

Área de Consolidación Planificación y Manejo de Cuencas Hidrográficas

Incendios forestales, comportamiento de la vegetación y
dinámica hídrica en la Reserva Natural de la Defensa La
Calera.

Cuenca del río Suquía, Córdoba.

Sánchez, Sofía

Tutor: Karlin, Marcos

2015

“Incendio forestal es un **fuego** que se propaga libremente por la vegetación con efectos no deseados para la misma. Afectan de diversas formas a las TIERRAS FORESTALES, como recurso protector, económico o recreativo. Estas tierras están definidas como tales en la Ley Nacional Nº 13.273, de Defensa de la Riqueza Forestal.”

(Plan Provincial de manejo del fuego 2009)

“Entre 1999 y 2013 los incendios afectaron **657 mil hectáreas de las sierras cordobesas**.

En ese período, el fuego degradó el **27,1%** de la superficie de cuatro sistemas serranos en la provincia.”

(Argañaraz *et al.* 2015)

INDICE

RESUMEN	5
INTRODUCCIÓN	6
ANTECEDENTES	8
MATERIALES Y MÉTODOS	10
RESULTADOS 1: Dinámica de la vegetación	18
RESULTADOS 2: Análisis Hidrológico de la cuenca	27
CONCLUSIONES	39
RECOMENDACIONES	40
BIBLIOGRAFÍA	41

RESUMEN

La Reserva Natural de la Defensa La Calera, constituye un lugar de referencia para evaluar el estado de la flora serrana y del Espinal. Se procedió a identificar y cuantificar la dinámica de la sucesión secundaria de las comunidades vegetales de los “espinillales” (bosquecillos de *Acacia caven* y *A. aroma* asociados a pastizales) luego de eventos de incendio, y su efecto en la dinámica hídrica. Se midió diversidad florística por el Método Fitosociológico de Braun Blanquet y se calculó el coeficiente de Lyapunov a fin de establecer la disimilitud entre sitios relevados. Se diseñó un modelo de estados y transición que permite interpretar comportamientos estructurales y dinámicos. A fin de estudiar los efectos en la dinámica hídrica se midieron las curvas de infiltración para los suelos quemados y suelos no quemados aledaños mediante un infiltrómetro de en distintas fechas post incendio. Se calcularon los caudales de escorrentía potenciales anuales diferenciando microcuencas dentro del área de la RNDLC, teniendo en cuenta diferentes condiciones de terreno que hacen variar al coeficiente de escorrentía, aplicando el Método Racional. Se puede asumir que los incendios ocurridos fueron de baja intensidad tal que permitieron el rebrote y supervivencia de las especies claves o indicadoras analizadas. La capacidad de infiltración se reduce a la mitad el año del incendio, aunque se recupera antes del año del siniestro cuando los incendios son de baja intensidad. Los eventos del año 2013 afectaron 1091,4 Has. y causaron una pérdida del 3% de retención de agua respecto a la línea base, incrementando los valores de escorrentía para toda la cuenca en estudio.

Palabras claves: incendios forestales, espinillares, estados, transiciones.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas naturales son sistemas abiertos, donde los intercambios de energía y materia producen cambios en la vegetación, en los procesos hídricos naturales y en los servicios ecosistémicos que brindan. Algunos ecosistemas pueden ser analizados a nivel de cuenca, teniendo en cuenta que estos actúan como verdaderas unidades funcionales. La estructura y las funciones de los ecosistemas dependen del tipo de especies de plantas y animales que los componen (estructura biológica) y de variables abióticas que regulan la manera en que recircula la materia y la energía dentro y fuera de sus límites (Odum 1984).

La evaluación de la dinámica de la comunidad vegetal post-fuego es importante para poder conocer la rapidez y calidad de la revegetación, como estrategia ecológica para la restauración natural de los ambientes susceptibles a incendios. Además, permite posibles cambios a nivel hidrológico, ya que estos afectan la cobertura (cantidad y calidad), rugosidad y (posiblemente) la capacidad de infiltración de los suelos.

En las Sierras Chicas de Córdoba, *Acacia aroma* Gillies ex Hook. y Arn., principalmente, y *A. caven* (Molina) M., forman matorrales de sustitución en sitios en donde el fuego es el principal factor modificador del paisaje (Zak y Cabido 2002). Bajo estas condiciones se desarrolla una vegetación característica que es responsable de regular los ciclos biogeoquímicos de estos ecosistemas, influyendo la dinámica hídrica de las cuencas que alimentan los ríos serranos. Con los incendios forestales se destruyen los ecosistemas y se malogran los múltiples usos de los montes y el paisaje, pudiendo modificar los mencionados ciclos y especialmente la regulación hídrica.

La **cuenca del río Primero o Suquía** nace en las sierras de Córdoba y sus principales afluentes se unen en el lago San Roque. Se destaca su papel en la dotación de agua para gran parte de la población de la ciudad Capital, que cuenta con 1.330.023 habitantes (INDEC 2010), a la cual también provee de servicios básicos tales como energía, y otros servicios ecosistémicos como hábitat para diversas especies animales, recreación, y belleza paisajística. Estos se traducen en beneficios económicos directos, principalmente a través de la disponibilidad de agua para consumo y riego, la ganadería y el turismo, respectivamente. Claramente, las acciones dentro de la cuenca repercuten en toda la provincia de Córdoba.

La cuenca en estudio, forma parte del sistema del río Suquía y conforma la **Reserva Natural de la Defensa La Calera (RNDC)**, ubicada en la zona oriental de las Sierras de Córdoba, en el ecotono que une a las provincias fitogeográficas del Chaco Serrano y el Espinal.

A fin de evaluar el comportamiento de la vegetación de la cuenca, se consideró el **modelo de estados-transiciones**, de acuerdo al concepto propuesto por Westoby *et al.* (1989) y concebido inicialmente como instrumento para el manejo de pasturas. Según diversos autores, este marco teórico es una herramienta que pueden ser utilizadas para otros fines, tales como manejo de unidades de conservación y recuperación de áreas perturbadas o degradadas (Lindig-Cisneros *et al.* 2007) y pueden ser aplicados a sistemas de bosques nativos (Yates y Hobbs 1997; Spooner y Allcock 2006; Rumpff *et al.* 2011). Los cambios de estados estudiados en este caso son desencadenados por eventos naturales como el fuego o por acciones antrópicas de uso del ecosistema. Existen evidencias de que la dinámica de las comunidades vegetales de ambientes con estrés,

como los pastizales de altura o en cercanías de las Salinas, es mejor descripta por este modelo (Pucheta et al. 1997.; Britos y Barchuk, 2010).

Por otro lado, el coeficiente de Lyapunov, definido como “la propiedad del comportamiento de un sistema en los alrededores del equilibrio” (Justus, 2008), puede ser un indicador adecuado para comprender las sucesiones secundarias (Jørgensen y Svirezhev 2004; Karlin *et al.* 2011) y por ende puede constituir una herramienta interesante para la evaluación de la **calidad de las cuencas**.

En base a lo definido anteriormente, la **hipótesis** planteada es que estados más degradados del bosque afectados por incendios de baja intensidad pueden recuperar su fisonomía y funcionalidad, en la medida que recuperan gran parte de los atributos florísticos originales y recomponen los valores de infiltración del suelo, disminuyendo en consecuencia los porcentajes de escorrentía dentro de la cuenca.

Objetivo general

Identificar, comprender y cuantificar la dinámica de la sucesión secundaria de las comunidades vegetales luego de un evento de incendio y su efecto en la dinámica hídrica.

Objetivos específicos

1. Explicar la **dinámica de la sucesión ecológica** a través de un modelo de Estados y Transiciones por medio del coeficiente de Lyapunov, y su aplicación en el análisis de cuencas.
2. Identificar variables ecológicas que afecten **infiltración y la escorrentía** sobre los estados analizados del ecosistema.
3. Analizar la **dinámica hidrológica** de la cuenca afectada por incendios forestales.

ANTECEDENTES

En el centro de la Argentina se desarrollan las Sierras de Córdoba ubicadas en el Distrito Chaqueño Serrano (Cabrera 1976). La vegetación característica de este Distrito es un bosque xerófilo a subxerófilo dominado, según Giorgis *et al.* (2011), por *Schinopsis marginata* Engl. y *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. La composición florística de estos bosques cambia con las características edáficas, topográficas y la historia de disturbio (Cantero *et al.* 2011; Gurvich *et al.* 2005; Suárez y Vischi 1997; Cabido *et al.* 1991). Esto determina que el ecosistema sea altamente heterogéneo y que haya variaciones importantes en la composición de especies en toda su extensión (Giorgis *et al.* 2011). En el piedemonte se encuentra el ecotono con la provincia fitogeográfica del Espinal, Distrito Cordubense (Lewis y Collantes 1973), dominado por *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltld. y varias especies del género *Prosopis*, área altamente fragmentada por el avance de la frontera agropecuaria .

Las Sierras de Córdoba están experimentando en la actualidad grandes transformaciones, causadas principalmente por el avance de la red de urbanización, los incendios, la tala, el sobrepastoreo y la invasión de especies exóticas. Estas transformaciones condicionan fuertemente el establecimiento y supervivencia de algunas de las especies nativas (Palacios *et al.*, 2010), poniendo a numerosas especies serranas en alto riesgo de extinción local.

Los pastizales de montaña de las Sierras de Córdoba han estado sujetos al pastoreo de camélidos (*Lama guanicoe*, *Vicugna vicugna*) durante gran parte del Pleistoceno y de animales domésticos, como vacas, caballos y mulas, desde la ocupación española hace más de 300 años (Díaz *et al.* 1994), y soportan actualmente un régimen de ganadería extensiva, con cargas moderadas a altas de ganado vacuno. El pastoreo produce cambios en la fisonomía y en la composición florística relacionados con las estrategias de las plantas frente a la herbivoría, que varían según la productividad del sitio (Coley *et al.*, 1985; Rosenthal y Kotanen, 1994; Cingolani *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2007). Esto contribuye a la arbustización, uno de los síndromes globales más importantes producto de la ganadería (Curtin *et al.*, 2002; Asner *et al.*, 2004). Sin embargo, la ganadería también produce efectos benéficos tales como la reducción de la frecuencia de fuegos espontáneos en sistemas semiáridos o méxicos, asociada a la disminución de la biomasa combustible (Whelan 1995).

En las Sierras de Córdoba (Argentina), frente a la desaparición de los grandes herbívoros nativos tales como guanacos (Laguens, 2009) incluso dentro de áreas protegidas, el fuego ha pasado a ocupar su lugar como el gran “herbívoro” (Bond y Keeley, 2005), modelando el paisaje serrano sobre pastizales y bosques xerofíticos. La mayoría de los fuegos son producidos al final de la estación seca (Miglietta, 1994) en áreas con libre acceso al ganado (Pucheta *et al.*, 1997).

En relación a toda la problemática ambiental descrita, la Reserva Natural de la Defensa La Calera (RNDLC) ubicada entre dos grandes centros urbanos, como son Córdoba y Villa Carlos Paz, ha mantenido gran parte de su estructura vegetal original como consecuencia de las restricciones al ingreso debido a su uso militar. Esta Reserva constituye, por lo tanto, un lugar de referencia para evaluar el estado de la flora serrana y del Espinal de otros sitios de la región (Bernasconi *et al.*, 2013). El sector serrano está ocupado por bosques en adecuado estado conservación, integrados principalmente por molles (*Lithraea molleoides*) y horco quebrachos

(*Schinopsis marginata*). Las zonas más bajas, correspondientes al distrito del Algarrobo del Espinal, han sufrido un importante impacto por causa de la agricultura extensiva, llevada a cabo hasta el año 2014. Esta área natural fue expropiada por el Estado Nacional en el año 1943 para el uso y administración del Ejército Argentino, y destinada a prácticas militares y arrendamientos agrícolas y ganaderos. Los lotes ganaderos se ubican en las zonas serranas, aunque las cargas animales son menores a la receptividad ganadera máxima de los potreros. Este uso ininterrumpido durante 72 años ha permitido una ‘clausura’ espontánea que tuvo ciertos efectos de conservación sin modificaciones fundamentales de especies características del Chaco Serrano (Karlin *et al.* 2014).

La RNDLC fue convertida en Reserva Natural por propuesta del Aula Abierta de Montaña de la Universidad Nacional de Córdoba y organizaciones sociales (proyecto aprobado por el Ministerio de Defensa de la Nación y la Administración de Parques Nacionales según Convenio Marco de Cooperación (100/2007) e incluye áreas de dominio nacional, bajo el uso del Comando de la Segunda División del Ejército. La Reserva se creó a partir del Protocolo Adicional Nº 5 firmado el 3 de julio de 2009 entre Parques Nacionales y el Ejército Argentino.

Además, esta área establece un poderoso Corredor Verde con el Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala. Como valor paisajístico, la Reserva Natural de la Defensa La Calera es punto de conexión de la ciudad de Córdoba y el Valle de Punilla. Por el momento, no se admite el uso público (APN, 2015).

Es importante destacar que existe en la actualidad una orden de desalojo para los puesteros (9 puesteros, algunos con más de 72 años de antigüedad en el sitio) que aún permanecen en la Reserva. La mayoría de ellos se dedican a la actividad ganadera en la zona serrana.¹

¹ Comunicación personal con puesteros del lugar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del área de estudio

El área de estudio en particular, denominada históricamente como “Campos del III Cuerpo de Ejército” se ubica sobre parte del área de recarga de acuíferos que abastecen a la Ciudad de Córdoba, al este del dique San Roque. La Reserva Natural de la Defensa La Calera, incluida en los predios de estos Campos, posee una superficie aproximada de 14 mil hectáreas, pertenecientes a la pedanía Calera, Departamento Santa María (APN). Sus límites físicos lo conforman la Ruta Nacional N°20 hacia el sur, la Ruta Provincial N°73 hacia el oeste y el norte, y parte del anillo de circunvalación de la Ciudad de Córdoba hacia el este. Las coordenadas geográficas extremas del predio son S31°27'35"-W64°24'20" hacia el sur, S31°25'49"-W64°26'54" hacia el oeste, S31°20'46"-W64°24'19" hacia el norte y S31°23'44"-W64°16'01" hacia el este (Figura 1). Colinda con las aguas del río Suquía desde su nacimiento y a lo largo de 10 km aproximadamente.



