

**ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS**  
(Córdoba, Argentina)  
MISCELÁNEA Nº 101

---

**DEFORESTACIÓN DE LAS SIERRAS CHICAS  
DE CÓRDOBA (ARGENTINA)  
EN EL PERÍODO 1970-1997**

Gregorio I. Gavier y Enrique H. Bucher

**CÓRDOBA (Rep. Argentina)**  
2004

**ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS**

Córdoba (República Argentina)

Sede: Avda. Vélez Sársfield 229-249 - Dir. Postal: Casilla de Correo 36

CEP X5000WAA Córdoba - República Argentina

Tel.: 54 351 433-2089 - Fax: 54 351 421-6350

Correo electrónico: secretaria@acad.uncor.edu

Sitio web: <http://www.acad.uncor.edu>

---

**COMISIÓN DIRECTIVA**

(2000 - 2004)

**Dr. ALBERTO P. MAIZTEGUI**

Presidente

**Dr. ANTONIO BLANCO**

Vicepresidente

**Dr. ALFREDO E. COCUCCI**

Académico Secretario

**Dr. PEDRO J. DEPETRIS**

Académico Prosecretario

Vocales Titulares

**Dr. HECTOR S. BARRA**

**Dr. LUIS BEAUGE**

**Dr. EDUARDO STARICCO**

**Dr. SAMUEL TALEISNIK**

Vocales Suplentes

**Dr. JUAN A. TIRAO**

**Dr. ENRIQUE BUCHER**

**Dr. HUGO MACCIONI**

**Dr. VICTOR HAMITY**

**Dr. JORGE VARGAS**

**Dr. ROBERTO ROSSI**

**Dr. REINALDO GLEISER**

**COMISIÓN DE BIBLIOTECA Y PUBLICACIONES**

**Dr. Jorge Vargas**

**Dr. Enrique H. Bucher**

**Dr. Victor H. Hamity**

**COMISIÓN DE FOMENTO DE LAS CIENCIAS Y CONFERENCIAS**

**Dr. Samuel Taleisnik**

**Dr. Roberto Rossi**

**Dr. Reinaldo Gleiser**

*Queda hecho el depósito que marca la ley*

Impreso en la República Argentina  
Printed in the Argentine Republic

# DEFORESTACIÓN DE LAS SIERRAS CHICAS DE CÓRDOBA (ARGENTINA) EN EL PERÍODO 1970-1997

Gregorio I. Gavier <sup>(1)</sup> y Enrique H. Bucher <sup>(1, 2)</sup>

## RESUMEN

*Describimos y analizamos la pérdida y fragmentación del bosque de las Sierras Chicas de Córdoba ocurrido entre los años 1970 – 1997 en un área representativa de 33.300 ha con centro en 31° 10' S y 64° 20' O, en la cual se consideran dos subregiones: Sierra (área montañosa) y Llanura pedemontana. La información de base fue obtenida de fotografías aéreas (1970 y 1987) e imágenes satelitales (1997), a partir de los cuales se elaboraron mapas de cobertura de suelo. Durante el período estudiado la pérdida de bosque alcanzó al 40%. La pérdida de bosque fue más intensa en la Llanura pedemontana (51%) que en la Sierra (21%). La tasa anual de deforestación fue de 1,2% para la Sierra y 2,8% para la Llanura pedemontana. Paralelamente se produjo un fuerte proceso de fragmentación. Las áreas deforestadas fueron reemplazadas por arbustales (43%), pastizales (28%), cultivos (6%) y urbanizaciones (20%). La tasa de deforestación mostró una asociación positiva con la proximidad a las rutas y negativa con la pendiente del terreno. Durante el mismo período el área urbana se incrementó en un 540%. Si se extrapolan las tendencias observadas, sería de esperar que para el año 2020 el bosque se reduzca a un 35% de la superficie ocupada en 1997 y al 20% de 1970. El área urbanizada se incrementaría en 250% con respecto a 1997 y un 1149% con relación a 1970. Nuestros datos indican que el futuro del bosque serrano de Córdoba esta muy comprometido. Por lo tanto, su situación de conservación debería ser cambiada de la actual de vulnerable a la de amenazada.*

**Palabras Clave:** Bosque, fragmentación, deforestación, cobertura, Landsat, fotografías aéreas, Sierras Chicas, urbanización.

## ABSTRACT

### **Córdoba montane forest loss and fragmentation between 1970 and 1997**

*We describe and analyze the deforestation process that affected the Chaco montane dry woodland in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina, by comparing the 1970, 1987 and 1997 situations in a 33300 ha sample area (geographic center in 31° 10' S - 64° 20' W) that includes both the montane and foothill plain subregions. Land-cover maps were developed based on aerial photographs (for 1970 and 1987) and Landsat TM images (1997). Overall forest loss during the study period reached 40%, being higher in the foothill plain (51%) than in the montane (21%) subregion. Annual deforestation rates were 1.2% and 2.8% for the montane and foothill plain subregions respectively. Deforestation rate was positively associated with proximity to roads and negatively to land slope. Forest fragmentation was substantial in both subregions. Deforested areas were replaced by shrubland (43%), grassland (28%), cultivated land (6%), and urban areas (20%). If the observed rates are extrapolated to year 2020, forest cover is expected to be reduced to 20% of the area occupied in 1970, whereas urban areas would increase by 1149%. Our results indicate that the Sierras Chicas montane woodland is under severe threat. Accordingly, its conservation status should be changed from vulnerable, as presently categorized, to endangered.*

**Key words:** Forest, fragmentation, deforestation, land use, Landsat TM, aerial photographs, Sierras Chicas, urbanization.

<sup>(1)</sup> Programa de Posgrado en Manejo de Vida Silvestre, Centro de Zoología Aplicada, Universidad Nacional de Córdoba.  
Email: ggavier@gtwing.efn.uncor.edu.

<sup>(2)</sup> Miembro de la Academia Nacional de Ciencias e investigador de CONICET.

## INTRODUCCIÓN

La intensa y cada vez más acelerada pérdida de bosques nativos que se registra a escala mundial constituye uno de los problemas ambientales más críticos a comienzos del siglo XXI (Repetto 1988; Hunter 1996; FAO 2001). Mientras que en los países desarrollados el área ocupada por bosques se ha estabilizado, o aún en algunos casos se está incrementando (Hulshoff 1995; Marchetti *et al.* 1998), en los países subdesarrollados las masas forestales están declinando rápidamente, particularmente en los trópicos (Repetto 1988). La pérdida alcanza tasas anuales del 0,6% en África, 0,9% en Asia y 0,7% en Sudamérica, debido sobre todo a la expansión de la agricultura (Stiling 1996).

La eliminación masiva de masas boscosas afecta directamente y a veces en forma drástica a la calidad de vida del hombre. Sus efectos negativos incluyen la pérdida de recursos forestales, paisajísticos, alimentarios y genéticos, compuestos de uso medicinal, etc., así como la desaparición de la rica biodiversidad asociada a los bosques (Wilson 1989; Hunter 1996). La deforestación produce además cambios en el ambiente físico (erosión y pérdida de suelo), alteraciones en el clima local, regional y global, en el ciclado de nutrientes y en los regímenes hidrológicos.

La deforestación no sólo implica la eliminación total de las masas boscosas sino también su fragmentación, proceso por el cual un área continua de bosque resulta dividida en fragmentos menores aislados entre sí por una matriz de tierras con otro tipo de cobertura (por ejemplo, vegetación arbustiva, cultivos, áreas urbanas, etc.). La fragmentación constituye una de las mayores amenazas para la biodiversidad en todo el mundo (Saunders *et al.* 1991; Harris & Silva López 1992; McComb 1999). Las áreas de bosque remanente pierden algunas de las características propias del bosque no fragmentado, principalmente debido a que por un lado se altera su microclima, y por el otro se produce la extinción de especies vegetales y animales que requieren grandes extensiones de bosque continuo (Saunders *et al.* 1991; Spies *et al.* 1994; Forman 1995; Kapos & Iremonger 1998). Como resultado, se alteran los patrones sucesionales y la composición biótica de las comunidades animales y vegetales. En muchos casos se favorece la invasión de especies exóticas (Rescia Peraz-

zo *et al.* 1994; Forman 1995; Cadenasso & Pickett 2001).

La expansión de las fronteras agrícolas y de las ciudades son las actividades humanas más relacionadas a la deforestación y la fragmentación (Hunter 1996). La expansión agrícola ha sido el factor más crítico desde comienzos del siglo XX, mientras que la expansión urbana se incrementó hacia fines de esa centuria en forma radical. Las proyecciones de crecimiento poblacional sugieren que esta tendencia se agudizará en los próximos 30 años (Antrop 2000; Kuchelmeister 2000).

En Argentina la pérdida de bosques ha alcanzado una magnitud muy significativa, particularmente en las selvas subtropicales y el Chaco. Entre 1990 y 2000 desaparecieron 2851000 ha de bosques (el 7,6% del total existente en 1990) a una tasa del 0,8% anual. Esta tasa de deforestación es una de las más altas registradas en Sudamérica (FAO 2001). En la provincia de Córdoba la deforestación ha alcanzado niveles similares, particularmente en el bosque chaqueño del norte de la provincia y el bosque serrano de Córdoba (Luti *et al.* 1979; Cabido & Zak 1999).

La situación de conservación del bosque serrano de Córdoba ha sido calificada como "vulnerable" en una reciente evaluación del estado actual de conservación de las ecoregiones terrestres de Latinoamérica y el Caribe (Dinnerstein *et al.* 1995). Lamentablemente, dentro del área cubierta por el bosque serrano de las Sierras Chicas existen muy pocas áreas protegidas. La más importante es la Reserva Hídrica Natural La Quebrada, creada en 1987 con el fin prioritario de proteger la cuenca hídrica del dique de La Quebrada y su vegetación (Ley 6964/83, Áreas Naturales Provinciales y sus Ambientes Silvestres. Córdoba, Argentina. Decreto 5620). No existe información disponible sobre si la situación de área protegida se ha visto reflejada en una mejor conservación de sus bosques.

Afortunadamente, la creciente disponibilidad de información generada por sensores remotos (fotografías aéreas e imágenes satelitales) y el avance logrado en las tecnologías de interpretación de dicha información (Sistemas de Información Geográfica) permiten en la actualidad analizar con gran detalle la distribución de la vegetación y sus cambios temporales aún en extensas regiones

(Dirzo & García 1992; Foster *et al.* 1999). En el caso de Córdoba, se dispone de mapas de la vegetación para el norte de la provincia (Cabido & Zak 1999).

En este trabajo se estudia el proceso de deforestación en un área representativa de las Sierras Chicas de Córdoba durante el período 1970-1997 mediante la evaluación de: a) cambios sufridos por el bosque serrano (área ocupada por bosques y otras coberturas, tasas anuales de deforestación y fragmentación, transición del bosque a otros tipos de cobertura, y efecto de la topografía y la presencia de caminos en el proceso de deforestación), b) deforestación en la Reserva Hídrica Natural La Quebrada, y c) prospección del escenario esperable en el año 2020 a partir de las tendencias observadas en el período analizado.

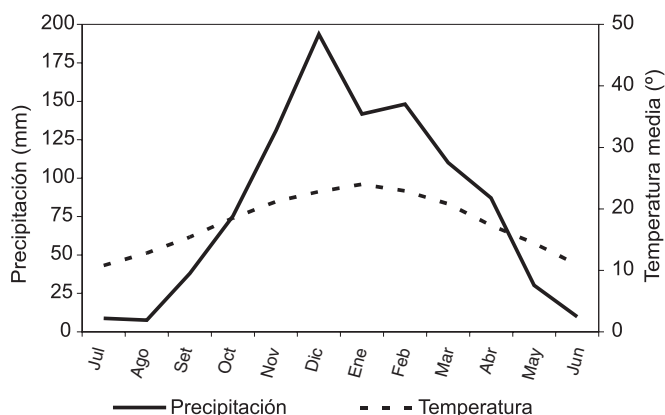
## ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está situada en el faldeo oriental de las Sierras Chicas de Córdoba, en el departamento Colón (31° 4' a 31° 17' S y 64° 11' a 64° 26' O) (Fig.1). Incluye a los municipios de Mendiola, Unquillo, Río Ceballos y Salsipuedes.

El cordón de las Sierras Chicas se extiende en dirección N/NE-S/SO desde el cerro El Pajarillo al norte hasta las márgenes del Río Tercero al Sur (Capitanelli 1979 a). La vertiente occidental es abrupta y áspera, mientras que la oriental presenta pendientes suaves que descienden progresivamente hasta la llanura (Capitanelli 1979 a).

El clima de las Sierras Chicas es semiárido templado, con lluvias de régimen monzónico concentradas en el verano (Capitanelli 1979 b). La precipitación anual promedio en los últimos 40 años es de 949 mm y la temperatura media de 18,9° C, con una máxima y una mínima absolutas de 40,1 y -6,6° C, respectivamente (Fig. 2).

