

A photograph of a lush forest along a riverbank. The forest is composed of many different types of trees, including some with bare branches and others with dense green foliage. A large, multi-armed cactus is visible in the middle ground. The river is in the foreground, and the sky is a clear, light blue.

10

Parque Chaqueño

Autores

Miguel Sarmiento¹; Miguel Brassiolo¹; María G. Senilliani¹; Carlos Kunst²; Marcelo Navall²; Sebastián Kees³; Carlos Gómez³; Dardo R. López⁴; Carlos Carranza⁴; Francisco Alaggia⁴; Leonardo Galetto⁵; C. Torres⁵; W. Cassino⁶; L. Carignano⁷ y P. D'Angelo⁸

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. ²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Santiago del Estero). ³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Forestal Plaza Saenz Peña. ⁴Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Forestal Villa Dolores (EEA Manfredi). ⁵Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e IMBIV (UNC-CONICET). ⁶Nodo Norte de la Dirección Nacional de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. ⁷Unidad Ejecutora Local del Proyecto Bosque Nativo y Comunidad. ⁸Profesional independiente.

Resumen

Este capítulo centra su enfoque en el Parque Chaqueño. Se presentan sus grandes unidades de paisaje y una muy breve descripción del bosque ya que en otros capítulos se aborda de manera más detallada esa descripción, incluyendo aspectos climáticos y de relieve, entre otras cosas. El mismo se orienta luego a la descripción de las prácticas de manejo tradicional del bosque a escala provincial y de región, presentándose el manejo forestal tradicional como obtención de productos del bosque (postes, durmientes, leña). Se describe, además, la otra forma tradicional de usar el monte del parque chaqueño con actividades relacionadas a la ganadería en sus aspectos históricos (ganadería a campo abierto) y más actuales (sistemas silvopastoriles). En otro punto importante de este capítulo se ofrecen descripciones de esas actividades forestales y ganaderas y su influencia en los demás componentes del bosque. Esto es, cómo esas actividades

han influido de manera positiva o negativa en el componente biodiversidad, suelo, agua, carbono, etc. Más adelante en este capítulo se presentan las propuestas de una nueva silvicultura acompañada de nuevos paradigmas de manejo tales como un manejo sostenible de sistemas complejos que integra escalas espaciales, resiliencia y manejo adaptativo. Se presenta también un apartado referido a particularidades del manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en ecosistemas del Chaco Seco. Con respecto al Chaco Semiárido se plantea un manejo silvopastoril apuntando a la recuperación mediante el uso del bosque. También se presentan estrategias de manejo en el Chaco Húmedo. Otro apartado se orienta a la recuperación de áreas forestales degradadas mediante implantaciones con algarrobo blanco. También como herramientas novedosas de silvicultura se presenta un planteo orientado a responder a las alternativas de aprovechamiento de los montes nativos del Parque Chaqueño referidos por ejemplo al stock maderero, balance del monte desde el punto de vista contable, ejemplares a extraer e intensidad de aprovechamiento, entre otros. También, hacia el final del capítulo, se ofrecen resultados de análisis de reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido como instrumento de generación de información para la toma de decisiones. Acompañan a este capítulo una serie de boxes con información complementaria a lo presentado en el mismo.

10.1 Introducción

Este capítulo tiene la finalidad de sintetizar los conocimientos y tecnologías asociados a la silvicultura de los bosques de la región fitogeográfica chaqueña. Primero se introducen las grandes características de la región y sus sub-regiones, y luego se abordan los aspectos silviculturales y de dinámicas complejas y manejos. Los aspectos que se abordan de silvicultura y manejo silvopastoril abarcan desde escala de individuo, rodal o lote, escala predial, hasta escala de paisaje y regional. Así, se presentan los principales conocimientos científicos-técnicos relacionados al manejo de rodales y predios, como también

aspectos conceptuales-metodológicos sobre enfoques ecológicos-productivos y socio-ecológicos que integran múltiples escalas espacio-temporales. Estos últimos pretenden aportar herramientas integradoras y trans-disciplinarias que permitan ordenar y planificar paisajes y predios sostenibles basados en un manejo adaptativo y gestión de la resiliencia. Finalmente, se identifican áreas vacantes del conocimiento científico-técnico y aspectos de gestión y políticas sobre las cuales es necesario avanzar o profundizar tanto la ciencia, silvicultura argentina como las instituciones gubernamentales y legislativas.

10.2 Grandes unidades de paisaje y descripción del bosque nativo. Principales tipos forestales

La región chaqueña se extiende por Argentina, Bolivia y Paraguay (figura 10.1). En nuestro país, el Chaco limita al sur con la región pampeana, con el Espinal y hacia este con el Monte.

El clima de la región se define como subtropical, con régimen monzónico de lluvias y temperaturas medias anuales que oscilan entre los 19 °C y 20 °C, con heladas en número variables (Boletta, 1989). Una característica importante es la variabilidad en las lluvias, entre estaciones y años (figura 10.2).

El Chaco es una inmensa planicie sedimentaria, siendo el material originario de sus suelos y su geomorfología de origen fluvial generada por los ríos Dulce, Salado, Pilcomayo y Bermejo (fig. 10.1). La divagación de sus aguas se manifiesta en el paisaje por los albardones, interfluvios y paleocauces descritos en diversos estudios (Peña Zubiarte *et al.*, 1978; Bucher, Krohling *et al.*, 1999 citados por Kunst *et al.* 2008). El agua de las inundaciones de los ríos es suplementada

por las precipitaciones, cuando estas ocurren por arriba del promedio. La escasa pendiente del Chaco genera escurrimiento lento y acumulación en los bajos.

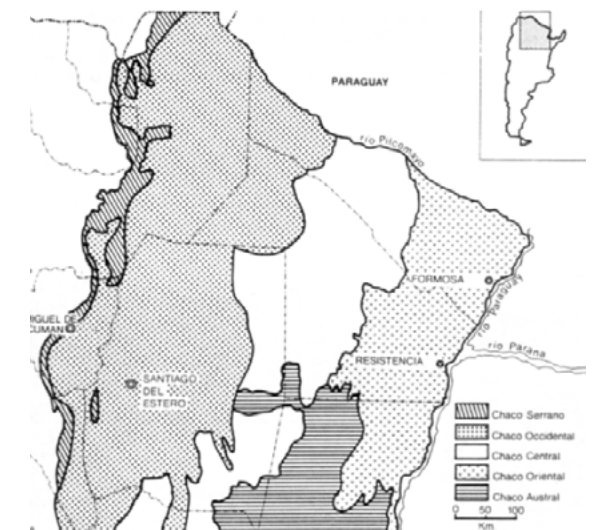


Figura 10.1. El Chaco argentino a tres niveles de percepción: subregiones (Morello, 1970), sitios ecológicos y fisonomías de vegetación asociadas.

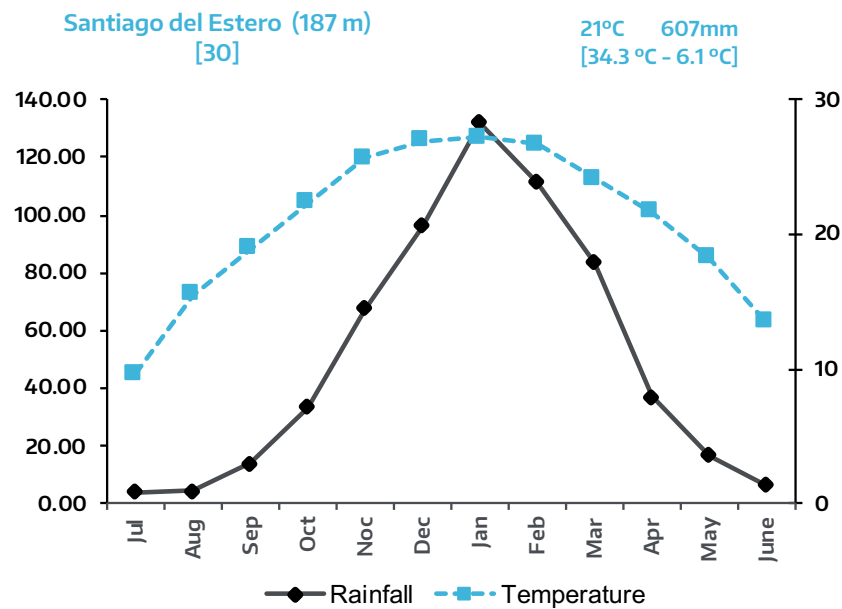


Figura 10.2. Características del clima de la región chaqueña occidental: isohietas e isotermas de la región, climodiagrama de Santiago del Estero y registro de lluvias en el Campo Experimental 'La María', 1924-2016

Los suelos del Chaco occidental pertenecen a los órdenes Mollisol y Aridisol, pero se presentan también grandes superficies con suelos salinos. Los excesos de agua generan mayor biomasa de pastos, lo que está directamente asociado a fuegos recurrentes (Kunst *et al.*, 2008). Una serie de perturbaciones operó y opera todavía hoy a nivel de campo en la región chaqueña, generando paisajes y fisonomías vegetales característicos (Jacques, 1857, Hieronymus, 1874, Morello y Saravia Toledo, 1959, citados por Kunst *et al.*, 2008).

Dentro del Chaco Seco se pueden distinguir tres subregiones, según sus condiciones climáticas y fisiográficas (Torrella y Adámoli 2006):

El Chaco Semiárido es la más extensa, pues ocupa el oeste de Chaco y Formosa, casi la totalidad de Santiago del Estero, el este de Salta y Tucumán, y parte del norte de Córdoba. Es en esta subregión donde el bosque chaqueño encuentra su mayor expresión por la continuidad y la extensión de la masa boscosa. Este bosque,

xerófilo y semicaducifolio, antes de ser intervenido por el hombre contaba con un estrato superior que superaba los 20 m dominado por el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*) y el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*). En el límite oriental de la ecorregión, estas especies coexisten también con el quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), en lo que se conoce como el "bosque de los tres quebrachos". En el centro u oeste del Chaco Seco aparece también el palo santo (*Bulnesia sarmientoi*), aunque generalmente en suelos deprimidos. El quebracho colorado santiagueño, que delimita tradicionalmente el Chaco Semiárido con su distribución, es, sin duda, una de las especies más emblemáticas de la región. Es, además, una de las especies que fue más afectada por la acción del hombre, a través de la explotación forestal de carácter minero, lo que llevó a una drástica reducción de sus poblaciones. Integran el bosque chaqueño también otros árboles más bajos como el mistol (*Ziziphus mistol*), de frutos comestibles, el palo cruz (*Tabebuia nodosa*),

una gran variedad árboles y arbustos, con una importante presencia de algarrobos (*Prosopis* sp.) que se ven favorecidos por la extracción forestal y la ganadería, y la carandilla (*Trithinax biflabellata*), que tiene un importante papel en la propagación de incendios.