Figura1. Tomado de <http://www.parquesnacionales.gob.ar/areasprotegidas/reservasnaturalesdeladefensa/rndeladefensalacalera/>

El río Suquía o Primero nace de la confluencia de varios afluentes en el actual dique San Roque; luego de atravesar la Sierra Chica y recibir el Arroyo Saldán o Río Ceballos ingresa en el área urbana de la ciudad de Córdoba, en cuya parte central recibe desde su margen sur el arroyo La Cañada (Luti, 1979). Presenta un caudal medio de $10,5 \text{ m}^3/\text{seg.}$ (Capitanelli, 1979b), variable debido al régimen pluvial y uso de sus aguas. Luego de atravesar la ciudad de Córdoba, ya es un típico río de llanura y conforma junto con el río Xanaes o Segundo una cuenca endorreica que configura la laguna de Mar Chiquita (Figura 2).

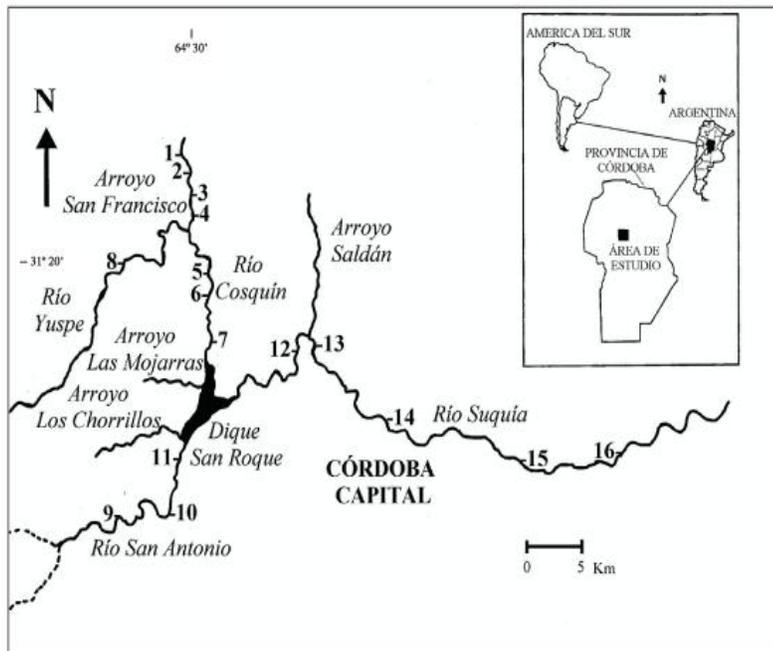


Figura 1. Principales afluentes del río Suquía, Córdoba (Arg.)- Iheringia, Sér. Zool. vol.97 no.3 Porto Alegre Sept. 2007

Características Físicas

Las Sierras Chicas están integradas principalmente por un basamento plutónico metamórfico compuesto por metamórficas de grano grueso (gneises y migmatitas) (Gordillo, 1979), instruidas en el Paleozoico por batolitos graníticos (Rapela, 1982). La cubierta sedimentaria está compuesta por relictos aislados de areniscas, pelitas y conglomerados de edad Paleozoica superior y complejos volcano-sedimentarios del Cretácico inferior (Kay y Gordillo, 1990).

Los suelos corresponden a Ustortents líticos en zonas de serranía (USDA, 2010). El suelo es franco arenoso y tiene un contenido de 72,8% de arena, 17,2% de limo y 10% de arcilla (Denegri *et al.* 2014).

La precipitación media anual es de 800 mm con distribución marcadamente estival (640 mm). La temperatura media anual es de 16°C, con una máxima media anual de 24°C y una mínima media anual de 10,1°C. Las máximas absolutas alcanzan los 44°C y las mínimas absolutas -10°C. Los vientos predominantes son del noreste y sur-sureste, de los cuales los primeros son cálidos y secos y los segundos son frescos y húmedos (Capitanelli, 1979).

Cálculos de Biodiversidad

Relevamiento de la vegetación

Para evaluar el estado de sucesión secundaria de este ecosistema, se determinó abundancia y cobertura de la vegetación a través de censos florísticos en sectores de la RNDLC. Se realizó un inventario florístico mediante el Método Fitosociológico de Braun Blanquet (Braun Blanquet 1979; Mueller-Dombois y Ellenberg 1974), trabajando en tres sitios de reconocimiento, sobre zonas afectadas por incendios (n=3; Q1, Q2 Y Q3) y sus correspondientes testigos (n=3), sobre una superficie de aproximadamente 1 ha cada uno.

Se estimaron los valores de abundancia-dominancia (Braun Blanquet, 1979), los cuales se transformaron posteriormente en valores de porcentaje de cobertura basados en el punto medio de cada valor de la escala de abundancia-cobertura (Wikum y Shanholtzer, 1978), resultando la siguiente escala:

- +: Individuos raros o poco frecuentes con cobertura insignificante: 0,5%
- 1: Individuos abundantes, pero con cobertura insignificante: 2,5%
- 2: Individuos en número variable, pero con cobertura de hasta ¼ de la superficie total: 15%
- 3: Individuos en número variable, con cobertura entre ¼ a ½ de la superficie total: 37,5%
- 4: Individuos en número variable, con cobertura entre ½ a ¾ de la superficie total: 62,5%
- 5: Individuos en número variable, con cobertura superior a ¾ de la superficie total: 87,5%

En base a esta escala se calculó el Índice de Biodiversidad de Shannon-Weaver (H) (Wikum y Shanholtzer, 1978) para cada sitio. Este índice fue desarrollado sobre la base de conceptos termodinámicos de Boltzmann (Jørgensen y Svirezhev, 2004; Wikum y Shanholtzer, 1978):

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i \quad (\text{ec.1})$$

donde $p_i = N_i / \sum_{i=1}^n N_i$, n es el número de especies en la comunidad y N_i es el tamaño de la población, definida por su frecuencia relativa o cobertura de acuerdo a Wikum y Shanholtzer (1978).

Los coeficientes de Lyapunov (L), definidos como “la propiedad del comportamiento de un sistema en los alrededores del equilibrio” (Justus, 2008), fueron calculados como la distancia Euclídea de cada sitio en relación a la condición de referencia teórica (comunidad de espinillar maduro), medida a través de las frecuencias relativas de cada población análogamente a lo observado en la ec. 2.

$$L = \left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (N_i - N_i^*)^2} \right]^2 ; i=1, n \text{ (ec.2)}$$

donde N_i es la situación actual de la población i en cada sitio y N_i^* es la situación de referencia.

Este término fue utilizado como medida de disimilitud entre sitios relevados en la RNDLC (Jørgensen y Svirezhev, 2004). Los datos que se analizan corresponden a 37 sitios geolocalizados en la Reserva (31 de ellos relevados por Karlin et al. 2014), entre ellos: garabatales, blanquillares, mollares, espinillares, horcales y pastizales. Las determinaciones de vegetación en los tres sitios quemados corresponden a espinillares (Q1 y Q2) o pastizales (Q3) (Tabla 1).

Tabla 1. Fecha- de incendios y mediciones florísticas.

Fechas	Incendio	1°medición	2°medición	3° medición
Quemado 1	may-13	Jul-13	Dic-14	Jun-15
Quemado 2	ago-13	Ago-13	Dic-14	May-15
Quemado 3	ago-13	Sep-13	Dic-14	Jun-15

Cálculos hidrológicos

Parámetros que determinan el coeficiente de escurrimiento “C”

Cálculo de caudales

Se calcularon los caudales de escorrentía potenciales anuales, diferenciando microcuencas dentro del área de la RNDLC, teniendo en cuenta diferentes condiciones de terreno: línea de base (estado en el año 2012), escorrentía sobre diferentes áreas afectadas por incendio (2013 y 2015) y escorrentía sobre situación actual de recuperación de áreas degradadas y agrícolas (2014 y 2015). El método aplicado es el Método Racional (Serenó 1997), aplicando la ecuación:

$$Q = C.i.A,$$

Donde:

- Q es el caudal,

- C el coeficiente de escorrentía (según Rázuri, 1984; en: Martínez de Azagra Paredes, 2006) obtenido a través del promedio ponderado de cada coeficiente de acuerdo a la superficie de cada tipo de cobertura vegetal de la cuenca (Anexo 1);

- i las precipitaciones anuales en la región (en este caso se tomaron las precipitaciones medias; es decir 800 mm/año) y A el área de cada microcuenca.

1. Definición de tipo de Coberturas Vegetales

El Anexo 1 muestra los distintos tipos de uso-cobertura del suelo en la reserva. Tanto la fase exploratoria como la clasificación supervisada fueron realizadas por Karlin *et al.* (2014) y constituyen la base cartográfica para poder estimar los coeficientes de escurrimiento (C) utilizados posteriormente para calcular caudales (ver subsección “Cálculo de caudales”) para el análisis hidrológico de los años 2012 a 2015. Las clases obtenidas fueron:

- 1) Bosque Denso: corresponde a los blanquillales (comunidades de *S. commersoniana*) y a especies exóticas arbóreas, y se observan fundamentalmente sobre cursos de agua.
- 2) Bosque Abierto: incluye las formaciones boscosas de mayor altura, maduros o de mejor estado de conservación correspondientes a las comunidades de *A. quebracho-blanco* y *Acacia praecox* Griseb. en la zona llana agrícola (este de la Reserva), de *S. marginata* y *L. molleoides* en zonas serrana (centro-oeste de la Reserva).
- 3) Arbustal-Bosque bajo: incluye arbustales o matorrales de diferentes tipos, o zonas de bosque nativo secundario, los cuales se diferencian de la unidad anterior por presentar un estrato arbóreo de baja cobertura o de altura menor, pero con un estrato arbustivo predominante en cobertura y especies. Incluye las comunidades de *A. aroma* y *A. caven* más densos (espinillares que constituyen una de las coberturas

más abundantes de la Reserva) y comunidades de *Kageneckia lanceolata* Ruiz y Pav. (de escasa participación dentro de la Reserva).

- 4) Pastizal-Arbustal Abierto: incluye los pastizales nativos, con escasa cobertura arbórea (menor al 20%; representada principalmente por *A. aroma* y *A. caven*), arbustales de baja cobertura como las comunidades de *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook.f. y Arn. (de escasa participación), zonas del piso de vegetación del romerillar (caracterizado por *Heterothalamus alienus* (Spreng.) Kuntze) o con arbustos aislados. Pueden también aparecer incluidos en esta unidad zonas de chacras abandonadas, ocupadas por herbazales y pastizales nativos.
- 5) Pastizal Ripario: corresponde a zonas de pasturas de baja cantidad de biomasa tales como *Cynodon dactylon* (L.) Pers.. Están asociados a zonas riparias, por lo que el ganado, al acceder al agua, tiende a sobrepastorear estas zonas.

En cuanto a las clases de unidad de “no bosque”, se definieron 3 unidades de cobertura del suelo: Agrícola (AC), Agua (Ag) y Suelo Desnudo (SD) o Suelo de Baja Cobertura (SBC).

- 1) Agrícola: corresponde a superficies bajo cultivo o en barbecho, y en zonas altas del área responde a afloramientos rocosos.
- 2) Agua: corresponde a cuerpos o cursos de agua naturales o de origen antrópico, tales como diques o canteras inundadas.
- 3) Suelo Desnudo o de baja cobertura: áreas correspondientes a caminos, huellas, áreas mineras o zonas de vivienda. Áreas asociadas a altas densidades de ganado, como corrales, donde el pastoreo, pisoteo y el bosteo deja reducida a su mínima expresión la cobertura vegetal

2. Determinación de microcuencas y superficies por clase

Con la herramienta Google Earth se efectuó un cuadrículado de 0,34 x 0,39 km (real sobre terreno) sobre el mapa clasificado con las 7 clases (no se consideró la clase “agua”) a fin de definir el área correspondiente a cada clase en cada microcuenca. Se definieron las curvas de nivel con frecuencias de 25 m de altura en base al modelo numérico de terreno, permitiendo de esta forma identificar divisorias de agua y vías de escurrimiento comprendidas dentro de los límites de la Reserva.

3. Determinación de áreas afectadas por incendio

La identificación de áreas quemadas se hizo a través de imágenes históricas observadas en Google Earth, calculando para cada caso la superficie mediante la herramienta Google Maps Area Calculator Tool (<http://www.daftlogic.com/projects-google-maps-area-calculator-tool.htm>).

4. Mediciones de infiltración

Se utilizó un infiltrómetro de disco (Aoki y Sereno, 2005), cuya metodología de medición de la infiltración consiste en determinar el volumen de agua que absorbe el suelo a intervalos de tiempo regulares (10 segundos) hasta que este volumen tiende a ser constante.

Las mediciones fueron realizadas en 3 fecha-: la primera, inmediatamente después de los incendios (realizadas por Arnulphi S. datos no publicados); la segunda, en diciembre de 2014; y la tercera, en mayo de 2015. Las mediciones se hicieron en cada uno de los sitios quemados correspondientes a las fecha- del 25/05/13 (Q1), 07/08/13 (Q2) y 27-30/09/13 (Q3), efectuando dos repeticiones por sitio y por fecha.

Los valores constantes de la curva obtenida, expresados en mm/h, se conocen como Infiltración Básica (IB) y dependen de la conductividad hidráulica saturada de cada suelo. A partir de los 200 segundos de medición los valores tendieron a hacerse constantes en todos los casos. Se midieron las curvas de infiltración para los suelos quemados y suelos no quemados aledaños.