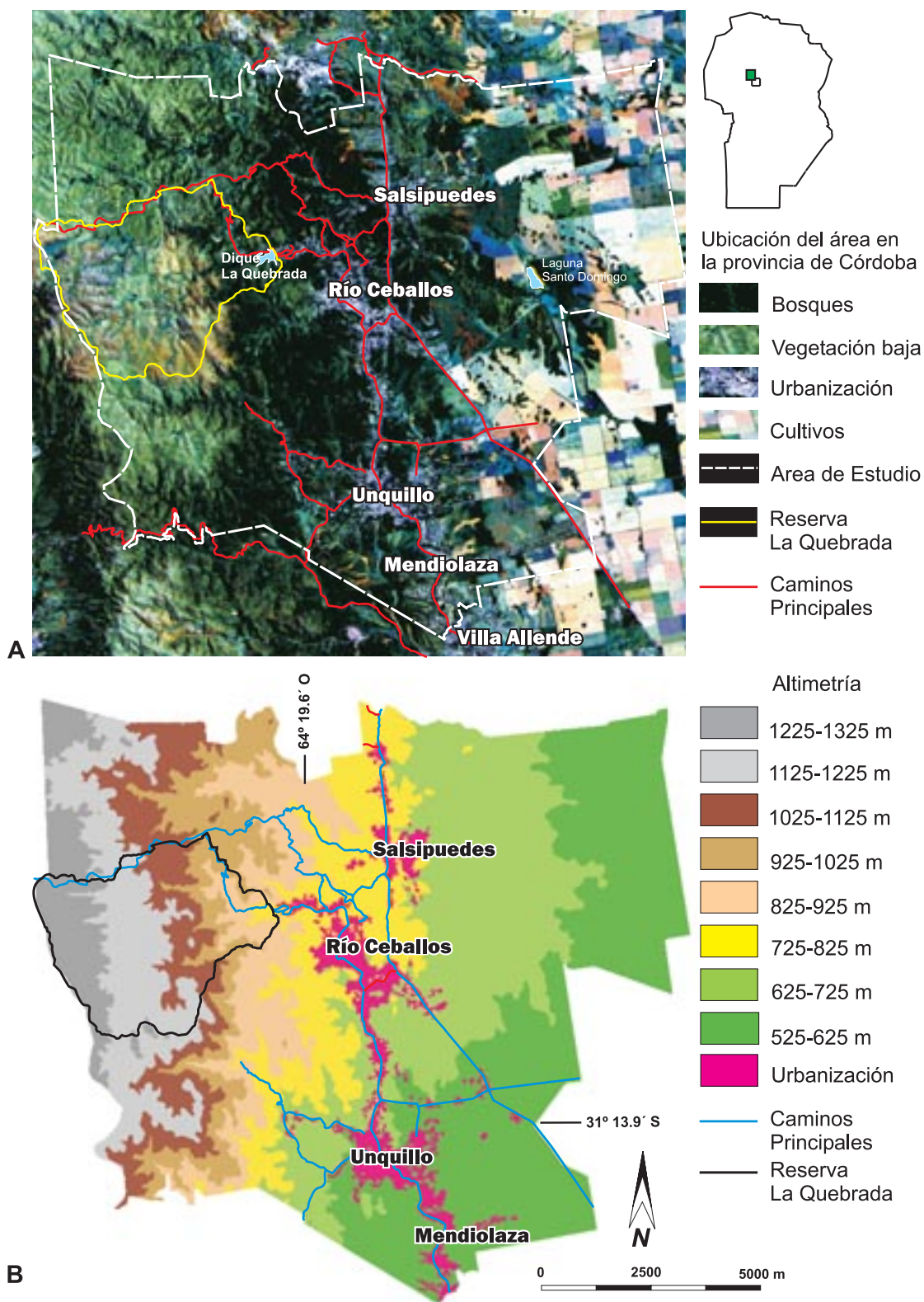
La vegetación nativa presenta los siguientes pisos altitudinales: a) bosque de llanura pedemontana, b) bosque serrano, c) arbustal y d) pastizal de altura (Luti *et al.* 1979; Cabido & Zak 1999) (Fig. 3). El bosque de llanura pedemontana se ubica por debajo de los 750 m.s.n.m, dominado por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*). En su mayor parte ha sido degradado a bos-



**Figura 2.** Temperatura y precipitación media mensual para la localidad de Río Ceballos en el período 1991-2000. Datos de la Cooperativa de vivienda, Provisión de Obras, Servicios públicos, Asistenciales y Otros Servicios Río Ceballos Limitada y la Fuerza Aérea Argentina.

ques secundarios o espinillares por acción antrópica, con un marcado incremento de espinillo (*Acacia caven*), aramo (*A. atramentaria*), garabato (*A. praecox*) y algarrobo (*Prosopis* spp.) (Cabido & Zak 1999).

El bosque serrano se extiende entre los 700 y 1150 m.s.n.m. sobre un relieve de laderas suaves o abruptas. Se trata de un bosque denso dominado por molle (*Lithraea ternifolia*) con presencia de tala (*Celtis tala*) y coco (*Fagara coco*). La fisonomía actual corresponde a la de un bosque abierto a semicerrado con un 30 a 60% de cobertura, pudiendo alcanzar hasta el 70% en algunas quebradas y valles protegidos (Estrabou 1983; Cabido & Zak 1999) (Fig. 4). El arbustal se ubica por encima del bosque, entre los 1000 y 1100 m.s.n.m. Las especies dominantes incluyen al romerillo (*Heterotalamus alienus*), chilca (*Eupatorium buniifolium*), *Salvia* spp., *Baccharis articulata*, *Eryngium* spp. y *Colletia spinosissima*. En muchos lugares el arbustal reemplaza al bosque serrano donde éste ha sufrido algún disturbio como fuego o sobrepastoreo (Estrabou 1983; Cabido & Zak 1999). El pastizal de altura se encuentra en cumbres y planicies por encima de los 1100 m.s.n.m. Dominan las gramíneas *Festuca hieronymi*, *Stipa tenuissima*, *S. trichotoma*, *Paspalum dilatatum* y *P. notatum* (Luti *et al.* 1979; Cabido & Zak 1999). La fauna de las Sierras Chicas se caracteriza por presentar



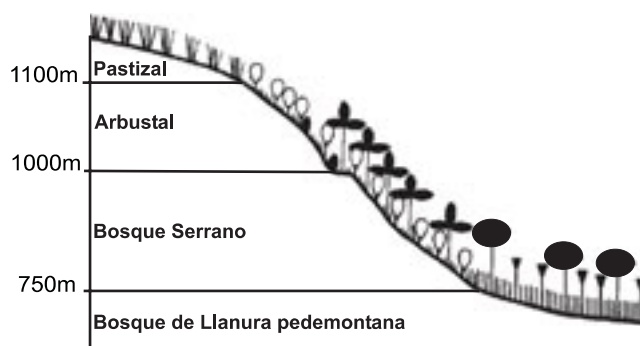
una gran diversidad asociada a la disponibilidad de ambientes con diferente vegetación y condiciones ecológicas (Bucher & Abalos 1979).

La Reserva de La Quebrada fue creada en 1987 (Ley 6964/83, Areas Naturales Provinciales y sus Ambientes Silvestres. Córdoba, Argentina. Decreto 5620). Tiene una superficie aproximada de 3800 ha (Fig.1). Abarca la cuenca de captación del embalse La Quebrada, el cual provee de agua a los municipios de Río Ceballos, Unquillo y Mendiola. Además constituye uno de los principales atractivos turísticos de la región. Casi toda su superficie la componen propiedades privadas, a excepción de las 300 ha correspondientes al lago y perilago. La reserva protege en su mayor parte a pastizales de altura (aproximadamente un 75% de su superficie). El resto corresponde a arbustales y bosques serranos. La acción antrópica (tala, sobrepastoreo e incendios) ha producido la degradación de los ecosistemas que protege y la erosión de sus suelos en diferente grado (Estrabou 1983; Mogni 1992). Su fauna es representativa de las Sierras Chicas e incluye 10 especies de anfibios, 13 de ofidios, 5 de saurios, 120 de aves, y 19 de mamíferos (Kufner *et al.* 1998).

### Síntesis de la historia del uso del suelo

La actividad humana en el área puede dividirse en tres períodos: a) Prehispánico, anterior a la ocupación europea, b) Colonial, a partir de la llegada de los conquistadores hasta fines del siglo XIX, y c) Moderno, desde comienzos del siglo XX hasta la actualidad.

*Período prehispánico.* Los sanavirones eran el grupo indígena predominante a la llegada de los colonizadores. En toda la región se encuentran restos de sus asentamientos, siendo particularmente importantes los ubicados en los alrededores de Ministalaló (Laguna Santo Domingo), Unquillo y Río Ceballos (Page 1985; Maldonado 1994). Los sanavirones dependían de la agricultura, la cría de llamas y la caza. En los asentamientos más importantes se dedicaban al cultivo de maíz con regadío. También utilizaban la madera del bosque para leña, utensilios y construcciones. Dada la baja densidad poblacional y la limitada tecnología utilizada, su impacto sobre el bosque fue mínimo (Page 1985).



**Figura 3.** Perfil de la distribución altitudinal de la vegetación nativa en las Sierras Chicas según Kurtz (1904), Luti *et al.* (1979), Estrabou (1983) y Cabido & Zak (1999).

*Período colonial.* A partir de la fundación de Córdoba el área de estudio fue distribuida en mercedes, usualmente otorgadas a los capitanes de las primeras expediciones fundadoras. Estas mercedes eran de gran tamaño. Por ejemplo, Santo Domingo, una de las más antiguas, ocupaba un territorio cuadrangular de unas 2 leguas de lado (aproximadamente 10000 ha) con centro en la laguna de Santo Domingo. Con el tiempo las mercedes se fueron subdividiendo y en muchos casos dieron origen a nuevas propiedades o estancias a partir de las cuales se desarrollaron las poblaciones más importantes del área. La estancia de San Isidro dio origen a Río Ceballos y la de Salsipuedes a la localidad del mismo nombre (Page 1985; Maldonado 1994).

Hacia el año 1600 la actividad principal en estas estancias era la ganadería, y fundamentalmente la cría de mulas. En el siglo XVIII comienza a cobrar auge la cría de vacunos, y en menor escala ovejas y cabras. En los valles interserranos se cultivaban frutales, vides, trigo, maíz, tabaco, hortalizas y legumbres, y se sembraba alfalfa para la invernada del ganado. Había algunas canteras (por ejemplo, las que se ubicaban entre Río Ceballos y Unquillo), de las cuales se extraían cal y piedra para la construcción (Page 1985). Hasta el siglo XIX el área estaba escasamente poblada. La población de Añejos norte (actual departamento Colón) era de 1103 habitantes según el censo de 1778.

*Período moderno.* A fines del siglo XIX se incrementó en forma marcada la intervención humana en la región. Numerosas familias dedicadas a la

cría de vacas, cabras y producción de cultivos se asentaron en los alrededores de los centros urbanos dando origen a nuevos barrios y poblados (por ejemplo, el Ñu Porá y La Quebrada en Río Ceballos) (Page 1985). Se regaban numerosas chacras y huertas en áreas de poca pendiente alrededor de Salsipuedes para cultivar alfalfares, huertos y frutales (Maldonado 1994). Muchos valles interserranos fueron desmontados para desarrollar cultivos (trigo, alfalfa, maíz y frutales) y algunos se dedicaron posteriormente a la cría de ganado (Río & Achával 1904; Estrabou 1983; Maldonado 1994).

Durante este período también comenzó a desarrollarse la red vial. En 1893 se abrió la ruta entre Río Ceballos y Córdoba (actualmente Ruta E-57). En 1910 el ferrocarril llega a Unquillo, y en 1913 se abrieron rutas hasta el valle de Punilla (Page 1985). El establecimiento de la red vial y ferroviaria facilitó el acceso a las áreas boscosas (principalmente en la llanura) y en consecuencia la explotación forestal se intensificó rápidamente.

A principios del siglo XX los desmontes ya habían afectado una gran porción de las Sierras Chicas (Río & Achával 1904). Extensas áreas del bosque serrano se talaron durante esa época para alimentar a los numerosos hornos de cal que funcionaban en el área (Galera *et al.* 1986). Los períodos de talas más intensas coinciden con las guerras mundiales, cuando la falta de importación de carbón mineral trasladó esa demanda a los bosques autóctonos (Sayago 1969). La degradación de los bosques incrementó su susceptibilidad a los incendios iniciados en pastizales, los cuales transformaron porciones importantes de bosque en otras coberturas (principalmente arbustales) (Cabido *et al.* 1991; Miglietta 1994). En las áreas desmontadas por debajo de los 700 m.s.n.m. comenzó a desarrollarse una agricultura intensiva, particularmente desde fines del siglo XIX (Río & Achával 1904) (Fig. 4).

