves, 2001).

Veamos claramente algunas relaciones que se desprenden de esta hipótesis:

- (a) El número total de especies S en un sitio es proporcional al número de individuos (Fischer, 1943) y ambos covarían (Currie, 2004)
- (b) La PPN limita el número de individuos, por lo tanto limita la riqueza de especies.
- (c) El clima afecta significativamente la PPN, su variación se correlaciona fuertemente con el clima, entonces afecta el número de individuos y finalmente la riqueza de especies (Hutchinson, 1959).
- (d) La PPN se puede estimar con la evapotranspiración actual (AEP) (Wright, 1983) y la AEP tiene una fuerte correlación con la riqueza de aves en Sudamérica (Hawkins et al, 2003 y Rahbek y Graves, 2001).
- (e) Existe una relación entre el número de individuos y el área, siempre y cuando la densidad se mantenga constante (Preston, 1962), así en áreas mayores, habrá mayor número de individuos y por lo tanto mayor riqueza de especies.

Existe también una hipótesis que relaciona la estacionalidad de un sitio, entendida como la diferencia entre la temperatura del mes más cálido menos la del mes más frío (ΔT) y la riqueza de especies (Cody, 1975) o el porcentaje de residentes (Lemoine y Bohning-Gaese, 2003). Un patrón de este tipo permitiría tener un modelo para explicar o predecir cambios en la riqueza de aves en Sudamérica y Argentina.

DISCUSIÓN

A partir de los efectos encontrados, las variables climáticas con las cuales se relacionan, los patrones y procesos ecológicos y las teorías que los explican, se realiza un análisis exploratorio de los posibles escenarios de conservación de las aves en función de los cambios climáticos que los informes e investigaciones mencionan.

Dada la gran cantidad de estudios realizados que imposibilitan su tratamiento detallado en este trabajo, se toma como referencia la Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático del 2007.

Efectos generales sobre la riqueza de aves para Argentina

Uno de los posibles cambios que se proponen para Argentina en el Segundo Informe y en numerosos trabajos, es el aumento mayor de las temperaturas invernales en relación a las de verano, debido a tendencias opuestas, con excepción de la Patagonia. De ser así, se continuaría observando un patrón de disminución de la amplitud térmica anual (ΔT_{anual}) entre los meses de verano e invierno como en las últimas décadas.

Cody (1975) encontró que el ΔT_{anual} tiene relación con la riqueza de aves. Si bien en ese momento no pudo relacionar de manera precisa la causa de este patrón, en los últimos años crece la evidencia que indica que el ΔT_{anual} influye sobre la relación entre las especies de aves residentes y las migratorias, limitando el número de estas últimas (Lemoine y Bohning-Gaese, 2003).

Si los estudios sobre el cambio climático futuro continúan afirmando la modificación del ΔT_{anual} , es necesario poner atención en la posible pérdida de riqueza de aves por este proceso, de confirmarse el mismo patrón comprobado en otros continentes.

Los desplazamientos de las isotermas pueden tener efectos de contracción o expansión de la distribución de algunas especies.

Efectos generales sobre la riqueza de aves para la región andina

Se pueden mencionar tres procesos de cambio climático para esta región que implica la Cordillera de los Andes al norte de los 30°S. Primero, las evidencias indican un aumento de la altura de la isoterma de 0°C, lo cual implica un desplazamiento altitudinal de las especies (Peterson, 2003). Esto podría determinar una posible disminución de la riqueza ya que a mayor altura menor es el área y por lo tanto, según las hipótesis de Preston (1992) y Fisher (1943), a menor área menor riqueza. El patrón de disminución de la riqueza con la altitud para el caso de la aves tiene evidencia significativa (Begon, 2006), sin embargo, los resultados no son concluyentes.

Para esta región también se señala la tendencia de la disminución de la ΔT_{anual} , con los efectos ya mencionados, pero que en el caso de Argentina aún necesitan evidencia que sustente los patrones que relacionan ambas variables (ΔT_{anual} y Riqueza). La disminución en la precipitación observada en las últimas décadas y que es proyectada para el 2020/2040, provocarían un aumento del estrés hídrico con lo cual una disminución de la productividad. Como se mencionó, la PPN limita el número de individuos, por lo tanto la riqueza de especies.

La elevación de la altura de la isoterma de 0°C, la disminución del ΔT_{anual} y la mayor aridez por disminución de las precipitaciones, provocarían que esta región pueda presentar importantes problemas de conservación de la riqueza de aves.

Efectos generales sobre la riqueza de aves en la región de los Bosques Patagónicos

Al igual que al norte de los 30°S, los cambios observados en las últimas décadas y los proyectados son coincidentes (elevación isoterma, disminución ΔT_{anual} y disminución de precipitaciones). A diferencia de la región anterior, los ecosistemas cordilleranos presentan una mayor riqueza y diversidad de aves que aquellos de menor altitud.

Con respecto a la riqueza, debido a la menor área posible de distribución a mayor altura y la pérdida de la estacionalidad, se indica que es posible un ingreso del monte a mayor altitud con la consiguiente pérdida de los bosques debido a una menor productividad por el mayor estrés hídrico. Como ya se mencionó, uno de los patrones con mayor evidencia es la relación entre la productividad y la riqueza de aves, con lo cual llevaría a una disminución de la riqueza de aves. Ésta región presenta numerosas especies endémicas, que al ver reducida su área de distribución podría resultar en un estado crítico de conservación.

Efectos generales sobre la riqueza de aves en la región de la Patagonia

En esta región los cambios proyectados indican una elevación de la temperatura y una mayor aridez, con lo cual disminuiría la productividad. La temperatura en la Patagonia ha sufrido, en las últimas décadas, un significativo ascenso, especialmente en la segunda mitad del siglo XX (más de 1°C). Sin embargo, algunos trabajos señalan que la tendencia se ha detenido y hasta revertido. Por otro lado, los modelos señalan una reducción de la precipitación, con lo cual lo indicado para la productividad llevaría a una posible reducción de la riqueza general de aves en la región.

Esta región merecería un estudio pormenorizado, dado que también se ha indicado que no van a existir cambios significativos en la precipitación, si esto se relaciona con la reversión o estabilidad de la temperatura proyectada, el escenario de la productividad/riqueza sería diferente.

Dado que existen trabajos que correlacionan los límites latitudinales con determinadas isotermas en distintas partes del mundo (e.g. Root, 1988), podrían algunas especies desplazar su límite sur de distribución hacia mayores latitudes, debido al calentamiento pronosticado.

Finalmente, esta región no escapa a los efectos de la disminución de ΔT_{anual} que ya se han mencionado. Dada la importante presencia de especies migratorias, especialmente en la zona costera, la relación residentes/migradores en función de ΔT_{anual} podría requerir especial atención.

Efectos generales sobre la riqueza de aves en la región Centro y Norte del país

El segundo informe nacional señala que los modelos y el conocimiento del clima regional para esta zona hacen esperar un aumento de la temperatura media y ausencia de cambios significativos en la precipitación respecto a los valores de la actualidad. Para esta región lo más importante en relación a las aves es el aumento de la evaporación y el estrés hídrico. Esto está en contraposición a lo ocurrido en las últimas décadas e implica una tendencia hacia una mayor aridez, por lo tanto disminuiría la PPN y entonces impactaría sobre la riqueza de aves disminuyéndola.

El aumento de la precipitación con el desplazamiento de las isoyetas hacia el oeste en el centro del país en las últimas décadas, agrava la situación porque mucha superficie está hoy ocupada por agricultura, y si la zona pasa a un clima más árido, la pérdida de riqueza de aves será mayor aún. Además de los procesos mencionados, se debería tener en cuenta la disminución de la amplitud térmica, que proporciona otro elemento de pérdida de riqueza.

Dos aspectos en relación a la conservación se deben tener en cuenta. Por un lado, la región contiene las zonas de mayor riqueza de aves (Rabinovich y Rapoport, 1975), por lo tanto, podría ser desplazado un número importante de especies por los procesos de aridez y desertificación. Por otro, las tendencias de las últimas décadas fueron espacialmente heterogéneas (Minetti et al, 2003), con lo cual es necesario establecer efectos sobre áreas puntuales como la Selva Misionera, las Yungas y ambientes costeros particulares como los Talaes Bonaerenses entre otros. La posible reducción de la superficie ocupada por estos ambientes agrava el problema debido al patrón área/nº de especies ya mencionado.

CONCLUSIÓN

Este trabajo tenía como objetivo realizar un análisis exploratorio de la relación entre las aves y el clima, a los fines de establecer algunas problemáticas de conservación

esperables debido al cambio climático. A continuación se exponen algunas conclusiones generales:

- (1) Los resultados y patrones establecidos en diversos trabajos indicarían que los cambios del clima observados en las distintas regiones del país, implicarían una posible disminución de la riqueza de especies, especialmente por los procesos de aridez.
- (2) Es necesario constatar mediante trabajo de campo algunos patrones de la relación riqueza de aves y clima para ajustar los posibles efectos y planificar estrategias de conservación.
- (3) A nivel regional es necesario realizar un nuevo análisis del patrón de distribución de la riqueza de especies de aves passeriformes, en función de las variables energéticas del clima (e.g. AEP y NDVI) para el país. También se precisa estudiar los patrones de distribución de las aves no-passeriformes para determinar su relación con el clima.
- (4) A diferencia de lo que ocurre en otros continentes, hay una ausencia en el país de bases de datos y seguimiento de aves a largo plazo y gran escala, para implementar una estrategia de conservación frente al cambio climático, se debería establecer una red de monitoreo nacional que permita evaluar los cambios observados.
- (5) Es necesario un desarrollo teórico adecuado que brinde las herramientas para una correcta interpretación de los cambios observados y la causalidad de los mismos.

AGRADECIMIENTOS

A E. Ginestra y K. Alleva por la lectura y corrección del manuscrito y a V. Cueto por facilitarme sus trabajos.