A partir de los valores de IB (mm/h) de cada medición se calcularon los valores promedios de cada sitio discriminados por época de medición y se graficó la curva de Infiltración básica promedio.

5. Determinación del coeficiente de escorrentía “C”

Para la posterior determinación de los caudales escurridos anuales de cada microcuenca se aplicaron distintos coeficientes de escorrentía (Rázuri, 1984; en Martínez de Azagra Paredes, 2006) de acuerdo al tipo de cobertura vegetal, tipo de suelo, pendiente y afectación por fuego. Estos coeficientes se cotejaron con los valores de infiltración medidos a campo. Para ello, se identificó la comunidad y vegetación predominante en cada sitio; se determinó su superficie; y se calculó la pendiente media máxima de cada microcuenca en base al mapa numérico y las curvas de nivel construidas.

De acuerdo a las clases de vegetación identificadas, se unificaron las clases Bosque Denso con Bosque Abierto; Pastizal-Arbustal con Pastizal Ripiario y Arbustal-Bosque Bajo, y por último, Agricultura con Suelo Desnudo, lo

que definió **tres tipos de cobertura de suelo** y a partir del porcentaje de participación **de cada tipo** de cobertura por microcuenca, se calculó el promedio ponderado de C por cada una:

- Bosques (abiertos, bajos y densos): se suponen "C" similares (0,1 y 0,15)
- Pastizal + Arbustal: 0,20 y 0,25
- Agricultura + Suelo Desnudo (quemados): 0,4 y 0,45

RESULTADOS 1: Dinámica de la vegetación

A fin de cuantificar el modelo de Estados y Transiciones propuesto para este trabajo, se utilizaron los valores de Lyapunov (L) como variable de disimilitud para comparar los estados de vegetación, analizando cada uno de los sitios determinados preliminarmente en el área de estudio (37 sitios geolocalizados). Los valores de L decrecen siempre a medida que avanza la serie sucesional **respecto al estado de referencia**, correspondiente en este caso, a un espinillar maduro. Debe aclararse que este estado de referencia **no necesariamente corresponde a un estado “climax” sobre una potencial sucesión primaria.**

Resultado de los sitios analizados

El sitio o condición de referencia **“Espinillar Maduro(EM)”** que se considera en el siguiente análisis, corresponde a un espinillar no incendiado, al menos posterior al año 2009 (según entrevistas realizadas a puesteros de la Reserva), y presenta valores de riqueza (R=48) y biodiversidad (H=2,97) superiores respecto a sitios similares fisonómicamente. El área basal calculada y el número de individuos relevados por Karlin *et al.* (2015) en este sitio son mayores que en otros sitios semejantes (3,2 m²/ha vs. 1,23 m²/ha y 1700 ind./ha vs. 893 ind./ha, respectivamente); esto implica individuos más maduros en el sitio de referencia respecto a otros espinillares relevados; es por esto que arbitrariamente se elige a EM como referencia (coeficiente de Lyapunov; L=0). Los espinillares están dominados principalmente *por A. caven* y *A. aroma*, y otras especies arbustivas como *Aloysia gratissima* (Gillies y Hook. ex Hook.) Tronc. var. *gratissima* (palo amarillo) y herbáceas como *Aristida mendocina* Phil., *Jarava ichu* Ruiz y Pav. y *Amelichloa brachychaeta* (Godr.) Arriaga y Barkworth (Tabla 2).

Tabla 2. Valores promedios de diferentes variables para los distintos sitios de espinillares de la RNDLC.

Variable	Horcales	Espinillar maduro	Espinillares	Pastizales
Cob. de árboles (m ² /m ²)	0,43	0,30	0,44	0,14
Abundancia de A. caven + A. aroma (ind./ha)	223	1700	893 (* ¹)	
Área basal de A. caven + A. aroma (m ² /ha)	0,77	3,2	1,23(*)	
Cob. de arbustos (m ² /m ²)	0,38	0,36	0,35	0,29
Cob. herbácea (m ² /m ²)	0,18	0,54	0,28	0,47
Cob. Total (m ² /m ²)	0,98	1,20	1,07	0,89
Riqueza	27	32	25	26
Biodiversidad	2,26	2,97	2,24	2,30
Coef. Lyapunov	0,27	0	0,17	0,21
Especies más abundantes	<i>S. marginata</i> <i>A. aroma</i> <i>A. caven</i> <i>A. praecox</i> <i>L. molleoides</i> (* ²)	<i>A. aroma</i> <i>A. caven</i> <i>A. gratissima.</i> <i>Setaria sp.</i> <i>J. ichu</i>	<i>J. ichu</i> <i>A. brachichaeta</i> . <i>Paspalum sp.</i> <i>Celtis ehrenbergian.</i> <i>Geoffroea decorticans.</i>	

*¹ valor promedio de 5 sitios

*² Las abundancias para los sitios unificados varían.

A partir del análisis de correlación entre el coeficiente L y la biodiversidad (H); **para todos los ambientes** considerados (excepto para los sitios quemados medidos: *horcales* (4), *mollares* (3), *espinillares +pastizales* (16) y *blanquillares* (9); se deduce que, existe una tendencia lineal (Figura 3) entre L y H. A medida que aumentan los valores de H, disminuye L (pendiente de la recta -0,46). Hay una alta variabilidad de L entre sitios que se deben a mayores disimilitudes respecto a EM. Comunidades extremadamente distintas a los espinillares, como los *blanquillares*, sitios que se caracterizan por una mayor cobertura arbórea (promedio de 80%) y por una menor biodiversidad (H medio de 1,77), se encuentran en la condición o estado más alejado al sitio en análisis (L medio blanquillares=0,71).

Cuando se analiza un mismo tipo de ambiente, como por ejemplo las **comunidades de espinillares y pastizales, asociadas** (tabla resumen en anexo 2) entre sí porque son similares fisonómicamente, excepto de que la cobertura de acacias se reduce por debajo del 20% en los pastizales, la línea de tendencia de la recta L en función a H también indica una correlación negativa (-0,21) aunque con un valor de pendiente menor que en el

caso anterior, donde se comparaban todos los ambientes (distintas comunidades). La variabilidad en este caso estaría dada en mayor medida por las diferencias observadas en la biodiversidad, aunque también hay diferencias en L (valor medio de 0,29) (Figura 3: línea de tendencia “espinillares”).

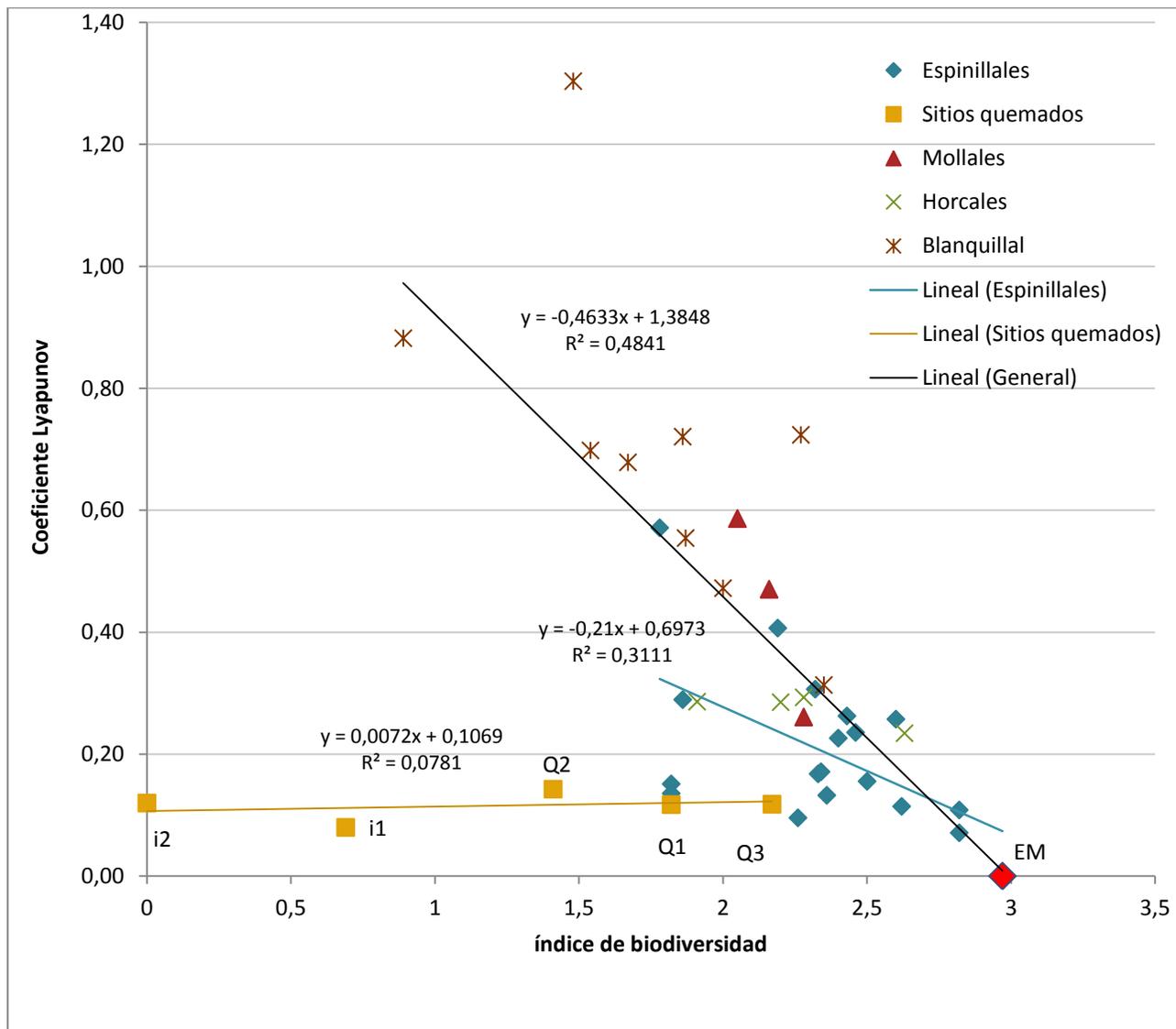


Figura 3. Diagrama de fases: coeficiente de Lyapunov (L) en función del índice de Biodiversidad (H).

El criterio utilizado para diferenciar espinillares de pastizales se basó en la **cobertura arbórea (>20%)**². De este análisis surge que, se pueden adjudicar dos estados de equilibrio según L, siendo los espinillares más

² Según COFEMA (Consejo Federal del Medio Ambiente), un bosque es todo aquel que tenga más del 20% de cobertura arbórea e individuos arbóreos con promedio de más de 3 m de alto. <http://www.cofema.gob.ar/?aplicacion=normativayIdNorma=1355yIdSeccion=32>

cercanos al referente (L promedio = 0,17; Tabla 2), mientras que los pastizales están algo más alejados (L promedio = 0,21; Tabla 2). Además, otra variable como la cobertura arbórea, es inversamente proporcional a H, arrojando un valor levemente mayor para los pastizales por menor efecto de sombreo sobre el sotobosque (Tabla 2).

Resultados de los sitios quemados

Análisis por sitio

Quemado 1: Es el sitio con mayor cobertura total inicialmente (testigo) dada por árboles, arbustivas y herbáceas de manera uniforme. Luego del incendio, la cobertura arbórea es mantenida por *A. caven*, *A. aroma* (disminuye poco) y *Celtis ehrenbergiana*, mientras que la frecuencia de herbáceas cae de manera abrupta.

Quemado 2: La estructura inicial (testigo) que conforman los estratos arbóreo y herbáceo es similar al quemado 1, con un estrato arbustivo con menor cobertura. Luego del incendio se evidencia una caída en la cobertura total atribuida a pocos arbustos (desaparece el romerillo, se mantiene *Ephedra triandra* Tul. emend. J.H. Hunz) y varias herbáceas. De las 32 especies censadas, sólo se encontró después del incendio las coronas de *A. brachichaeta*.

Quemado 3: Corresponde a un pastizal (cobertura arbórea testigo <0,20) y es el único sitio que se midió in situ antes del incendio. La cobertura herbácea testigo (es decir, pre-incendio) es diversa encontrando *Paspalum dilatatum* Poir. ssp. *dilatatum*, *Aristida mendocina* Phil., *A. brachichaeta*, entre otras, resultando en una biomasa forrajera total de 6445,95 Kg Ms/ha (Karlin *et al.* 2015a). Luego del incendio la cobertura herbácea se reduce a cero; los árboles que se mantienen son *Acacia spp* y *C. ehrenbergiana* y Cav.. La escasa cobertura arbustiva es proporcionada por *E. triandra*, *A. gratissima* y *Condalia microphylla*.

Sitios Quemados hipotéticos

Se realiza un ejercicio teórico para completar el análisis de las variables involucradas en el estudio mediante la interpretación del comportamiento de la biodiversidad. Se plantean 2 casos hipotéticos, en los que se aplica un cambio de la frecuencia específica de las especies susceptibles a ser eliminadas según la intensidad del fuego.

1. Suponiendo un incendio de una **intensidad “media”** (intensidad 1: i1; Figura 3) en el sitio de referencia (EM), de tal manera que permanezcan constantes sólo las poblaciones arbóreas, en este caso *Acacia spp.*, daría como resultado una disminución en el valor de biodiversidad, pasando éste de 2,69 a 0,69 y un crecimiento poco significativo (0,08) en el valor de L respecto a EM (Figura 3 y Tabla 3).
2. En el eventual caso de que, se produjera un suceso de una **intensidad alta** (intensidad 2: i2) y se elimine por completo la vegetación (H=0) el valor de L aumenta a 0,12 respecto a EM (Figura 3 y Tabla 3).