La actividad ganadera (cría de vacunos, caprinos y ovinos) también tuvo un impacto negativo sobre el bosque. El sobrepastoreo degradó la condición de los bosques del área al eliminar la cobertura vegetal, erosionar el suelo y eliminar los renovales de muchas especies arbóreas (Luti *et al.* 1979).

El crecimiento urbano se intensificó durante las décadas del 20 y el 30, junto con el auge del turismo en la región. Numerosos campos fueron lo-

teados para emprendimientos urbanos, por ejemplo el cerro Ñu Porá en Río Ceballos. Una proporción considerable de estos loteos fueron totalmente desmontados, aún antes de ser urbanizados. Muchos de ellos permanecieron sin desarrollo hasta fines del siglo XX (por ejemplo, el Talar de Mendiolaza). En el siglo XX la población creció rápidamente, particularmente en las últimas décadas. Entre 1970 y 1991 la población en el área de estudio aumentó de 18859 a 30124 habitantes, mientras que en 2001 la población alcanzó los 42694 habitantes (Indec 1970, 1991, 2003).

## MÉTODOS

### Fuentes de información cartográfica

Se utilizaron las siguientes fuentes cartográficas:

1. Cartas topográficas escala 1/25000 del año 1982, Dirección provincial de Minería de Córdoba: 20i (21-22) (Villa Allende), 20i (9-10) (La Falda) y 20i (15-16) (Cosquín).
2. Planos municipales de Salsipuedes (escala 1/25000, año 1998), Río Ceballos (escala 1/5000, año no especificado), Unquillo (escala 1/25000, año no especificado), Mendiolaza (escala 1/10000, año 1987). Planos de los proyectos de urbanización de "Las Corzuelas" (escala 1/2000, año no especificado) y "Corral de Barrancas" (escala 1/2000, año 1997) depositados en las municipalidades de los municipios correspondientes. En estos planos se incluyen el límite del ejido municipal, las áreas de prestación de servicios y poder de policía, y las áreas autorizadas para loteos.
3. Fotografías aéreas en blanco y negro escala 1/20000 de la Dirección Provincial de Catastro de Córdoba. Año 1970, recorridos R38 a R42; año 1987, recorridos C03 a C06.
4. Imagen Landsat 5 TM Path 229 – Row 81 y 82 (escena con centro desplazado a -31 latitud sur) del 14 de noviembre de 1997. Se escogió una fecha de fin de la primavera por ser la época más adecuada para identificar diferentes tipos de vegetación (M. Zak, com. pers.).





Bosque Serrano



Bosque de Llanura pedemontana



Bosque Exótico (dominado por *Ligustrum lucidum*)



Arbustal



Arbustal Mixto



Cultivos



Pastizal Degradado



Pastizales Naturales

**Figura 4.** Ejemplos representativos de los principales tipos de coberturas analizados.

## Elaboración de mapas de base

Los mapas de base se elaboraron a partir de las fuentes utilizadas, las cuales se digitalizaron mediante el programa Camris (Ford 1998). Para clasificar la imagen Landsat TM y elaborar y editar los mapas de base se utilizó el programa Idrisi (Eastman 1997). El análisis cuantitativo de los mapas digitales se llevó a cabo mediante el programa Fragstats (McGarigal & Marks 1995).

*Mapa topográfico.* Se digitalizaron las curvas de nivel del área de estudio con un intervalo de 25 m. Mediante el método de extrapolación se elaboró una imagen en formato ráster del área de estudio donde a cada pixel se le asignó un valor de altura estimado linealmente entre las curvas de nivel inmediata superior e inferior al mismo. A partir de esta imagen se desarrolló un mapa asignando un valor de pendiente (en grados) para cada pixel de la imagen (resolución de 30 x 30 m) utilizando el módulo Slope del programa Idrisi (Eastman 1997).

*Mapas de coberturas para 1970, 1987 y 1997.* La elaboración de mapas de cobertura en cada uno de los años analizados se basó en la metodología usada por Dirzo & García *et al.* (1992), Eastman (1997) y Sanchez-Azofeita (2001), adaptada según las necesidades de este trabajo.

*Compatibilización de imágenes:* para compatibilizar el análisis de imágenes diferentes (fotos aéreas en blanco y negro para 1970 y 1987 e imagen satelital en 1997) se desarrolló el siguiente procedimiento:

a) A partir de la imagen satelital Landsat 5 del 14-11-1997 se elaboró un mapa detallado de coberturas de suelo según el método de clasificación supervisada "maximum likelyhood classifier" (Eastman 1997). Se definieron 11 tipos de coberturas

1. **Bosque Serrano:** representa al bosque dominado por molles y cocos, particularmente las variantes fisonómicas bosque alto abierto, cerrado y bosque bajo, según Estrabou 1983.
2. **Bosque de Llanura:** representa al bosque chaqueño de llanura dominado por

quebracho blanco y algarrobos con distinto grado de modificación, con presencia de elementos del bosque serrano y bosques sucesionales dominados por espinillares y otras acacias.

3. **Bosque Exótico:** dominado por especies arbóreas introducidas, particularmente el siempreverde o ligustro *Ligustrum lucidum*.
4. **Arbustal:** representa al piso del arbustal, espinillares sucesionales bajos o bosques muy degradados.
5. **Arbustal mixto:** un mosaico de grano fino y baja altura de arbustales, pastizales, vegetación ruderal y zonas con suelo expuesto.
6. **Pastizal:** representa los pastizales naturales del área y sus variantes fisonómicas pastizal alto y pastizal con y sin roca expuesta según Estrabou 1983.
7. **Pastizal degradado:** céspedes producto de un intenso sobrepastoreo.
8. **Cultivos.**
9. **Areas urbanas.**
10. **Suelo expuesto:** áreas carentes de cobertura vegetal, sin incluir campos en barbecho.
11. **Canteras:** explotaciones mineras a cielo abierto (Fig. 4).

b) Para cada cobertura se ubicaron en la imagen áreas representativas de referencia ("training sites") con un mínimo de 70 pixeles de extensión, seleccionadas a partir de una primera clasificación no supervisada tipo Cluster, imágenes de falso color compuesto (Bandas 7,5,2 y 4,3,2), fotografías aéreas y viajes a campo (Eastman 1997).

c) Para cada área de referencia se obtuvo la firma espectral (curva de valores de reflectancia considerando las 7 bandas espectrales de la imagen), que se usó como patrón para clasificar los pixeles en la imagen en cada uno de los 11 tipos de cobertura definidos previamente.

- d) Finalmente, cada una de las 11 coberturas fue mapeada, asignando a cada pixel de la imagen la cobertura cuya firma espectral era estadísticamente más similar a los valores del pixel analizado. La verificación a campo de la clasificación de la imagen Landsat según 29 puntos elegidos al azar determinó un ajuste de 91% entre las coberturas predichas por la imagen y lo observado en el terreno (Eastman 1997; Mc Cormick & Folving 1998; Villard *et al.* 1999; Sánchez-Azofeita *et al.* 2001).
- e) Teniendo en cuenta que no todas las coberturas identificadas en la imagen satelital podían ser distinguidas en las fotos aéreas, se agruparon las 11 coberturas ya definidas en 3 grandes clases fácilmente identificables en las fotos aéreas y en el terreno. De esa forma se minimizó la posibilidad de error al analizar en forma comparativa distintos tipos de imagen. Si bien esta clasificación puede limitar la discriminación de variantes fisonómicas, es suficiente para detectar la desaparición de áreas boscosas (Spies *et al.* 1994). Los grupos de cobertura seleccionados fueron:
1. **Bosque** (bosque serrano, bosque de llanura y bosque exótico);
  2. **Arbustales, pastizales y cultivos** (arbustal, arbustal mixto, pastizal, pastizal degradado y cultivos);
  3. **Áreas urbanas.**
- f) Las imágenes provenientes de fotos aéreas de 1970 y 1987 fueron procesadas mediante interpretación visual bajo estereoscopio, delimitando las tres clases de coberturas definidas en acetatos transparentes. Las áreas (polígonos) así determinadas fueron transferidas mediante una cámara clara a una carta topográfica a escala 1/25000, y posteriormente digitalizadas. Sólo se consideraron los polígonos de más de 60 m de diámetro en el terreno.
- g) Los polígonos digitalizados fueron verificados mediante superposición con la imagen satelital para corregir posibles distorsiones o errores de posición generados en las distintas etapas de análisis de fotografías aéreas (Dirzo &

García 1992; Cousins 2001).

- h) Finalmente los polígonos verificados de las fotos aéreas de 1970 y 1987 fueron transformadas al formato raster con los parámetros definidos por la imagen satelital del área de estudio (número de filas y columnas) para obtener la versión final de los mapas de cobertura de estos años. Mediante este procedimiento se obtuvo una serie homogénea de mapas en formato raster con el mismo número de filas y columnas y tamaño de pixel (30m x 30m). Los fragmentos menores a 8 pixeles no fueron incluidos en los análisis posteriores, por considerárselos un artefacto generado por los procesos de clasificación / rasterización o agrupaciones de árboles sin significado a la escala de este estudio (J. Rau, K. McGarigal y B. McComb, com. pers).
- i) Adicionalmente se obtuvo un mapa de todas las áreas autorizadas para loteos en el año 1997 a partir de los mapas municipales y de urbanización. Los polígonos digitalizados de áreas loteadas fueron transformados al formato raster y utilizados en el análisis prospectivo del crecimiento urbano.

El área de estudio fue subdividida en dos grandes subáreas: "Sierra" y "Llanura pedemontana". Las mismas fueron definidas siguiendo la curva de nivel de 750 m.s.n.m. (límite altitudinal inferior del bosque serrano) (Estrabou 1983; Cabido & Zak 1999), lo cual fue verificado en el análisis de la imagen satelital de 1997. Asumimos en este estudio que el bosque de la Llanura pedemontana es una variante del bosque serrano en transición hacia la vegetación del Espinal de las llanuras orientales de la provincia de Córdoba (Luti *et al.* 1979).

### Evaluación de los cambios en las coberturas analizadas

A partir de los mapas de coberturas desarrollados se analizaron los siguientes aspectos: a) variaciones en la superficie ocupadas por las distintas coberturas del suelo entre los períodos analizados; b) tasas de deforestación y cambios en el grado de fragmentación del bosque; c) influencia de las rutas y de la pendiente en las tasas de deforestación, y d) un análisis detallado de las coberturas del suelo en 1997. Los métodos utilizados para cada

aspecto se detallan a continuación.

- a) *Cambios en la superficie del bosque y otras coberturas.* La superficie ocupada por cada cobertura en cada año de análisis se determinó mediante el programa Fragstats (McGarigal & Marks 1995). En el caso de la imagen de 1997 se evaluó la superficie de las 11 coberturas establecidas y se sumaron las correspondientes a cada una de las 3 grandes categorías usadas en la comparación.
- b) *Tasa de deforestación y nivel de fragmentación.* La tasa de deforestación ( $r$ ) para los períodos considerados fue calculada mediante la fórmula

$$r = 1 - \left(1 - \frac{a1 - a2}{a1}\right)^{1/t}$$

donde  $a1$  es el área ocupada por el bosque en la imagen al comienzo del período,  $a2$  es el área ocupada por el bosque al comienzo del siguiente período, y  $t$  es el número de años que abarca el período considerado (Dirzo & García 1992; Viña & Cavelier 1999). Además, se elaboró un mapa ubicando las áreas deforestadas en el período 1970 – 1997 mediante un análisis de superposición de imágenes (Eastman 1997).

El grado de fragmentación para cada año se determinó evaluando el número y tamaño de los fragmentos de bosque remanentes mediante el programa Fragstats (McGarigal & Marks 1995). También se midió el índice de conectividad (GISfrag) que promedia, considerando todos los píxeles de bosque, la distancia media al píxel más cercano con otro tipo de cobertura (Ripple *et al.* 1991). Los valores altos indican alta conectividad, poca fragmentación y/o formas compactas de fragmentos, mientras que los valores bajos indican lo contrario. Para el análisis estadístico de las diferencias entre valores del índice de conectividad se aplicó el test no paramétrico de Wilcoxon Mann-Whitney (U) para una  $p < 0,05$  (Siegel 1973).

- c) *Influencia de la pendiente y los caminos en las tasas de deforestación.* Para evaluar la relación entre la pendiente del terreno y las tasas de deforestación se calculó la pendiente de cada píxel correspondiente a las áreas deforestadas entre 1970 y 1997 a partir del mo-

delo topográfico digital del área de estudio. En base a estos datos se estableció la proporción de área deforestada en relación a la cobertura original para intervalos de 5° de pendiente.