Por su parte, el Chaco Serrano forma la mayor parte del límite oeste de la región, que en este tramo limita con las Yungas y el Monte, y ocupa sectores de las provincias de Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Luis y Córdoba. Está formado por elementos de las Sierras Pampeanas y las áreas más bajas de las Sierras Subandinas. En el extremo occidental del Chaco Semiárido las sierras constituyen una barrera orográfica para los vientos húmedos del este, lo que provoca mayores precipitaciones en las laderas orientales y climas más secos hacia el oeste. Este factor y la variación térmica asociada a la altura establecen particulares condiciones climáticas que determinan el desarrollo de la vegetación. En general, el bosque serrano está dominado por el horco-quebracho (*Schinopsis hanckeana*), junto con el molle de beber (*Lithrea molleoides*), especialmente en el sur, y por gran cantidad de cactáceas y leguminosas espinosas en el norte. En el estrato arbustivo y herbáceo aparecen varias especies de otros distritos biogeográficos. A mayor altitud, el bosque es reemplazado por pastizales o estepas gramíneas con predominio de especies de los géneros *Stipa* y *Festuca*. El mismo juega, posiblemente, un rol importante en la conectividad norte-sur entre los distintos sectores de Yungas.

Finalmente, el Chaco Árido ocupa el sudoeste de la región: el este de Catamarca y La Rioja, el norte de San Luis, el noroeste de Córdoba y el sudoeste de Santiago del Estero. Está prácticamente rodeado por sierras, lo que le confiere características particulares ya que, al actuar como barrera, restringe fuertemente las

precipitaciones en esta subregión. Las cuencas que se forman son autóctonas y endorreicas (no desagotan agua fuera de la región), y la evapotranspiración es superior al aporte de agua. Esto origina un fuerte proceso de evaporación, que saliniza los suelos y llega a formar salinas. De hecho, las Salinas Grandes, que ocupan 8.400 km² en Catamarca, Córdoba, La Rioja y Santiago del Estero, son las mayores del país. La salinidad de los suelos condiciona la vegetación y, según las condiciones particulares, se encuentran distintos tipos de arbustales, muchas veces dominados por el jume (*Suaeda* sp. y *Allenrolfea* sp.), con presencia de elementos más típicos de la ecorregión del Monte, tales como las jarillas (*Larrea* sp.). En los suelos altos menos salinos aparece el bosque xerófilo característico de la región, incluso con el quebracho colorado santiagueño.

La ganadería y el aprovechamiento maderero son y han sido las principales actividades productivas asociadas a los bosques del Chaco. Décadas de sobreuso ganadero-forestal en interacción con sequías recurrentes y/o incendios, han generado una gama de diferentes estados de modificación del bosque nativo, promoviendo la pérdida de biodiversidad y productividad forestal de la región. Posteriormente, y a partir de los tiempos iniciales de la conquista, comenzó a actuar el ganado doméstico, cuyo efecto se mantiene hasta hoy. A partir de fines del siglo XIX, la vegetación nativa es influenciada por el aprovechamiento forestal. Las fisonomías vegetales originales dejan de notarse debido a la homogeneización, originando grandes áreas dominadas por especies leñosas. Las especies vegetales pierden su condición de indicadores. Para evitar errores en la planificación de establecimientos utilizando la vegetación, es preferible sectorizar un establecimiento en sitios ecológicos (definidos por tipo de suelo, ubicación en el paisaje, vegetación potencial, entre otros, ver

cuadro 3) y no en base a fisonomías vegetales (Kunst *et al.*, 2015). La consecuencia práctica de la existencia de los sitios ecológicos es que las comunidades leñosas son irregulares en el tiempo (diversas edades y especies) y en el

espacio: sus individuos presentan un patrón agregado. Este hecho tiene suma importancia en los inventarios forestales y en la planificación de actividades a nivel de establecimiento.

10.3 Beneficios y compensaciones respecto a ecosistemas de referencia

Antes de comenzar con temas como beneficios y compensaciones respecto a ecosistemas de referencia y la biodiversidad, estructura

forestal, microclima, ciclos naturales y servicios ecosistémicos, es necesario presentar algunos conceptos.

Biodiversidad y silvicultura

Los efectos de las prácticas silvícolas en los ecosistemas pueden ser de diferentes aspectos. La biodiversidad es un concepto complejo porque los atributos (composicional, estructural y funcional) están interconectados y tienen propiedades intrínsecas a cada nivel de organización y también propiedades emergentes (Galetto y Torres, 2015). La biodiversidad es dinámica porque sus componentes, estructuras y funciones cambian (naturalmente o por perturbaciones antropogénicas) en múltiples escalas temporales y espaciales. La biodiversidad en el Parque Chaqueño se puede caracterizar por sus componentes (por ejemplo, especies o géneros de plantas presentes, diferentes comunidades o unidades fisonómicas, etc.) o bien sobre su estructura (abundancias de las distintas especies, dominancia, estratos del bosque, etc.). Considerando lo anteriormente expuesto, se podría presentar un concepto de biodiversidad como el siguiente: *La biodiversidad es el sistema complejo de componentes (genes, especies, comunidades, ecosistemas y paisajes), estructuras y procesos (evolutivos, ecológicos e históricos) que cambia en múltiples escalas espaciales y temporales* (Galetto y

Torres, 2015). Teniendo en cuenta esta definición amplia de biodiversidad, se puede deducir que cuando se hace referencia, por ejemplo, a la *diversidad funcional de las plantas leñosas del Parque Chaqueño*, se pretende representar un sistema complejo de componentes, estructuras y procesos que cambian en múltiples escalas espaciales y temporales. Las implicancias de tener en mente esta definición de biodiversidad se ponen de manifiesto en determinadas situaciones. Por ejemplo, cuando desaparece un sistema en particular (bosque) a causa del avance de la frontera agropecuaria, no sólo se pierde el componente (superficie de bosque), sino también los elementos incluidos en niveles de organización inferiores (especies, géneros y familias de distintos grupos de organismos) También se pierden sus relaciones estructurales (abundancias, dominancia) y las interacciones funcionales (polinización, dispersión, herbivoría). Además cambia la fisonomía del paisaje, la estructura genética de las poblaciones y la estructura de hábitat de las especies (por ejemplo, cambia el dosel que proveía alimento o refugio para especies animales). En consecuencia, se pierden servicios ecosistémicos para los

humanos cuando se pierden algunos de estos procesos ecológicos. Si no se piensa en definiciones amplias y complejas como *bosque*, *ecosistema* o *biodiversidad*, es casi imposible restaurar un bosque y los beneficios que de ellos se obtenían. La restauración ecológica

nunca será completa si se desconoce el atributo funcional de la biodiversidad, puesto que un ecosistema incluye procesos ecológicos, evolutivos e históricos, complejos e irrepetibles que le dieron origen y constituyen su biodiversidad.

Diversidad funcional en plantas leñosas del Parque Chaqueño

En general, todos los biomas de la tierra están enfrentando una destrucción considerable de hábitats naturales por actividades humanas, determinando una crisis global para la conservación de la biodiversidad (Laurance *et al.*, 2002; Henle *et al.*, 2004). Esta situación también está ocurriendo en Sudamérica y en particular en el Parque Chaqueño (Zak *et al.*, 2008; Grez y Galetto, 2011; Hoyos *et al.*, 2013; Torrella *et al.*, 2013; Cáceres, 2015; Piquer Rodríguez *et al.*, 2015). La pérdida y fragmentación de hábitats naturales determina la reducción de las poblaciones locales de diferentes especies de organismos y un mayor aislamiento entre ellas. Sin embargo,

la respuesta de las interacciones de plantas y animales frente a acelerados los cambios ambientales puede variar, dependiendo de las características de los organismos involucrados y su relación con los procesos reproductivos, demográficos y de su dispersión. Asimismo, una revisión de los estudios realizados en América Latina sobre el proceso de pérdida de hábitats naturales y su fragmentación, particularmente de los bosques, mayormente evalúan efectos sobre la diversidad analizando atributos composicionales y no estructurales o funcionales (Grez y Galetto, 2011).

Ciclo del agua

En zonas áridas y semiáridas, el agua es el factor limitante por excelencia: controla la entrada de materia orgánica y determina la producción anual de las plantas (García *et al.*, 1997). La distribución horizontal y vertical del agua en el suelo no es homogénea y varía en el tiempo. Esta variabilidad depende del microrelieve, de la vegetación presente y de las propiedades del suelo como estructura, contenido de materia orgánica y la textura. El sitio ecológico y el micrositio son factores clave para comprender el ciclo del agua y los procesos como la infiltración y el escurrimiento.



(Foto: Cyntia Cavilla).

10.4 Manejo tradicional o histórico

10.4.1 Manejo forestal tradicional

La explotación forestal durante el período 1900-1950 en la región del Parque Chaqueño tuvo como objetivo principal la obtención de postes, durmientes, leña y la elaboración de carbón, en distintas proporciones. Mediante este criterio se realiza la extracción de los mejores árboles que estén en dimensiones según su destino final (aserrado, postes, carbón) dejando en el bosque árboles maduros que no se extraen por su mal estado sanitario, árboles en competencia y otros individuos no deseables. El ritmo de la extracción supera a las tasas de regeneración y crecimiento por lo que cada vez se extraen individuos más chicos (Kunst *et al.*, 2008). La modalidad de manejo podría denominarse como extractiva minera, cambiando el lugar de explotación cada vez que se terminaba la disponibilidad de especies importantes desde un punto de vista comercial y sus diámetros rentables. Una de las principales especies aprovechadas en ese período era el quebracho colorado, por su utilización para durmientes y extracción de tanino (Dargoltz, 2018). Este tipo de extracción va en desmedro de la calidad genética y de la sustentabilidad de la población por dejar a los individuos más susceptibles a enfermedades y débiles en general (Navall, 2008). Debido a que el movimiento de carros y "zorras" utilizadas para "rodear" los productos forestales se hacía a tracción a sangre, los obreros no estuvieron ausentes de pastoreo y sobrepastoreo. En 1960-70, con la creación de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (FCF UNSE) y en base a datos de campo, el ciclo de recuperación de la oferta de madera en función del crecimiento anual de especies nativas se estableció en 30 años. Según Gadow *et al.* (2013), el manejo

de los bosques irregulares mediante criterios sostenibles próximos a la naturaleza y basados fundamentalmente en el mantenimiento permanente de una cubierta forestal, es una alternativa a los sistemas de manejo forestal de turno de corta. Estos sistemas aplican ciclos repetitivos de silvicultura (plantación o regeneración natural, habitualmente claras u otros tratamientos de mejora, y una corta final) caracterizados por la existencia de una edad determinada de corta final o turno, repitiéndose entonces el mismo esquema de forma sucesiva. A medida que aumenta la importancia de los sistemas de manejo de cubierta forestal continua en muchas partes del mundo, se incrementa el interés en evaluar escenarios alternativos para ecosistemas de bosques irregulares mixtos. El reto más importante es el de aplicar sistemas de corta con una base científica (Gadow *et al.*, 2004). Los aprovechamientos han de seguir unas normas sencillas que aseguren que siempre se mantendrá una cantidad suficiente de madera con interés económico para futuras cortas. Los aprovechamientos insostenibles, basados en intereses puramente comerciales, producen la degradación de los ecosistemas y la destrucción de sistemas socio-ecológicos previamente estables.