Quemados 2013

A partir de los **tres sitios quemados reales** ocurridos en la RNDLC, los resultados expresan que, a pesar de que hay cambios en la biodiversidad (disminuye respecto al promedio de los espinillares) L tiende a ser constante con valores de 0,12; 0,14 y 0,12 para los quemados 1, 2 y 3 respectivamente (Figura 3). La biodiversidad muestra diferencias entre sitios, y se relaciona de manera inversamente proporcional a la cobertura arbórea (orden creciente de cobertura arbórea $Q3 < Q1 < Q2$); donde el sitio quemado 3 es considerado un pastizal (<20% cob. arbórea) y posee el mayor valor de biodiversidad. Este sitio (Q3) es el único caso en el que el testigo constituye el mismo sitio geográfico ya que se midió antes del incendio, por lo que los parámetros de vegetación medidos corresponden todos a las condiciones pre-incendio (Tabla 3). En Q1 y Q2, los testigos fueron medidos en sitios inmediatamente aledaños a los sitios quemados.

Tabla 3: Valores de las variables analizadas en los sitios quemados y en los casos supuestos.

	Cob. Árboles m²/m²	Cob. Arbustos m²/m²	Cob. Herbácea m²/m²	Cob total m²/m²	Riqueza	H	L
Testigo Q1	0,53	0,7	0,48	1,71	24	2,43	0,26
Quemado 1	0,30	0,36	0,01	0,66	17	1,82	0,12
Testigo Q2	0,54	0,16	0,51	1,20	30	2,26	0,10
Quemado 2	0,56	0,04	0,15	0,75	11	1,41	0,14
Testigo Q3	0,08	0,09	0,48	0,65	17	2,14	0,08
Quemado 3	0,02	0,03	0	0,05	11	2,17	0,12
Espinillar maduro	0,31	0,35	0,54	1,21	32,00	2,97	0,00
Intensidad 1					2	0,69	0,08
Intensidad 2					0	0	0,12

Los resultados de los censos florísticos realizados en el año 2013 (Tabla 4) inmediatamente luego del fuego muestran en promedio que la mayoría de las especies disminuyen abruptamente su frecuencia respecto a condiciones pre-incendio (testigos); otras especies disminuyen sus frecuencias en menor magnitud, como ocurre con *A. aroma* (el menor valor posiblemente es atribuido a la percepción personal en el momento del censo) y algunas otras especies gramíneas (*Setaria sp.*, *Jarava*, *Amelichloa*). Otras especies como *A. caven* no varían su frecuencia respecto al sitio testigo.

En los censos realizados un año después (2014) se observó que *A. aroma*, *H. alienus*, *A. gratissima*, *Cantinoa mutabilis* (Rich.) Harley y J.F.B. Pastore y las gramíneas como *A. brachychaeta*, *J. ichu* y *Setaria parviflora*, entre las más importantes, recuperan su frecuencia inicial (respecto a testigo) mientras que *A. caven* sigue permaneciendo constante. En la Tabla 4 se muestran los valores promedios del cambio en la frecuencia de especies obtenido en el sitio testigo, inmediatamente después del incendio y un año después (2014).

Parthenium hysterophorus L. y *Acalypha communis* Müll. Arg. son especies que se caracterizan por ser pioneras, observándose en la Tabla 4 que al año del incendio aumentan su frecuencia, la que luego se reduciría al alcanzar una situación similar al testigo nuevamente.

Tabla 4: Valores promedios de las frecuencias relativas de las especies censadas en los sitios quemados

	Quemados	1 año después	Testigos
<i>Acacia aroma</i>	0,10	0,26	0,26
<i>Acacia caven</i>	0,10	0,11	0,11
<i>Acalypha communis</i>	0,00	0,02	0,01
<i>Aloysia gratissima</i>	0,00	0,07	0,07
<i>Gramíneas</i>	0,16	0,89	1,09
<i>Cantinoa mutabilis</i>	0,00	0,01	0,01
<i>Heterotalamus alienus</i>	0,00	0,05	0,05
<i>Partenium hysterophorus</i>	0,00	0,13	0,01

El esquema de estados y transiciones presentado responde a las situaciones observadas y esperadas en la RNDLC, creados a partir de los resultados antes descritos.

ESTADOS

BOSQUE MADURO (BM). Correspondería a una situación hipotética en el caso de que los espinillares no fuesen perturbados por algún evento como los incendios en el largo plazo y estos fueran colonizados por individuos de horco quebracho. Este estado está representado por comunidades de *Schinopsis marginata* (horcales) con valores promedio de 522 ind/ha, (Karlin *et al.* 2015; ver Anexo 2) y con una población de espinillares de mediana frecuencia (valores medios de 223 ind/ha). Posiblemente son los sitios más semejantes a los espinillares (respecto a blanquillares, mollales, etc.). Se disponen a barlovento sobre laderas rocosas con pendientes superiores al 20%, en sitios con dificultad de acceso de herbívoros (principalmente domésticos), también son los sitios más susceptibles a incendios debido a los altos valores de biomasa fácilmente combustible (BFC) (3106 kg/ha) (Karlin *et al.*, 2015).

ESPINILLAR MADURO (EM). El sitio referencia (L=0) contiene la mayor biodiversidad posible para los espinillares bajo estudio. Posee mayor cantidad de ind./ha, mayor área basal (ver Tabla 2) y menor cantidad de renovales de *Acacia spp.* Predomina *A. aroma* con valores de 1467 ind./ha, le sigue *A. caven* con 300 ind./ha. La BFC es de 1294 kg/ha.

ESPINILLAR TÍPICO DE LA RESERVA (ET). Los sitios bajo esta designación son semejantes al referencial, poseen valores de L entre 0,08 y 0,14, demostrando cierta similitud al sitio referente, con la salvedad de que, poseen ejemplares de menor área basal y se encuentran en distintos estados de degradación y algunos muestran evidencias de fuego de años anteriores próximos. Son el eje central de este modelo, ya que la mayor área bajo análisis corresponde a este estado y es el que dominará la dinámica hídrica de la cuenca (tal como se muestra en Resultados 2)

PASTIZAL (P). Formación de pastizales con cobertura arbórea menor al 20% (definido según COFEMA) de diferente fisonomía, de acuerdo a su ubicación e historia de disturbio (pastoreo y/o fuego). La característica diferencial respecto a los espinillares es que poseen menor cobertura arbórea, y presencia dominante de especies herbáceas como *Jarava ichu*, *Setaria spp.* y *Amelichloa brachychaeta*, y en algunos casos, están asociados a bosquecillos pequeños de chañar (*Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. y Arn.) Burkart). Los valores de L son similares en BM y ET debido posiblemente a que la variación frecuencial de ciertas especies es similar respecto a EM (ej. en BM aumenta la cobertura de *S. marginata* y en P aumenta la cobertura de ciertos pastos de forma frecuencialmente similar); en ambos cae la cobertura de *A. aroma* y *A. caven* de forma similar. En la Tabla 5 se sintetizan los atributos de cada uno de los estados definidos para el modelo.

Tabla 5. Variables medias para el Modelo de Estados y Transiciones para espinillares de la RNDLC.

Estados	Cob. Arbórea m ² /m ²	Cob. Arbustiva m ² /m ²	Cob. Herbácea m ² /m ²	Cob. Total m ² /m ²	Riqueza	Biodiversidad	Lyapunov
BM	0,43	0,38	0,18	0,98	27,25	2,26	0,27
EM	0,31	0,35	0,54	1,21	32,00	2,97	0,00
ET	0,44	0,38	0,32	1,14	27,20	2,37	0,18
P	0,14	0,29	0,47	0,89	25,91	2,30	0,21

TRANSICIONES

TRANSICIÓN 1: EM y/o ET → BM. Recuperación natural de la vegetación en ausencia de disturbios antrópicos como lo son el pastoreo y el fuego. Esta sucesión hipotética sucedería con baja frecuencia de incendios de baja intensidad y ausencia de incendios de intensidad media y alta. Para que esto suceda además, debe garantizarse la presencia de propágulos de horco quebracho y la ausencia de animales que impidan la regeneración natural.

TRANSICIÓN 2: EM → ET. El factor de disturbio antrópico que actúa es el pastoreo, esta actividad pese a que escapa al objetivo central del análisis y no es estudiada en profundidad, es tomada en cuenta ya que, muchos de los espinillares típicos de la RNDLC se encuentran bajo distinta intensidad de pastoreo. Resultado de esto, se ven favorecidas las especies arbustivas por sobre las herbáceas y los individuos leñosos de mayor porte que compiten con los pastos al reducir el paso de la luz. Además se afectan los renovales que pueden ser consumidos por el ganado vacuno.

TRANSICIÓN 3: EM, ET, P → incendio de baja intensidad → ET, P. Los eventos de incendio que ocurren cíclicamente en la reserva están favoreciendo en gran medida este tipo de transiciones, encontrándose la mayoría de los espinillares en distintos estados de degradación, según la calidad del ambiente. La biodiversidad disminuye luego del incendio en relación al estado inicial (testigo), pero vuelve a recuperarse en el corto plazo (3 a 6 meses) prácticamente la misma frecuencia de las especies más abundantes y también lo hace la biodiversidad. Esta transición es la que se encontró en los tres casos reales de la reserva.

TRANSICIÓN 4: BM, EM, ET, P → incendio de alta intensidad → P. Alteración drástica que sufre cualquier sitio al ser incendiado por un fuego de alta intensidad. Para todos los casos (BM, EM, ET, P) H se hace 0 y L 0,12. Este aumento de L es debido a que desaparecen todas las especies respecto al estado de referencia (espinillar maduro con L=0). En este caso, la sucesión secundaria iniciaría en la transición 4 para alcanzar en el corto o mediano plazo el estado de Pastizal.

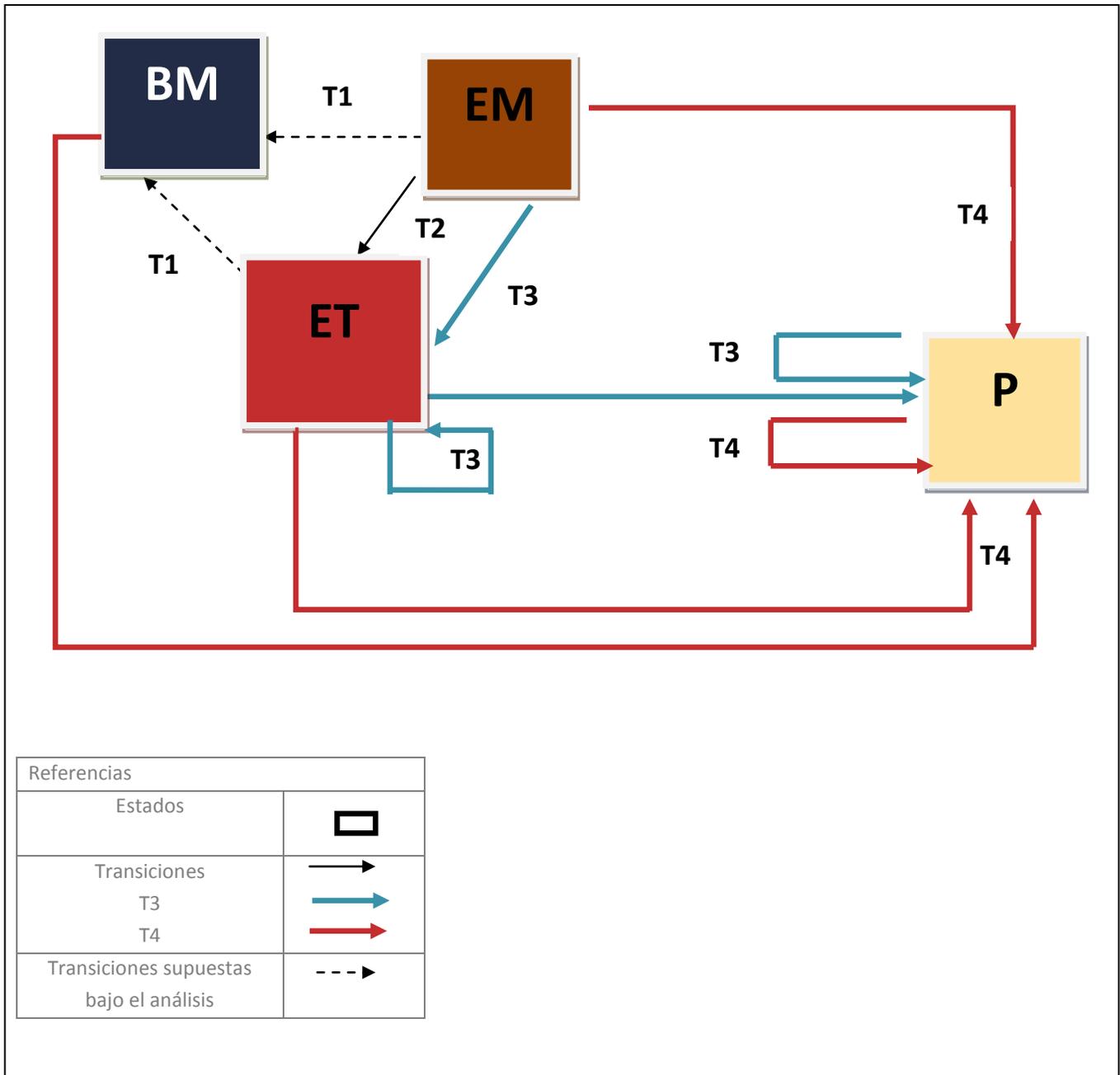


Figura 4. Modelo de estados y transiciones para los espinales de la RNDLC. Los estados son: Bosque Maduro (BM), Espinillar Maduro (EM), Espinillar típico (ET), y Pastizal (P). Y las Transiciones: Transición 1 (T1), Transición 2 (T2), Transición 3 (T3) Y Transición 4 (T4).

RESULTADOS 2: Análisis Hidrológico de la cuenca

Determinación de microcuencas y superficies por clase

Las microcuencas definidas resultaron ser 13 (Figura 5) y se procedió a estimar las superficies de cada una de las clases de cobertura vegetal en cada una de ellas. Se observa que, las subcuencas de llanura (cuenca 1 y parte de la cuenca 2) pertenecientes a la región del Espinal están afectadas por la actividad agrícola y la red de drenaje es simple. Las cuencas de Serranía se encuentran hacia el oeste de la reserva, las pendientes variadas determinan una amplia red de drenaje con numerosas vías de escurrimiento y divisorias de aguas formando subcuencas de menor superficie.