La relación entre presencia de caminos y deforestación fue establecida determinando la distancia al camino más cercano de cada píxel correspondiente a áreas deforestadas en el período 1970-1997 con el programa Idrisi (Eastman 1997). Con esta información se determinó la proporción de bosque deforestado según distancia a caminos a intervalos de 200 m.

Las diferencias en la proporción de bosque deforestado con respecto al bosque disponible para cada intervalo de pendiente o distancia a caminos se determinó mediante el test de los intervalos simultáneos de Bonferroni (Neu *et al.* 1974; Byers & Steinhorst 1984), el cual relaciona el uso de un ítem con su disponibilidad. En este caso se consideró como uso la cantidad de bosque deforestado y como disponibilidad la extensión de bosque presente en 1970 para cada categoría de pendiente o distancia a la ruta. El intervalo de confianza para la proporción observada ( $P_i$ ) se calculó como  $P_i - Z(1 - \alpha/2k) (P_i(1 - P_i/n))^{1/2} < P < P_i + Z(1 - \alpha/2k) (P_i(1 - P_i/n))^{1/2}$ , donde  $Z$  es el valor superior de la curva de la normal estandarizada correspondiente a una probabilidad acumulada del área  $1 - \alpha/2k$ ,  $K$  es el número de categorías testeadas (en este caso los diferentes intervalos de pendientes o distancia a caminos) y  $n$  el número de unidades muestrales (píxeles) analizados. Se estableció que la proporción de bosque perdido difería significativamente de lo esperado cuando el valor obtenido excedía los límites del intervalo de confianza  $P_i$  para un nivel de significación de  $\alpha = 0,05$  (Neu *et al.* 1974; Byers & Steinhorst 1984).

### **La deforestación en la Reserva Hídrica Natural La Quebrada**

Para determinar la eficiencia de la protección del bosque Serrano en la Reserva Hídrica Natural La Quebrada se midió la superficie del bosque ubicado dentro de la Reserva para cada año analizado y se calcularon las tasas de deforestación correspondientes según la metodología descripta. Posteriormente se compararon las tasas obtenidas dentro de la reserva con aquéllas observadas para

toda la región analizada.

### **Análisis prospectivo de los tipos de cobertura en 2020**

El escenario para el año 2020 fue elaborado utilizando los siguientes criterios:

1. Se estimó el cambio en la cobertura de bosque extrapolando la función de mejor ajuste para la regresión de la superficie del bosque con el tiempo según los valores de 1970, 1987 y 1997. Este cálculo se realizó para toda el área en conjunto y para el bosque de la Sierra y el de Llanura pedemontana. Se asume que los procesos que se han registrado hasta el presente seguirán actuando en forma similar dentro del horizonte de tiempo estipulado. No se incluyó en el modelo la regeneración natural del bosque, ya que se consideró que este proceso fue insignificante durante el período estudiado. Se supone además que las áreas a deforestarse en el futuro serán reemplazadas por las distintas coberturas según la tendencia de reemplazo observada en el período 1970-1997.
2. La expansión urbana se extrapoló a partir de la función de mejor ajuste para los valores de superficie urbanizada en relación al tiempo, según los valores de 1970, 1987 y 1997. Para lograr una visualización preliminar de los cambios en cobertura del período 1970 - 1997 y el escenario de crecimiento urbano esperable se elaboraron mapas topográficos tridimensionales donde se superpuso la distribución de bosques en 1970, 1997 y el posible escenario futuro de expansión urbana basada

en las tierras ya loteadas en 2002.

## **RESULTADOS**

### **Cambios en la superficie del bosque y otras coberturas**

Los mapas de cobertura correspondientes a los años 1970, 1987, y 1997 (incluyendo el detalle de los 11 tipos de cobertura analizados en esa imagen) se incluyen en las Figuras 5 (a, b, y c) y 6 respectivamente. En los 27 años considerados la superficie ocupada por el bosque se redujo al 60% del área ocupada en 1970, siendo mayor la reducción en la Llanura pedemontana que en la Sierra. En cambio la superficie del área urbanizada se ha incrementado notablemente tanto en la Sierra como en la Llanura pedemontana, en particular entre 1987 y 1997 (Tabla 1).

El análisis detallado de coberturas realizado en 1997 revela que las principales coberturas de suelo eran los pastizales, los bosques, los arbustales y los cultivos (Tabla 2, Figs. 4 y 6). Los pastizales estaban ubicados mayormente en la Sierra (donde los pastizales de altura ocupaban aproximadamente dos tercios de la superficie del área). Una pequeña proporción correspondía a pastizales bajos fuertemente pastoreados en pequeños valles rodeados de bosque serrano (Fig. 6). La mayor parte del bosque se ubicaba en la Sierra, mientras que en la Llanura pedemontana predominaban los cultivos (Fig. 6).

Es de destacar la expansión del árbol *Ligustrum lucidum* (siempreverde), especie exótica muy difundida en el área y que era dominante en unas

**Tabla 1.** Superficie ocupada por las coberturas del suelo analizadas en 1970, 1987 y 1997.

Tipo de cobertura	1970 (ha)	1987 (ha)	1997 (ha)
<b>Area total</b>			
Bosque	14809	12057	9050
Arbustales, pastizales y cultivos	17955	20433	21629
Area urbana	577	817	2653
<b>Sierra</b>			
Bosque	8180	7279	5833
Arbustales, pastizales y cultivos	9721	10502	11096
Area urbana	325	445	1299
<b>Llanura pedemontana</b>			
Bosque	6624	4775	3215
Arbustales, pastizales y cultivos	8213	9941	10520
Area urbana	251	371	1355

**Tabla 2.** Superficie ocupada por las diferentes coberturas analizadas en 1997 en el total del área de estudio, la Sierra y la Llanura pedemontana. Datos de la imagen landsat 5 TM Path 229 – centro desplazado a  $-31^\circ$  latitud sur del 14 de noviembre de 1997.

Cobertura	Area total		Llanura pedemontana		Sierra	
	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%
<b>Bosques</b>						
Exótico	1086	3	258	2	828	5
Bosque Serrano	4567	13	194	1	4374	24
Bosque de Llanura	3396	11	2764	18	632	4
Total	9050	27	3216	21	5834	33
<b>Arbustales</b>						
Arbustal	5212	16	747	5	4465	25
Arbustal mixto	2226	7	1992	13	237	1
Total	7441	23	2739	18	4702	26
<b>Pastizales</b>						
Pastizal degradado	3343	10	2329	15	1014	6
Pastizal	6064	18	956	6	5108	28
Total	9406	28	3285	21	6121	34
<b>Otras</b>						
Cultivo	4279	13	4234	28	45	0
Embalse	41	0	20	1	21	0
Urbanización	2653	8	1355	9	1299	7
Suelo Expuesto	410	1	240	2	170	1
Cantera	36	-	-	-	36	-

1000 ha de bosque. El 80% de este bosque se ubicaba en la Sierra, asociado principalmente con el bosque serrano desmontado y con urbanizaciones.

Los arbustales predominaban en la Sierra. Ellos incluían tanto asociaciones de *Acacia caven* producto del sobrepastoreo e incendios como arbustales del piso de vegetación del romerillar. En la Llanura pedemontana los arbustales consistían fundamentalmente de un arbustal mixto compuesto de arbustos con poca cobertura, pastizales y áreas muy degradadas con vegetación ruderal. Este tipo de cobertura se encontraba asociado a campos de cultivo abandonados o a zonas desmontadas con pastoreo e incendios recurrentes (Fig. 6).

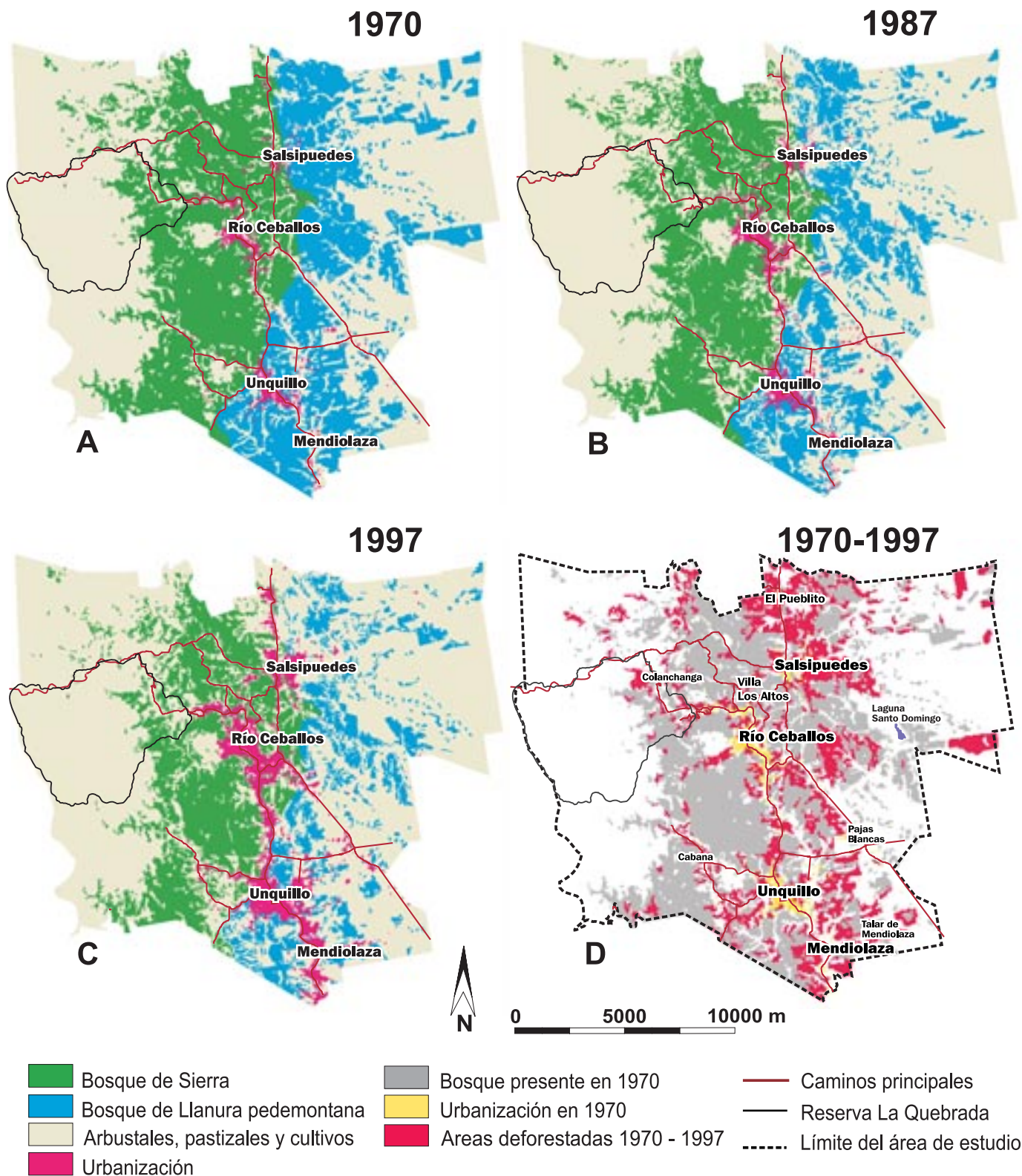
Las áreas cultivadas se ubicaban casi en su totalidad en la Llanura pedemontana, donde constituían la cobertura dominante. Otras coberturas significativas incluían la urbanización (distribuida en forma equitativa entre la Sierra y la Llanura pedemontana), el suelo expuesto correspondiente a desmontes recientes, áreas erosionadas, roca desnuda y canteras, las cuales eran notables hacia el oeste de El Pueblito (Fig. 6).