BIBLIOGRAFÍA

- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R. y HARPER, J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystem*. Blackwell Publishing.
- BÖHNING-GAESE, K. y LEMOINE, N. 2004. Importance of climate change for the ranges, communities and conservation of birds. Pp. 211-233 en Moller, A, W Fiedler y P Berthold., 2004. (eds). *Birds and climate change*. Advances in ecological research. Volumen 35. Elsevier Academic Press.
- CODY, M.L. 1975. Towards a theory of continental species diversities. Pp. 214–257 en Cody ML y JM Diamond., 1975. (eds) *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Cambridge.
- CODY, M.L. 1996. Introduction to long-term community ecological studies [1]. Pp. 22-36 en Cody, ML y JA Smallwood. (eds). *Long-term studies of vertebrate community*. Blackwell Publishing.
- COLLINS, J. 1986. Evolutionary ecology and the use of natural selection in ecological theory. *J His Biol.* 19: 257-88.
- CRICK, H.Q. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 46-56
- CUETO, V.R. 2006. Escala en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero*. 21 (1): 1-13.
- CUETO, V.R. y LÓPEZ DE CASENAVE, J. 1999. Determinants of birds species richness: role of climate and vegetation structure at regional scale. *J Biogeogr* 26: 487-492.
- CUETO, V.R. y LÓPEZ DE CASENAVE, J. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *Willson Bull* 112: 395-402.
- CURRIE, D.J.; MITTELBAACH, G.G.; CORNELL, H.V.; FIELD, R.; GUÉGAN, J.F.; HAWKINS, B.A.; KAUFMAN, D.M.; KERR, J.T.; OBERDORFF, T.; O'BRIEN E. y TURNER. J.R.G. 2004. Predictions and test of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. *Ecol Letters* 7: 1121-1134.

- DUNN, P. 2004. Breeding Dates and Reproductive Performance. Pp. 69-86 en Moller, A, W Fiedler y P Berthold., 2004. (eds). *Birds and climate change*. Advances in ecological research. Volumen 35. Elsevier Academic Press.
- FISHER, R.A., CORBET, A.S. y WILLIAMS, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.*, 12, 42–58.
- GASTON, K.J. y BLACKBURN, T.M. 2006. *Pattern and Process in macroecology*. Blackwell.
- MCCARTY, J.P. 2001. Ecological Consequences of recent climate change. *Cons. Biol.* 15 (2): 320-331.
- HAWKINS, B.A.; PORTER E.E. y FELIZOLA DINIZ-FILHO, J.A. 2003. Productivity and history as predictor of the latitudinal gradient of terrestrial birds. *Ecology* 84 (6): 1608-1623.
- HUTCHINSON, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, 93, 145–159.
- MEHLMAN, D. 1997. Change in avian abundance across the geographic range in response to environmental change. *Ecological Applications* 7(2): 614-624.
- MINETTI, J.L.; VARGAS, W.M.; POBLETE, A.G.; ACUÑA L.R. y CASAGRANDE, G. 2003. Non-linear trends and low frequency oscillations in annual precipitation over Argentina and Chile, 1931-1999. *Atmósfera* 16 (2): 119-135.
- MOLLER, A.; FIEDLER, W. y BERTHOLD, P. 2004. (eds). *Birds and climate change*. Advances in ecological research. Volumen 35. Elsevier Academic Press
- NEWTON, I., 2003. *Population limitation in birds*. Elsevier Academic Press.
- PETERSON, A.T. 2003. Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biol.* 9 (5): 647–655.
- PIANKA, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Am Nat* 100:33–46.
- PRESTON, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology*, 43, 185–215.
- RABINOVICH, J.E. y RAPOPORT, E.H. 1975. Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. *J Biogeogr* 2:141-157.
- RAHBEK, C. y GRAVES, G. 2001. Multiscales assesment of patterns of avian species richness. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 98 (8): 4534-4539.
- ROOT, T. 1988. Energy constrains avian distribution and abundances. *Ecology*. 69 (2): 330-339.
- SAETHER, B.E.; SUTHERLAND, W. y ENGEN, S. 2004. Climate Influences on Avian Population dynamics. P.P. 185-206 En Moller, A, W Fiedler y P Berthold., 2004. (eds). *Birds and climate change*. Advances in ecological research.
- SAYRE, R.; ROCA, E.; SIDAGHATKISSH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S., ROCA, R. y SHEPPARD, S. 2002. *Un enfoque en la naturaleza: Evaluaciones ecológicas rápidas*. The Nature Conservancy.
- SCHEINER, S.M. y WILLIG, M.R. 2008. A general theory of ecology. *Theor Ecol.* 1:21–28.
- SRIVASTAVA, D.S. y LAWTON, J.H. 1998. Why more productive sites have more species: An experimental test of theory using treehole communities. *Am. Nat.*, 152, 510–529.
- THORUP, K.; TOTTRUP, A.P. y RAHBEK, C. 2007. Patterns of phonological changes in migratory birds. *Oecología* 151:697-703.

WRIGHT, D.H. 1983. Species-energy theory: an extension of species–area theory.
Oikos, 41, 496–506.

INDICADORES DEL SUELO COMO APORTE AL CONOCIMIENTO DE SU DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN BOSQUES DE CHUBUT, ARGENTINA.

Evaluation of soil indicators and their importance on the knowledge of the biologic diversity in the forest of Chubut, Argentina.

Diana Noemí Effron, Rosa Lina Defrieri, Gabriela Cristina Sarti, y María Fernanda Tortarolo.

Cátedra de Química General e Inorgánica, Facultad de Agronomía, UBA. Av. San Martín 4453. C1417DSE. Buenos Aires. Argentina.
effron@agro.uba.ar

RESUMEN

A nivel mundial, los bosques poseen un enorme potencial para mitigar el cambio climático global ya que cumplen un rol fundamental en la retención de carbono y en la conservación de la mayor parte de la biodiversidad genética, animal y vegetal. El conocimiento integral de estos ecosistemas permitirá desarrollar estrategias de manejo que mantengan y protejan la calidad del suelo forestal, contribuyendo así a su preservación. Los distintos tipos de cubiertas vegetales y especialmente las especies arbóreas dominantes, afectan las propiedades químicas, microbiológicas y bioquímicas de los suelos. Estas características se utilizan como indicadores potenciales de su calidad y debido a su complejidad, es necesario utilizar varios parámetros para determinar la calidad del mismo.

El objetivo de este trabajo es evaluar la influencia en el suelo de dos especies arbóreas, una nativa: Radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y otra implantada: Roble europeo (*Quercus robur* L) sobre los valores de algunas propiedades bioquímicas y microbiológicas del mismo. El sitio de investigación se encuentra en la Estación Forestal INTA de Trevelín, Chubut, Argentina. En las muestras extraídas de estos bosques se determinó: materia orgánica, actividad de las enzimas fosfatasa ácida, β glucosidasa, proteasas y dehidrogenasa, como así también los recuentos microbianos (flora bacteriana total, amilolíticos, actinomices y hongos) y en las hojas senescentes de las especies forestales, se evaluó el contenido de fósforo, nitrógeno, lignina y celulosa.

Para el suelo debajo de la especie roble, se encontraron los valores más elevados de la actividad de fosfatasa ácida, β glucosidasa, proteasa, el mayor contenido de materia orgánica y el mayor número de microorganismos viables cultivables de flora bacteriana total y amilolíticos. Estos resultados contribuyen a corroborar la influencia que tienen las especies arbóreas sobre las propiedades de los suelos forestales y de este modo, permiten planificar un manejo sustentable de los mismos.

Palabras clave: actividad enzimática, microorganismos, radal, roble europeo.

SUMMARY

At world level, the forests possess an enormous potential to mitigate the global climatic change since they complete a fundamental rol in the retention of carbon and the conservation of most of the genetic biodiversity, animal and vegetable. The integral knowledge of these ecosystems will allow to develop handling strategies that maintain and protect the quality of the forest floor, contributing this way to its preservation. The different types of vegetable covers and especially the dominant forest species, affect the

chemical, biochemical and microbiology properties in soils. These characteristics are used as potential indicators of their quality and due to their complexity, it is necessary to use several parameters when the quality of the same one is evaluated.

The objective of this work was to evaluate the influence in the soil of two forest species, a native one: Radal (*Lomatia hirsuta* Diels) and another implanted: European oak (*Quercus robur* L) through the values of some chemical, biochemical and microbiology properties in soil. The investigation place is the Forest Station INTA of Trevelín, Chubut, Argentina. The analytic determinations to be carry out in the soil samples were: Organic matter, activities of acid phosphatase, β -glucosidase, proteases and dehydrogenase enzymes, microbial counts (bacterial community, amilolitics, actinomyces and fungus), the analytic determinations to be carry out in the senescent leaves of the forest species were: phosphorous, nitrogen, lignin and cellulose.

The soil under the specie oak, showed the highest values in the activity of acid phosphatase, β -glucosidase and proteases enzymes, the biggest content of organic matter and the number of bacterial community and amilolitics. These results contribute to corroborate the influence that the forest species have about the properties of the forest soils and this way, they allow to plan a sustainable handling of the same ones.

Key words: enzyme activities, microorganisms, radal, european oak.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales guardan la mayor parte de la biodiversidad genética vegetal y animal, valiosa en términos económicos y ambientales para lo cual debe propenderse a su subsistencia. Los bosques regulan las cuencas hídricas, protegen el suelo de la erosión, generan oxígeno y absorben dióxido de carbono (gas que es el principal causante del efecto invernadero), por lo tanto estos ecosistemas juegan un importante papel en el cambio climático. En nuestro país, los bosques han sufrido y siguen sufriendo un constante deterioro, por ello el tema abordado es prioritario.

El suelo es un sistema biológico, complejo y dinámico (Nannipieri *et al.*, 2003). La calidad de este sistema suelo depende de un conjunto de propiedades físicas, químicas y biológicas (Kennedy y Papendick 1995; Nannipieri *et al.*, 2003). Las características microbianas y bioquímicas se utilizan como indicadores potenciales de su calidad. La razón de su utilización se debe a que los microorganismos del mismo están involucrados en muchos procesos bioquímicos y en los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo, entre otros nutrientes (Buckley y Schmidt, 2003; Clabrix *et al.*, 2007). Estas comunidades de microorganismos participan en diferentes procesos como la liberación de nutrientes en formas disponibles para las plantas, la descomposición de materiales tóxicos, la dinámica de la materia orgánica y la estructura del suelo. Si bien la biomasa microbiana representa sólo una pequeña proporción del carbono total del suelo (0.1–5% (Robert y Chenu, 1992; Clabrix *et al.*, 2007), se caracteriza por su rápido retorno, comparado con otros componentes de la materia orgánica (Sparling *et al.*, 1998), de allí la importancia de su determinación. Existe creciente interés en el conocimiento de estos parámetros a la luz de los cambios ambientales globales producidos, ya que los mismos podrían utilizarse en la planificación de estrategias de manejo forestal sustentable, de tal manera de disminuir las pérdidas de capacidad productiva de estos suelos y mantener su diversidad biológica.