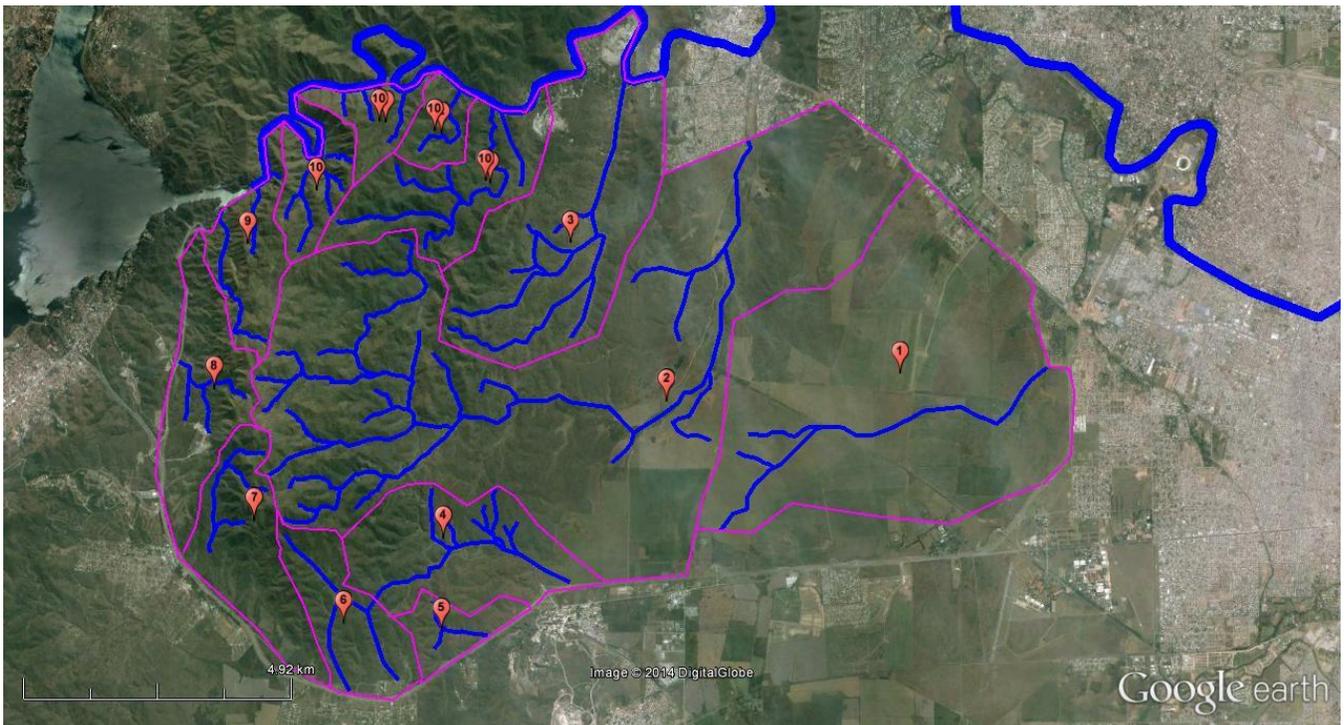


Figura 5. Delimitación de microcuencas y vías de escurrimiento principales.

Determinación de áreas afectadas por incendio

Para los incendios 2013 y 2015 en la RNDLC se estimaron mediante reconocimiento visual las áreas afectadas correspondiente a cuatro eventos: evento del 25/05/13: 1,4 ha- (Q1); evento del 07/08/13: 50 ha- (Q2); evento del 27-30/09/13: 340 ha- (Q3) y evento del 30/10/13: 700 ha- (Q4). Para 2015 se determinó el evento más importante, correspondiente a 220 ha- (Q5) (Figura 7)

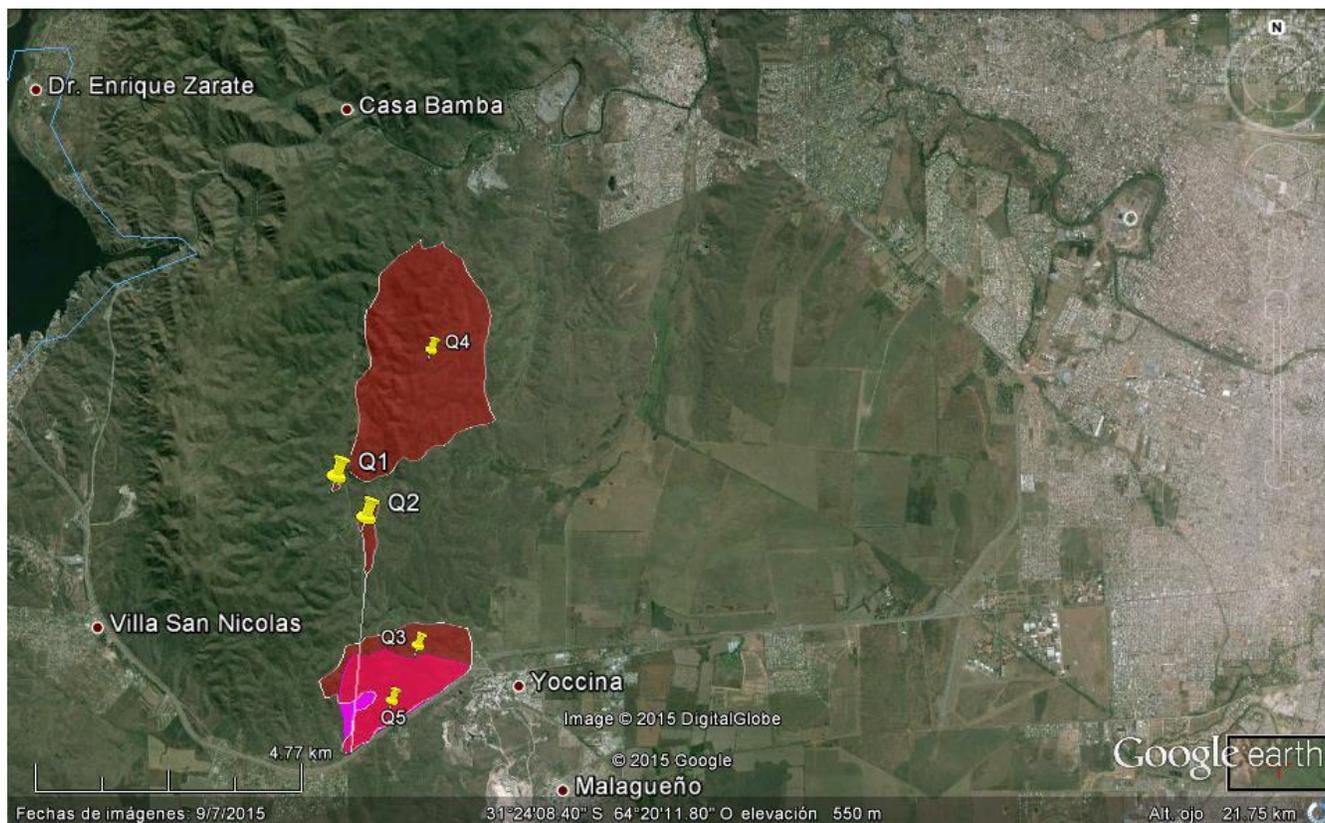


Figura 6. Áreas afectadas por incendio. En rojo, incendios de 2013; en rosa, incendio de 2015.

Cálculos hidrológicos

Balance hidrológico 2012 (línea de base)

Para los cálculos hidrológicos de la Reserva, se consideró una precipitación media anual de 800 mm, lo que representa un aporte de 8000 m³/ha/año. Para las 13.175 ha- que abarcan las 13 microcuencas (Figura 2), da un ingreso de agua por año a la cuenca total 105.400.000 m³/año que pueden infiltrar y quedar disponibles para la transpiración de las especies vegetales; o pueden evaporar sin ser utilizada por estas; pueden percolar; escurrir a nivel superficial o subsuperficial; ser retenida en microdepresiones; o retenida por el mantillo superficial.

Considerando los valores de los coeficientes de escorrentía "C" de Rázuri (1984; en: Martínez de Azagra Paredes, 2006), se definen, de acuerdo al tipo de cobertura y pendiente, los siguientes valores:

- Bosque y arbustal: entre 10 y 15%
- Pastizales: entre 20 y 25%
- Suelos degradados y agricultura: entre 40 y 45%

Ambos valores, para los dos primeros tipos de cobertura, dependen de las pendientes medias calculadas para cada microcuenca; el primero para pendientes entre 1 y 5% y el segundo para pendientes entre 5 y 20%. En todos los casos se consideran suelos de buena permeabilidad, siendo estos franco-arenosos. En el caso de suelos de agricultura ubicados en la zona baja, los valores de pendiente varían entre < 1% y 5%, pero corresponden a suelos semipermeables de tipo franco limosos.

Las superficies, los coeficientes de escorrentía obtenidos por promedios ponderados y los caudales escurridos para cada microcuenca, sobre la línea de base, se muestran en la Tabla 6

Tabla 6: Detalle de la superficie, coeficientes “C” (línea de base) y caudales escurridos obtenidos para cada microcuenca.

Cuenca	Coficiente C	Superficie (ha-)	Q anual (m3/año)
I	0,333	2.900	7.735.091
II	0,222	4.850	8.604.832
III	0,154	1.425	1.755.600
IV	0,194	675	1.046.939
V	0,198	200	316.800
VI	0,260	425	885.154
VII	0,231	550	1.016.190
VIII	0,238	525	997.500
IX	0,243	350	680.000
X	0,217	325	563.333
XI	0,183	175	256.667
XII	0,159	150	190.909
XIII	0,168	625	841.837
Promedio y suma	0,215	13.175	24.890.852

Considerando la superficie afectada por incendios, y transformando el porcentaje de pastizales o bosque correspondientes afectados en áreas degradadas, los coeficientes pasan, en cada porción de la microcuenca afectada, a valores de 0,40 o 0,45 de acuerdo a la pendiente media calculada, duplicándose los coeficientes. Este hecho coincide con los datos preliminares obtenidos a campo de infiltración para espinillares y pastizales quemados en el año 2013 en relación al testigo (Figura 7).

En el gráfico de infiltración básica (Figura 7), se observa que las magnitudes de la curva de infiltración promedio del testigo respecto a la curva promedio de las áreas quemadas, es el doble, con infiltraciones básicas (IB) de 200 mm/h y 99 mm/h respectivamente.

Al año siguiente al momento de los incendios, los valores de infiltración promedio en los sitios quemados coinciden con los testigos (Figura 8).

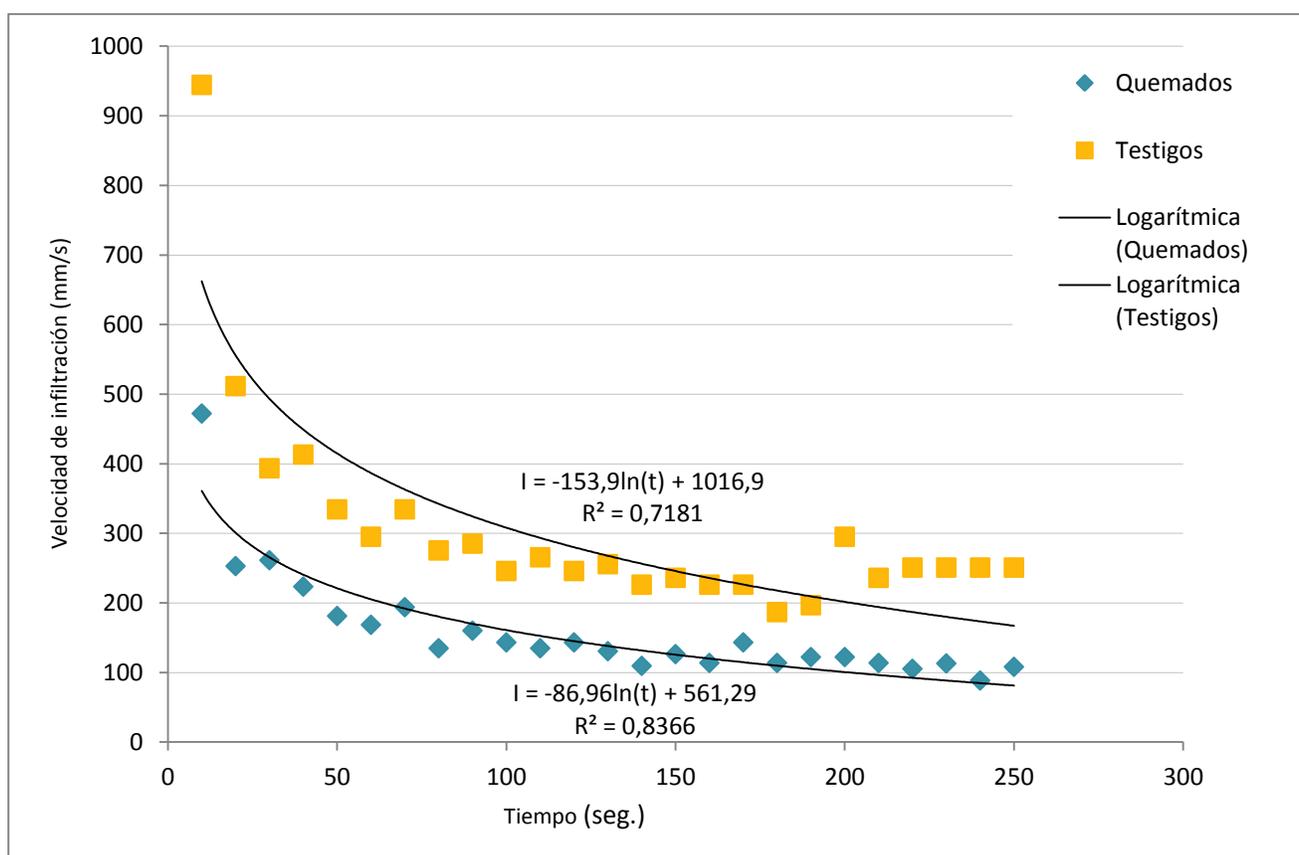


Figura 7. Curva de Infiltración promedio (a partir de mediciones en Q1, Q2 y Q3, y testigos correspondientes) en función al tiempo, medidas en el año 2013 inmediatamente después de los incendios