### Tasa de deforestación y nivel de fragmentación

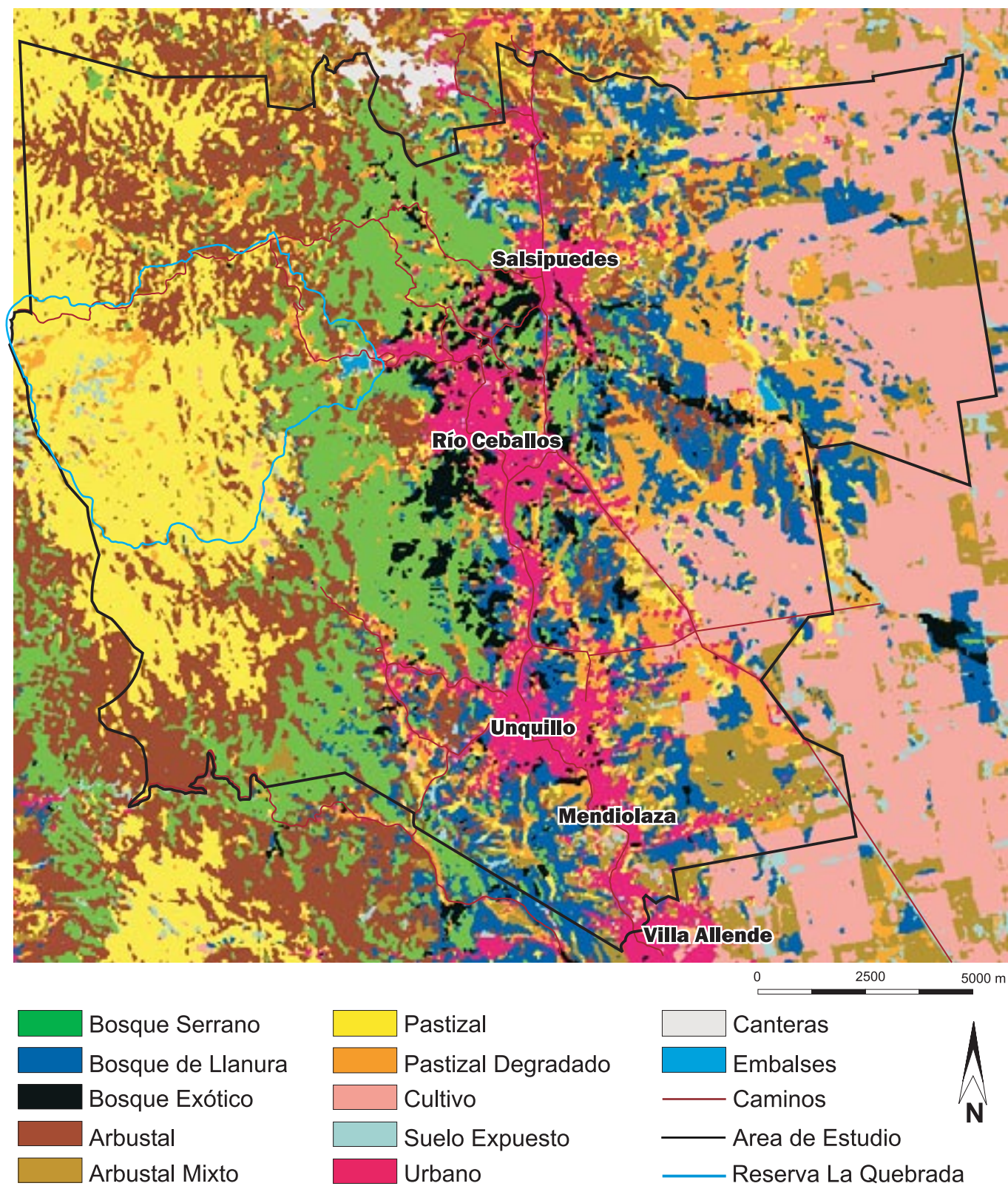
Durante el período 1970-1997 desaparecieron alrededor de 5759 ha de bosque en el área de estudio (alrededor de un 40%), a una tasa anual de 1,8%. Esta tasa muestra una tendencia creciente entre períodos (Tabla 3). La pérdida de masa boscosa fue un 22% mayor en la Llanura pedemontana que en la Sierra.

Las áreas deforestadas de mayor extensión se encontraban entre Salsipuedes y El Pueblito y en el este de Río Ceballos (Fig. 5d). En el resto del área la pérdida de bosques resultó en una serie irregular de pequeñas áreas desmontadas.

Las áreas deforestadas mostraron una clara asociación con las áreas urbanas y las rutas principales (Fig. 5d), concentrándose principalmente sobre una franja en la porción central del área de estudio en el contacto entre la Sierra y la Llanura pedemontana, donde afecta a ambas subunidades. Otras áreas con pérdida boscosa significativa incluyeron el límite altitudinal superior del bosque,



**Figura 5.** Distribución de las coberturas de suelo analizadas en a) 1970, b) 1987, c) 1997 y d) áreas deforestadas en el período 1970-1997 en relación a la cobertura de bosques en 1970.



**Figura 6.** Distribución detallada de todas las coberturas analizadas en 1997.



posiblemente asociado a incendios recurrentes iniciados en los pastizales, y la conversión a agricultura de algunos de los últimos fragmentos remanentes de bosque ubicados al este de la Llanura pedemontana (Fig. 5d).

En la Sierra el bosque disminuyó un 29%, con una tasa promedio de 1,2% anual, la cual aumentó sustancialmente entre períodos (Tabla 3). El bosque de la Llanura pedemontana perdió un 52% del área ocupada en 1970, con una tasa promedio anual de 2,8%. También en este caso se trató de un proceso de intensidad creciente. La tasa de deforestación del período 1987-1997 aumentó un 50% con respecto a la del período 1970-1987 (Tabla 3).

La regeneración del bosque fue prácticamente nula en toda el área de estudio durante el período considerado. Sólo se detectaron 83 ha que pasaron

de arbustal denso a bosque (equivalente al 1,4% del total deforestado) ubicadas en los alrededores de la laguna Santo Domingo y sobre el camino El Cuadrado.

La fragmentación del bosque remanente fue marcada durante todo el período. El número de fragmentos se incrementó en más de un 50% entre 1970 y 1997, siendo mayor en la Llanura pedemontana que en la Sierra (Tabla 4). El tamaño medio de los fragmentos remanentes disminuyó sustancialmente, así como el índice de conectividad (Tabla 4). Estos indicadores evidencian un cambio en la configuración espacial del bosque, con aparición de áreas desmontadas dentro de fragmentos mayores, reducción en el tamaño de los fragmentos, aumento en la complejidad de sus formas, y aparición de nuevos fragmentos pequeños.

**Tabla 3.** Superficie deforestada por período analizado en el área de estudio y subregiones.

Subregión/ Período	Superficie deforestada (ha)	Pérdida acumulada desde 1970 (%)	Pérdida con respecto al período anterior (%)	Tasa de deforestación anual (%)
<b>Area total</b>				
1970-1987	2753	19		1,2
1987-1997	3007	39	25	2,8
<b>Sierra</b>				
1970-1987	901	11		0,6
1987-1997	1446	29	20	2,1
<b>Llanura pedemontana</b>				
1970-1987	1848	28		1,9
1987-1997	1560	51	33	3,8

**Tabla 4.** Número, tamaño medio e índice de conectividad (GISfrag) de los fragmentos en el área y sus subregiones en los años analizados<sup>1,2</sup>.

Area de estudio	1970				1987				1997			
	N	Tamaño medio (ha) y D.S.	GISfrag		N	Tamaño medio (ha) y D.S.	GISfrag		N	Tamaño medio (ha) y D.S.	GISfrag	
Total	243	60,9	585	145 <sup>a</sup>	393	30,7	264	105 <sup>b</sup>	517	17,5	131	92 <sup>c</sup>
Sierra	90	90,9	566	161 <sup>a</sup>	139	52,4	387	123 <sup>b</sup>	202	28,9	200	108 <sup>c</sup>
Llanura pedemontana	164	40,9	258	125 <sup>a</sup>	285	16,7	74	81 <sup>b</sup>	351	9,2	36	62 <sup>c</sup>

1) El número total de fragmentos no equivale a la suma de los correspondientes para Sierra y Llanura pedemontana, ya que algunos fragmentos ubicados en el límite de las dos unidades pueden pertenecer a ambas.

2) Medias con diferentes letras en el superíndice entre años son significativamente diferentes (p<0,01 Test de Wilcoxon Mann-Whitney). A menor valor del índice, mayor nivel de fragmentación.

### Transición del bosque a otros tipos de cobertura

La mayor parte de las áreas deforestadas entre 1970 y 1997 se convirtieron, en orden decreciente, en arbustales, pastizales y urbanizaciones. La proporción de cambio fue diferente entre la Sierra y la Llanura pedemontana (Tabla 5). En la Sierra el bosque serrano desmontado pasó predominantemente a arbustales y en menor medida a pastizales. El reemplazo por arbustales fue más marcado en el contacto entre el bosque y el pastizal, siendo muy evidente en las cercanías de Colanchara. El reemplazo del bosque por pastizales fue menos frecuente, siendo más significativo en los loteos desmontados al este y sur de El Pueblito, y en pequeños valles contenidos en grandes fragmentos de bosques. La expansión de cultivos a partir de bosques fue poco significativa.

El reemplazo del bosque por áreas urbanizadas fue importante, principalmente a causa de la expansión de las localidades de Río Ceballos y Salsipuedes. Entre 1970 y 1987 el crecimiento urbano fue uno de los principales factores de deforestación

en la subregión de la Sierra. Más del 50% del crecimiento proviene del bosque (1175 ha), lo que equivale al 20% del total deforestado en el período. La urbanización ocupó en primer lugar las áreas con escasa pendiente, expandiéndose luego sobre las laderas de las sierras.

En la Llanura pedemontana los bosques también fueron reemplazados predominantemente por arbustales y pastizales. El proceso difiere en que la transición a pastizales fue proporcionalmente más importante, y también en que la agricultura es aún un factor de deforestación importante, sobre todo en los fragmentos ubicados en el límite este del área de estudio y en terrenos de escasa pendiente. La transición del bosque a urbanización fue menos importante que en la Sierra (Tabla 5).

### Efecto de la pendiente y los caminos

En el período 1970-1997 las áreas deforestadas se ubicaron principalmente en las zonas de menor pendiente (0-5°) (uso preferido). En las laderas

**Tabla 5.** Área ocupada en 1997 por las coberturas que reemplazaron a superficies originalmente cubiertas por el bosque nativo en 1970.

Coberturas de reemplazo	Área total (ha)	%	Sierra (ha)	%	Llanura pedemontana (ha)	%
Arbustales	2453	43	1039	44	1405	41
Pastizales	1602	28	546	23	1040	31
Urbanización	1175	20	671	29	517	15
Cultivo	364	6	2	0,1	353	10
Otros	165	2,5	90	4	79	2,5

**Tabla 6.** Deforestación (proporción de uso) observada y esperada en relación con la pendiente del terreno y tipo de uso asociado.

Intervalos de Pendientes (°)	(p <sub>i</sub> ) Uso observado	Intervalo de confianza (95%)	Uso esperado	Preferencia
0-5	0,618	(0,614 - 0,621)	0,476	Preferido
5-10	0,198	(0,194 - 0,201)	0,208	Evitado
10-15	0,085	(0,082 - 0,086)	0,129	Evitado
15-20	0,049	(0,047 - 0,050)	0,091	Evitado
20-25	0,031	(0,029 - 0,032)	0,056	Evitado
25-30	0,005	(0,004 - 0,005)	0,010	Evitado
30-35	0,013	(0,011 - 0,013)	0,024	Evitado
35-40	0,001	(0,001 - 0,001)	0,003	Evitado

1) Se considera tipo de uso preferido, neutro o evitado si el valor esperado se ubica por debajo, entre, o por encima de los intervalos de confianza.

más escarpadas (5°-40°) la deforestación fue menor a lo esperado (uso evitado) (Fig. 7, Tabla 6).

La influencia de los caminos sobre la tasa de deforestación también fue significativa. El bosque ubicado a distancias menores a 200 metros del camino más cercano desapareció en mayor proporción a lo esperado (uso preferido), mientras que el situado a distancias mayores a 200 m fue eliminado en una proporción menor a lo esperado (uso evitado). Por encima de los 800 m de distancia la proporción de bosque deforestado cayó substancialmente (Fig. 8, Tabla 7).

### Deforestación en la Reserva Hídrica Natural La Quebrada

En la Reserva el bosque disminuyó de 586 ha en 1970 a 345 ha en 1997. Las tasas de deforestación fueron de 1,9% para todo el período, 0,9% para el período 1970-1987 y 3,5% para el período 1987-1997. Estos valores son marcadamente superiores a los registrados para la Sierra (0,6% para 1970-1987 y 2,1% para 1987-1997, período en el que se creó la reserva).

### Análisis prospectivo 1997-2020

*Cubierta boscosa.* La tasa de deforestación observada durante el período de estudio (tanto en la Sierra como en la Llanura pedemontana) sigue la tendencia de una función exponencial negativa, lo cual tiene sentido por cuanto a medida que la cantidad de bosque remanente sea menor

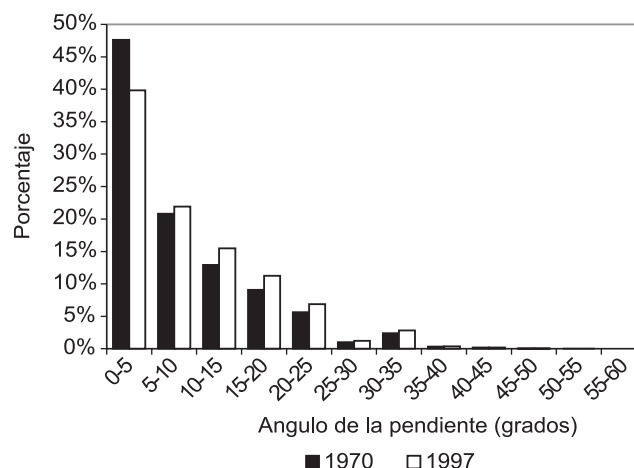


Figura 7. Proporción del área cubierta con bosques según la pendiente del terreno en 1970 y 1997.