Asimismo, en zonas más áridas del Parque Chaqueño, el avance de la frontera agropecuaria ha generado la pérdida de grandes superficies de bosques nativos (Torrella y Adámoli, 2006; Hoyos *et al.*, 2013). Hasta el siglo XIX los bosques de gran parte del Chaco Seco fueron sometidos al uso pastoril extensivo (ej. Chaco árido de Córdoba) (Assadourian, 1983; Tell, 2008; Punta, 2009). En este escenario de utilización de los

recursos, las formaciones naturales que fueron significativamente modificadas estaban restringidas a sitios con acceso al agua y por ende con población local, indígena y luego criolla. En contraste, durante el siglo XX, al igual que en el resto del gran Chaco, el bosque del Chaco Seco fue sometido a una explotación forestal drástica y masiva, forzada por un creciente sistema capitalista extra-regional (Silveti, 2012). Además, en parte del Chaco Árido, a mediados del siglo XX, la posibilidad de riego con agua superficial provocó el desmonte y la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo, en áreas muy restringidas, a la manera de "oasis de riego". En otros sectores, la explotación forestal de re-hache con baja intensidad fue la estrategia productiva predominante, manteniéndose el uso pastoril bovino tradicional en predios grandes y uso ganadero mixto bovino-caprino en puestos de las grandes estancias y predios de pequeños productores. Desde 1990, la posibilidad de riego con aguas profundas provocó nuevamente la expansión de la frontera agrícola

a expensas del bosque nativo en el extremo sur de la Región Chaqueña, todavía en extensiones no demasiado significativas, pero muchas veces afectando a los mejores bosques de la región. Mientras tanto, en el resto del territorio y ahora sí afectando superficies significativas, se produjo una intensificación ganadera predominantemente mediante inversiones extra-regionales, que provocó desmontes selectivos y siembra de pasturas introducidas (Carranza y Ledesma, 2005; Carranza, 2009; Silveti, 2012; Carranza y Ledesma, 2013). Este último avance sobre áreas boscosas, fue el más determinante en cuanto a la superficie afectada y al impacto sobre las formas tradicionales de uso. Además de producir cambio de uso del suelo de amplias extensiones, el sobreuso ganadero-forestal afectó significativamente la estructura y el funcionamiento de los bosques chaqueños remanentes, comprometiendo en muchos casos su sustentabilidad en el tiempo y por ende la provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Torrella y Adámoli, 2006; Hoyos *et al.*, 2013).

10.4.2 Manejo forestal a nivel rodal en el Chaco Semiárido

De acuerdo con Brassiolo *et al.*, (2009) la posibilidad de aplicación de las diferentes variantes silviculturales depende de los objetivos de producción y del estado actual del bosque. Los parámetros decisivos para la determinación del manejo adecuado son: (i) la posibilidad de un aprovechamiento actual expresado en la cantidad de árboles comercializables maduros. La densidad mínima para justificar la posibilidad de un aprovechamiento actual es de 5 árboles comercializables maduros/ha para el Chaco semiárido y de 10 árboles comercializables maduros/ha para el Chaco húmedo; (ii) el potencial de producción a mediano y largo plazo, expresado en la cantidad de árboles futuros. La densidad mínima requerida para asegurar la

futura producción del bosque es de 50 árboles futuros/ha para el Chaco semiárido y de 100 árboles futuros/ha para el Chaco húmedo. En figura 10.3 se presenta el modelo para la determinación del manejo silvicultural adecuado.

Bosque aprovechable vital (con árboles futuros):

Esta es una situación buena para el manejo forestal, ya que se puede aprovechar madera y la productividad futura del bosque está asegurada por una densidad adecuada de árboles futuros. En esta situación es aplicable un sistema de conversión mediante "Selección de árboles de futura cosecha" o un sistema de conversión mediante "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta".

Bosque aprovechable sobremaduro (sin árboles futuros): Este tipo de bosque tiene suficiente potencial de aprovechamiento actual, pero posee un bajo potencial de aprovechamiento futuro (<50 árboles futuros/ha para el Chaco semiárido o <100 para el Chaco húmedo). En esta situación característica de bosques sobremaduros, se debe aprovechar la madera de los árboles maduros y a la vez implementar medidas para aumentar el número de los árboles futuros. En esta situación las variantes de manejo aplicables son un sistema de conversión mediante "Enriquecimiento" (o favoreciendo la regeneración natural mediante clausuras después del aprovechamiento de los árboles comercializables maduros) o un "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta".

Bosque en regeneración: En este caso existe un número suficiente de árboles futuros, pero un número insuficiente de árboles comercializables maduros. Esto es una situación que se encuentra frecuentemente en regiones con anteriores sobreexplotaciones del bosque

nativo. El volumen cosechable a corto plazo es muy limitado. En esta situación las variantes de manejo aplicables son un sistema de conversión mediante "Selección de árboles de futura cosecha" con limitaciones en la cosecha de los árboles maduros o un "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta" con una tasa de cosecha limitada.

Bosque fuertemente degradado: En estos bosques faltan tanto los árboles comercializables maduros como los árboles futuros. Esta situación es el resultado de sobreexplotaciones continuas, muchas veces en combinación con una alta presión ganadera sobre la regeneración del bosque. La recuperación de estos bosques es a largo plazo. En esta situación las variantes de manejo son el enriquecimiento o raleo de liberación de árboles de futura cosecha. Se recomienda determinar la existencia de árboles de futura cosecha en el bosque antes de hacer plantaciones de enriquecimiento. Los enriquecimientos conllevan costos relativamente altos al igual que el riesgo de pérdidas de la plantación.

Descripción de los sistemas silviculturales

Selección de árboles de futura cosecha

La "selección de árboles de futura cosecha" forma parte de los sistemas de conversión de bosques nativos sin manejo, en bosques nativos manejados. El concepto fundamental es mejorar las condiciones de crecimiento de los mejores individuos (designados como árboles de futura cosecha) en el rodal. Después de la selección de los árboles de futura cosecha, se favorece su desarrollo mediante la regulación de la competencia. Para ello se deben eliminar los individuos que compiten directamente con los árboles de futura cosecha. Los árboles de futura cosecha en un bosque irregular se seleccionan entre

individuos de todas las clases diamétricas a partir de un DAP de 5 cm, considerando que a partir de este diámetro los árboles están establecidos. La cantidad mínima y la cantidad ideal de árboles de futura cosecha por hectárea se derivaron de experiencias hechas en bosques de estructura semejantes a los del Chaco (Gulke, 1994). Para aprovechar el potencial natural de crecimiento se recomienda para el Chaco semiárido una cantidad mínima de 50 y una cantidad ideal de 80 a 100 árboles de futura cosecha por ha. En el caso de bosques de la subregión Chaco húmedo la cantidad mínima son 100 árboles futuros por

ha, siendo la cantidad ideal 150 a 200 árboles de futura cosecha por hectárea.

Las intervenciones deben mantener la estructura irregular del bosque. Para lograr esto, tradicionalmente se orientaban las intervenciones según una curva de distribución ideal, la cual se utilizaba como guía para definir las clases diamétricas donde se debía intervenir. Esto en la práctica resultaba tan complicado que por lo general no se realizaba y las cortas se concentraban en la extracción de los mejores ejemplares. Con el manejo de los árboles de futura cosecha, al seleccionar ejemplares de todas las clases diamétricas, a partir de 5 o 10 cm de DAP

según el estado del bosque, se retiran árboles de todas las clases diamétricas mejorando la eficiencia de las intervenciones e imitando los procesos naturales de bosques nativos.

El uso de una curva de distribución ideal, se reservará en este caso para el control de las intervenciones a fin de realizar ajustes en las diferentes rotaciones, si se estima necesario. Las actividades de manejo de la regeneración, los raleos y la cosecha de árboles maduros deben ser realizados de manera simultánea como se muestra en la figura 10.4 tratando de mantener la distribución diamétrica de "J-invertida".

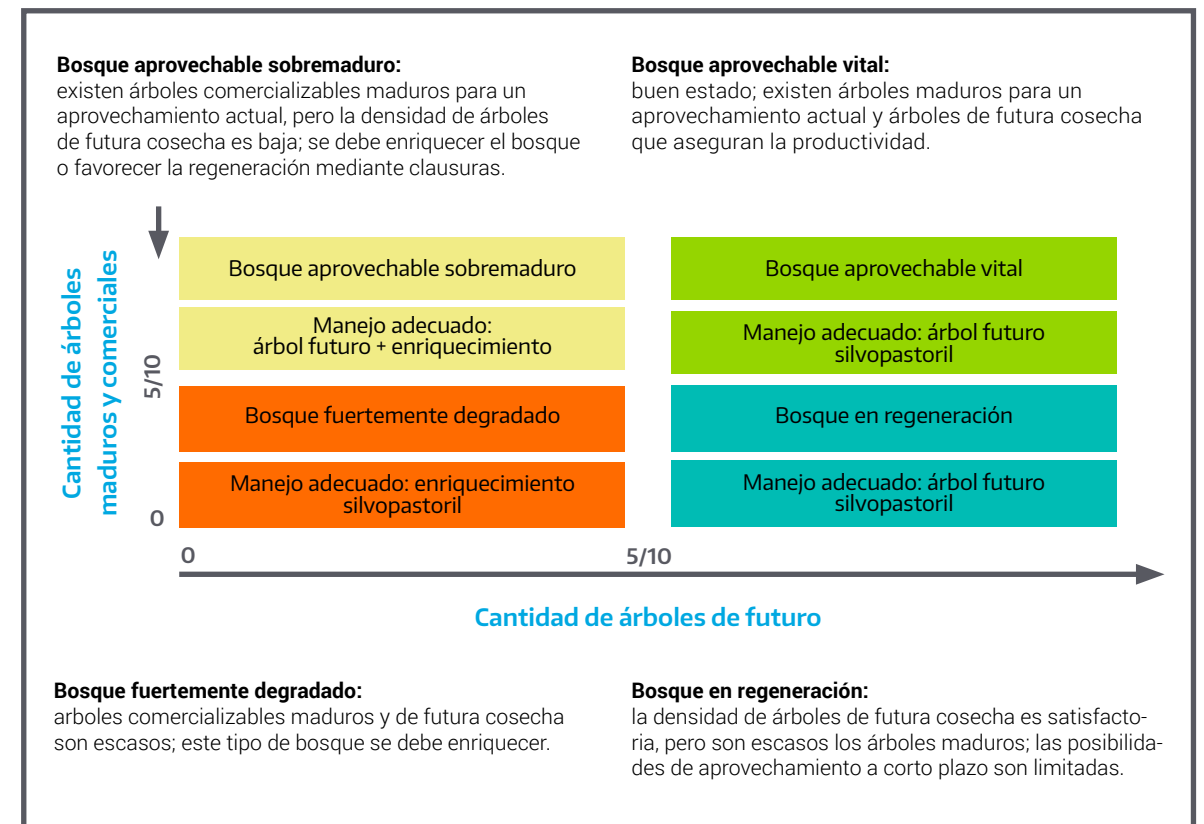


Figura 10.3. Determinación del sistema silvicultural adecuado en función del estado del bosque, basado en número de individuos por hectáreas de árboles futuros (eje x= 50 y 100 para el Chaco semiárido y Chaco Húmedo respectivamente) y árboles comerciales (eje y= 5 y 10 para el Chaco semiárido y Chaco Húmedo respectivamente) (Brassiolo *et al.*, 2013).