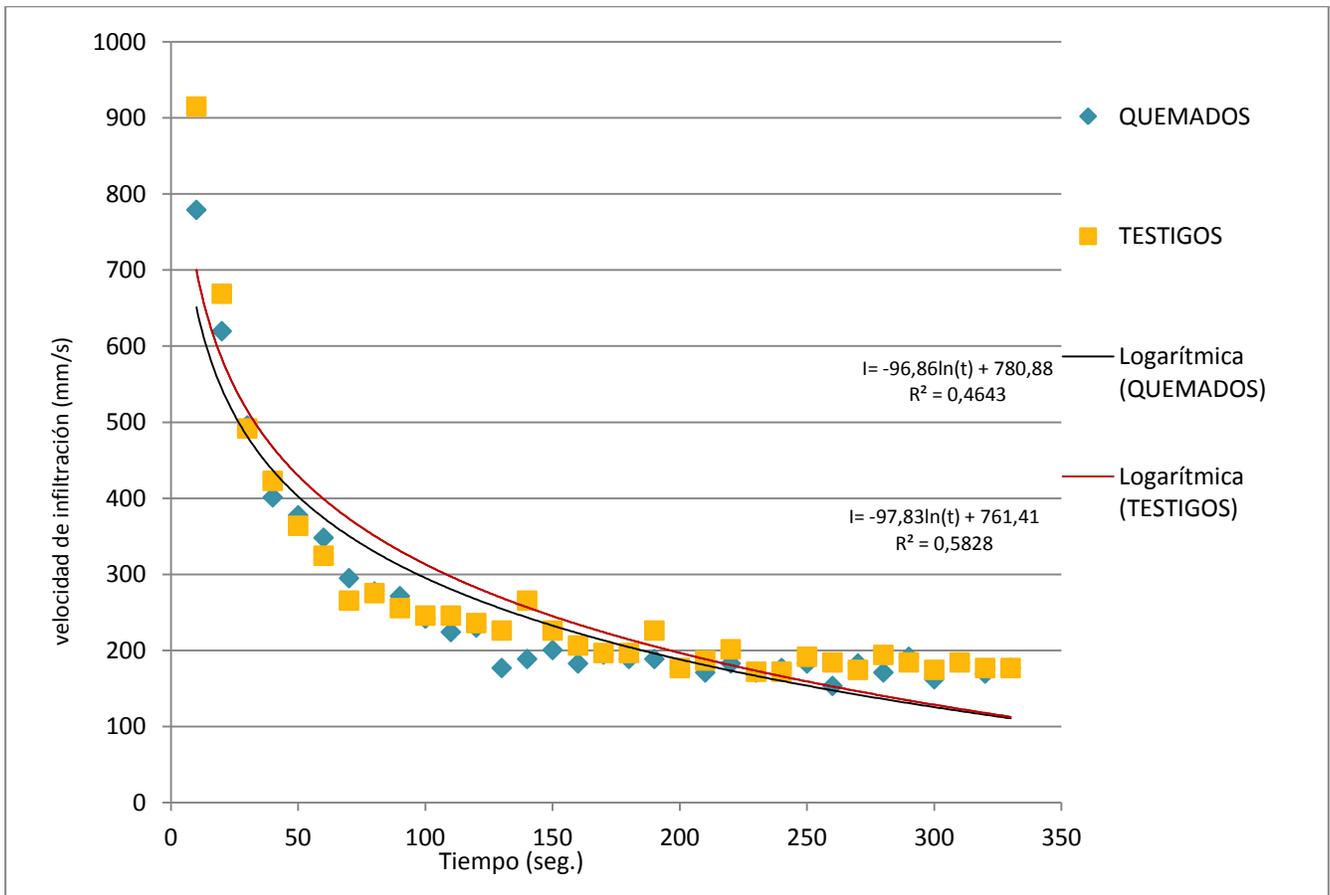


Figura 8. Curva de Infiltración promedio (a partir de mediciones en Q1, Q2 y Q3, y testigos correspondientes) en función al tiempo, medidas en el año 2014

Para el año de la línea de base, el balance entre lo recibido por precipitaciones y lo escurrido (de acuerdo a los "C" estimados) da como resultado $80.509.147 \text{ m}^3/\text{año}$, parte de lo cual puede ser utilizado para evapotranspiración o como reserva hídrica dentro de la cuenca en cuestión. Este valor representa el 76,4% del total caído anualmente. Aquí no se tienen en cuenta las pérdidas ocurridas por evaporación.

La línea de base estimada comprende al 2012 una superficie agrícola aproximada de 2.385 ha-, las cuales serán abandonadas hacia el año 2014, es por esto que el coeficiente C, especialmente de la microcuenca I (donde se concentra la mayor parte del suelo afectado por agricultura) es particularmente alto en comparación a otros años.

Balance hidrológico 2013

Durante el año 2013 parte de la superficie agrícola, correspondiente al área incluida dentro del ejido municipal de la Ciudad de Córdoba, fue abandonada y esta se transformó en pastizal. La superficie transformada fue de aproximadamente 870 ha-. Esta transformación afectó los coeficientes C de la microcuenca I, disminuyendo en relación a la línea de base.

Por otro lado, la **sucesión de incendios** ocurridos en esta temporada también provocó cambios en los coeficientes C, tal como se explicitó anteriormente. Los incendios ocurrieron en las microcuencas 2, 3, 4 y 5 (Tabla 7).

Tabla 7: Detalle de la superficie, coeficientes “C” (2013) y caudales escurridos obtenidos para cada microcuenca.

Cuenca	Coeficiente C	Superficie (ha-)	Q anual (m3/año)
I	0,274	2900	6.364.181
II	0,243	4.850	9.417.652
III	0,337	1.425	3.838.775
IV	0,251	675	1.355.510
V	0,400	200	640.000
VI	0,250	425	850.000
VII	0,231	550	1.016.190
VIII	0,238	525	997.500
IX	0,243	350	680.000
X	0,217	325	563.333
XI	0,183	175	256.666
XII	0,159	150	190.909
XIII	0,213	625	1.066.326
Promedio y suma	0,249	13.175	27.237.046

El balance entre lo recibido por precipitaciones promedio y lo escurrido (de acuerdo a los “C” estimados) da como resultado 78.162.953 m3/año, parte de lo cual puede ser utilizado para evapotranspiración o como reserva hídrica dentro de la cuenca en cuestión. Este valor representa el 74,2% del total caído anualmente. **Aquí no se tienen en cuenta las pérdidas ocurridas por evaporación.**

Balance hidrológico 2014

En el año 2014 se mantuvieron los valores de C de la línea base para las áreas que en el año 2013 habían sido afectadas por incendios, excepto en el área que agricultura que fue transformada en pastizal y por lo tanto, se volviera a registrar cambios en el coeficiente C de las cuencas 1 y 2; todo esto conllevó a que el caudal escurrido disminuya respecto al año 2013 (Tabla 8).

Tabla 8: Detalle de la superficie, coeficientes “C” (2014) y caudales escurridos obtenidos para cada microcuenca.

Cuenca	Coeficiente C	Superficie (ha-)	Q anual (m ³ /año)
I	0,213	2.900	4.940.545
II	0,195	4.850	7.582.729
III	0,154	1.425	1.755.600
IV	0,194	675	1.046.939
V	0,198	200	316.800
VI	0,260	425	885.154
VII	0,231	550	1.016.190
VIII	0,238	525	997.500
IX	0,243	350	680.000
X	0,217	325	563.333
XI	0,183	175	256.667
XII	0,159	150	190.909
XIII	0,168	625	841.837
Promedio y suma	0,204	13.175	21.074.203

El balance entre lo recibido por precipitaciones promedio y lo escurrido (de acuerdo a los “C” estimados) da como resultado 84.325.796 m³/año, parte de lo cual puede ser utilizado para evapotranspiración o como reserva hídrica dentro de la cuenca en cuestión. Este valor representa el 80% del total caído anualmente. **Aquí no se tienen en cuenta las pérdidas ocurridas por evaporación.**

Balance hidrológico 2015

En 2015 ocurrió **un incendio** en la microcuenca V y parte de la IV, lo que afectó los coeficientes de ambas microcuencas. En las demás microcuencas no se modificaron los valores respecto al año 2014 (tabla 9).

Tabla 9: Detalle de la superficie, coeficientes “C” (2014) y caudales escurridos obtenidos para cada microcuenca.

Cuenca	Coeficiente C	Superficie (ha-)	Q anual (m ³ /año)
I	0,213	2.900	4.940.545
II	0,195	4.850	7.582.729
III	0,154	1.425	1.755.600
IV	0,208	675	1.124.082
V	0,393	200	629.333
VI	0,247	425	839.697
VII	0,231	550	1.016.190
VIII	0,238	525	997.500
IX	0,243	350	680.000
X	0,217	325	563.333
XI	0,183	175	256.667
XII	0,159	150	190.909
XIII	0,168	625	841.837
Promedio y suma	0,219	13.175	21.418.423

El balance entre lo recibido por precipitaciones promedio y lo escurrido (de acuerdo a los “C” estimados) da como resultado 83.981.577 m³/año, parte de lo cual puede ser utilizado para evapotranspiración o como reserva hídrica dentro de la cuenca en cuestión. Este valor representa el 79,7% del total caído anualmente.

Aquí no se tienen en cuenta las pérdidas ocurridas por evaporación.

DISCUSIONES. Respuesta de la vegetación y efecto sobre la dinámica hídrica

Comportamiento de la vegetación

Se puede asumir que los tres incendios evaluados del año 2013, fueron de baja intensidad por evidencias en la vegetación ya que, de los tres estratos, sólo disminuye significativamente la cobertura herbácea, respecto a los sitios testigos (Tabla 3). Además Denegri *et al* (2014) estimaron a través de variables edáficas que, en el sitio quemado 1 el incendio natural fue de baja intensidad con temperaturas sobre el suelo entre 100 y 200°C.

Los espinillares, dominados por *Acacia aroma* principalmente y *A. caven* en menor medida, son originadas posiblemente por la influencia de incendios, ya que ambas especies tienen gran capacidad de rebrote post fuego dando muestras de su adaptación a los incendios (Verzino *et al* 2005). Además, producen anualmente gran cantidad de semillas, que se acumulan en el banco de semillas y son aparentemente activadas por fuego. Cabido y Zak (1999) observaron un comportamiento similar de estas especies frente a los incendios, con regeneración predominantemente por rebrote de la base en las zonas de 1 y 2 años de antigüedad del incendio. Se manifiestan aquí estrategias de sobrevivencia basadas principalmente en la multiplicación vegetativa, ampliamente difundidas en zonas con incendios recurrentes (Trabaud, 1992, 1998; Vallejo y Alloza, 1998) o en zonas áridas, con condiciones poco favorables para la regeneración por semillas (Moglia y Jofré, 1998). En este caso puede observarse que las especies arbóreas y arbustivas más importantes del Chaco Serrano se regeneran por rebrotes de yemas en la base de los troncos. Los espinillares representan el **46% de la superficie total de la reserva (pastizales y arbustales)** y poseen abundante biomasa fácilmente combustible 'BFC' (3000 kg/ha) (Karlin *et al.* 2015).

Analizando el diagrama de fases (Figura 3) se observa un desplazamiento de las condiciones o estados hacia la izquierda del gráfico, resultando en un reordenamiento de tipo lineal con valores constantes de L y valores de H variable.

Bajo este supuesto, se puede aludir que los incendios en estos sitios fueron de una intensidad tal que permitieron el **rebrote y supervivencia** de las especies clave (*A. aroma* y *A. caven*) o indicadoras analizadas. Los distintos valores de biodiversidad podrían indicar posibles transiciones entre los estados cuando un sitio se quema, y el valor podría atribuirse a la intensidad del incendio, al estado inicial del sitio, donde la BFC juega un rol predisponente para la ocurrencia de estos eventos.

En el modelo de Estados y Transiciones para los espinillares de la RNDLC (Figura 4) cobra importancia el análisis de la **intensidad del fuego** para predecir la transición entre estados, y asimismo poder predecir la posible sucesión hacia otros estados. De esta manera, la definición de los estados permite relacionar diferentes atributos medidos a campo, entre ellos las curvas de infiltración, a fin de poder evaluar el comportamiento hidrológico de la cuenca.

Como ha sido reportado generalmente para ecosistemas boscosos del mundo (De Luis *et al.*, 2003; González Pérez *et al.*, 2004) y de la provincia de Córdoba (González *et al.*, 1999; Abril *et al.*, 1999; Abril *et al.*, 2005), las

propiedades del suelo se ven alteradas por el fuego. Los suelos de escaso espesor y poco desarrollo de las Sierras de Córdoba al perder la vegetación por acción del fuego recurrente, quedan expuestos a insolación, acción del viento y escorrentía, ampliando las condiciones mecánicas de degradación de las pendientes lo que profundiza la destrucción del bosque serrano (Herrera et al., 1978; Beguet et al., 1987).