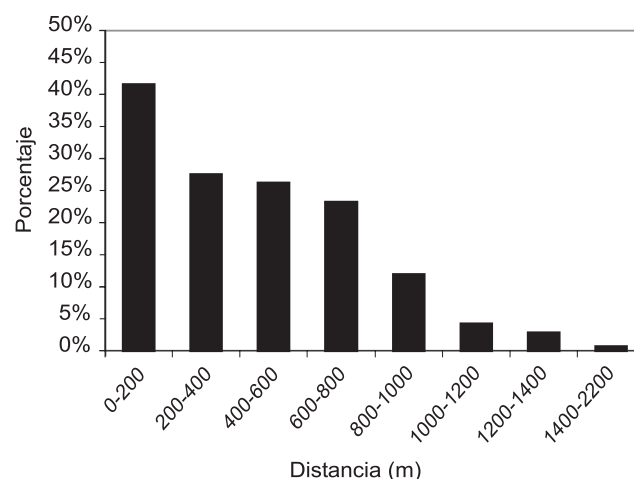
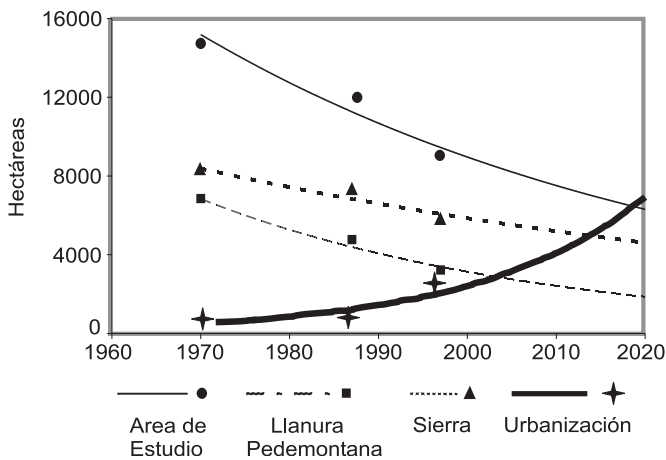


Figura 8. Proporción del bosque deforestado hasta 1997 en relación a 1970, según su distancia al camino más cercano.

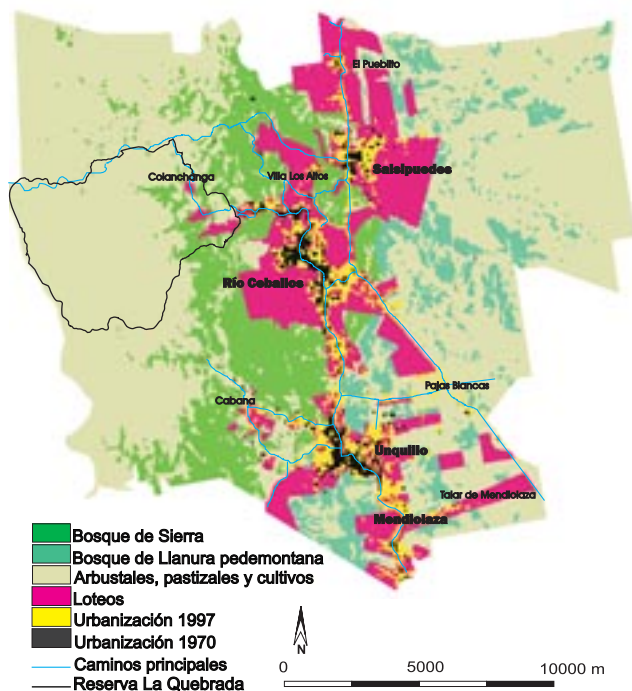
Tabla 7. Deforestación (proporción de uso) observada y esperada en relación con la distancia a los caminos y tipo de uso asociado.

Intervalos de Distancias (m)	Uso Observado (p <sub>i</sub> )	Intervalo de Confianza (95%)	Uso Esperado	Preferencia
0-200	0,549	(0,542 - 0,555)	0,40	Preferido
200-400	0,211	(0,206 - 0,216)	0,23	Evitado
400-600	0,137	(0,132 - 0,141)	0,16	Evitado
600-800	0,076	(0,072 - 0,079)	0,10	Evitado
800-1000	0,022	(0,020 - 0,023)	0,05	Evitado
1000-1200	0,004	(0,004 - 0,005)	0,03	Evitado
1200-1400	0,002	(0,001 - 0,002)	0,02	Evitado
1400-2200	0,000	(0,000 - 0,001)	0,01	Evitado

1) Se considera tipo de uso preferido, neutro o evitado si el valor esperado se ubica por debajo, entre, o por encima de los intervalos de confianza.



**Figura 9.** Curvas de mejor ajuste (exponencial) para a) desaparición del bosque en toda el área de estudio ( $y = 0.19e^{-0.0176x}$ ,  $r^2 = 0.94$ ), la Sierra ( $y = 1.4e^{-0.0119x}$ ,  $r^2 = 0.9$ ), y la Llanura pedemontana ( $y = 2.6e^{-0.0119x}$ ,  $r^2 = 0.96$ ); y b) crecimiento del área urbana ( $y = 0.043e^{0.0528x}$ ,  $r^2 = 0.8$ ). Los datos corresponden a valores de 1970, 1987 y 1997. Las curvas han sido extrapoladas hasta 2020.



**Figura 10.** Expansión del área urbanizada en el período 1970-1997 y área loteada en 1997.

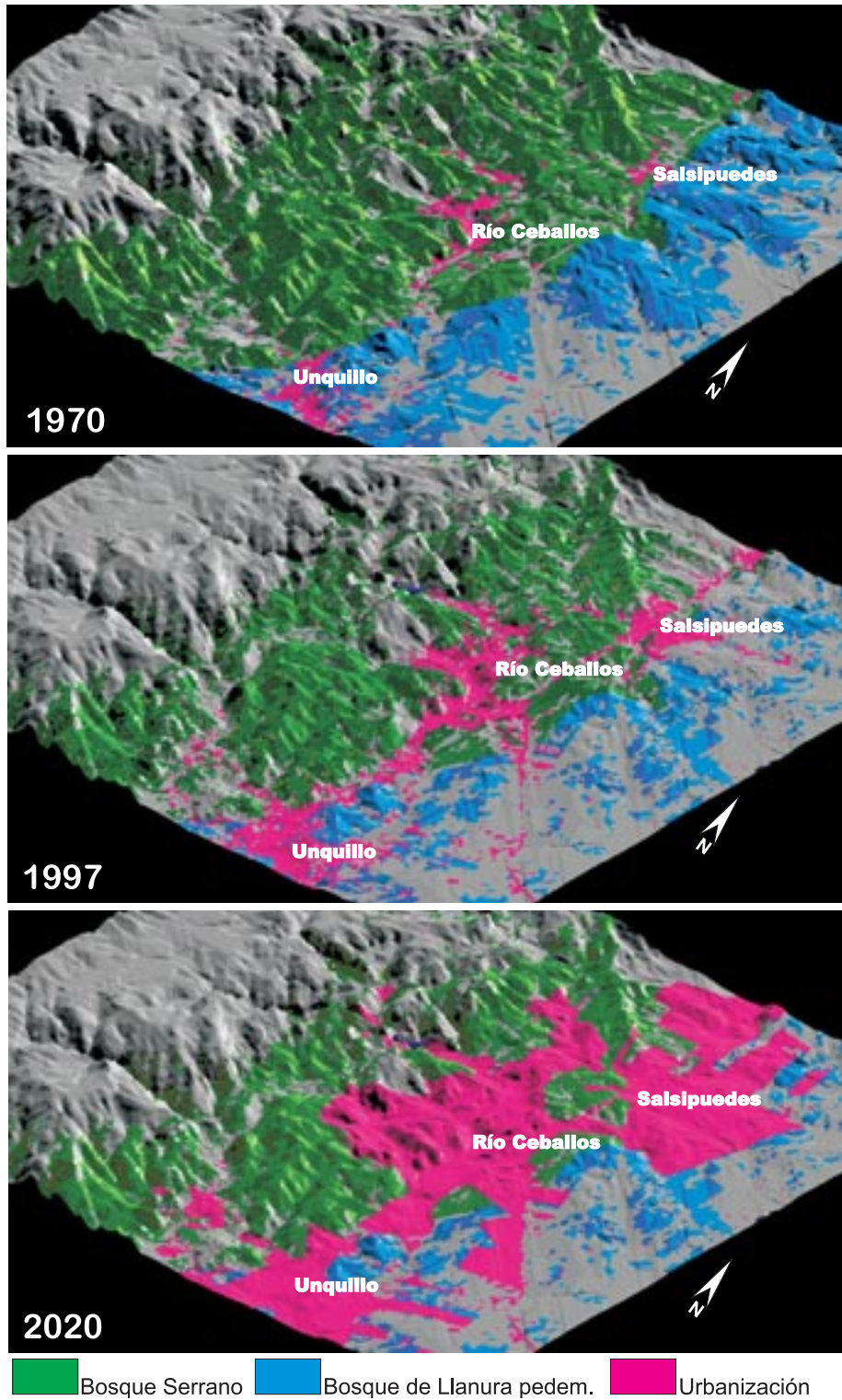
y se ubique en zonas inaccesibles, la tasa de deforestación debería disminuir (Fig. 9). Si se extrapola esta función hasta el año 2020, sería de esperar que el área boscosa quede reducida a unas 5532 ha. En la Sierra la superficie de bosque natural remanente se reduciría a unas 4000 ha, mientras que en la Llanura pedemontana se verificaría una pérdida todavía mayor, quedando un remanente de 1438 ha (Fig. 9). Es de esperar que los fragmentos remanentes queden relegados a zonas con mayor pendiente y/o alejadas de las rutas.

**Área urbana.** El proceso de urbanización se ajusta a una función exponencial (Fig. 9). Si se extrapola esta función al año 2020, el área urbana alcanzaría alrededor de 6000 ha (Figs. 9 y 10). Esta estimación es consistente con el área ya loteada y autorizada en 2003, que alcanza a 6632 ha, de las cuales 3330 se ubican en la Sierra y 3252 en la Llanura pedemontana. La urbanización de las zonas loteadas ocuparía 1091 ha de bosque en la Sierra y 538 ha en la Llanura pedemontana, equivalente a un 19% y un 17% del bosque presente en 1997 para ambas subunidades, respectivamente (Fig. 10). El mayor impacto sobre el bosque se produciría en los loteos ubicados al sureste de Salsipuedes y al suroeste de Río Ceballos, donde se afectaría el mayor fragmento remanente de bosque en toda el área de estudio.

La representación de estos procesos en un modelo tridimensional del área permite visualizar claramente los profundos cambios sufridos por el paisaje y esperables en el futuro, así como la influencia de la topografía en los procesos de deforestación y crecimiento urbano (Fig. 11).

## DISCUSIÓN

El proceso de deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba en el período 1970-1997 se caracteriza por mostrar un incremento exponencial a lo largo del tiempo. Asimismo, indica que la deforestación está muy influenciada por la pendiente del terreno, la aptitud agrícola del suelo, el desarrollo vial y el crecimiento urbano. Este patrón es similar a lo observado en otras regiones del mundo y en particular en Latinoamérica (Dirzo & García 1992; Viña & Cavelier 1999).



**Figura 11.** Representación tridimensional del área ocupada por bosques de Sierra, Llanura pedemontana y áreas urbanizadas en 1970 y 1997. Posible escenario para 2020 donde se representa el área urbana a partir del área loteada superpuesta a la distribución de bosques en 1997.

Durante el período estudiado la pérdida del bosque nativo alcanza valores moderados (Sierra: 1,2%, Llanura pedemontana: 2,6%), similares, por ejemplo, a los registrados en bosques templados de Estados Unidos bajo manejo forestal (0,95% en bosques estatales y 2,14% en propiedades privadas) (Spies *et al.* 1994). Sin embargo, en el período 1987-1997 estos valores al menos se duplican, alcanzando niveles similares a los registrados en el período 1990-2001 en bosques tropicales centroamericanos como Belice (2,3%) y Nicaragua (3%) (FAO 2001).