Una de las características propias de la mayor parte de los ecosistemas forestales es el desarrollo sobre el suelo de una cubierta forestal que resulta de la caída de las hojas, ramas, cortezas y frutos. Se ha demostrado que la acumulación de materia orgánica por incorporación de estos restos vegetales puede ser considerable y la formación de humus

que se origina es un factor importante en la formación del suelo (Van Wesemael, 1993; Jimenez *et al.*, 2004; Ayres *et al.*, 2006). La tasa a la cual se descomponen los restos vegetales que se incorporan al suelo depende de factores ambientales y de las diferentes especies forestales (Prause, 1997; Defrieri *et al.*, 2008).

La descomposición biótica de la materia orgánica no puede ser entendida sin la participación activa de los procesos llevados a cabo por enzimas (Dilly y Nannipieri 1998). Las enzimas son proteínas cuyo papel es catalizar las reacciones químicas en los sistemas vivos y actúan sobre sustratos específicos transformándolos en productos necesarios para los ciclos biológicos. Los organismos y las plantas liberan enzimas al suelo por secreción y por lisis celular después de su muerte; un bajo porcentaje de estas proteínas quedan inmovilizadas y estabilizadas en interacción con los diferentes componentes de la fase sólida del suelo, como arcillas, moléculas orgánicas y complejos órgano-minerales (Joinville *et al.*, 2004; Cerón Rincón y Melgarejo Muñoz, 2005). Dentro del conjunto de las enzimas, las que son consideradas extracelulares (proteasa, β glucosidasa y fosfatasa ácida), constituyen una medida del potencial que tiene el suelo de llevar adelante los procesos responsables de la liberación de nutrientes para las plantas y microorganismos a través de la transformación y degradación de la materia orgánica (Nannipieri, 1994; Allison y Vitousek, 2005). Estas enzimas son las relacionadas con la mineralización de nutrientes, cuyos productos finales son imprescindibles para la nutrición vegetal. La actividad enzimática depende del tipo de cubierta vegetal y está vinculada a la etapa de descomposición de los residuos orgánicos (Bergstrom y Monreal 1998; Boerner *et al.*, 2005; Cerón Rincón y Melgarejo Muñoz 2005).

Desde un punto de vista bioquímico y microbiano, el estado de un suelo puede evaluarse por la medición de variables asociadas a la comunidad microbiana (Trasar-Cepeda *et al.*, 1998; Bastida *et al.*, 2006). Los parámetros tales como la biomasa microbiana brindan información de la medida de estas comunidades, mientras que otros están relacionados a la actividad general, tales como respiración, actividad de la dehidrogenasa, o específicamente relacionados con el ciclo de los elementos en el suelo, tal es el caso de la ureasa, fosfatasa y β glucosidasa (García *et al.*, 2002). La ventaja de la utilización de estos parámetros reside en su sensibilidad a los cambios (Nannipieri *et al.*, 1990; Dick y Tabatabai, 1993). Sin embargo, debido a la complejidad bioquímica y microbiológica del suelo, es necesario utilizar varios parámetros cuando se evalúa el estado bioquímico y microbiano (Bastida *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia en el suelo de dos especies arbóreas: radial (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L) sobre los valores de algunas propiedades bioquímicas y microbiológicas del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El sitio de investigación se encuentra en la Estación Forestal INTA de Trevelín, ubicada en la Colonia 16 de Octubre, Departamento Futaleufú, Provincia de Chubut, Lat. 43° Sur, Longitud 71° 31' Oeste, altitud 470 m s.n.m. La superficie de la estación experimental es de 3020 ha. y en ella hay extensas superficies de bosque nativo y numerosas parcelas experimentales implantadas con diversas especies.

Los suelos de la Estación Forestal de Trevelín están clasificados como Andisoles. Estos suelos se caracterizan por la presencia de aluminosilicatos amorfos (alófano e imogolita), alta capacidad de almacenamiento de agua y altos contenidos de materia orgánica (Warkentin y Maeda, 1980; La Manna *et al.*, 2006). El material originario está

compuesto por cenizas volcánicas mezclado con material coluvial. El material volcánico fue transportado por el viento desde sus fuentes de emisión (volcanes) y distribuido sobre el paisaje, modelado principalmente por la acción glaciaria y formando un manto de espesor variable según la exposición, pendiente y precipitación de cada sitio (Colmet Daage *et al.*, 1988; Irisarri y Mendía 1997). El clima se caracteriza por tener precipitaciones promedio de 942 mm anuales, produciéndose el 80.6 % de las mismas entre los meses de abril y setiembre. La temperatura máxima media anual es de 15.7°C y la mínima media anual de 3.4°C. En los meses de diciembre y febrero ocurre anualmente sequía temporaria, que afecta a varias especies forestales en su crecimiento y desarrollo

Diseño experimental

En el sitio de investigación se tomaron muestras de suelo ubicadas en pie de colina de suave pendiente de una fracción de bosque nativo con una especie dominante: radal (*Lomatia hirsuta* Diels.) y una parcela implantada con roble europeo o de eslavonia (*Quercus robur* L).

Las muestras de suelo se tomaron a la profundidad de 0-10 cm, seleccionando al azar 10 árboles de cada una de las especies con portes similares (diámetro a la altura de pecho y un buen estado sanitario). Las mismas fueron extraídas debajo de cada árbol de las distintas especies forestales y a una misma distancia del tronco de los árboles seleccionados, para evitar la heterogeneidad espacial y a una distancia de por lo menos de 5 m de los bordes de cada sitio estudiado.

Dichas muestras se obtuvieron en octubre del año 2008. Las muestras húmedas se guardaron en bolsas plásticas que se mantuvieron refrigeradas a 4°C hasta su análisis en el laboratorio y fueron tamizadas por malla de 2 mm. Las determinaciones analíticas se realizaron por triplicado sobre cada una de las 20 muestras de suelo ubicado debajo de cada especie arbórea. Los resultados se expresaron en base a suelo secado a 105°C hasta peso constante.

Determinaciones analíticas realizadas en las muestras de suelo y hojas senescentes:

- Actividad de la dehidrogenasa según técnica de Gong (1996).
- Actividad de la fosfatasa ácida: según técnica de Dick *et al.*, (1996) (sin el agregado de tolueno).
- Actividad de proteasas: según técnica modificada por Dilly y Munch (1996).
- Actividad β - glucosidasa según técnica de Dick *et al.*, (1996).
- Materia orgánica según técnica de Nelson y Sommers (1982).
- Lignina y celulosa foliar según técnica de Van Soest y Goering (1970).
- Recuentos de flora heterótrofa total, amilolíticos, actinomices y hongos según Frioni (1990).

Análisis Estadístico

Los datos fueron analizados mediante un análisis de varianza de una vía. Previamente se comprobó la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianza. Las diferencias entre medias de tratamientos fueron determinadas mediante el test de Tukey ($p < 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis estadístico de los datos de las actividades enzimáticas (fosfatasa ácida, β glucosidasa y proteasa) indica que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre

ellos, encontrándose los mayores valores en el suelo debajo de la especie roble con respecto a la especie arbórea radal.

La medición de la actividad de enzimas intracelulares como el complejo dehidrogenasa, sería una forma de evaluar la actividad oxidativa total de la célula y por lo tanto, constituiría una medida de la actividad de la población de microorganismos viables (Beyer *et al.*, 1993). En nuestro trabajo, no se obtuvieron diferencias significativas en los casos estudiados.

Para el suelo debajo de la especie roble, se encontró una alta correlación entre los valores de las actividades enzimáticas (fosfatasa ácida, β glucosidasa, proteasa) y el contenido de materia orgánica proveniente principalmente de la descomposición de la hojarasca. Este resultado podría explicarse teniendo en cuenta que estas enzimas de naturaleza extracelular participan en la transformación y ciclado de los nutrientes fósforo, carbono y nitrógeno respectivamente, siendo mayor su actividad en aquel suelo que aporta mayor contenido de los mismos (Tabla 1, Figura 1). Por otra parte, el mayor contenido en materia orgánica contribuiría a la estabilización de estas enzimas extracelulares a través de la formación de complejos con las arcillas del suelo (Burns 1982; García *et al.*, 1994).

Tabla 1. Actividad fosfatasa ácida, β glucosidasa, proteasa y dehidrogenasa en los suelos debajo de las especies radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

Actividades Enzimáticas	Radal (<i>Lomatia hirsuta</i> Diels)	Roble (<i>Quercus robur</i> L)
Fosfatasa ácida ($\mu\text{g p-nitrofenol. g}^{-1}\text{.h}^{-1}$)	522b	1034a
β glucosidasa ($\mu\text{g p-nitrofenol/g suelo}$)	421b	590a
Proteasa ($\mu\text{g tirosina. g}^{-1}\text{h}^{-1}$)	411b	610a
Dehidrogenasa ($\mu\text{g formazán/ g suelo}$)	118a	115a

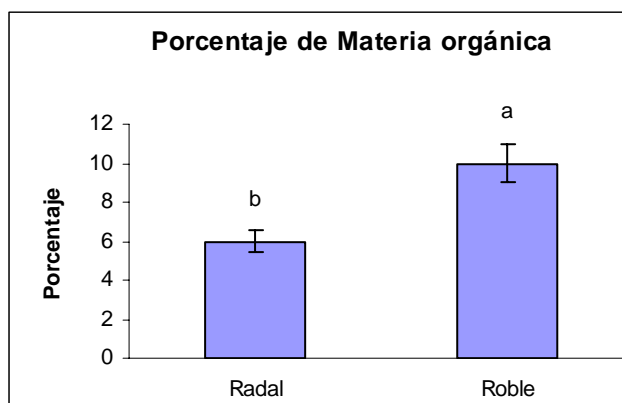


Figura 1. Contenido de materia orgánica para los suelos debajo de las especies arbóreas radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L) . Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

Los valores obtenidos para el contenido de fósforo y nitrógeno en hojas senescentes y el contenido de materia orgánica en suelo, son significativamente mayores en el caso de las hojas y suelo debajo de la especie roble con respecto a la especie radal (Figura 1, Figura 2, Figura 3).