Las curvas de infiltración indican que, frente a la afectación por eventos de incendio, **la capacidad de infiltración de los espinillares/pastizales serranos, que dominan gran parte de la cuenca, se reduce a la mitad**. Esta variable depende de la permeabilidad, la conductividad hidráulica y el porcentaje de saturación. Sin embargo la infiltración es sólo una parte del fenómeno hídrico; el agua precipitada puede percolar, evaporarse, ser absorbida por la vegetación o escurrir, para lo cual es necesario considerar también el efecto de cobertura vegetal que permite aumentar la rugosidad, disminuir la escorrentía y reducir la velocidad de impacto de la gota de agua sobre el suelo. También debe considerarse la pendiente del terreno, que afectará la velocidad de escorrentía.

De acuerdo a lo antes expuesto, las especies de *Acacia spp.* están adaptadas a incendios y presentan buena respuesta de revegetación post fuego; por lo tanto es conveniente manejar estos sistemas de forma tal de favorecer la revegetación natural y no incurrir en prácticas de reforestación más costosas, técnica que podría ser recomendada para otras condiciones de sitio. Según Bernasconi et al. (2015), las *Acacias spp.* presentan una buena sobrevivencia post fuego con valores de 65% para *A. aroma* y valores de 75% para *A. caven*, lo que garantizaría una buena recuperación de éstas comunidades luego de fuegos poco intensos. Para que esto sea factible es importante asegurar prácticas de manejo que excluyan temporalmente a la ganadería en áreas de exclusión.

Dinámica hídrica

Aspectos a considerar en el análisis hidrológico

Considerando la superficie afectada por incendios en los años 2013 y 2015, y transformando el porcentaje de pastizales o bosque correspondientes afectados y transformándolos en áreas degradadas, los coeficientes pasan, en cada porción de la microcuenca afectada, a valores de 0,40 o 0,45 de acuerdo a la pendiente media calculada, duplicándose los coeficientes, criterio que es reforzado por los valores de las curvas de infiltración obtenidas para los sitios quemados, y su relación con los sitios testigos, disminuyendo a la mitad la capacidad de los suelos de absorber agua. Sin embargo, relacionando **los valores obtenidos de infiltración en sitios quemados respecto a testigos, se observa que son extremadamente variables debido a la gran variabilidad espacial de los suelos afectados.**

Otro aspecto a considerar es que **los cálculos hidrológicos se hicieron tomando como valores de precipitación promedios (800 mm anuales) a los fines prácticos de poder comparar situaciones año a año**. Los valores de precipitaciones se calcularon en base a registros de estaciones meteorológicas del aeropuerto de Córdoba, tomando como período de cálculo entre el 1 julio y el 30 de junio del año siguiente. Los años 2012 y 2013 mostraron valores de precipitaciones menores al promedio, mientras que el valor del año 2014 fue mayor al promedio (1400 mm). Los registros de 2015 comenzaron a evaluarse el 1 de julio de 2015 y finalizarán el 30 de junio de 2016.

Por otro lado, **los coeficientes C obtenidos implican valores teóricos que pueden variar en función a la intensidad de las lluvias, saturación de freáticas y frecuencia de precipitaciones.** Mayores intensidades y frecuencias de precipitaciones pueden provocar aumentos en los coeficientes C (es decir se reduce el porcentaje de agua receptada por el suelo en las cuencas). Además, se generalizaron los coeficientes, utilizando los mismos valores de C para todos los tipos de bosque (variando sólo según pendiente y tipo de suelo) y unificando también arbustales y pastizales (variando sólo según pendiente y tipo de suelo). Sin embargo, es necesario a futuro realizar mediciones de infiltración discriminando según tipo de bosque y pastizal.

Se ha observado que la revegetación de las áreas afectadas es rápida, ocurriendo una **recuperación de la cobertura en un período aproximado de 3-6 meses** (Karlín *et al.*, 2015a), recuperando nuevamente la capacidad de captación de agua por los suelos, tal como se muestra en la Figura 8 (y por aumento de la rugosidad). Es por esto que áreas que fueron afectadas por incendio un año determinado, recuperan sus valores originales de coeficiente C al año siguiente.

Síntesis

En la Tabla 10 se tabulan los valores de volumen de agua escurrido y captado en el total de la superficie de la Reserva Natural de la Defensa La Calera.

Tabla 10: Detalle de los volúmenes escurridos, captados, porcentajes de volumen captado/total de precipitaciones, diferencias de volúmenes captados respecto a línea base (LB) y porcentaje de captación sobre LB, para cada año analizado.

Año	Escurredo	Captado	% captado	Dif vol/LB	% Dif LB
2012	24.890.852	80.509.147	76,4	0	0
2013	27.237.046	78.162.953	74,2	-2.346.194	-2,9
2014	21.074.203	84.325.796	80,0	3.816.648	4,7
2015	21.418.422	83.981.577	79,7	3.472.429	4,3

Si se modifica la cobertura vegetal de manera transitoria (representada principalmente por la fracción herbácea), la cantidad de agua que podría retener el suelo se vería alterada, siendo capaz de provocar fuertes crecidas. A medida que la vegetación va cubriendo el suelo, mejora la capacidad de captación de agua por el sistema (aumenta la rugosidad) y esto morigera los caudales de escorrentía. **De esta forma, se considera que áreas que fueron afectadas por incendios poco intensos un año determinado, recuperan sus valores de coeficiente C al año siguiente.** Este hecho coincide con los valores de cobertura obtenidos por los censos y con los valores de infiltración calculados.

Los valores obtenidos de escorrentía en condiciones no afectadas por los incendios indican que la pendiente dominante y la conductividad hidráulica del suelo (en relación al uso del suelo) definen un valor base que se debe tomar como referencia. La reducción de este valor está bastante limitado, fundamentalmente por las transformaciones sobre el uso del suelo que se puedan realizar.

Los incendios ocurridos a la fecha (especialmente los de 2013) causaron una **pérdida del 3% de captación de agua** por la Reserva respecto a la línea de base. A modo de síntesis se puede decir que, **el suelo pierde capacidad de infiltrar agua frente a fenómenos de incendios, de modo que aumenta la escorrentía (al menos en forma temporal)** de modo que contribuiría a:

- ✓ Aumentar la erosión hídrica: erosión laminar, erosión en surco y en caso extremo producir cárcavas (Serenó et al., 1997)
- ✓ Alteración en la calidad del agua que escurre hacia el dique, por arrastre de partículas y fósforo promoviendo procesos de eutrofización; además aumenta la turbidez.

- ✓ Disminución de los tiempos de concentración, aumento en la cantidad de agua transportada, con mayor energía cinética, produciendo crecidas en los arroyos, vertientes y ríos más rápidamente y más intensamente.
- ✓ Los procesos antes mencionados conllevan a la alteración de los ciclos y procesos naturales con consecuencias sobre la flora y fauna del lugar, esto conduce a la modificación del paisaje y degradación ambiental.

Conclusiones

- ✓ Los estados más degradados del bosque en la RNDLC, afectados por incendios de baja intensidad (Espinillares Típicos de la Reserva; ET) recuperan su fisonomía a través del rebrote y revegetación de especies presentes adaptadas, que poseen mecanismos fisiológicos y/o morfológicos que así lo permiten. De modo que los suelos recobran los valores de cobertura original y recomponen los valores de infiltración, permitiendo que el agua precipitada sea retenido por el suelo y disminuyan los valores de escorrentía dentro de la cuenca.
- ✓ El coeficiente de Lyapunov resulta un útil para comprender la sucesión secundaria de sitios degradados; Permite la comparación entre sitios en diferentes estados de equilibrio y/o de degradación.
- ✓ La variable ecológica que afecta la infiltración del suelo en zonas incendiadas resultó ser el cambio en la cobertura vegetal; Cuando se incrementa la rugosidad del suelo, el agua es retenida por la vegetación y esto permite que sea almacenada en las capas superiores del suelo, disminuyendo por lo tanto, la escorrentía.
- ✓ La degradación antrópica, a través del fuego y pastoreo puede, por un lado, hacer retroceder la sucesión secundaria, acelerando los procesos erosivos de un ecosistema o una cuenca. Por otro lado, prácticas de manejo apropiadas para un determinado sitio pueden favorecer y mantener la estabilidad del sistema.

Recomendaciones

- ✓ Determinar la biomasa herbácea dentro de las cuencas a analizar, regular la carga ganadera y disminuir la cantidad de material fácilmente combustible. Podrían implementarse podas sanitarias y despejes para el paso de los animales.
- ✓ Se aconseja fomentar la renovabilidad natural de las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas nativas a modo de incrementar la cobertura del suelo. Esto puede realizarse con inversiones tales como boyeros, alambrados y derivación o instalación de fuentes de agua donde esta no se encuentre disponible, es posible manejar estos sistemas con un enfoque silvopastoril de baja intensidad sobre el componente de uso forestal.
- ✓ Es conveniente zonificar todos los ambientes, luego de diagnósticos adecuados, y desarrollar estrategias de manejo y recuperación de comunidades vegetales afectadas por los incendios a los fines de mantener ecosistemas estables.

BIBLIOGRAFÍA

ABRIL, A. y C. GONZÁLEZ. 1999. Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia* XVI: 63-70.

ABRIL, A., BARTTFELD P. y E.H. BUCHER. 2005. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecol. Manag.* 206: 399-405.

ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES (APN). Reserva Natural de la Defensa La Calera. <http://www.parquesnacionales.gob.ar/areasprotegidas/reservasnaturalesdeladefensa/rndeladefensalacalera/>. Consultada en octubre de 2015.

AOKI, A.M. y R. SERENO. 2004 a. Comparación de dos metodologías de cálculo de propiedades hidráulicas de un suelo, a partir de datos medidos con infiltrómetro de disco a tensión. En *Metodologías Físicas para la Investigación del Suelo: Penetrometría e Infiltrimetría*. Ed. RR Filgueira y FG Micucci. Editorial de Universidad de La Plata. Pp. 145-158.

ARGAÑARAZ, P.; M. ZAK, G. GAVIER PIZARRO y LAURA M. BELLIS. 2015 Fire Regime in Córdoba. Argentina. *Fire Ecology* Volume 11, Issue 1, 2015 doi: 10.4996/fireecology.1101055

ASNER, G.P.; ELMORE, A.J; OLANDER, LP; MARTIN, RE y AT HARRIS. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29:261-299.

BERNASCONI, J.; KARLIN, M., ACCIETTO, R.; SCHNEIDER, C.; RUFINI S. y S. ARNULPHI. 2013. Modelos de estados y transiciones: Bases para el manejo de la vegetación en la Reserva Natural de la Defensa La Calera, Córdoba Argentina. II Taller de Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Mendoza, Arg.. En prensa 25-10-2013.

BARRERA, J.C. 1979. Vegetación. En: *Geografía física de la provincia de Córdoba*. Ed. Boldt, Bs. As.

BEGUET, H., D'ANDREA, S. y N. MONTONI. 1987. Influencia del fuego en un pastizal natural de las Sierras de Comechingones. *Primeras Jornadas Nacionales de Zonas Áridas y Semiáridas*. Santiago del Estero.: 332-333.

BOND, W.J. y J.E., KEELEY. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology y Evolution* 20(7), 387-394.

BRAUN BLANQUET J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume. Ed, Madrid, España.

BRITOS, A. H. y BARCHUK, A. H. (2013). Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 4, 13-38.

CABIDO, C.; CARRANZA, M. L.; ACOSTA A. y S. PÁEZ. 1991. Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenología* 19: 547-566.