Manejo de la regeneración

Con esta actividad se pretende asegurar una regeneración permanente del bosque y favorecer las especies deseables en las clases diamétricas inferiores. Muchas especies reaccionan positivamente a cortas de liberación mientras todavía son jóvenes. Gómez *et al.*, (2012), utilizando este método de corta en el bosque de albardón del Chaco Húmedo, encontraron que la regeneración natural de las especies arbóreas se desarrolló mejor que al utilizar el método de diámetro mínimo de corta. Al igual que el raleo, el

manejo de renovales se hace con la intención de mejorar la productividad futura del bosque y la calidad de los individuos. Mediante el manejo de renovales se mejoran las condiciones de crecimiento de las plantas con un diámetro menor de 5 cm de DAP, liberándose del exceso de competencia. Esta tarea se realiza manualmente, eliminando con machete las plantas de diámetros menores y arbustos que compiten con individuos de la regeneración con potencialidad para ser árboles futuros.

Clausuras

En los bosques en donde por sobrepastoreo disminuye la participación de especies susceptibles al ramoneo, la regeneración de estas especies tiene que ser protegida mediante el establecimiento de clausuras. Por ejemplo, las plantas jóvenes de especies como el quebracho colorado o el algarrobo, tienen que ser protegidas hasta que logren superar la altura crítica de ramoneo. Por medio de análisis de crecimiento, Brassiolo *et al.*, (1993) determinaron que las plantas jóvenes de quebracho colorado necesitan 7 años para superar la altura de ramoneo (2 m). Cuando exista un buen número de plantas jóvenes con alturas variables de entre 1 m y 2 m, se estima que son suficientes 4 años de clausura para lograr la regeneración

del bosque. Estas deben asegurar un número mínimo de 100 renovales/ha con altura superior a 2 m. Complementariamente, durante estos años de clausura, se deben adoptar medidas de protección contra incendios. Según Kull (1995), después del aprovechamiento forestal, el peligro de incendio es particularmente alto y será mayor durante el tiempo de la clausura por la acumulación de pastos secos. Una forma de prevención es la interrupción planificada de la clausura introduciendo ganado en los meses de invierno cuando las plantas jóvenes de quebracho colorado pierden sus hojas sin que provoque daños importantes y disminuyendo la biomasa de pasto seco.

Raleos

El manejo de árboles de futura cosecha implica tener que realizar raleos en las clases diamétricas medianas y altas, liberando los árboles de futura cosecha de sus principales competidores. De esta forma se aumenta significativamente la productividad del bosque. Con los raleos no sólo se cumple la función de estimular el incremento de los árboles de futura cosecha,

sino que también se asegura una mejora en calidad del rodal a mediano y largo plazo. Los árboles cortados mediante raleos pueden ser aprovechados como madera, leña o para la producción de carbón. En el caso de que los árboles a ralear no tengan valor económico, se debe evaluar la conveniencia de eliminarlos en pie para evitar ocasionar daños al bosque

restante y mantener la estabilidad del rodal. En la región existen experiencias con dos técnicas para la eliminación en pie: el anillado y la aplicación de arboricidas. El anillado normalmente es realizado con motosierra y puede ser simple o múltiple. Debido a la formación de tejido

caloso, se recomienda el anillado doble o múltiple. Aún más efectivo es abrir el corte de motosierra con machete (quitar la corteza alrededor del corte). La aplicación de arboricidas consiste en realizar incisiones en el árbol a tratar y rociarlas con un producto químico.

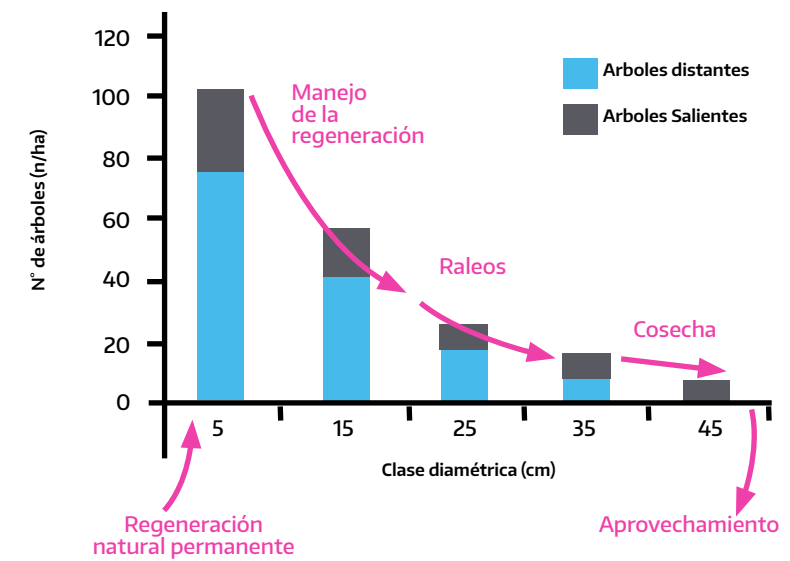


Figura 10.4. Manejo de la regeneración, raleos y cosecha de árboles maduros tratando de mantener la distribución diamétrica de "J-invertida" correspondiente a una estructura de bosques irregulares (Gulke, 1994).

Control de lianas

Las lianas son plantas leñosas con mecanismos y adaptaciones especiales para trepar y obtener luz. Las lianas contribuyen con una proporción del 10% al 25% a la riqueza de especies del bosque y, aunque sólo representan el 5% de la biomasa total, pueden aportar hasta con un 40% al área foliar total (Schnitzer y Bongers, 2002). Las lianas pueden causar malformaciones de los fustes, disminuyen los incrementos en el crecimiento y producen daños en el momento del apeo al entrelazar las copas de los árboles. En algunos bosques húmedos las lianas ejercen mayor competencia sobre los árboles futuros

que los árboles competidores de especies no comerciales. Según Lorea *et al.*, (2008), el 70% de los individuos adultos en el bosque de especies umbrófilas del Chaco húmedo, cargan con al menos una liana de más de 2 cm de diámetro. Para minimizar los daños causados por las lianas, se deben cortar éstas 6 meses antes a los aprovechamientos. Si bien algunos autores sostienen que basta con un solo corte, es preferible realizar dos cortes: uno elevado y otro cerca del suelo. Si se opta por un solo corte no se debe cortar cerca del suelo ya que las lianas son capaces de rebrotar y volver a enraizarse.

Aprovechamiento

Durante las actividades de aprovechamiento se extraen los árboles comercializables maduros. La selección del árbol se define en el campo considerando su estado fitosanitario (normalmente son de buen estado) y la situación de árboles semilleros ya que se necesita una regeneración permanente del bosque. Normalmente los árboles futuros cumplen esta función. Sin embargo, con pocos árboles futuros de una de las especies objeto de manejo, puede plantearse la necesidad de dejar árboles maduros de dicha especie como árbol semillero.

Razones económicas pueden modificar los diámetros de corta. Cuando el objetivo de producción es madera de calidad, se definen diámetros meta determinados por un compromiso entre una cosecha eficiente, económica y de rendimiento alto (fustes de grandes dimensiones) de buen estado fitosanitario y una cosecha de bajo impacto (Brassiolo y Gómez,

2004). Esta decisión de modificar los diámetros de corta debe ir acompañada de un buen manejo de la regeneración que asegure la continuidad del bosque en el tiempo.

El sistema de "Selección de árbol de futura cosecha" se basa en un manejo forestal probado y válido para muchas ecorregiones con impactos positivos sobre calidad y productividad. Como ejemplo, Brassiolo *et al.*, (2009), trabajando en bosques de albardón del Chaco húmedo, lograron diferencias significativas en el crecimiento a favor de este método cuando se lo compara con la utilización de diámetros mínimos de corta. Los conceptos y las técnicas necesarias para aplicar este sistema son de fácil comprensión. Después de una serie de capacitaciones y entrenamientos prácticos los encargados de la gestión del bosque, se familiarizan con las operaciones que deben ser desarrolladas.

Sin embargo, este mismo autor considera que este tipo de cortas no asegura una alta productividad para las cosechas futuras al no proteger a los individuos inmaduros de los daños causados por el aprovechamiento. Para la aplicación de este sistema, se deben considerar los siguientes componentes: (i) fijación del diámetro mínimo de corta, (ii) definición del ciclo de intervención, (iii) trabajos complementarios al aprovechamiento y (iv) manejo de la regeneración arbórea.

Diámetro mínimo de corta

Este sistema tradicional de todo el norte del país, se basa en la idea de que por medio de los aprovechamientos se produce la liberación de individuos oprimidos, por lo cual no es necesario realizar raleos selectivos. Extrayendo los productos que han llegado a su madurez se logra la renovación del vuelo arbóreo. Según Wadsworth (2000), este tipo de cortas es una práctica que se aplica para el aprovechamiento de casi todos los bosques nativos del mundo.

Fijación del diámetro mínimo de corta

Los diámetros mínimos de corta (DMC) están normalmente establecidos por la legislación de cada jurisdicción provincial. Sin embargo, se recomienda considerar el estado sanitario de

los individuos a fin de no extraer ejemplares que solo aportarán leña y que, en cambio, pueden brindar una serie de ventajas permaneciendo en pie (refugios para fauna, semilleros). Según

Brassiolo *et al.*, (2004), la proporción de individuos con problemas de sanidad aumenta rápidamente con el aumento del diámetro. Tanto los fustes de quebracho blanco como los de quebracho colorado con un DAP >30 cm presentan problemas sanitarios aproximadamente en el

50% de los casos. Combinando las consideraciones de la sanidad (preferiblemente diámetros pequeños) con las necesidades industriales (mejor rendimiento con diámetros más grandes) se proponen los diámetros mínimos de corta indicados en la tabla 10.1.

Tabla 10.1. Diámetro mínimo de corta para las especies principales y secundarias del Parque Chaqueño (Brassiolo *et al.*, 2009)

Grupo de especies	Chaco húmedo	Chaco semiárido
Especies principales	35 cm	45 cm
Especies secundarias	25 cm	35 cm

Tratamientos intermedios

Se recomienda la realización del control de lianas (en el caso de bosques del Chaco húmedo) y de especies secundarias como trabajos complementarios al aprovechamiento. El control de especies secundarias se aplica en aquellos bosques que ya fueron explotados selectivamente en repetidas ocasiones y que actualmente tienen poco potencial de aprovechamiento. Estos árboles, por el deficiente estado sanitario de los fustes, muchas veces solo son aptos para la producción de leña y carbón. La participación de las especies secundarias debe ser

reducida para dejar más espacio a las especies principales. Para disminuir su participación en la masa se recomienda realizar un anillado o aplicar arboricidas. La eliminación en pie reduce costos y provoca menos daños en comparación con el apeo con motosierra.

Para el manejo de la regeneración natural en el caso de que no haya cantidad suficiente de renovales de las especies objeto de manejo, se deberán establecer clausuras.