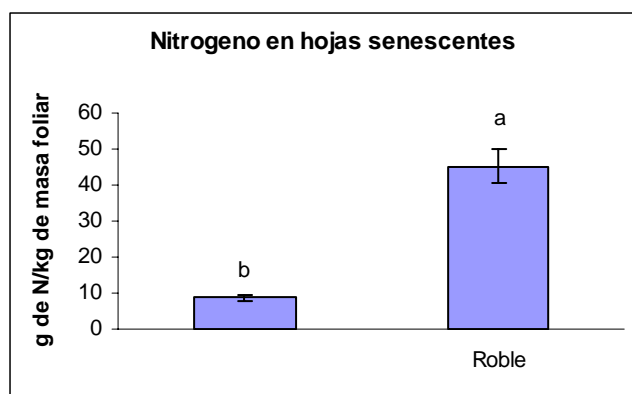


Figura 2. Contenido de nitrógeno en hojas senescentes pertenecientes a las especies arbóreas radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

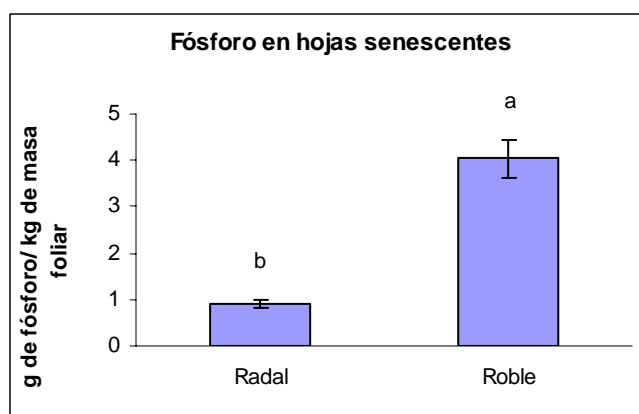


Figura 3. Contenido de fósforo en hojas senescentes pertenecientes a las especies arbóreas radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

El mayor aporte de residuos vegetales ricos en nutrientes como carbono, fósforo y nitrógeno estimularía el desarrollo de un mayor número de microorganismos viables en el caso de roble (Tabla 2 y Figura 1).

Tabla 2 Número de microorganismos viables cultivables para los suelos debajo de las especies arbóreas radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L).

	Radal U.F.C/g suelo	Roble U.F.C/ g suelo
Flora bacteriana total	$7.0 \cdot 10^{12}$	$5.5 \cdot 10^{18}$
Amilolíticos	$3.0 \cdot 10^3$	$1.1 \cdot 10^6$
Hongos	$1.7 \cdot 10^4$	$1.5 \cdot 10^4$
Actinomices	$1.3 \cdot 10^6$	$3.6 \cdot 10^3$

U.F.C.: Unidades Formadoras de Colonias

Este aumento en el número de microorganismos originaría un aumento en la actividad microbiana que a su vez produciría un aumento en la producción de las enzimas fosfatasa ácida, β Sin embargo, en nuestro trabajo no se pudo relacionar la actividad del complejo dehidrogenasa con los mayores recuentos microbianos encontrados.

El porcentaje de lignina y celulosa foliar es marcadamente menor en el caso de roble (Figura 4 y 5), lo cual condice con el aumento en número de microorganismos (especialmente bacterias) asociados a este suelo.

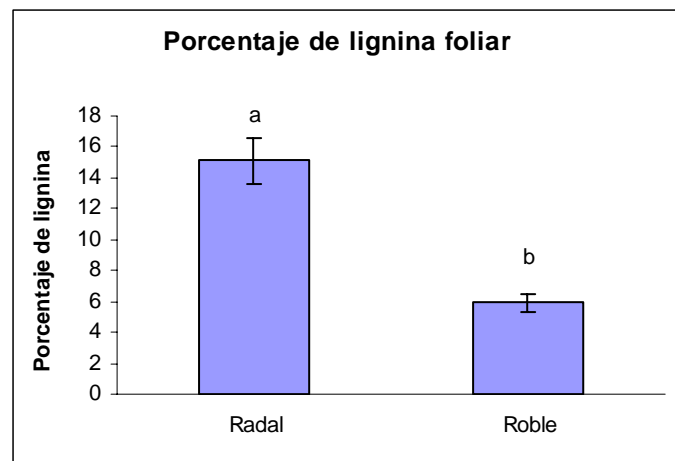


Figura 4. Contenido de lignina en hojas senescentes pertenecientes a las especies radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

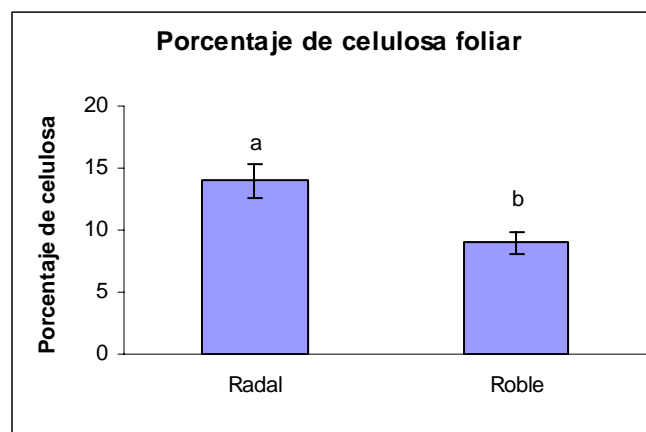


Figura 5. Contenido de celulosa en hojas senescentes pertenecientes a las especies arbóreas radal (*Lomatia hirsuta* Diels) y roble europeo (*Quercus robur* L). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre especies.

La velocidad de descomposición del material vegetal y consecuente producción de materia orgánica se ve favorecida en el caso de roble, ya que es la especie que posee menor contenido de lignina (siendo este el compuesto aromático más abundante en la naturaleza, y uno de los más recalcitrantes).

La menor proporción de compuestos recalcitrantes que se asocian con una mayor cantidad de fuentes carbonadas de fácil acceso, estimularía el desarrollo de la flora

microbiana en su conjunto y particularmente de las bacterias, quienes competitivamente son las que se desarrollan con mayor rapidez cuando las fuentes carbonadas y nitrogenadas están disponibles. Este aumento en el número de microorganismos, también se relacionaría con un aumento en la actividad microbiana y posterior liberación de enzimas extracelulares.

CONCLUSIONES

Para el suelo debajo de la especie roble, se encontraron los valores más elevados de la actividad de fosfatasa ácida, β glucosidasa, proteasa, el mayor contenido de materia orgánica y el mayor número de microorganismos viables cultivables de flora bacteriana y amilolíticos. Estos resultados contribuyen a corroborar la influencia que tienen las especies arbóreas sobre las propiedades de los suelos forestales y de este modo, permite planificar un manejo apropiado de los mismos.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLISON, S.D. and VITOUSEK, P.M. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biol. Biochem.* 37: 937-944.
- AYRES, E.; DROMPH, K.M. and BARDGETT, R.D. 2006. Do plant species encourage soil biota that specialise in the rapid decomposition of their litter? *Soil Biol. Biochem.* 38: 183-186.
- BASTIDA, F.; MORENO, J.L.; HERNÁNDEZ, T. and GARCÍA, C. 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biol. Biochem.* 38, 3463-3473.
- BASTIDA, F.; KANDELER, E.; MORENO, J.L.; ROS, M.; GARCÍA, C. and HERNÁNDEZ, T. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.* 40: 318-329.
- BERGSTROM, D.W. and MONREAL, C.M. 1998. Increased soil enzyme activities under two row crops. *Soil Sci. Am.J.* 62: 1295-1301.
- BOERNER, R.E.J.; BRINKMAN, J.A. and SMITH, A. 2005. Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of a burned and unburned hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.* 37: 1419-1426.
- BUCKLEY, D.H. and SCHMIDT, T.M. 2003 Diversity and dynamics of microbial communities in soils from agro-ecosystems. *Environ. Microbiol.* 5: 441-452.
- BURNS, R.G. 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423-427.
- CLABRIX, R.; BARRAY, S.; CHABRERIE, O.; FOURRIE, L. and LAVAL, K. 2007. Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Appl. Soil Ecol.* 35 511-522.
- DEFRIERI, R.L.; EFFRON, D.; JIMENEZ, M.P. y PRAUSE, J. 2008. Influencia de especies forestales sobre la actividad de las enzimas fosfatasa ácida y proteasas en un suelo de bosque. *Ci. Suelo* 26: 177-182.
- CERÓN RINCÓN, L. y MELGAREJO MUÑOZ, L.M. 2005. Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad. *Acta biológica colombiana* 10: 5-18.
- COLMET D'ÂAGE, F.; MARCOLIN, A.; LÓPEZ, C.; LANCIOTTI, M.; AYESA, J.; BRAN, D.; ANDENMATTEN, E.; BROQUEN, P.; GIRARDIN, J.; CORTÉS, G.; IRISARRI, J.; BESOAIN, E.; SADZAWKA, A.; SEPÚLVEDA, G.; MASSARO, S.; MILLOT, G. y BOULEAU, P. 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. Bariloche. Convenio INTA-ORSTOM S. C. de Bariloche, Río Negro. 167 pp.