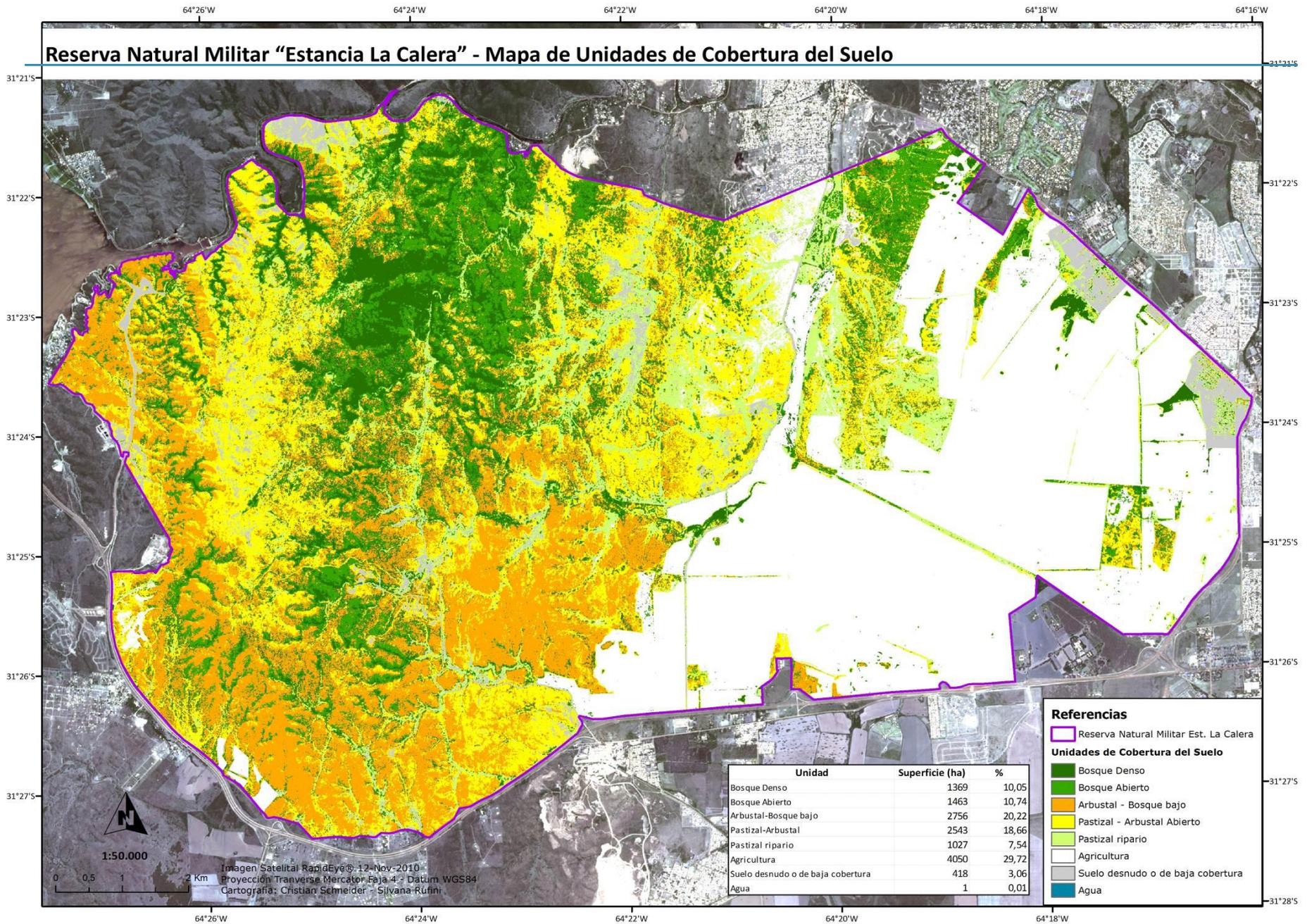
- CABIDO, M. y M. ZAK. 1999. Vegetación del norte de Córdoba. SAGyRR, Córdoba.
- CABRERA, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. ACME, Buenos Aires.
- CANTERO, J. J.; SFRAGULLA J. A.; C. NÚÑEZ, A. A.; BONALUMI, J.; MULKO, A.; AMUCHA-TEGUI, F. ; CHIARINI, G. E. BARBOZA y L. A. ESPINAR. 2011. Flora de los afloramientos de mármoles y serpentinitas de las Sierras de Córdoba (Argentina). *Kurtziana* 36 (2): 11-45.
- CAPITANELLI, R. G. 1979a. Clima, en: J. Vázquez, R. Miatello y M. Roqué (eds.). Geografía Física de la provincia de Córdoba, pp. 48-138. Ed. Boldt, Buenos Aires.
- CAPITANELLI, R. G. 1979b. Hidrología, en: J. Vázquez, R. Miatello y M. Roqué (eds.). Geografía Física de la provincia de Córdoba, pp. 48-138. Ed. Boldt, Buenos Aires.
- CINGOLANI, AM.; RENISON, D.; TECCO, PA.; GURVICH, DE y M CABIDO. 2008. Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: a GIS approach. *J. Biogeogr.* 35:538-551
- COLEY, PD.; JP BRYANT y FS CHAPIN III. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899. Corral-Córdoba-Argentina). *Multequina* 6: 21-32.
- CURTIN, CG.; NF SAYRE y BD LANE. 2002. Transformations of the Chihuahuan Borderlands: grazing, fragmentation, and biodiversity conservation in desert grasslands. *Environmental Science y Policy* 5:55-68.
- DE LUIS, M.; GÓNZALEZ-HIDALGO J.C. y J. RAVENTPOS. 2003. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degrad. Dev.* 14: 203-213.
- DEMAIO, P; KARLIN, U. y M. MEDINA. 2002. Árboles del centro de Argentina. Ed. LOLA. Buenos Aires.
- DENEGRI, A.; TORANZO, L.; RUBENACKER, A.; CAMPITELLI, P. Y M. KARLIN. 2014. Efecto de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo. *NEXO Agropecuario*: 10-14.
- DI RIENZO J., F. CASANOVES, L. GONZALEZ, M. TABLADA, C. ROBLEDO y M. BALZARINI. 2012. Infostat. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Software estadístico.
- DÍAZ S., A ACOSTA y M CABIDO (1994) Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science* 5: 483-488.
- DÍAZ S., LAVOREL S., MCINTYRE S., FALCZUK V., y F. CASANOVES 2007. Plant traits responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biol.* 13:313-341.
- ECOLOGIA AGRÍCOLA. 2010. Recopilación bibliográfica, UNC. FCA.

- GIORGIS M., A. M. CINGOLANI, F. CHIARINI, J. CHIAPELLA, G. BARBOZA, L. ARIZA ESPINAR, R. MORERO, D.E. GURVICH, P. A. TECCO, R. SUBILS y M. CABIDO. 2011. Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba, Argentina. *Kurtziana* 36 (1): 9-43.
- GIORGIS, M.A., A.M. CINGOLANI, y M. CABIDO. 2013. El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48(3-4): 493-513.
- GLEASON, H. A. 1917. The Structure and development of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 44 (10): 463-481.
- GÓNZALEZ -PÉREZ, J.A., F.J. GÓNZALEZ -VILA, G. ALMENDROS y H. KNICKER. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environ. Int.* 30: 855-870
- GÓNZALEZ, C., A. ABRIL y M. ACOSTA. 1999. Efecto del fuego sobre las comunidades microbianas y la fertilidad edáfica en el Chaco Occidental. *Ecología Austral* 9: 3-10.
- GORDILLO, C.E. 1979. Observaciones sobre la petrología de las rocas cordieríticas de las Sierras de Córdoba. *Bol. Acad. Nac. Cs.* 53: 3-44.
- GURVICH D. E., L. ENRICO y A. M. CINGOLANI. 2005. Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecology* 30: 789–796.
- HERRERA M., BERTRÁN M., GALERA F.M., LUTI R. y MENGHI M. 1978. Incendio y pastoreo en estepas de altura de las Sierras Chicas de Córdoba. *Ecología*. 3: 95-99.
- INDEC 2010. Censo 2010. Resultados Previsionales. [en línea] Recuperado de <http://www.indec.gov.ar/> en noviembre de 2015.
- JØRGENSEN, S. E AND y M. SVIREZHEV. 2004. *Towards a thermodynamic theory for ecological systems*. Elsevier Ltd, Amsterdam.
- JUSTUS, J. 2008. Ecological and Lyapunov stability. *Philosophy of Science* 75: 421-436.
- KARLIN, M.; ARNULPHI, S.; ALDAY, A.; BERNASCONI, J. Y R. ACCIETTO. 2015a. Revegetación post-incendio en matorrales de *Acacia spp.* Enviado a revista *Oecología Australis*. En revisión.
- KARLIN, M.; BERNASCONI, J.; SCHNEIDER, C.; RUFINI, S.; ACCIETTO, R. Y S. ARNULPHI. 2015b. Aprovechamiento de la potencialidad silvopastoril como alternativa para el control de incendios en la Reserva Natural Militar La Calera, Córdoba (Argentina). 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles y VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Iguazú, Misiones. Pp.: 636-640.
- KARLIN, M.; SCHNEIDER, C., RUFINI, S., BERNASCONI, J. ACCIETTO, R., KARLIN, U. y Y. FERREYRA. 2014. Caracterización florística y ambiental de la Reserva Natural Militar “Estancia La Calera”. *Nature and Conservation* 7(1): 6-18.

- KARLIN, M; BACHMEIER, O; DALMASSO, A.; SAYAGO, J. M. Y R. SERENO. 2011. Environmental dynamics in Salinas Grandes, Catamarca (Argentina). *Arid Land Research and Management* 25 (4): 328-350.
- KAY, S. M.; GORDILLO, C. E. Pocho volcanic rocks in the Sierra de Córdoba. En *Melting of depleted continental lithosphere above a shallow subduction zone*. 10º Congreso Geológico Argentino, Actas. 1990. p. 60-63
- LAGUENS, A., 2009. El poblamiento inicial del sector austral de las Sierras Pampeanas de Argentina desde la Ecología del Paisaje. *Revista Anales de Arqueología y Etnología* 2009, 61-62.
- LEWIS J. P. y M. B. COLLANTES. 1973. El Espinal Periestépico. *Ciencia y Investigación* 29: 360-377.
- LINDIG-CISNEROS, R., A. BLANCO-GARCIA, G. SAENZ-ROMERO, P. ALVARADO-SOSA y N. ALEJANDRE-MELENA, 2007. Restauración adaptable en la Meseta Purépecha Michoacán, México. Hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana* 80: 25-31
- LUTI, R. (1979). Geografía física de la provincia de Córdoba. *Buenos Aires, Argentina: Editorial Boldt*, 268-297.
- LUTI R., BERTRÁN DE SOLÍS M., GALERA F.M., MULLER DE FERREIRA N., BERZAL M., NORES M., HERRERA M. y RAPELA, C. 1982. Aspectos geoquímicas y petrológicos del batolito de Achala. Provincia de Córdoba. *Rev. Asoc. Geol. Arg.* 37: 313-330.
- MARTINEZ DE AZAGRA PAREDES, A. 2006. Método de los coeficientes de escorrentía. www.oesification.com. 28 pg.
- MIGLIETTA S (1994) Patrón de ocurrencia de fuegos y su efecto sobre la vegetación en el bosque Serrano de Córdoba. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. 60 pp
- ODUM, E.P. 1984. Properties of Agroecosystems. Pp. 5-11 en Lowrance, R., B.R. Stinner y G.J. House (eds.). *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. John Wiley and Sons. New York. EE.UU.
- PALACIOS A., J. SPICOGNA, J. BERNASCONI, I. BUDINI, S. RUFINI, Y. FERREYRA, E. SALGUERO y D. DÍAZ ROMERO. 2010. *Decidirnos a decidir*. Aula abierta de Montaña-UNC, Córdoba.
- PUCHETA E, M CABIDO y S DÍAS (1997) Modelos de estados y transiciones para los pastizales de altura de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecotrópicos* 10: 151-160.
- RAPELA, C. 1982. Aspectos geoquímicas y petrológicos del batolito de Achala. Provincia de Córdoba. *Rev. Asoc. Geol. Arg.* 37: 313-330. ROSENTHAL, JP y PM KOTANEN. 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. *Trends Ecol Evol.* 9: 145-148.
- RUMPF, L.; DUNCAN, D. H.; VESK, P. A.; KEITH, D. A. AND B. A. WINTLE. 2011. State-and-transition modelling for Adaptive Management of native woodlands. *Biological Conservation* 144: 1224-1236.

- SERENO, R. (COORD.) 1997. Manual de control de la erosión hídrica. Córdoba: UNC-Secretaría de Ciencia y Tecnología.
- SPOONER, P. G. AND A. G. ALLCOCK. 2006. Using a State-and-Transition approach to manage endangered *Eucalyptus albens* (White Box) woodlands. *Environmental Management* 38: 771-783.
- SUÁREZ S. y N. VISCHI. 1997. Caracterización fisonómico estructural de la vegetación serrana (Alpa Corral-Córdoba-Argentina). *Muldequina* 6: 21-32.
- USDA. 2010. Claves para la taxonomía de suelos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. 11ª Edición. 374 p.
- VERZINO, G., J. JOSEAU, M. DORADO, E. GELLERT, S. RODRÍGUEZ REARTES y R. NÓBILE. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada* 4: 25-34.
- WESTOBY, M., B. WALKER y I. NOY MEIR. 1989. Opportunistic management for rangelands not a equilibrium. *Journal of Range Management* 42 (2):266-274.
- WHELAN, R.J. 1995. *The Ecology of fire*. Cambridge University Press. Pp. 346.
- WIKUM, D. A., AND G. F. SHANHOLTZER. 1978. Application of the Braun-Blanquet Cover-Abundance Scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2 (4): 323-329.
- YATES, C. J. AND R. J. HOBBS. 1997. Woodland restoration in the western Australian Wheatbelt: A conceptual framework using a State and Transition model. *Restoration Ecology* 5 (1): 28-35.
- ZAK M. y M. CABIDO. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *App. Veg. Sci.* 5: 213- 226.

Anexo 1. Mapa de vegetación de la RNDLC. (Karlín et.al 2014)



Anexo 2. Cuadro resumen de las variables analizadas en los sitios de estudio

Sitio	Ambiente	area basal	Biomasa herbacea	Cob árboles	Cob arbustos	Cob herb	Cob total	Riqueza	Biodiversidad	L
195	espinillar			0,29	0,62	0,185	1,095	31	2,46	0,2358
203	espinillar			0,535	0,225	0,155	0,915	23	2,5	0,15565
206	espinillar			0,405	0,285	0,155	0,845	21	1,82	0,13575
213	espinillar			0,45	0,445	0,22	1,115	34	2,33	0,16785
224	espinillar	3,33	1294,14	0,305	0,36	0,54	1,205	32	2,97	0
278	espinillar			0,405	0,255	0,075	0,735	20	2,36	0,1327
289	espinillar	2,07		0,53	0,25	0,47	1,25	28	2,34	0,171325
294	espinillar		1217,73	0,44	0,475	0,44	1,355	29	2,19	0,4069
Q1	espinillar		0	0,305	0,355	0,005	0,665	17	1,82	0,1174
Testigo Q1	espinillar		3065,09	0,53	0,7	0,48	1,71	24	2,43	0,262825
Q2	espinillar			0,56	0,045	0,15	0,755	11	1,41	0,1427
Testigo Q2	espinillar			0,535	0,16	0,505	1,2	30	2,26	0,095775
175	pastizal			0,195	0,215	0,455	0,865	17	1,82	0,1513

178	pastizal			0,225	0,695	0,275	1,195	26	2,4	0,22645
Testigo Q3	pastizal	2,61	6445,95	0,08	0,09	0,48	0,65	17	2,14	0,076825
Q3	pastizal		0	0,02	0,03	0	0,05	11	2,17	0,11805
197	pastizal			0,23	0,21	0,16	0,6	34	2,62	0,114525
211	pastizal			0,185	0,37	0,15	0,705	35	2,82	0,10865
254	pastizal			0,135	0,645	0,495	1,275	34	2,6	0,2576
269	pastizal		3420,48	0,16	0,295	0,25	0,705	35	2,82	0,0712
280	pastizal			0,04	0,27	0,535	0,845	25	1,86	0,28955
286	pastizal	1,13	2268,4	0,05	0,13	1,35	1,53	27	2,32	0,306725
298	pastizal		1811,31	0,21	0,195	1,01	1,415	24	1,78	0,5714

Anexo 3. Fotos de sitio quemado 29/5/13(izq.) y medición de infiltración (der.)