En el caso de la Llanura pedemontana, la tasa observada entre 1987 y 1997 (3,8%) es comparable a las encontradas en Costa Rica (4,2% para 1986-1991) (Sánchez-Azofeita 2001), México (4,2% en 1967-1977 y 4,3% en 1977-1986) (Dirzo & García 1992) y Colombia (4,4% en 1979-1988) (Viña & Cavelier 1999). También es cercana al 4% verificado entre 1973-1990 en Costa de Marfil, uno de los países que ha sufrido la mayor deforestación de África (Fairhead & Leach 1998).

La influencia de la pendiente en la deforestación constituye un fenómeno muy generalizado. Las pendientes pronunciadas limitan las actividades antrópicas, mientras que una pendiente escasa y suelos aptos facilitan el desarrollo urbano y la agricultura (Dirzo & García 1992; Foster *et al.* 1999; Montenegro 2000). Asimismo, el efecto facilitador de las rutas ha sido ampliamente verificado en muchas regiones del planeta (Forman & Deblinger 2000). Los caminos producen primero la disección del paisaje y posteriormente determinan el desarrollo de una red de accesos que facilita una mayor influencia antrópica (Forman 2000; Forman & Deblinger 2000; Trombulak & Frissell 2000). El efecto de pendientes y caminos se refuerza mutuamente (Forman 1995), lo cual lleva a que una proporción cada vez mayor del bosque remanente se ubique en laderas con pendientes abruptas alejadas de las vías de acceso (Dirzo & García 1992; Foster *et al.* 1999; Sánchez-Azofeita *et al.* 2001).

Un elemento nuevo pero preocupante para el futuro del bosque de la región serrana lo constituye la rápida invasión del ligustro, especie que se ha comportado en forma muy agresiva desde la década de 1980. Es posible que tanto el incremento muy significativo en el régimen de lluvias obser-

vado en el período como la supresión del pastoreo en áreas urbanas puedan ser factores facilitadores de la expansión observada.

Otro aspecto destacable es el constante incremento de la urbanización como factor de deforestación. Está asociado en gran medida al eje sur-norte determinado por la ruta E-53, desde donde tiende a expandirse sobre áreas boscosas, a veces con pendientes de hasta 30% por influencia de su valor paisajístico (Swenson & Franklin 2000; Jenerette & Wu 2001). En la deforestación urbana influyen, además del desarrollo vial y la pendiente, algunos factores culturales. En las Sierras Chicas la conservación del bosque nativo no está asociada a la propiedad privada, aún en áreas de alto valor paisajístico. Por ejemplo, los bosques destinados a loteos suelen ser "limpiados" de toda vegetación arbórea autóctona antes de su venta, como ocurrió en forma masiva en los alrededores de El Pueblito (Salsipuedes). Asimismo, la mayoría de los nuevos propietarios eliminan el bosque nativo y plantan especies ornamentales exóticas.

La baja valoración del bosque también se refleja en el exiguo número y superficie de las áreas protegidas en el área, así como el relativo grado de protección efectiva de las mismas. En este sentido, es muy significativo el hecho de que la pérdida de bosque haya sido proporcionalmente mayor dentro de la Reserva Hídrica La Quebrada que en el promedio del bosque serrano en el área estudiada. Esta deficiencia se debería a la combinación de una estructura de gobierno compleja, falta de planeamiento, y muy limitado cumplimiento de la reglamentación vigente (Mogni 1992; Tamburini 2002).

Visto en su conjunto, el avance de la deforestación en las Sierras Chicas aparece como el resultado de un proceso anárquico, carente de una efectiva planificación y ordenación territorial. Esta carencia es un fenómeno bastante frecuente a nivel mundial (Antrop 2000; Jenerette & Wu 2001).

### **Efectos ambientales de la deforestación**

La deforestación sufrida por las Sierras Chicas de Córdoba tiene importantes efectos ambientales adversos, tanto sobre los servicios como los bienes

ambientales. Se consideran servicios ambientales a los procesos y condiciones a través de los cuales los ecosistemas sostienen los procesos biológicos fundamentales (por ejemplo, el ciclado de nutrientes o la prevención de la erosión en las cuencas hídricas). Los bienes ambientales son los productos de valor económico que brindan los ecosistemas, como la madera (Costanza & Daly 1992; Paily 1997). A continuación se enumeran algunos de los servicios y bienes más importantes provistos por el bosque en las Sierras Chicas:

#### *Servicios*

- *Control de erosión y alimentación de acuíferos.* La pérdida de la cobertura boscosa, particularmente en laderas de pendiente pronunciada, facilita la erosión de suelos. La erosión a su vez lleva a la pérdida de suelo fértil y de mantillo, un mayor escurrimiento superficial y una menor alimentación de las napas y acuíferos que se extienden al oriente en la llanura pampeana. El aumento de la escorrentía superficial también acelera el enlammamiento y la eutrofización de diques y reservorios como es el caso del embalse La Quebrada (Cioccale *et al.* 1997; Pierotto *et al.* 2002), incrementando el riesgo de inundaciones repentinas y afectando la calidad del agua para uso urbano y agrícola (Myers 1997).
- *Mantenimiento de biodiversidad.* Se ha demostrado ampliamente que la desaparición y fragmentación del bosque elimina el hábitat requerido por muchas especies. Aún sin ser eliminado totalmente, el bosque fragmentado pierde la capacidad de albergar a muchas especies, e implica el riesgo de extinción de algunas, al menos localmente (Hunter 1996). Al respecto, se ha documentado que la fragmentación del bosque del este de Córdoba (Espinal) determina la pérdida de especies de aves en los fragmentos menores (Bucher *et al.* 2001).
- *Balance atmosférico del carbono.* Los bosques y sus suelos actúan como un reservorio del carbono en forma de compuestos orgánicos. La deforestación, la erosión y la combustión del material vegetal liberan dióxido de carbono a la atmósfera contribuyendo al efec-

to “invernadero” y el calentamiento global (Myers 1997).

#### *Bienes*

- *Calidad paisajística.* El bosque serrano es un componente fundamental del atractivo paisajístico de las Sierras Chicas. Los bosques constituyen una de las bases de la importante industria turística e inmobiliaria de una región (Antrop 2000; Jenerette & Wu 2001),
- *Recursos del bosque.* La desaparición del bosque implica una pérdida de su producción maderera, así como otros productos tales como plantas medicinales, néctar y polen de flores silvestres para la producción de miel. También pueden perderse especies cuyo valor potencial (en términos de usos forestales, medicinales, etc.) no ha sido descubierto hasta la fecha (Hunter 1996).

#### **El futuro del bosque serrano**

De acuerdo al escenario elaborado, en el año 2020 el bosque del área estudiada se reduciría a menos de la mitad de la superficie que ocupaba en 1970. El paisaje estaría dominado por áreas urbanas extensas y continuas, alternando primariamente con vegetación baja (arbustales y pastizales) y con el bosque nativo reducido a pequeños fragmentos aislados en áreas de pendientes pronunciadas y alejadas de rutas. Lamentablemente, la carencia de áreas significativas ocupada por áreas efectivamente protegidas agravan el diagnóstico.

Al evaluar las posibilidades de revertir esta tendencia, debe tenerse en cuenta que las mismas dependen de la profundidad y extensión que alcance el proceso de deforestación. Un primer nivel lo constituye la degradación del bosque en otros tipos de cobertura, pero manteniendo áreas importantes con vegetación nativa. El segundo nivel resulta de la erradicación casi total de la vegetación nativa.

La degradación del bosque y su transformación en arbustales o pastizales está asociada a cuatro factores fundamentales: el sobrepastoreo, la tala, los incendios, y la invasión de especies exóticas.

Sin lugar a dudas, el pastoreo excesivo es el factor más fuerte y extendido en todas las regiones semiáridas y áridas de Argentina y Sudamérica (Bucher & Huszar 1999). La tala para leña y secundariamente madera, aunque de menor importancia, todavía es significativa. Los incendios están asociados en buena medida a la apertura del bosque maduro y su reemplazo por claros con pastizales, mucho más combustibles durante la estación seca (Miglietta 1994). El efecto negativo del fuego se potencia enormemente cuando se asocia a incendios intencionales que aumentan su frecuencia natural, y al sobrepastoreo que impide la regeneración de las plántulas. Debe recordarse que sin la influencia humana que aumenta su frecuencia, el fuego ha sido un componente normal del bosque serrano y pedemontano, el cual ha evolucionado bajo una larga historia de fuego muy anterior a la ocupación europea (Bucher & Schofield 1981). Con un adecuado manejo, todos estos factores pueden ser revertidos y el bosque nativo restaurado, ya que en la mayoría de los casos el bosque degradado conserva su capacidad de restauración.

En el segundo nivel de degradación, cuando el bosque nativo es erradicado en su totalidad, por lo general no existen alternativas práctica ni económicamente viables para recuperarlo. En este caso, el factor fundamental es la urbanización no planificada. Más aún, los pequeños fragmentos sobrevivientes quedarían aislados lo que afecta las chances de supervivencia de plantas y animales. Por ejemplo, es de esperar que el bosque de la Sierra quedaría aislado de los fragmentos de Llanura pedemontana a lo largo de toda el área de estudio. Asimismo, dentro de cada subregion los fragmentos también estarían separados por una matriz urbana. En otras palabras, un fuerte crecimiento urbano a partir de las áreas ya loteadas, asociado a un continuo proceso de degradación y eliminación del bosque generarían un paisaje muy diferente al original.

Los procesos observados en nuestra área de estudio pueden extrapolarse a casi toda la extensión de las Sierras Chicas. A menos que se tomen medidas drásticas, el futuro del bosque serrano es problemático. Desde esta perspectiva, la calificación de “amenazado” otorgada al bosque serrano de Córdoba en una reciente evaluación de su estado de conservación de las ecoregiones de América

neotropical (Dinerstein *et al.* 1995) debería ser reconsiderada. Estimamos que la categoría de conservación que le corresponde en la actualidad es la de “en peligro”.

### Alternativas de manejo

Es muy improbable que el creciente deterioro del bosque de las Sierras Chicas pueda detenerse sin un planeamiento adecuado del uso de la tierra. Lamentablemente, Argentina se caracteriza por una falta casi total de políticas efectivas para el ordenamiento territorial a largo plazo (Bertonatti & Corcuera 2000). Sería necesario elaborar e implementar efectivamente un plan de gestión ambiental para las Sierras Chicas que tenga en cuenta el desarrollo sustentable, armonizando la conservación del bosque con los otros usos de la tierra. A tal fin resulta muy importante considerar los lineamientos propuestos en Agenda 21, documento elaborado en la Reunión Cumbre del Medio Ambiente de Río de Janeiro de 1992 para guiar el desarrollo sustentable en el presente siglo, del cual Argentina es signataria (de Klemm 1993). Desde esta perspectiva, consideramos que las siguientes acciones resultan prioritarias:

- Planificar y ordenar el crecimiento urbano en la región, procurando maximizar la protección del bosque nativo.
- Desarrollar medidas tendientes a frenar y revertir la pérdida del bosque, identificando y protegiendo los fragmentos remanentes de mayor valor ecológico y estableciendo corredores de bosque que favorezcan la conectividad entre fragmentos (Gavier 2002).
- Asegurar el efectivo cumplimiento de las leyes vigentes relativas a la protección del bosque. Aunque la legislación vigente es amplia y numerosa, su aplicación efectiva es muy deficiente debido a un sistema legal-administrativo difuso y poco efectivo (Tamburini 2002).
- Reforzar la Reserva Hídrica La Quebrada, la cual no cuenta en la actualidad con un plan de manejo efectivo ni con infraestructura, cantidad de personal y recursos adecuados.



- Promover la creación de nuevas áreas protegidas en el área. Por ejemplo, la implementación de la Reserva Hídrica Recreativa Natural “Los Quebrachitos” (Municipalidad de Unquillo, ordenanza N° 026. Creación de la Reserva Hídrica Recreativa Natural “Los Quebrachitos”, 1999) significaría un complemento muy importante para la Reserva La Quebrada, ya que entre ambas podría protegerse una parte sustancial del bosque serrano del área de estudio.
- Estimular además la creación de reservas privadas mediante convenios con sus propietarios (Moreno 2000).
- Ofrecer estímulos económicos e impositivos que promuevan la conservación del bosque, incluyendo compensación económica por servicios ecológicos, tales como la captación de agua para la cuencas hídricas que proveen agua a las poblaciones. En este sentido cabe mencionar el antecedente pionero de la ley provincial 8066 (Declaración Jurada de Monte, Ley 8066-Régimen Provincial forestal, Córdoba 1991), la cual contempla una reducción de los impuestos catastrales para aquellos que conservan los bosques nativos en su propiedad.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (Mauricio Kocar) por proveer la imagen satelital Landsat 5 utilizada. A Francisco Quintana Salvat por permitirnos trabajar en la cátedra de Fotogeología de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba, y a Rubén Menso por supervisar el trabajo con fotografías aéreas. A Brenda McComb y Kevin McGarigal (Universidad de Massachusetts, USA) y a Jaime Rau (Universidad de Los Lagos, Chile) por sus sugerencias durante el desarrollo del trabajo. A Marcelo Zak por su colaboración en el tratamiento de imágenes satelitales. A la Dirección Provincial de Minería (Gustavo Rozas) por la cartografía facilitada. A los municipios de Mendiolaza, Unquillo (Miguel Lavice), Río Ceballos (Eduardo Ricca) y Salsipuedes (Juan Piedras) por proveer mapas y datos municipales. A Adriana Abril por la revisión crítica del manuscrito. A Jorgelina Brasca por la ayuda de edición y formato. Este trabajo fue subsidiado por el Programa de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (U.S.F.W.S) y la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba (Beca de Maestría para Gregorio Gavier, período 2000-2001).