- DICK, W.A. and TABATABAI, M.A. 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. En: Metting, F.B. (Ed.), *Soil Microbial Ecology: Application in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, New York, pp. 95–125.
- DICK, R.P.; BREAKWELL, D.P. and TURCO, R.F. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. En: Doran, J.W.; A.J Jones.(Eds.). *Methods for assessing soil quality, SSSA Special Publication N° 49, Madison, Wisconsin*, pp. 247-272.
- DILLY, O. and MUNCH, J.C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a Black Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth). *Forest. Soil Biol. Biochem.* 28: 1073-1081.
- DILLY, O. and NANNIPIERI, P. 1998. Intracellular y extracellular enzye activity in soil with reference to elemental cycling. *Z.Pflanzenernahr. Bodenk* 161: 243-248.
- FRIONI, L. 1990. Ecología Microbiana del Suelo. Dpto de Publicaciones y Ediciones de la Universidad de la República. Montevideo. Uruguay.
- GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. y COSTA, F. 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1185-1191.
- GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; ROLDÁN, A and MARTÍN, A. 2002. Effect of plant cover decline on chemical microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biol. Biochem.*34: 635-642.g
- GONG, P. 1996. Dehidrogenase activity in soil: a comparison between the TTC and INT assay under their optimum conditions. *Soil Biol. Biochem.* 29: 211-214.
- IRISARRI, J. y MENDÍA, J. 1997. Relaciones suelo-paisaje en la evaluación de la potencialidad forestal de la región central andino-patagónica, Argentina. *Bosque* 18(1): 21-30.
- JIMÉNEZ, M.P.; EFFRON, D.; DEFRIERI, R.L.; TORTAROLO, M.F. y DE LA HORRA, A.M. 2004. Vinculación de las actividades de las enzimas β - glucosidasa y proteasa con distintas formas de C y N en un suelo nativo de bosque. En: *Biología del suelo. Transformaciones de la materia orgánica, usos y biodiversidad de los organismos edáficos*. M A Monzón; IE García de Salamone Y SS Miyasaki. 400pp Editorial Facultad de Agronomía. U.B.A.
- JOINVILLE, S.; REVAULT, M.; QUIQUAMPOIX, H. and BARON, M.H. 2004. Structural effects of drying and rehydration for enzymes in soils: kinetics-FTIR analysis of chymotrypsin absorbed on montmorillonite. *Journal of Colloid and Interface Science* 273: 414-425.
- KENNEDY, L. and PAPENDICK, M. 1995. Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 50: 243-248.
- LA MANNA, L; V ALONSO; C BUDUBA; M DAVEL; C PUENTES. Y J IRISARRI. 2006. Contenido de materia orgánica del suelo en la Región Andino Patagónica: comparación entre métodos analíticos. *XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Salta y Jujuy, Formato digital.
- NANNIPIERI, P.; GREGO, S. and CECCANTI, B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soils. En: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.), *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York, pp. 293–355.
- NANNIPIERI, P. 1994. The potential use of soil enzyme as indicators of productivity, sustainability and pollution. En: Pankhurst, CE; BM Doube; VVSR Gupta; RP Grace. (Eds.). *Soil Biota: Management in sustainable farming systems*. CSIRO, Victoria, Australia, pp. 238-244.

- NANNIPIERI, P.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M.T.; LANDI, L.; PRIETRAMELLARA, G. and RENELLA, G. 2003. Microbial diversity and soils functions. *European Journal of Soil Science* 54: 655-670.
- NELSON, D.W. and SOMMERS, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. Pp539-579. En A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2*. 2da edn. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Madison, USA.
- PRAUSE, J. 1997. Aporte de las principales especies forestales a la dinámica de la materia orgánica y los nutrientes en un monte nativo del Parque Chaqueño Húmedo. Tesis Magister Ciencias del Suelo. Facultad de Agronomía. U.B.A.
- ROBERT, M. and CHENU, C. 1992. En: Stotzky, G y JM Ballag, (Eds.). Interaction between soil minerals and microorganisms. *Soil Biochem.* 7, 307-403.
- SPARLING, G.; VOJVODIC-VUKOVIC, M. and SCHIPPER, L.A. 1998. Hot-water soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1469-1472.
- TRASAR-CEPEDA, C.; LEIROS, C.; GIL-SOTRES, F. AND SEOANE, S. 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils* 26: 100-106.
- VAN SOEST, P.J. and GOERING, H.K. 1970 Forage Fiber Analysis (Apparatus, Reagents, Procedures and some Applications). Agr. Handbook N°379. Agric. Res. Serv., USDA, Washington, DC, 200 pp .
- VAN WESEMAEL, L. 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some mediterranean forest in southern Tuscany. *For. Ecol. Manage.* 57: 99-114.
- WARKENTIN, B. and MAEDA, T. 1980. Physical and mechanical characteristics of Andisols. En: Theng, B.K. (Ed.). *Soil with variable charge*. New Zealand Society of Soil Science: 281-301.

EL PARAGUAY ANTE LOS DESAFÍOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO: EVALUACIÓN DE LA SITUACIÓN ACTUAL Y PERSPECTIVAS

The Climate Change in Paraguay: a evaluation of actual situation and perspectives

María Fátima Mereles Haydar¹, Sonia Delphin¹ y Carlos Romero¹

Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay. Dirección/Adress: Calle Ezequiel González Alsina, (Road) N° 259, Asunción.
fmereles@wwf.org.py

RESUMEN

El Paraguay, pequeño país de unos 406.500 km², se encuentra ubicado en el centro de América del Sur; no sufre básicamente problemas de emisiones a causa de industrias que colaboran sustancialmente con el cambio climático global; su principal actividad es la agrícola-ganadera, mecanizada en gran parte de ambas regiones naturales: Oriental y Occidental o Chaco. Como consecuencia de las mencionadas actividades, el país obtuvo a fines de la década de 1980 y principios de 1990 la tasa de deforestación más alta del mundo, llegando a unas 500.000 has/año. Las razones fueron varias, mencionándose entre las más importantes: la vigencia del Estatuto Agrario que considera a los sistemas boscosos como improductivos; la corrupción e impunidad vigentes, lo cual incentivó el incumplimiento de las leyes, entre ellas la Forestal 422/73; el cambio de uso de suelo forestal a ganadero en una región en donde se concentra el 94-95% de la población del país, con grandes problemas de desigualdad en la tenencia de las tierras; entre las razones más importantes. Como consecuencia de ello se deforestaron en la región Oriental unas 7 millones de has en 40 años, diezmando prácticamente los bosques de naturaleza sub-tropical, los más ricos en biodiversidad del país, llegando a un estado de simples fragmentos completamente inconexos entre sí, afectando a una gran parte de los humedales existentes bajo esa cobertura forestal y poniendo en peligro la recarga de las napas freáticas altas y acuíferos, incluido el Guaraní, con serios riesgos para el futuro del agua en esta región del país. En este trabajo se analizan las consecuencias del estado de conservación de estos bosques y sus efectos sobre el clima de la región, de cara a los cambios que ya se observan como consecuencia del aumento del CO₂ atmosférico y sus efectos.

Palabras clave: Paraguay, cambio climático, deforestación, paisajes, bosque.

SUMMARY

Paraguay, a small country of about 406,500 km² located in the middle of South America, doesn't have emission problems as consequence of industries to collaborate with global climate change. Its main activity is agriculture-cattle, mechanized in a large part of both natural regions: Eastern and Occidental or Chaco. As a result of those activities, the country suffered in the late 80s and early 90s, the highest deforestation rate in the world, reaching 500,000 ha/year. The reasons were many, listing among the more important: the coming into force of the Agrarian Statute, that considers at forest systems as unproductive; corruption and impunity, which encouraged the breaking of laws, including the Forestal 422/73; the change of forestal land use to cattle use in a region where it is concentrated 94-95% of the population of the country with big problems of inequality in land ownership. Therefore, in the Eastern Region around 7

million hectares, in 40 years, were deforested destroying the sub-tropical forests, the richest in biodiversity in the country, reaching a state of simple fragments completely unconnected to each other. The latter affected a large portion of wetlands, that existed under forest cover, and endangered ground water recharge and aquifers, including the Guarani, providing serious risks for the future of water in this region of the country. This paper analyzes the consequences of the conservation status of these forests and their effects on the climate of the region towards the changes already observed as a consequence of increased atmospheric CO₂ and its effects.

Key words: Paraguay, climate change, deforestation, landscapes, forest.

INTRODUCCIÓN

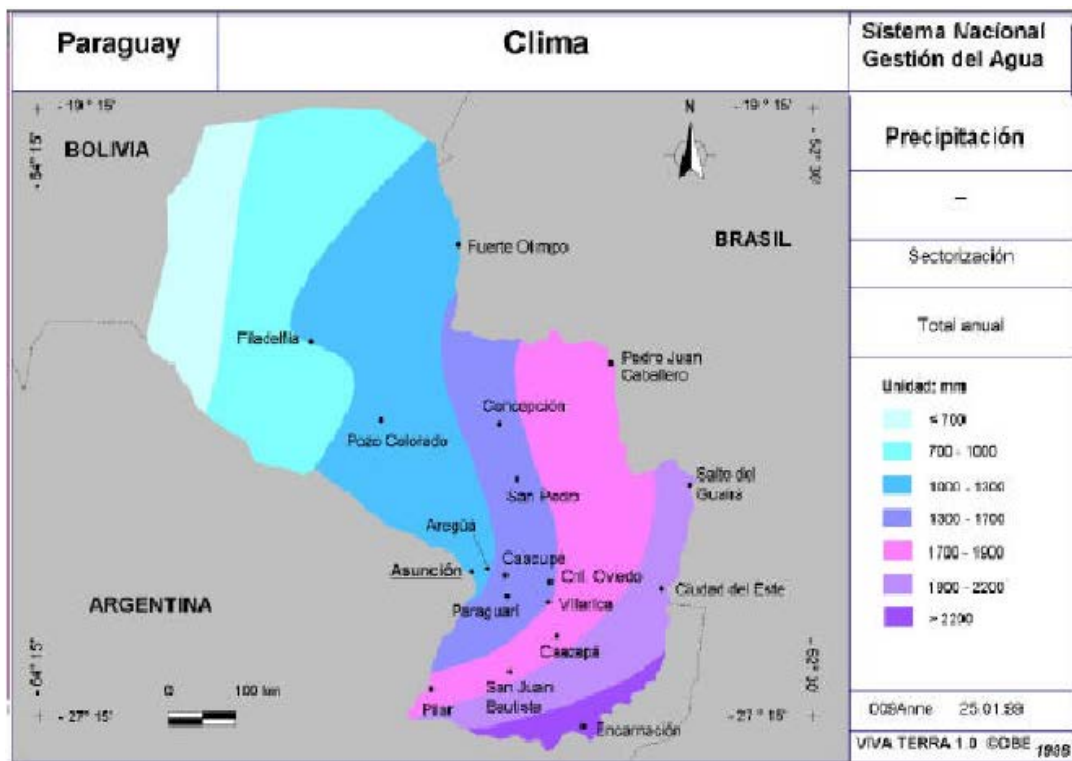
El Paraguay, país mediterráneo, se encuentra ubicado en el centro de América del Sur; tiene una superficie aproximada de 406.500 km² y dos regiones naturales bien diferenciadas: la Occidental o Chaco y la Oriental. El clima es sub-tropical en su mayor parte, con una franja tropical, con heladas en invierno y temperaturas bajo cero en algunas áreas, siendo la temperatura promedio de unos 23°C; sus isoyetas van desde 1800-2000 mm de precipitación en años más húmedos hasta 400-500 mm de precipitación en el extremo noroeste de la región chaqueña. Toda la superficie del país se encuentra dentro de la cuenca del Río de la Plata. La región Oriental cuenta con una red hídrica muy rica, tributaria de los dos grandes ríos que la limitan: el Paraguay y el Paraná. Esta última región ha sufrido una intensa deforestación en los últimos 40 años, reduciéndose la cobertura boscosa en forma paulatina y llegándose a la suma aproximada de unas 7 millones de has de pérdida boscosa a nuestros días. Debido a esta intensa deforestación, el Paraguay ha justificado (Facetti *et al.*, 2004) y obtenido, en los últimos años, la Ley 3663/08 en su última extensión de moratoria al cambio de uso del suelo forestal a otras actividades consideradas más productivas únicamente en la región Oriental del país (conocida como Ley de Deforestación Cero). Con la vigencia de esta ley se ha logrado reducir drásticamente durante los primeros años la tasa de deforestación. En su aplicación, esta Ley obtuvo un 85% de eficiencia, lo que ha impulsado nuevamente a las autoridades a insistir en la recuperación de al menos parte de la cobertura perdida, esta vez en forma de corredores biológicos, intentado combinar la producción local con la conservación de las áreas boscosas perdidas.