Métodos e intensidades de corta probadas en el Chaco húmedo

Basado en un estudio en un bosque de la Estación Forestal Plaza, campo Anexo de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña, ubicada en el extremo oeste del Distrito Chaqueño Oriental (Subregión de "Esteros, Cañadas y Selvas de Rivera"), se probaron intensidades de extracción de 20% y 33% del área basal, en combinación con dos métodos diferentes para elección de los individuos a cortar. El primer método o "método de

la masa (MM) consiste en una combinación del sistema silvícola de "Selección de árboles de futura cosecha o sistema silvicultural del árbol futuro" con el tratamiento silvícola de Corta de mejora a través de la eliminación eliminando individuos de especies sin interés comercial de las clases inferiores (ver capítulo 4). Para definir los árboles que se debían extraer, se obtuvo la curva de distribución ideal aplicando el procedimiento propuesto por Schütz 1989 (Grulke,

1994) a partir del cual se determinaron cantidad de individuos de cada especie a extraer por clase diamétrica. La prioridad fue determinada por las clases diamétricas mayores o cortables y se completó el porcentaje preestablecido con pies excedentes de las clases diamétricas inferiores. El otro método de selección se basó en la liberación de "árboles de futura cosecha (MAF) (descrito en el capítulo 4), donde la selección de pies se realizó priorizando ejemplares a promocionar y se extrajo el individuo competidor más cercano hasta completar el porcentaje preestablecido, tomando la precaución de no abrir en demasía la masa. Es decir, se probaron dos métodos con enfoques totalmente diferentes. Por un lado, el método de la masa donde el proceso consiste en una selección masal donde solo se tuvo en cuenta las dos intensidades de extracción dejando de lado la distribución espacial de las especies, y por el otro, el método de liberación de árboles de futura cosecha donde la selección es individual y se tuvo en cuenta diferentes aspectos como la especie, distribución espacial, temperamento, mercado, estado sanitario y forma. Para tener una mejor interpretación de los resultados se agruparon las especies según su temperamento respecto a la luz (tabla 10.2) en base a los antecedentes bibliográficos y estudios realizados en la región (Valentini, 1978; Wensel, 1998).

Respecto de la regeneración, los resultados obtenidos reflejaron que las especies de temperamento "medio" fueron las más favorecidas por la intervención silvicultural. Teniendo en cuenta los métodos de intervención, el MAF independiente del porcentaje de extracción del área basal, presentó una mayor representatividad (90%) de especies de importancia comercial lo cual determinó que al seleccionar los árboles a aprear se produjo una mejor distribución espacial de los claros por los árboles semilleros.

La mayor mortalidad (80-88 individuos/ha) se registró durante el primer periodo (5 años) posterior a la intervención, disminuyendo sus valores en el segundo (17-20 individuos/ha), y sin diferencias significativas entre tratamientos silvícolas e intensidades. La mayoría de los individuos muertos pertenecientes a especies de temperamento delicado (guayaibí, espina corona e ibira pitáí). La mortalidad del período posterior a la corta resalta la necesidad de mejorar la técnica de aprovechamiento que en varias ocasiones provoca daños a los árboles que permanecen en la masa. El proceso de reclutamiento tuvo un comportamiento contrapuesto al de mortalidad, dado que la mayor cantidad de ingresos se dieron luego de los 5 años de intervención (74-88 individuos/ha) siendo más favorable cuando se efectuó una entresaca moderada en el MAF.

Tabla 10.2. Clasificación de las especies según temperamento respecto a la luz.

Temperamento	Nombre común
Robusto o heliófilas	Guayacán, quebracho blanco, algarrobo, quebracho colorado chaqueño, itin.
Medio	Urunday
Delicado o umbrófilas	Guayaibí, lapacho, palo lanza, palo piedra, palo mora, ibira puitá, espina corona.

En términos absolutos el crecimiento neto de área basimétrica durante el periodo fue de 2,18 m²/ha (0,17 m²/ha/año), ambos valores son mayores a los reportados por Cid Lendinez *et al.*, (2013) para un bosque del Chaco semiárido también para un periodo de 13 años. En promedio el incremento registrado para el método MM fue mayor al MAF en un 6% en área basal y un 7% en densidad. Las especies con representación en la mayoría de las clases diamétricas y que tuvieron incrementos mayores a la media fueron urunday (45%), guayaibí (25%) y palo lanza (10%). Las otras especies como espina corona, ibirá puitá í, palo piedra, guayacán y quebracho blanco presentaron incrementos menores a la media para todo el bosque. Además, se observó que el método MAF favoreció el crecimiento de los ejemplares de las primeras clases diamétricas y que el método MM favoreció el crecimiento de las especies que se ubican en las clases intermedias y superiores. Esto concuerda con lo hallado por Brassiolo *et al.*, (2009) que expresan que los árboles liberados de futura cosecha presentaron mayores crecimientos que los demás. Esto

se explica por la distribución de la corta, en el MAF la corta se distribuye por toda la superficie, liberando la mayor cantidad de árboles de futuro en primera instancia y posteriormente los individuos de tamaño adulto en la clase cortable. Por lo tanto, es de esperar que los árboles liberados reaccionen favorablemente a la intervención, no así los ejemplares de las clases diamétricas superiores que si no fueron seleccionados como árboles de futura cosecha la competencia, entre ellos, no se modifica. En cambio, en el método MM la distribución de la corta se realizó teniendo en cuenta las densidades por clases diamétricas. Esto muchas veces genera grandes claros en el bosque que aprovechan en primera instancia los árboles de los estratos superiores y luego los del estrato intermedio. Los modelos de incremento, a modo preliminar, permiten estimar una rotación de entre 25-30 años para este tipo de bosques bajo las condiciones actuales. No obstante, pueden ser recomendable intervenciones más frecuentes a los efectos de mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles con buen potencial y de mejorar la sanidad de la masa.

10.4.3 Aprovechamiento de la vegetación natural del Chaco: ganadería y silvicultura

10.4.3.1 Ganadería tradicional a monte

Las técnicas de aprovechamiento forestal y ganadero fueron las que se utilizaron en el Chaco a partir de la conquista española. El manejo de la ganadería giraba alrededor de aguadas y la alimentación animal era lo que ofrecía la vegetación natural, sujeta al clima. No se tenía en cuenta ni descansos ni sequías, y probablemente se hacía un uso indiscriminado del fuego para lograr forraje verde durante el invierno y primavera. No había parición estacionada y la cosecha de animales (terneros, novillos, etc.) se hacía en el otoño, una sola vez al año. Recién a

partir de mediados del siglo XX comenzó el desarrollo de infraestructura para poder manejar el pastoreo. Históricamente, según Saravia Toledo (1985) la actividad ganadera ligada a los bosques chaqueños estuvo encarada con dos visiones: una que se puede llamar *Tradicional* y otra denominada *Moderna*.

La *tradicional* basada en liberar animales a campo abierto, obteniendo la producción de carne una vez al año, manejo del rodeo basado en aguadas naturales y servicio de toros todo el año.

La alimentación es lo que ofrece la vegetación natural: pastos, latifoliadas, arbustos y árboles dependiendo del clima. Existe poco o nulo apotramiento. Este enfoque fue utilizado durante muchos años, desde la conquista hasta hoy. En este sistema la carga animal es generalmente alta y permanente. Esta carga animal y el escaso forraje estacional incrementan la severidad de los daños tales como pisoteo y ramoneo a los árboles de las clases de tamaños más chicos. Al no emplearse rotación de potreros, los renovales forestales no tienen descanso como para superar la altura de ramoneo. Igualmente, la preferencia del ganado por alguna de las especies forestales puede alterar la proporción de renovales entre especies para dañar excesivamente a alguna de ellas y no afectar a otras (como ocurre con el quebracho colorado y blanco respectivamente). Este tipo de ganadería en combinación con la actividad forestal extractiva tradicional implica una fuerte degradación del recurso vegetal y promueve la colonización de especies arbustivas de bajo valor forrajero y forestal (Navall, 2008).

La ganadería chaqueña *moderna* posee un enfoque que utiliza herramientas como apotramiento, desarrollo de aguadas para pastoreo más eficiente, construcción de instalaciones, servicio estacionado, etc. La alimentación del ganado se basa en la implantación de pasturas anuales (sorgo) o especies perennes, predominando las especies subtropicales como *Megathyrus maximum* cv Gatton Panic, *Cenchrus ciliaris* y *Chloris gayana*. Este enfoque se desarrolla a partir de mediados del siglo XX, con introducción de razas índicas en el rodeo para atemperar efectos del clima, enfermedades y plagas.

Los dos enfoques brevemente descriptos conviven aún hoy en la región chaqueña. Las especies leñosas arbóreas y arbustivas que forman parte de la vegetación nativa de la región cumplen distintas funciones y presentan

ventajas (beneficios) y desventajas (perjuicios) para el desarrollo de los planteos ganaderos mencionados. Mientras que el primero utiliza algunos de los servicios que brindan las leñosas (principalmente el forraje), el segundo tiende a ignorarlas y las considera un obstáculo que debe ser removido. Como consecuencia de los cambios en los pulsos de inundación y en el régimen de fuego, así como el efecto de la ganadería y la actividad forestal, la vegetación nativa chaqueña actual es dominada por leñosas arbóreas rebrotantes y arbustivas (fachinales). La oferta de forraje es casi nula (receptividad inferior a 30 ha*UG-1) en función de la precipitación y luz solar disponibles; y los problemas de acceso y tránsito para personal y hacienda son muy severos (Kunst *et al.*, 2012). Ese tipo de vegetación leñosa puede ser descrito de distintas maneras según el sitio ecológico y la visión ganadera o forestal. Puede ser considerada como 'bosque secundario', 'fustal', en un caso; o 'leñosas invasoras' y 'fachinal', en otro. En este confuso contexto de tipos de vegetación y de su clasificación de fisonomías vegetales es donde comienza a aplicarse la Ley Nacional 26.331, y donde la ganadería debe ajustarse para cumplir con los preceptos de la legislación; y es donde los sistemas silvopastoriles emergen como una oportunidad. En la región chaqueña, los árboles y arbustos no se plantan como en otras áreas del país, sino que son parte de la vegetación existente y de su dinámica, y la integración pastos-leñosas debe enfocarse de tal manera que haya un equilibrio entre ambos componentes principales, y así permitir el acceso a los recursos tales como luz solar, agua y nutrientes a otros componentes de la vegetación. En la práctica, un sistema silvopastoril es simplemente la planificación apropiada de las perturbaciones o disturbios en el espacio y en el tiempo en lo que hace a su intensidad, severidad y frecuencia.

10.4.3.2 Sistemas Silvopastoriles - Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI)

El sistema silvopastoril busca integrar la ganadería y el aprovechamiento forestal, es decir la utilización comercial de los componentes herbáceo y leñoso de la vegetación nativa de la región chaqueña, siendo en ese aspecto superior a los enfoques clásicos (Kunst *et al.*, 2016). Durante 1900 y 1990, el enfoque científico-técnico ganadero y el forestal era considerar a las dos actividades productivas como independientes dentro de un establecimiento productivo en el Parque Chaqueño. Esa independencia también era mantenida en la enseñanza profesional. Varios hechos se desarrollan a partir de la década de 1950 que generan como consecuencia un planteo silvopastoril. Uno de ellos es la desde 1950 la introducción de gramíneas subtropicales de origen africano en la zona norte de Argentina. Entre las especies evaluadas, se destaca *Megathyrus maximum*, *Gatton panic*, por su adaptación a la sombra, capacidad de resiembra y persistencia. Se destaca también el *Cenchrus ciliaris* (buffel), ampliamente promovido en la década de 1980. En la segunda mitad del siglo pasado se produjo el desarrollo de la herramienta denominada 'rolo', que consiste en un cilindro de 2-5 m de ancho y 1,20-1,50 m de diámetro, armado de cuchillas, usado para aplastar el arbustal. Se destacan las primeras investigaciones en el uso de esta herramienta por parte de Alessandria *et al.*, (1987) y Galera (1990). El desarrollo del rolo comenzó en el norte de Córdoba, en las décadas de 1960-70 y gradualmente se extendió a todo el Chaco. Seguidamente se reconoce que las leñosas, especialmente los árboles, proporcionan grandes ventajas a la ganadería, como sombra, aporte de nutrientes a través de la caída de hojas y frutos (Karlin *et al.*, 2013, Ledesma *et al.*, 2017). Se estudia el papel que juegan las perturbaciones tales como inundaciones,

fuegos y plagas en la dinámica del ecosistema (Rogers, 1996). En este aspecto, Naveh (2004) señala que más que la perturbación en sí misma, es importante el régimen de perturbaciones, es decir su intensidad, severidad y frecuencia. Se analiza además la necesidad de prácticas activas (perturbaciones o disturbios) para recuperar la oferta de forraje y otros atributos de los ecosistemas como el hábitat de fauna (Kunst *et al.*, 2008, 2012) que bajo la clausura al pastoreo no ocurre.