## BIBLIOGRAFÍA

- ANTROP M. 2000. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecology* 15: 257-270.
- BERTONATTI C & J CORCUERA. 2000. Situación ambiental argentina 2000. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- BUCHER EH & JW ABALOS. 1979. Fauna. En: JB Vázquez, Miatello RA & ME Roqué. (Directores). Geografía Física de la Provincia de Córdoba, 369-434. Banco de la Provincia de Córdoba. Editorial Boldt, Buenos Aires, Argentina.
- , COSTA GORRIZ B & G LEYNAUD. 2001. Bird diversity and forest fragmentation in the semiarid spinal woodland of Córdoba, Argentine. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias* 66: 117-124.
- & PC HUSZAR. 1999. Sustainable management of the gran Chaco of South America: ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* 57: 99-108.
- & CJ SCHOFIELD. 1981. Economic assault on chagas disease. *New scientist* 92: 321- 324.
- BYERS CR & RK STEINHORST. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48 (3):1050-1053.
- CABIDO M, CARRANZA ML, ACOSTA A & S PAEZ. 1991. Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la Provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenología* 19: 547-566.
- & M ZAK. 1999. Vegetación del Norte de Córdoba. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal. U.N.C y CONICET. Córdoba, Argentina.
- CADENASSO ML & STA PICKETT. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* 15: 91-97.
- CAPITANELLI J. 1979 a. Geomorfología. En: Vázquez JB, Miatello RA & ME Roqué (Directores). Geografía Física de la Pro-

- vincia de Córdoba, 144-203. Banco de la Provincia de Córdoba. Editorial Boldt, Buenos Aires, Argentina.
- . 1979 b. Clima. En: Vázquez JB, Miatello RA & ME Roqué (Directores). Geografía Física de la Provincia de Córdoba, 213-296. Banco de la Provincia de Córdoba. Editorial Boldt, Buenos Aires, Argentina.
- CIOCCALE MA, FERRI M, FILARDO JJ, INGARAMO R, LADO G, MONTIVERO N & R MORENO. 1997. Informe sobre la situación ambiental de la cuenca del Río Ceballos y la problemática del agua potable: diagnóstico y recomendaciones. Comisión técnica asesora de los centros vecinales de la ciudad de Río Ceballos. Río Ceballos, Córdoba.
- COSTANZA R & AR DALY. 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6: 37-46.
- COUSINS SA. 2001. Analysis of land cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology* 16: 41-54.
- DAILY GC. 1987. What are ecosystem services? En: G. Daily (Ed) *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, 1-11. Island Press. Washington DC. USA.
- DE KLEMM C. 1993. La aplicación del convenio sobre diversidad biológica en el derecho nacional. En: Agenda 21 y América latina. La desafiante tarea de implantar legislación y políticas ambientales, 227-240. Banco Interamericano de Desarrollo.
- DINERSTEIN E, OLSON DM, GRAHAM DJ, WEBSTER AL, PRIMM SA, BOOKBINDER MP & G LEDEC. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y el Caribe. WWF y Banco Mundial. Washington, DC. USA.
- DIRZO R & M GARCIA. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxlas, a neotropical area in southeast México. *Conservation Biology* 6: 91-100
- EASTMAN JR. 1997. Idrisi for Windows. User's guide. Program manual, Clark laboratories for Cartographic technology and geographic analysis. Worcester, MA., USA.
- ESTRABOU C. 1983. Relevamiento de variantes fisonómicas de la cuenca La Quebrada. Seminarios I y II. Carrera de Ciencias Biológicas, F.C.E.F. y N., Universidad Nacional de Córdoba.
- FAIRHEAD J & M LEACH. 1998. El verdadero alcance de la deforestación en el África occidental en el siglo XX. *Unasylva* 192: 38-46
- FAO. 2001. Situación de los bosques del mundo 2001. Roma.
- FORD G. 1998. CAMRIS: Sistema de mapeo e inventario de recursos ayudado por computadora. Volumen I. Ecological Consulting, Inc. Oregon, USA.
- FORMAN TR. 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. UK.
- . 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35
- & RD DEBLINGER. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46
- FOSTER DR, FLUET M & ER BOOSE. 1999. Human or natural disturbance: Landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications* 9: 555-572.
- GALERA FM, ALESSANDRIA E & R LUTI. 1986. Determinación de grados de impacto-actitud, actividades recomendables y elaboración de lineamientos y criterios de utilización, dirigidos a los responsables de planificación y toma de decisiones. En: R. Luti (Coordinador), Efecto de las actividades humanas sobre los ecosistemas montañosos y de tundra, 417-457. Proyecto Regional andino Pachón-Achala. Unesco/Mab-Pnuma-Cernar. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- GAVIER G. 2002. Deforestación y fragmentación del bosque en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba
- HARRIS LD & G SILVA-LOPEZ. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. En: Fiedler PL & SK Jain (Eds.) *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation and management*. Chapman & Hall. New York, USA.
- HULSHOFF MR. 1995. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology* 10: 101-111.
- HUNTER M. 1996. *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science, Inc. USA.
- INDEC. 1970. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Gobierno de Córdoba. Secretaría General de la Gobernación. Dirección general de la función pública. Gerencia de estadísticas y censos.
- . 1991. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Gobierno de Córdoba. Secretaría General de la Gobernación. Dirección general de la función pública. Gerencia de estadísticas y censos.
- . 2003. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2001. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Gobierno de Córdoba. Secretaría General de la Gobernación. Dirección general de la función pública. Gerencia de estadísticas y censos.
- JENERETTE G D & J WU. 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona-Phoenix region, USA. *Landscape Ecology* 16: 611-626.
- KAPOS V & S F IREMONGER. 1998. Achieving Global and Regional Perspectives on Forest Biodiversity and Conservation. En: Bachmann P, Köhl M & R Päivinen (Eds.). *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings*, 3-13. European Forest Institute Proceedings n° 18. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- KUCHELMEISTER G. 2000. Árboles y silvicultura en el milenio urbano. *Unasylva* 200: 49-55
- KUFNER MB, GRAUDO L, GAVIER G, ALTRICHTER M, TAMBURINI D & M SIRONI. 1998. Fauna de tetrápodos y sus biotopos en la Reserva La Quebrada, Río Ceballos, Córdoba. *Acta Zoológica Lilloana* 44: 177-184.
- KURTZ F. 1904. Flora. En: M E Río & L Achával. Geografía de la Provincia de Córdoba. Vol 1: 270-343. Gobierno de Córdoba. Compañía Sudamericana de Billetes de Banco. Buenos Aires, Argentina.
- LUTI R, BERTRAN DE SOLIS MA, GALERA FM, MULLER N, BERZAL M, NORES M, HERRERA MA & JC BARRERA. 1979. Vegetación. En: Vázquez JB, Miatello RA & ME Roqué (Directores). Geografía Física de la Provincia de Córdoba, 297-368. Banco de la Provincia de Córdoba. Editorial Boldt, Buenos Aires, Argentina.
- MALDONADO JA. 1994. Orígenes de Salsipuedes. Instituto de estudios históricos "Roberto Levillier". Editorial El Copista, Córdoba, Argentina.
- MARCHETTI M, CAMPAIOLA F, LOZUPONE G & V TOSI. 1998. Forest Clearings, Margins and Mixed Area Survey for Diversity Assessment in the Ligurian Inventory (Northern Italy).

- En: Bachmann P, Köhl M & R Päivinen (Eds.). Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings, 291-300. European Forest Institute Proceedings n° 18. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- McCOMB B. 1999. Forest Fragmentation. Wildlife and Management Implications. Synthesis of the conference. En: Rochelle JA, Lehmann LA & J Wisniewski (Eds). Forest Fragmentation. Wildlife and Management Implications. Brill. Boston, USA.
- McCORMICK N & S FOLVING. 1998. Monitoring European Forest Biodiversity at Regional Scales Using Satellite Remote Sensing. En: Bachmann P, Köhl M & R Päivinen (Eds.). Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings, 283-290. European Forest Institute Proceedings n° 18. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- MCGARIGAL K & BJ MARKS. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. USA.
- MIGLIETTA S. 1994. Patrón de ocurrencia de incendios y su efecto sobre la vegetación en el bosque serrano de Córdoba. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba
- MOGNI P. 1992. Evaluación preliminar de impacto ambiental de la presa La Quebrada, Río Ceballos, Córdoba, Argentina. Seminarios I y II. Carrera de Ciencias Biológicas, Fac. Cs. Ex. Fis. y Nat. Universidad Nacional de Córdoba.
- MONTENEGRO LM. 2000. Dinámica de la vegetación en un paisaje fragmentado de la depresión intermedia de la provincia de Osorno, Chile. Tesis de grado. Carrera de Magister en Ciencias. Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile.
- MORENO D. 2000. La conservación en tierras privadas: la alternativa del Programa Refugios de Vida Silvestre. En: Bertoni C & J Corcuera (Eds). Situación ambiental Argentina 2000, 252-253. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- MYERS N. 1997. The world forests and their ecosystems services. En: G. Daily (Ed.). Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, 215-237. Island Press. Washington D.C. USA.
- NEU CW, BYERS CR & JM PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- PAGE CA. 1985. El Río de los Ceballos: Historia de un Pueblo. Municipalidad de Río Ceballos. Banco Social de Córdoba, Argentina.
- PIEROTTO M, RINCON A, GONELLA M & C PROSPERI. 2002. Hidrobiología del embalse La Quebrada, Río Ceballos, Argentina. En: JC Bertoni & CM Dasso (Compiladores). XIX Congreso Nacional del Agua. Resúmenes de trabajos aprobados, 226. Agosto de 2002. Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.
- REPETTO R. 1988. The Extent and Rate of Deforestation. En: Repetto R. & Gillis M. (Eds.). Public Policies and the Misuse of Forest Resources, 2-15. World Resources Institute. Cambridge University Press, USA.
- RESCIA PERAZZO AJ, SCHMITZ MF, MARTIN DE AGAR P, de PABLO CL, ATAURI LA & FD PINEDA. 1994. Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain. *Journal of Vegetation Science* 5: 505-516
- RÍO M & L ACHÁVAL. 1904. Geografía de la Provincia de Córdoba. Gobierno de Córdoba. Compañía Sud Americana de Billetes de Banco. Buenos Aires. Argentina.
- RIPPLE WJ, BRADSHAW GA & T SPIES. 1991. Measuring forest landscape patterns in the cascade range of Oregon, USA. *Biological Conservation* 57: 73-88.
- SANCHEZ-AZOFEITA GA, HARRIS RC & DL SKOLE. 2001. Deforestation in Costa Rica: A quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33: 378-384.
- SAUNDERS DA, HOBBS RJ & CR MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystems fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- SAYAGO M. 1969. Estudio fitogeográfico del norte de la provincia de Córdoba. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias*. 46:123-427.
- SIEGEL S. 1973. Estadística no paramétrica. Aplicada a las ciencias de la conducta. Editorial Trillas. México.
- SPIES TA, RIPPLE WJ & GA BRADSHAW. 1994. Dynamics and pattern in a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.
- STILING P. 1996. Ecology. Theories and Applications. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- SWENSON J & J FRANKLIN. 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica mountains. *Landscape Ecology* 15: 713-730.
- TAMBURINI D. 2002. Aspectos institucionales de la conservación del bosque nativo y el uso de la tierra en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina). Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba.
- TROMBULAK SC & CA FRISSELL. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- VILLARD MA, TRZCINSKY MK & G MERRIAM. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 4: 774-783.
- VIÑA A & J CAVELIER. 1999. Deforestation rates (1938-1988) of tropical lowland forest on the Andean foothills of Colombia. *Biotropica* 31: 31-36.
- WILSON E. 1989. La Biodiversidad, Amenazada. *Investigación y Ciencia* 158: 64-71.

Se terminó de imprimir  
en los Talleres Gráficos Pugliese Siena  
en el mes de mayo de 2004.  
Córdoba, República Argentina.