Este trabajo tiene por objetivos: dar a conocer la situación actual de los bosques en ambas regiones naturales del país, con énfasis en la región Oriental, las consecuencias que la deforestación ha producido en esta última, sus efectos sobre las nacientes de agua y los humedales aledaños; los cambios de matrices producidos en el paisaje; las perspectivas futuras a corto, mediano y largo plazo; las expectativas que se tienen en vistas al fenómeno del cambio climático global; y el rol de las nuevas estrategias de conservación que se están intentando aplicar, de cara a la recomposición del paisaje perdido, en vista a la acumulación de los gases de efecto invernadero en la atmósfera y que nos afecta a todos.

Área de estudio

Se describen someramente ambas regiones naturales del país (Figura 1).

Figura 1. Precipitación Media Anual en mm. Fuente: Tierra Viva



a-Región Occidental o Chaco: en esta se han guardado algunas áreas prístinas especialmente al norte de la región; desde el centro hacia los extremos norte, noreste, este, noroeste y oeste por encima del paralelo 22° S, se tiene la gran Reserva de Biosfera del territorio (7 millones cuatrocientas mil ha). El centro y sus expansiones inmediatas se encuentran muy afectados por el cambio de uso del suelo de las colonias Mennonitas, habitantes mayoritarios y con mayor poder económico. Además, en los últimos años, la penetración de nuevos propietarios, especialmente brasileros hacia el centro este, norte y noreste, impacta con el cambio de uso del suelo forestal y agroganadero.

Por la aparición, desde la década de 1920 en adelante, de los primeros contingentes Mennonitas, se inicia, en un lento proceso, el cambio de uso de suelo forestal cada día con una mayor demanda dado el aumento poblacional. Las colonias Mennonitas son tres, (Ferheim, Neuland y Loma Plata) y constituyen una importante fuente de ingresos fiscales al país, siendo una de las cuencas lecheras más importantes, con productos de exportación de alta competitividad. Estos grupos, hasta la década del 2000, fueron los que han generado el mayor impacto ecológico negativo.

En los últimos años, grupos de inversionistas, y en casos muy raros inmigrantes de países vecinos especialmente Brasil, han comprado tierras para aumentar las fronteras agropecuarias.

b. Región Oriental: esta ha perdido unas 7 millones de ha. de bosques en 40 años o más, más particularmente en las áreas boscosas del norte, centro este y sureste de la región. En un principio, el cambio fundamental fue debido a la ganadería, prácticamente la responsable de la gran deforestación en la región, hasta que en los últimos años de 1960 y la década de 1970 se inician las campañas de plantaciones de soja y los

componentes del sistema: girasol-maíz-canola-soja/sorgo-nabo forrajero-soja u otros productos intermedios. Si bien el Paraguay fue uno de los primeros países en adherirse a prácticas más amigables, especialmente en la conservación de los suelos con el sistema de la denominada siembra directa, no es menos cierto que en los primeros tiempos el crecimiento de la soja se ha hecho a costa de los bosques y sobre los mejores suelos forestales.

Actualmente restan en esta región unas 2 millones de ha., constituidas por tierras públicas con alguna figura de protección (Parques Nacionales o Reservas Privadas, incluida la de los pueblos originarios, o futuras áreas para conservación aún no definidas en manos de propietarios privados, como el caso de la Reserva para Parque Nacional San Rafael y la Reserva de Biosfera del Bosque Mbaracayú). La cobertura forestal de aproximadamente 2 millones de has se encuentra absolutamente fragmentada. Estos fragmentos están muy aislados, casi sin continuidad entre los mismos, y en muchos se encuentran también muy degradados, casi con pérdida de especies semilleras importantes, invadidos por especies secundarias como las lianas heliófilas que, generalmente, dificultan la regeneración de las especies típicas de los sitios.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuantificación de la deforestación en las 2 regiones fue realizada por medio del análisis multitemporal de las imágenes satelitales. Para la región Occidental o Chaco fueron utilizadas las imágenes MODIS de resolución espacial de 250metros y correspondientes a los años 2003 y 2009; para la región Oriental fueron empleadas las imágenes LANDSAT y CBERS con resoluciones espaciales de 30 y 20metros respectivamente y correspondientes al periodo 2005-2009.

Los trabajos de campo y observaciones *in situ* fueron realizados en la región Oriental, únicamente en las áreas piloto: cuencas de los ríos Pirapó, (departamento de Itapúa) y Ñacunday, (departamentos de Alto Paraná, parte de Caazapá y parte de Itapúa).

RESULTADOS

Región Occidental

En el año 1990, según análisis realizados mediante la clasificación de imágenes Landsat, el Chaco contaba con 15.450.687 hectáreas de bosque, pasando a una superficie de 14.455.110 para el año 2000. Se cuantifica, por lo tanto, una deforestación total de 1.055.577 hectáreas a una tasa promedio de 105.557 hectáreas por año en un periodo de 10 años (1990 a 2000). En los últimos estudios y mediante la utilización de imágenes del sensor MODIS, en el periodo de un año entre mayo de 2005 y mayo de 2006, la tasa anual promedio de deforestación aumento a 130.000 hectáreas. En la actualidad la tasa de deforestación aumentó, nuevamente, detectándose un promedio de 477 hectáreas por día entre agosto y septiembre de 2008, lo que equivaldría a una tasa anual de unas 174.292 hectáreas (Mereles & Rodas, 2009).

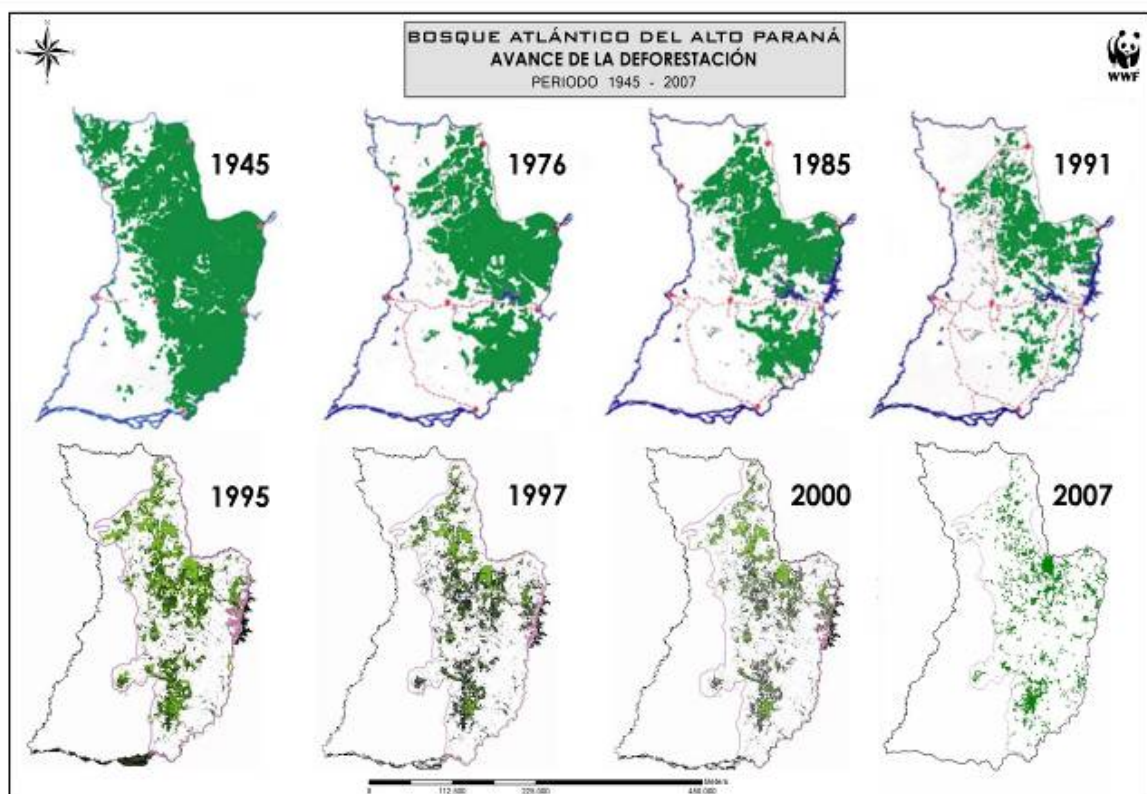
Actualmente, a octubre de 2009, la tasa de deforestación del territorio chaqueño es de unas 656 has/día y en todo el año 2009 a la fecha se deforestaron en total unas 248.175 has, superando al año 2008 que alcanzó un total de 228.000 has (Yanosky, 2009).

Las principales consecuencias de todos los cambios mencionados, son las siguientes (Figura 2):

a) Cambio de matriz: en el área de las colonias Mennonitas, en el centro del territorio, los fragmentos boscosos restantes son tan pequeños que lo observado es solamente una

matriz antropogénica con grandes áreas de cultivos mecanizados en donde se destacan los centros urbanos y poblaciones rurales aledañas denominadas “aldeas”. En algunos casos se observa una transición entre la matriz boscosa, esta cada vez más alejada de las áreas rurales, hacia una matriz agropecuaria con inserciones de remanentes boscosos aislados; la ocupación de las colonias Mennonitas abarcan aproximadamente una superficie superior al millón de has (Mereles & Rodas, 2009).