La EEA del INTA Santiago del Estero desarrolló a partir de 1996 investigación en rolados en distintos sitios ecológicos del Campo Experimental, establecimientos privados y de los grupos CREA. A partir de esa experiencia se genera en 2008 el concepto de Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI) y se edita una publicación con una serie de conceptos y recomendaciones asociadas al uso de esta herramienta en ecosistemas naturales del chaco semiárido (Kunst *et al.*, 2008). El RBI tiene su base en el concepto de perturbación o disturbio, proceso que se denomina también renovación en la literatura científica. Una perturbación se define como un evento discreto de remoción de biomasa, y crea nuevas condiciones de disponibilidad de recursos como luz solar, nutrientes y agua. Una perturbación tiene intensidad, severidad y frecuencia (Naveh, 2004). Como cualquier práctica o tratamiento, posee efectos y produce cambios, que puede ser negativos o positivos, dependiendo de las características de la perturbación y la visión y concepción del observador. Los efectos se ejercen sobre los componentes biológicos (árboles, arbustos) y físicos (suelos, luz) del ecosistema y sus procesos. Los efectos y cambios se producen en dos dimensiones: espacio y tiempo. La partición del ecosistema

en sitios ecológicos y fisonomías de la vegetación asociadas trata de lo primero (espacio). En el segundo caso (tiempo), los efectos pueden ser de primer orden, que pueden definirse como aquellos que suceden en los primeros segundos luego de la perturbación hasta los que se manifiestan años después. La perturbación manual (hachas, motosierras, podadoras), clásica en silvicultura tradicional, posee una alta capacidad de selección de individuos y sus órganos. Si bien en el siglo pasado fueron prácticas ampliamente utilizadas, en la actualidad, los costos y la lentitud prácticamente la limitan a pequeñas superficies. Aun siendo el fuego un factor natural en el Chaco, la ausencia de combustible fino, el

exceso de carga de combustibles leñosos y la falta de personal capacitado impiden el empleo del fuego prescrito (Kunst *et al.*, 2012). El tratamiento mecánico, por el poco riesgo de daños a instalaciones y la disponibilidad de maquinaria es el más difundido. La maquinaria empleada para implementar planteos silvopastoriles es el rolo de distinto tamaño y traccionado por topadoras y/o tractores de distinta potencia (figura 10 5). Como en toda perturbación todos los rolados no son iguales, siendo los resultados obtenidos en función del tamaño de la maquinaria empleada y la intensidad y severidad de la perturbación causada. Los rolados pueden estar o no rellenos con agua o tierra.



Figura 10.5. Herramientas mecánicas disponibles para implementación de un planteo silvopastoril: detalles de rolos con sembradora y distintas formas de tracción (A, B, C y D). Dos intensidades de rolado: alta (E) y baja (F) (Fotos gentileza Carlos Kunst)

Efectos del rolado sobre los componentes del ecosistema

Los efectos del rolado se ejercen sobre los componentes biológicos (árboles, arbustos) y físicos (suelos, luz solar) del ecosistema, así como en sus procesos (ciclo de la materia orgánica y del agua) que son la base de la producción agropecuaria y forestal. Los efectos y cambios se producen en dos dimensiones: *espacio* y *tiempo*. En la primera dimensión, se deben tener en cuenta dos niveles de percepción:

“sitios ecológicos” (ver definición en cuadro 3), por ejemplo los definidos en algunos paisajes de la región del Chaco Semiárido como Alto (A), Media Loma (ML) y Bajo (B) (Kunst *et al.*, 2006) y los micro sitios que representa la cobertura o dosel de las distintas especies arbóreas dentro de un sitio ecológico. En la dimensión tiempo, los efectos pueden ser de corto o largo plazo luego de la perturbación.

Disponibilidad de luz solar

La competencia por la disponibilidad por luz es uno de los factores clave en el equilibrio pastos-leñosas. El sombreado en un RBI es muy variable, puesto que la distribución del dosel leñoso (arbóreo y arbustivo) no es homogénea, y su efecto sobre las especies forrajeras puede ser positivo o negativo según la intensidad de la radiación que llega al suelo (ej. muy sombreado afecta negativamente, mucha radiación solar puede aumentar el estrés hídrico sobre algunas

especies forrajeras). En ensayos realizados por Kunst *et al.*, (2012), la disponibilidad de luz solar fotosintética activa (PAR) 1 año después de aplicada la perturbación y evaluada entre las 10-12 h, fue influenciada por la estación del año y el tratamiento (RBI versus testigo). El incremento de PAR promedio en las áreas tratadas representa entre un 40-55% sobre el PAR de los controles sin tratar (figura 10.6).

Cambios a nivel de sitio ecológico

Uno de los efectos de primer orden del rolado es aumentar, inmediatamente después de aplicado, el contenido y disponibilidad de agua en el horizonte superficial en todos los sitios ecológicos tratados (Galera, 1990, Albanesi *et al.*, 2008, Kunst *et al.*, 2012) (figura 10.7). Este efecto es de corta duración, y causado probablemente por la brusca desaparición del dosel de arbustivas (y por ende menos consumo de agua de dicho estrato). Al mismo tiempo, se le atribuye el aumento de la germinación de especies herbáceas si existe un banco de semillas importante (Kunst *et al.*, 2012). Con el tiempo, el contenido de agua del suelo en RBI no presenta diferencia significativa con los testigos.



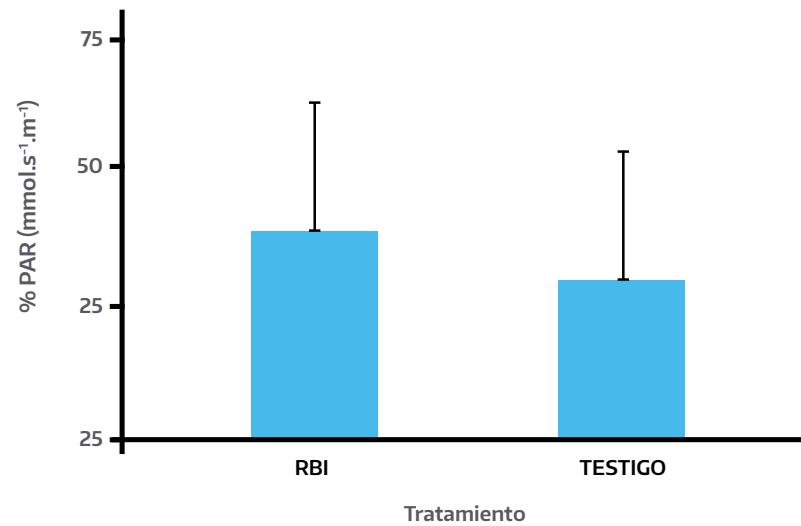


Figura 10.6. Disponibilidad de luz solar fotosintéticamente activa (PAR, $\mu\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$) porcentaje promedio en función de la observada en áreas sin dosel leñoso arbóreo y arbustivo, para RBI y testigo, ensayos 1996 -2000, incluye los 3 sitios ecológicos del Chaco, Alto, Media Loma y Bajo, y 4 fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre promedios, test de Duncan, $\alpha = 0,05$. Se observa la alta variabilidad de la disponibilidad de PAR, sugerida por las barras representan la desviación estándar.

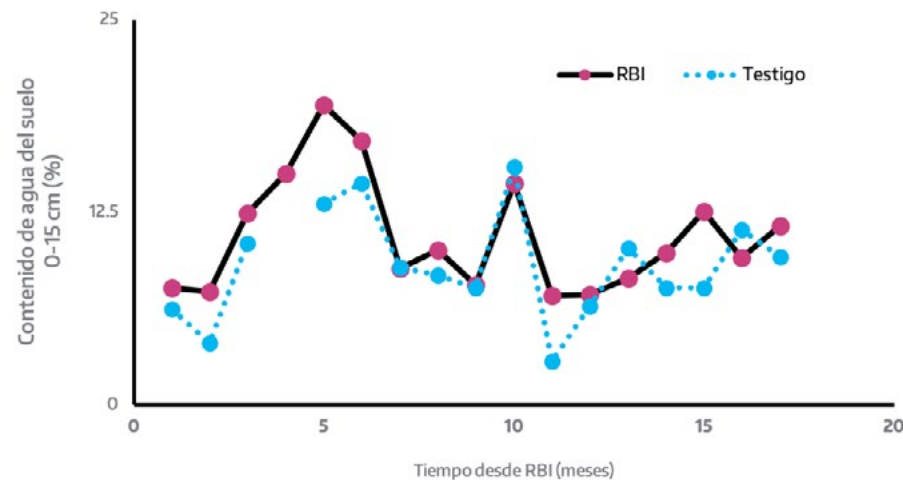


Figura 10.7. Contenido de agua del suelo (%) promedio en el horizonte superior en parcelas tratadas con RBI y testigo. Se observa un incremento del contenido de agua en el RBI casi inmediatamente luego del rolado, hasta que 7-8 meses después se equipara con el testigo (Kunst *et al.*, 2016).

Cambios a nivel de micrositio

La cobertura de especies leñosas, especialmente arbórea, ejerce una influencia positiva sobre la humedad del suelo. La sombra y la acumulación de mantillo de especies leñosas (arbóreas y arbustivas) reducen la temperatura del suelo y disminuyen la evaporación de los primeros centímetros del perfil. El suelo bajo cobertura directa de árboles durante la época de lluvias presenta un mayor contenido de agua que el suelo sin

cobertura arbórea, aunque a veces las diferencias no sean significativas (Ledesma *et al.*, 2009, Albanesi *et al.*, 2008). También se observó un efecto especie-específica, en el que el contenido de agua en el suelo aumenta bajo la cobertura de los árboles como el mistol y quebracho blanco debido que la densidad del suelo es menor y, por lo tanto, aumenta la porosidad y la capacidad de almacenaje de agua en el mismo (figura 10.8).