Figura 2. Avance de la deforestación 1945-2007.



b) El efecto isla: en muchas de las áreas aledañas a pequeños centros urbanos en donde se mantiene aún la cobertura prístina o con pocos cambios, especialmente en las cercanías de los Parques Nacionales (Médanos del Chaco, Teniente Agripino Enciso, Defensores del Chaco, Río Negro y Guaraní Timane, entre otras áreas de y para reserva como el denominado Monumento Natural Cerro Chovoreka), se observa una concentración en mayor o menor escala de la fauna, especialmente la mastofauna (reptiles grandes y aves), lo que las hace muy susceptibles a la caza furtiva. Esta reducción de hábitat tiene consecuencias diferentes dependiendo de los grupos de animales, pero en general reducen su ciclo reproductivo, tienen alcance restringido para la alimentación, hay mayor competencia tanto en las épocas de celo como por las presas, etc.

c) El efecto borde: otra de las consecuencias observadas al interior de los fragmentos boscosos es un efecto borde creciente, en donde las especies pioneras, propias de los suelos modificados, avanzan rápidamente (Mereles, 1998). Dependiendo de los tipos de suelos, diversas son las especies pioneras que ganan rápidamente los fragmentos aumentando el efecto antes mencionado en los mismos; estas especies son autóctonas de la región, colonizadoras de suelos modificados (Mereles, 1998)(Figura 3).



Figura 3. Habilitación de Tierras en el Chaco. Foto: Richard Lavieille

d) Especies en peligro: como consecuencia de la deforestación y la degradación de los bosques, algunas especies de la planicie chaqueña se encuentran con varios tipos de status de conservación; se mencionan entre estas a: *Bulnesia sarmientoi*, “palo santo”, una de las maderas más duras del mundo; otras especies de distribución restringida en la planicie (para el área del bosque seco del Alto Chaco o bosque Chiquitano en Paraguay) son: *Simira sampaioana*, *Zeyheria tuberculosa*, *Acosmium cardenasii*, *Maytenus ilicifolia* y especies de *Gymnocalycium*, entre otras. Para la fauna, se encuentran amenazadas por pérdida de hábitat y obviamente cacería ilegal, las siguientes especies: *Chrysocyon brachyurus*, *Priodontes Maximus*, *Leopardus pardales*, *Oncifelis geoffroyi*, *Panthera onca*, *Catagonus wagnerii*, *Boa constrictor occidentalis*, *Dracaena paraguayensis*, entre otras (SEAM, 2006).

e) Invasión de especies exóticas: dada la apertura de caminos más frecuentes en el territorio chaqueño, se ha iniciado la invasión de especies exóticas leñosas, las que ingresaron al territorio probablemente por propagación natural (vientos) y han tenido éxito posiblemente debido a que los suelos les son favorables tanto como el clima. Así, se ha notado la presencia, en muchas áreas ya masivamente de *Calotropis procera*, especie africana que ingresó a la planicie chaqueña boreal en la primera mitad de la década de 1990 (Mereles & Degen, 1994).

f) Los efectos de los incendios forestales: el fuego es una práctica común y antigua en el Paraguay; los incendios espontáneos no existen en el país pues no se tienen las condiciones climáticas para ello. Es importante recalcar también que los incendios en Paraguay tampoco se transmiten (salvo casos muy excepcionales), si las formaciones boscosas permaneces intactas, sencillamente, el fuego no penetra.

Los fuegos provocados suceden en ambas regiones naturales en forma casi permanente, con énfasis al término de la estación seca, (meses de invierno: julio y agosto) y

esperando las lluvias, se aprovecha para quemar los campos de manera que las hierbas palatables por el ganado salgan con las primeras lluvias de la estación estival. En condiciones no controladas, los mismos se expanden con facilidad.

En los últimos años y con la Ley 3663/08 “De Prohibición en la Región Oriental de las Actividades de Transformación y Conversión de Superficies con Cobertura de Bosques” conocida como “Ley de Deforestación Cero” vigente hasta el año 2013, muchos productores han aprovechado la expansión de los incendios forestales para hacer el “cambio de uso del suelo” no permitido, con el pretexto de que sus bosques han sido diezmados por el fuego.

Los remanentes boscosos sometidos al fuego quedan muy debilitados, aún cuando están en proceso de regeneración; es este estado son susceptibles a los efectos de las tormentas, el ingreso de especies pioneras de suelos modificados y también de leñosas invasoras.

La región Oriental

Las mismas consecuencias de la deforestación se sufren en la región Oriental, con algunas diferencias que se mencionan a continuación:

El cambio de matriz de base es prácticamente absoluto, afectando especialmente a los bosques húmedos y semi-húmedos, de estos últimos nada más que los remanentes altamente fragmentados ya mencionados y los bosques sobre las mesetas de las serranías que se destacan en el centro de la región Oriental, observados especialmente en los departamentos de Paraguairí, Guairá y Amambay.

Los remanentes boscosos muy degradados ya recibieron el impacto de las especies colonizadoras propias de la región Oriental, tales como: *Cecropia pachystachya*, *Acrocomia aculeata*, *Tabernamontana catharinensis*, *Sebastiania brasiliensis*, *Casearia sylvestris*, *Albizia hasslerii*, *Trichilia catigua*, *Sorocea bonplandii*, *Pilocarpus pennatifolius*, *Schinus terebenthifolius*, *Solanum granuloso-leprosum*, *Xylosma venosum*, *Apuleia leiocarpa*, *Trema micrantha*, *Guazuma ulmifolia*, entre otras. También los cerrados del noreste y centro se ven bastante afectados, observándose la colonización de los ambientes alterados por especies pioneras propias de los mismos, tales como: *Butia paraguayensis*, *Psidium* spp., *Allagoptera* sp., entre otras que se observan en forma muy común.

Muchos de los remanentes boscosos se encuentran en tal estado de degradación que el efecto de borde en estos casos ha superado ya a las formaciones prístinas. Al mismo tiempo, el grado de deterioro ha hecho a estos remanentes no solo más vulnerables al ataque de colonizadoras o eventualmente especies exóticas, sino también a los efectos de las tormentas, con caída de árboles, apertura de la vegetación, entre otras consecuencias.

La pérdida de las especies ha sido una constante en esta región, a tal punto que un buen número de leñosas se encuentran en la lista de especies amenazadas, así como algunos representantes de la fauna. Se mencionan, entre otras especies vegetales a: *Myrocarpus frondosus*, *Cedrela fissilis*, *Astronium balansae*, *Aspidosperma polyneuron*, *Euterpe edulis*, *Tabebuia heptaphylla*, (especialmente en los bosques), *Cordia trichotoma*, *Balfourodendron riedelianum*, *Alsophila cuspidata*, *Cyathea atrovirens*, *Stevia rebaudiana*, *Oncidium jonesianum*, *O. cebolleta* y *Zygopetalum maxillare*. Para la fauna, algunas especies son comunes con la región chaqueña como el caso de la emblemática *Panthera onca*, *Chrysocyon brachyurus*, *Boa constrictor occidentalis*, *Priodontes Maximus*, (prácticamente ya desaparecido en esta región), *Speothos venaticus*, propio de la Oriental, así como *Harpya harpyja*, *Pipile jacutinga* y *Procnias nudicollis*, entre otras.

En cuanto a la invasión de especies exóticas, como el ambiente está bastante deteriorado, muchas de ellas se transformaron en verdaderas invasoras como: *Melia azedarach*, *Citrus aurantium*, *Hovenia dulcis*, *Jatropha curcas* y *Bixa orellana*, especies ya completamente aclimatadas en el medio, que penetran apenas el ecosistema se encuentra disturbado y los suelos les son apropiados.

La deforestación ha afectado profundamente (Figura 4) también a la propagación de las enfermedades transmitidas por vectores; si bien este ámbito es muy específico y altamente especializado, se mencionan algunos hechos sucedidos recientemente (año 2008), cuando se tuvieron epidemias crecientes de “dengue”, transmitido por el vector *Aedes aegypti*; así como otras enfermedades vectoriales urbanizadas como la “fiebre amarilla”, aparentemente ya desaparecida pero de la que se han dado casos urbanos cuando históricamente sólo se conocen casos silvestres. Este fenómeno no se observó en la región Occidental.

Finalmente, la intensa deforestación ha afectado también a los humedales, muy particularmente a los cursos de bajo caudal, los que arrastran permanentemente mucho sedimento. Los efectos se observan también sobre las nacientes de agua, muchas de las cuales se encuentran colmatadas y desaparecidas. En términos cuantitativos no conocemos exactamente cuanto caudal se está perdiendo, como tampoco se conocen las pérdidas de agua que debería alimentar a las zonas freáticas y acuíferos.

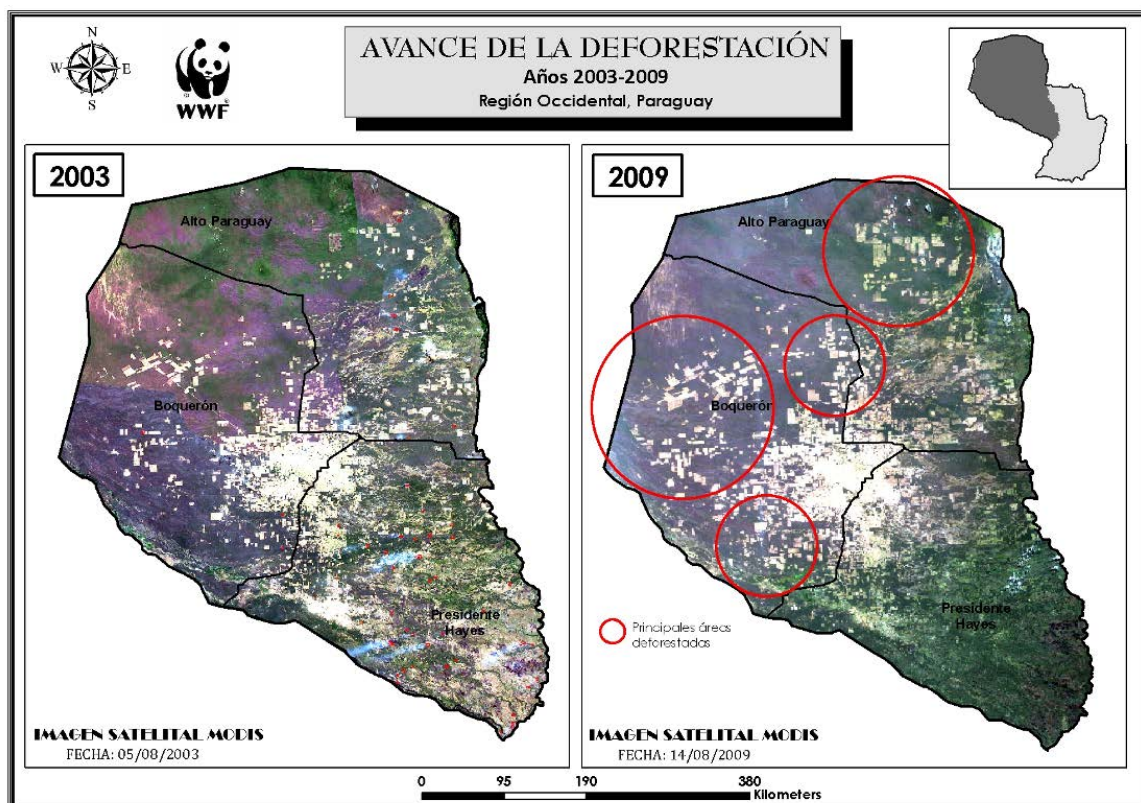


Figure 4. Avance de la deforestación en el Chaco

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Visto los problemas presentados, ¿cuáles son las perspectivas para nuestros bosques? En la región Oriental, ¿cuál es la capacidad de la homeostasis y resiliencia que presentan los remanentes? Acá se plantea otro problema, los resultados esperados de las investigaciones científicas están muy por debajo de lo deseable, debido a la carencia de