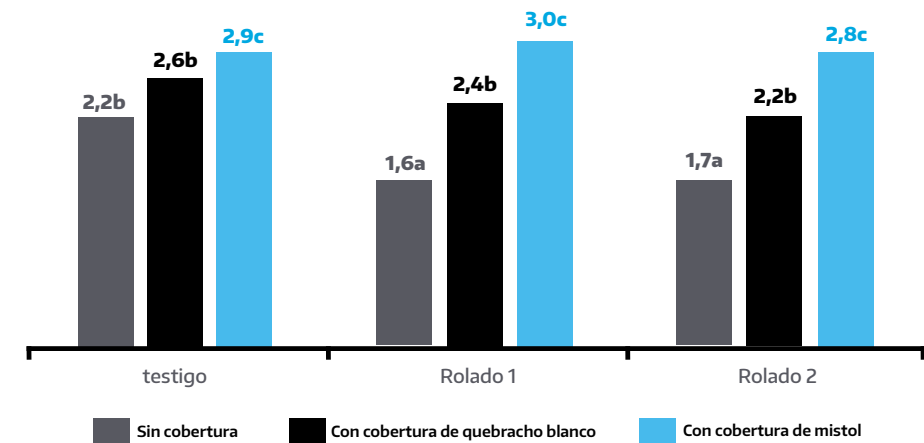


Figura 10.8. Humedad volumétrica del suelo, en %, observada en 0 - 15 cm de profundidad entre 1999 - 2003 en sitio ecológico alto. Referencias: Rolado*1: una pasada de rolo; Rolado*2: dos pasadas de rolo (Adaptado de Albanesi *et al.*, 2013).

Rolados e infiltración de agua

La infiltración es el proceso por el cual el agua penetra en el suelo y es uno de los más importantes del ciclo hidrológico (Cerdá, 1996). La velocidad de infiltración es considerada como un indicador clave de calidad del suelo (Arshad y Martin, 2002). La cantidad interceptada en la región chaqueña por el dosel de árboles puede alcanzar hasta el 20% de la lluvia caída en el año (Acuña y Juárez, 2001). Al ser eliminado parte del dosel leñoso por el rolado, una mayor

cantidad de agua llega directamente al suelo, adquiriendo así el proceso de infiltración propiamente dicho mayor importancia dentro del ciclo hidrológico a una escala local. El proceso de infiltración del agua en el suelo (inicial y básica) es mayor en las áreas con cobertura arbórea por el aporte de mayor cantidad de mantillo que estimula la actividad biológica y provoca menor densificación del suelo. La cobertura de especies arbórea y de mantillo, que varía según la especie

vegetal, mejora las condiciones de humedad del suelo e indica que el rolado debe ser selectivo y de baja intensidad (figura 10.9). La presencia

del árbol reduce las pérdidas del agua del suelo por evaporación, que son importantes en ambientes semiáridos.

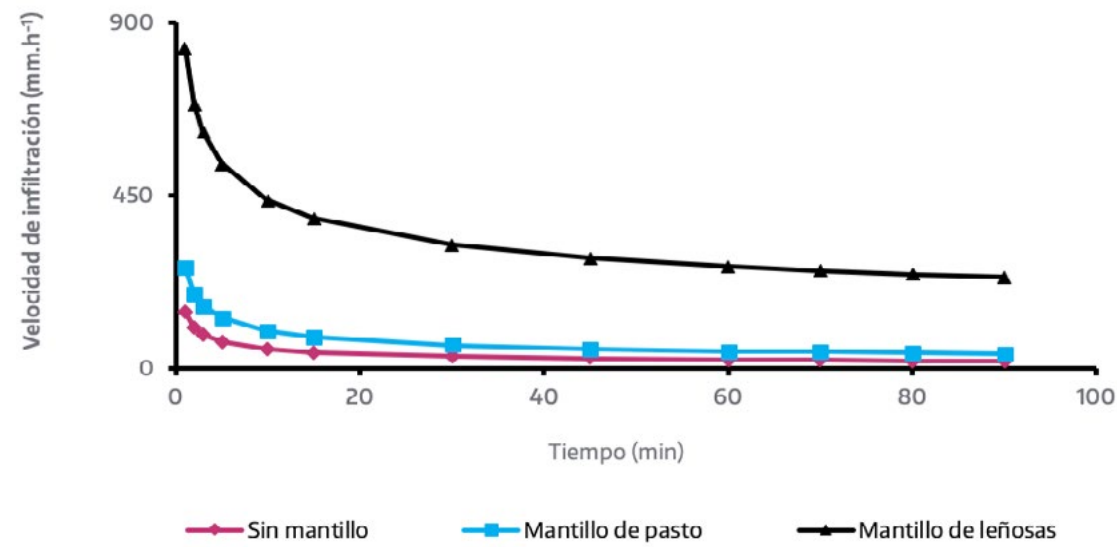


Figura 10.9. Curvas de infiltración del suelo de acuerdo al modelo de Kostiakov para 3 situaciones que se presentan a escala de micrositio (Adaptado de Kunst *et al.*, 2008).

Efectos y cambios en la vegetación natural

Debido a que la ganadería genera el ingreso monetario a corto plazo, la oferta de biomasa aérea y forraje en cantidad y calidad de especies herbáceas son una prioridad en los planteos silvopastoriles (Peri *et al.*, 2017a).

Cambios en la cantidad (oferta) de biomasa aérea: Los cambios producidos en el estrato herbáceo son generalmente de 2do o 3er orden ya que ocurren entre los 4-6 meses hasta 1-2 años después de aplicada la perturbación, dependiendo del banco de semillas, condiciones climáticas, presencia de semillas de especies introducidas, etc. La ‘explosión’ de crecimiento de las especies herbáceas probablemente está

asociada al incremento de la humedad superficial del suelo. Los aumentos oscilan entre 300-400% respecto a testigos con pastizal en buena condición; y hasta 1.000% o más con respecto a suelo desnudo (Kunst *et al.*, 2011). Una buena disponibilidad de luz es un importante requerimiento de las gramíneas nativas para lograr una oferta de biomasa y forraje aceptables cuando el agua no es limitante (Ledesma *et al.*, 2011). Los planteos silvopastoriles que utilizan RBI en bosques secundarios y sabanas invadidas, se diseñan para sostener niveles altos de sombreado a fin de reducir los residuos leñosos de tamaño mediano y grueso, y así evitar el uso del fuego para aumentar la

accesibilidad. La capacidad de adaptación a la sombra del *Gatton panic* es una gran ventaja para su empleo en la rehabilitación de áreas degradadas. La oferta de biomasa aérea de *G. panic* puede llegar hasta 15.000 kg MS* ha⁻¹ (Kunst *et al.*, 2012). En términos generales, los indicadores de calidad de forraje (proteína bruta y digestibilidad) no necesariamente se modifican debido a la presencia del *G. panic* y *C. ciliaris*. Al igual que las especies nativas (*Trichloris*, *Setaria*, *Digitaria*) son especies de ciclo C4 y muy susceptibles a las bajas temperaturas (no fotosintetizan por debajo de los 10°C) (Kunst *et al.*, 2012). Bajo la cobertura de árboles y arbustos, la disminución de temperatura del aire se atenúa y la proporción de tejido verde (= proteína) se mantiene un poco más en el tiempo. De todos modos, aunque el aporte de especies introducidas impacta significativamente en la oferta de forraje reduciendo la cantidad de hectáreas necesarias para mantener el rodeo, su calidad no es muy buena. En forma particular, las plantas de las especies C4, durante la estación de crecimiento disminuyen la proporción de las hojas y aumentan las cañas, afectando directamente la calidad de la oferta de forraje.

Rolado, siembra de pasturas y el agua del suelo:

El contenido de agua en el suelo aumenta cuando se rola y se clausura el área tratada durante dos temporadas de lluvia. Esto es el resultado del aumento en la biomasa de las

especies forrajeras nativas que logran una mayor cobertura y además permiten una mayor capacidad de infiltración y almacenaje de agua del suelo (figura 10.9). En ambas circunstancias, es decir en áreas roladas y con revenimiento de pastizal natural; o roladas y sembradas con pasturas exóticas, es aconsejable el ingreso de animales cuando la pastura esté implantada, y con tiempo de pastoreo y carga regulados. El contenido de agua en el suelo aumenta al segundo año de implantación de pasturas como *Panicum maximum* cv. *Green panic* sembrada inmediatamente después de rolar.

Rolado con siembra de pasturas, carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (Nt) del suelo

Cuando se rola y se siembra una pastura como *Panicum maximum* cv. *Green panic*, los valores de COT y Nt comienzan a disminuir al segundo año de implantación debido a la alta demanda nutricional de la pastura. Cuando se rola con baja intensidad y se siembra una pastura, los valores de Nt se reestablecen cuatro estaciones de crecimiento posteriores al rolado. El rolado y la inmediata clausura del sector tratado durante dos estaciones de crecimiento permiten el aumento de los valores de COT y Nt por un mayor aporte de materia orgánica del mantillo de la vegetación herbácea (ver cuadro 4).



(Foto: Cynthia Cavilla).

Aportes de estrato arbóreo y leñoso

En un planteo silvopastoril la importancia de los árboles puede variar desde ser una fuente de servicios para la ganadería, hasta convertirse una importante fuente de ingresos a través del aprovechamiento forestal. Los árboles, y las especies leñosas en general, brindan los siguientes servicios a la actividad ganadera:

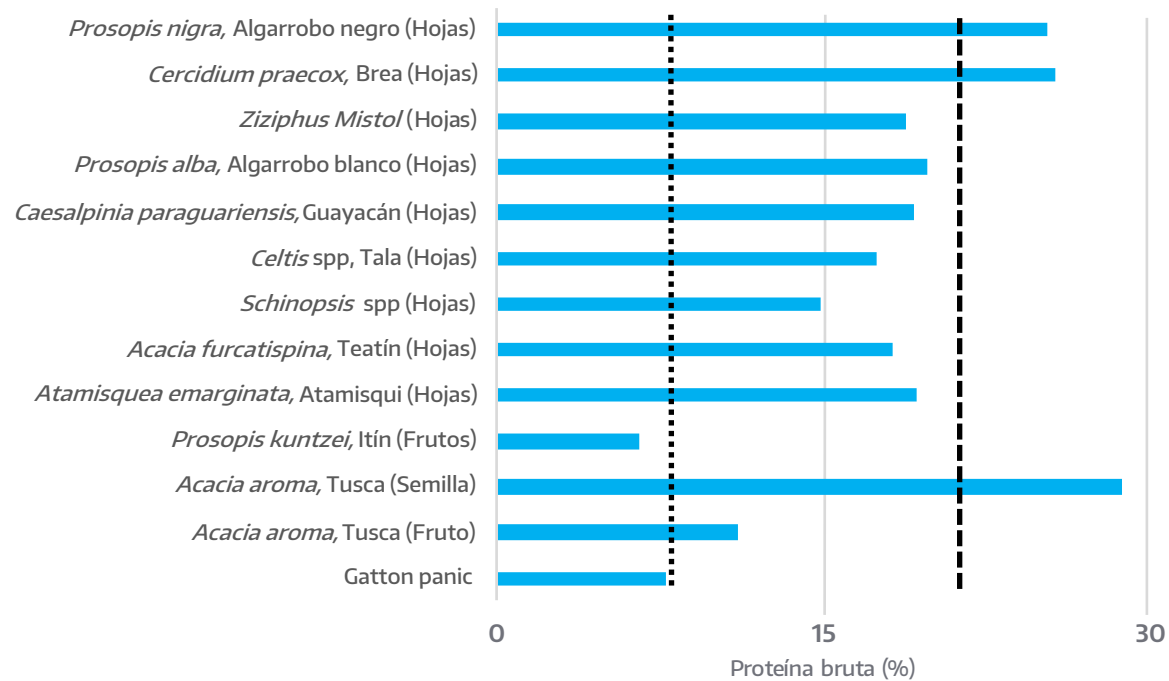


Figura 10.10. Calidad de distintos órganos de especies leñosas nativas del Chaco, expresada como promedio % de proteína bruta anual (PB). Umbral izquierdo: requerimiento de PB para vaquillonas en crecimiento; umbral derecho: porcentaje de PB en alfalfa (Adaptado de Ávila, en Kunst *et al.*, 2015).