trabajos por parte de la academia. ¿Cuál es la capacidad de reacción para con nuestros bosques nativos en la región Oriental? Hemos llegado al 20% de la masa boscosa existente hace 40 años. En estos momentos, gran parte de los ambientes están transformados en sabanas, en muchos casos estas se encuentran sin ningún poder de regeneración y la matriz boscosa está cambiando rápidamente a barbechos-sabanas-herbazales, en sitios en donde se carece de cultivos mecanizados.

La intensa deforestación a la que fue sometida la región Oriental, con todas las consecuencias ya mencionadas más arriba; conducen a pensar que el futuro de este territorio será similar al de la región Oriental, con el agravante que, por las razones expuestas, las consecuencias serán peores por efecto del clima regional y considerando los modelos para el país, en donde las mayores reducciones de la precipitación (6%) se producirán sobre la cuenca del río Paraguay (Bidegain *et al.*, 2008) iniciándose en la región chaqueña.

En cuanto a los efectos sobre las nacientes de agua, éstos serán perceptibles a más largo plazo cuando las áreas, ahora mecanizadas, se vayan urbanizando. Aunque no se cuenten con datos cuantitativos, muy probablemente la fauna icticia también haya sido afectada por el intenso transporte sedimentario en varios cursos de agua, como ha sucedido con el río Pirapó, (departamento de Itapúa). Actualmente en este río, luego de 5 años del inicio de la recomposición paisajística a lo largo del mismo, sus aguas han comenzado a aclararse y la pesca, a recuperarse.

Si bien el Paraguay no es un país de emisiones de gases de efecto invernadero debido a la industria, no debemos desconocer que sí colabora con las emisiones debido a la deforestación y degradación de los remanentes forestales (caso típico de la región Oriental) y con ello colabora en la general entre un 12% y un 30% del total de las emisiones. Es una obligación del país tener que cuantificar las emisiones y del cual debemos hacernos responsables.

Pero, de aumentarse la temperatura promedio en 3-4 °C ¿cómo afectarán a los bosques ya de por sí muy degradados? Según Nobre & De Simone Borma (2009) indican, si la cobertura boscosa es menor al 40% de su masa original y la temperatura media aumenta en al menos 3°C, los bosques igualmente inician el proceso de autodestrucción, con las mismas consecuencias que la deforestación o las quemadas u otros tipos de destrucción, como la sabanización, la pérdida de la regeneración y la sustitución de especies por otras. Las perspectivas futuras para el país indican un aumento de unos 2,5°C al año 2050 en la cuenca del río Paraguay y un poco menos para la del Paraná, (Bidegain *et al.*, 2008) en donde se desarrollan estos bosques; de todas maneras, el aumento para esta última cuenca mencionada es considerable.

Por otro lado, las consecuencias de la deforestación traerán riesgos enormes, no solo para los bosques sino también para la población; especialmente en la cuenca del río Paraná, visto los escenarios futuros para el país y el incremento de las precipitaciones en un + 5% (Bidegain *et al.*, 2008). En efecto, el país tiene aproximadamente un 20% de su población bajo la línea de pobreza; esta franja de ciudadanos (la población de alto riesgo) se constituirán en la primera línea de las consecuencias producidas por: las inundaciones debido a grandes lluvias, ya que los asentamientos se encuentran en gran parte en las riberas de los cursos de agua; serán fuertemente impactados por los embates de los vientos y las descargas de granizos, etc. Por otro lado, la misma fuerza de los vientos impactará más sobre las áreas urbanas en general, debido a la ausencia de la “cortina” forestal de las áreas rurales y por ende esta población estará más expuesta, considerando los escenarios futuros.

La aplicación de las nuevas herramientas de conservación: la Ley de Valoración y Pagos por Servicios Ambientales, iniciados a partir de los Derechos y Obligaciones

Canjeables y Renovables e implementadas en el denominado Programa de Adecuación Legal, es una iniciativa de la Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay, conjuntamente con el Instituto Forestal Nacional (INFONA), la Secretaría del Ambiente (SEAM) y las Municipalidades locales en dos sub-cuencas piloto: Pirapó y Ñacunday, cuenca del río Paraná. Se pretende con ellas detener la deforestación de los últimos remanentes, complementando a la Ley de Deforestación Cero vigente para la región Oriental hasta el año 2013, e iniciar el proceso de recomposición paisajística como una manera rápida de mitigar las consecuencias de los cambios climáticos en la región.

AGRADECIMIENTOS

Al Prof. Lic. Genaro Coronel, Facultad Politécnica de la Universidad Nacional de Asunción, UNA y a la Ing. Forestal. Andrea Garay, voluntaria de WWF Paraguay, por su inestimable ayuda.

BIBLIOGRAFÍA

- BIDEGAIN, M.; CORONEL, G.; RÍOS N. y DE LOS SANTOS, B. 2008. Escenarios Climáticos Futuros para el Paraguay. XIII Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología (Climet XIII) y X Congreso Argentino de Meteorología (Congremet X), Buenos Aires, Argentina.
- FACETTI, J.F.; BOZZANO, B.; DIETZE, R.; FACETTINI, y RODAS, C. 2003. Moratoria a los bosques de la región Oriental del Paraguay. Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay. Asunción. Informe Técnico.
- MERELES, F. 1998. Leñosas colonizadoras e indicadoras de sitios modificados en el Chaco boreal, Paraguay. *Rojasiana* 4(1):
- MERELES, F. y RODAS, O. 2009. El proceso de fragmentación y reducción de hábitat en el Chaco paraguayo y sus efectos sobre la biodiversidad. EN: Morello, J. & A. Rodríguez (eds.): El Chaco sin Bosques: la Pampa o el Desierto del Futuro. GEPAMA, Universidad de Buenos Aires y UNESCO. Editorial Orientación Gráfica, Buenos Aires, *en prensa*.
- MERELES, F. y DEGEN, R. 1994. Contribución al estudio de la flora y vegetación del Chaco boreal paraguayo 2. *Calotropis procera* (Ait.) Ait. F., nueva cita para el Paraguay. *Rojasiana* 2 (1): 36-39.
- NOBRE, C.A. y DE SIMONE BORMA, L. 2009. Tipping points for de Amazon Forest. *Elsevier*
- SECRETARÍA DEL AMBIENTE, SEAM. 2006. Resolución N° 2531 “Por la cual se actualiza el listado de las especies protegidas de la vida silvestre en peligro de extinción”.
- YANOSKY, A. 2009. Informe mensual del departamento de GIS/Monitoreo de la deforestación en el Paraguay: Actualización desde el 26/09 al 31/09. Asociación Guyra Paraguay, Conservación de Aves.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA ECORREGIÓN DEL DELTA DEL PARANÁ: CONSIDERACIONES SOBRE USOS Y TENDENCIAS, Y CRITERIOS PARA SU CONSERVACIÓN

Ecosystem services in Paraná Delta Ecoregion: considerations on applications, trends and approaches to its conservation

**Priscilla G. Minotti¹, Claudio Baigún², Patricia Kandus¹, Rubén D. Quintana³
Marta Borro¹; Facundo Schivo¹; Natalia Morandeira¹; Patricia Gramuglia¹ y
Florencia Brancolini¹**

¹Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE), Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín, Peatonal Belgrano 3563, piso 1, (1650) Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires, Argentina;

² IIB-INTECH, Camino de Circunvalación, Laguna Km 6, 7130 Chascomús, Argentina

³ Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología Regional, Dpto. de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II, Ciudad Universitaria, 1428 Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. pminotti@unsam.edu.ar

RESUMEN

El Delta del Paraná constituye un macrosistema de humedales formado por una intrincada trama de cursos de agua, madrejones, bañados, esteros y cañadas interconectados por flujos internos. Su diversidad biológica y complejidad ambiental han permitido el desarrollo de diversas actividades productivas entre las que se destacan la pesca, caza, forestación y ganadería y que históricamente fueron practicadas de manera estacional y acopladas al régimen de pulsos de crecidas, siendo así considerados servicios ecosistémicos. Dichas prácticas han comenzado a modificarse favorecidas por la pérdida de regularidad e intensidad de estos pulsos y la consiguiente pérdida de conectividad del pasaje fluvial, la creciente demanda de los mercados exportadores y el avance de la agricultura en la región pampeana. Estos factores sumados al desarrollo de obras ingenieriles mal concebidas que alteran los patrones de drenaje y por lo tanto modifican el paisaje fluvial drásticamente, amenazan la conservación de los humedales y su biodiversidad asociada. Se recomienda y discute la necesidad de aplicar criterios ecohidrológicos como la mejor estrategia para continuar con el uso y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales del delta y conservar los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: humedales, Delta del Paraná, servicios ecológicos, pulsos de inundación, integridad ecológica

SUMMARY

The Paraná River Delta Region is a macrosystem of wetland formed by a network of water courses, marshes, shallow lakes, and forests connected in between by internal fluxes. Its biological diversity and environmental complexity allow the development of many productive activities such as fishing, hunting, afforestation and cuttle ranching which were historically considered ecosystem services and have been made seasonally and coupled with the flooding pulse regime. However, during the last years such practices started to be modified due to decreasing of pulse regularity and intensity promoting the lost of fluvial landscape connectivity, the increase of demands by