Aporte de mantillo, en forma de hojarasca y pequeñas ramas que recupera la materia orgánica y el nitrógeno extraído como carne. Navall (2008) informa que estos aportes varían entre 900⁻¹.000 kg MS* ha⁻¹ en sectores tratados con RBI y testigos sin tratar, lo cual equivale a 50 kg* ha⁻¹ de nitrógeno por año. Las gramíneas en general son demandantes de nitrógeno, que a su vez es exportado fuera del establecimiento en forma de proteína animal. Las especies leñosas (árboles y arbustos) se convierten así en unas de las principales fuentes de sostén de la ganadería.

Sombra, que contribuye al confort animal, facilitando el balance calórico en un ambiente en donde las altas temperaturas son frecuentes. Aún en animales de razas adaptadas al calor, la actividad de pastoreo se reduce a alta temperatura y humedad del aire. Los árboles crean un

hábitat confortable para el pastoreo y cría de bovinos. El estrés por calor en rumiantes tiene un impacto negativo, principalmente centrado en la reducción del consumo con un concomitante incremento en los requerimientos de energía de mantenimiento que se traduce un menor aumento de peso diario. No obstante, también puede afectar otros aspectos de la producción aun no totalmente claro, como la reproducción del rodeo. Los SSP generan un microclima que puede reducir la temperatura en las horas críticas de verano, acercando las temperaturas al rango de termo-neutralidad, contribuyendo de este modo a un mejor bienestar y mayor eficiencia productiva.

Oferta de frutos, ramitas y hojas en planta (ramones) y hojarasca. Aunque la oferta de forraje de estos componentes es generalmente

baja (~500 a 1.000 kg MS ha⁻¹ de hojas de *Celtis eberbergiana*) comparada con la oferta de forraje de gramíneas, es complementaria ya que

atemperan el bache forrajero de la salida del invierno y presentan buena calidad (figura 10.10) (Ledesma *et al.*, 2017).

10.4.3.3 Sistemas Silvopastoriles - Manejo del estrato arbóreo

En términos forestales, las comunidades arbóreas del Chaco son caracterizadas como 'irregulares', es decir con individuos de distintas edades o tamaños (DAP). Las comunidades leñosas del Chaco son pluri-específicas, compuestas generalmente por 2 a 4 especies arbóreas que difieren en sus características de reproducción y crecimiento. Estos aspectos generan desafíos para la aplicación de un planteo silvopastoril. En la práctica, la aplicación de un enfoque silvicultural a una comunidad leñosa implica que se va a modificar el espacio asignado a cada individuo para su crecimiento mediante la selección de individuos con distintos criterios (ej. DAP) y su posterior extracción (raleo y cosecha). El primer requerimiento para la planificación de una perturbación mecánica (RBI) en una comunidad leñosa para un planteo silvopastoril es la representación de su estructura de tamaños o edades (O'Hara y Gersonde 2014). Esta se logra mediante un gráfico de frecuencia de individuos por clase diamétrica, que es el resumen de un muestreo (inventario forestal) de campo. El número de clases diamétricas y sus intervalos son definidos empíricamente o en forma arbitraria. La Dirección de Bosques y Fauna de la Provincia de Santiago del Estero utiliza entre 5-6 categorías y rangos de 10 cm. La estructura ideal debe seguir el modelo de 'J-invertida' (Brassiolo *et al.*, 2007), es decir que la mayor cantidad de individuos leñosos deben registrarse en los DAP pequeños para asegurar la continuidad de la comunidad arbórea (enfoque 'Plenter', Grulke 1993). Esta representación tiene sus limitaciones: (i) Se asume que la estructura diamétrica indica la dinámica de la

población/comunidad de especies leñosas. En realidad, es una tabla de vida estática, puesto que no tiene en cuenta las distintas cohortes de individuos que forman parte de una comunidad en sentido estricto. En la práctica, intenta representar la composición de edad de la comunidad y se basa en la correlación entre el DAP y edad del individuo. Esta correlación está influida por la calidad del sitio y la competencia entre individuos, entre otros factores, y debe ser cuidadosamente analizada. (ii) El gráfico representaría la proporción de individuos jóvenes, pero se incluyen especies leñosas con distintos requerimientos fisiológicos y ambientales para su reproducción, fructificación, germinación y establecimiento. El tamaño, longevidad y las características reproductivas de algunas especies como *S. lorentzii* sugieren que, para mantener su población en circunstancias naturales (sin intervención antrópica), no sería necesaria una gran inversión en recursos por parte de sus componentes para mantener la vía reproductiva representada por semillas. (iii) Al ser las clases diamétricas definidas en forma empírica, la curva varía de acuerdo con el número de clases y los intervalos considerados dentro de cada una y puede ser representada por distintos modelos matemáticos; (iv) Para lograr la correlación con el modelo J-invertida, muchas veces se incluyen en la representación de estructura todas las especies leñosas (árboles y hasta arbustos), ya que no está claramente definido que especies son 'árboles' y que especies son 'arbustos', ni tampoco cual es la composición botánica de referencia de los bosques chaqueños.

A pesar de las particularidades del uso de la J-invertida presentadas en el párrafo anterior, y al ser las especies leñosas longevas, cuyo período de vida supera el período de vida del ser humano y no existir estudios detallados de su dinámica, esta representación es la única vía práctica para planificar una intervención silvícola. El método de prescripción técnico silvícola sugerido por la Provincia de Santiago del Estero (criterio de cortabilidad) es del Árbol Futuro (MAF, 'single tree selection', BCMF 2003) (ver capítulo 4) que busca regular la competencia de los individuos con los árboles del futuro y con una restricción de intensidad de corta que no supera el 30% del área basal (AB) a nivel de lote y por especie. Estos criterios generales son compatibles con un planteo silvopastoril. La cantidad de biomasa leñosa (raleo) a extraer de la comunidad leñosa destinada a un planteo silvopastoril se debe evaluar en dos pasos. El primero es determinar la cantidad *total* a extraer, de la comunidad, que no está librada al azar: las leyes provinciales señalan que solo se puede aprovechar como máximo un 30% del área basal existente, estimada mediante un inventario forestal, dependiendo del estado del bosque. El segundo paso es conocer *la clase o el tamaño de individuos* leñosos que van a formar esa AB total. La identificación de los individuos a extraer y la clase diamétrica a que pertenecen se puede efectuar aplicando el enfoque BDq (BMCF 2003), que complementa al concepto de árbol futuro. En el enfoque BDq, B representa el AB objetivo, D el máximo DAP a retener en base al potencial del sitio forestal y q es un coeficiente que representa el número de individuos a dejar en pie y se basa en la teoría de Liocourt (BMCF 2003). El uso de ese enfoque garantiza que la estructura de la comunidad leñosa se asemeje a un modelo o curva teórica J-invertida. La aplicación móvil SilvoINTA permite el registro y el cálculo del AB a extraer (ver detalles más adelante en este capítulo). La aplicación del enfoque BDq presenta algunos interrogantes que deben ser

resueltos mediante la investigación y/o el criterio profesional: (1) No existe a nivel provincial ni regional una clara estimación de la AB objetivo ni del máximo DAP a retener con manejo forestal relacionado a la capacidad del sitio forestal (lluvia y suelos), aunque se recomienda visitar la aproximación a ello que se hace más adelante en este capítulo. (2) Los q a utilizar pueden variar de 1,2–1,5 (O'Hara, 2014). Todos los individuos que están por encima de los estimados por el enfoque, son susceptibles de extracción y (3) No existe tampoco una clara definición a que especie se va 'dirigir' la masa forestal mediante manejo. En la actualidad, muestreos de composición botánica y de la estructura diamétrica de comunidades leñosas señalan que la especie arbórea dominante en gran parte de estas comunidades del Chaco semiárido actualmente es *A. quebracho blanco* y las estructuras diamétricas están dominadas por la clase 2 representado por individuos entre 10 y 20 cm de DAP. En términos forestales clásicos, estas comunidades se denominan latizal y/o fustal. El latizal, es también regeneración avanzada y es la más afectada en su crecimiento por la competencia, sugiriendo que una perturbación es necesaria para mejorar la calidad de la comunidad en crecimiento.

El temor a que la perturbación mecánica no planificada dañe a la regeneración es fundado: el uso prolijo y metódico de maquinaria grande, que deja solo algunos individuos de la población original puede afectar seriamente el mantenimiento de la población. Una forma de evaluar la severidad del RBI (número de individuos eliminados) es observar la estructura diamétrica original y la misma luego de planteado el enfoque BDq. El número de individuos por arriba del umbral sugerido por el coeficiente q es susceptible de ser aplastado por el rolo o extraído. Se debe tratar de mantener en la biomasa forestal remanente, los árboles con signos de uso y refugio de aves e insectos como loros, abejas y otros.

Regeneración de los árboles

Un proceso clave de las comunidades arbóreas es el 'ingreso' de individuos jóvenes a la población. En silvicultura, los individuos jóvenes están compuestos por la 'regeneración' (DAP <5 cm) y 'regeneración avanzada' (DAP= 5-10 cm). En los bosques nativos, estos individuos provienen del proceso que se inicia con la floración y continúa con la polinización, fecundación, desarrollo de la semilla en la planta, diseminación, germinación y establecimiento. En comunidades arbóreas nativas del Chaco, los individuos con DAP <1 cm (plantines) son muy abundantes con valores que llegan hasta 3.000-4.000 pl* ha⁻¹. Esta alta densidad disminuye a magnitudes 10 veces menores cuando se considera la regeneración

avanzada. El empleo de maquinaria (rolo y tractor) con capacidad de selección inferior a una perturbación manual presenta desafíos, como la capacitación del técnico y del personal. Desde el punto de vista silvicultural el primer aspecto a tener en cuenta en el empleo del rolo es la 'regeneración', es decir los árboles jóvenes, cuestión relacionada principalmente con la intensidad y severidad de la perturbación a aplicar (Kunst et al., 2008). Por otra parte, el uso del *Gatton panic*, especie herbácea adaptada a la sombra causa que las recomendaciones de umbrales de dosel a dejar en un planteo silvopastoril para que penetre la luz solar no sean tan exigentes como por ejemplo en Patagonia (Peri et al., 2017b).

10.5 Propuestas de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo

10.5.1 Herramientas prácticas de silvicultura en el Chaco Semiárido

En la implementación de una serie de proyectos financiados por la Ley n° 26.331, se percibió una brecha entre los conceptos teóricos de la silvicultura y el manejo forestal y las preguntas prácticas que surgen en el bosque al momento de decidir sobre tareas de corta forestal. En un intento por cubrir esa brecha,

se ha desarrollado una serie de herramientas orientadas a acompañar las decisiones silviculturales en condiciones de incertidumbre y falta de información, que se presentan a continuación siguiendo las preguntas prácticas que se intentaron resolver.

¿Es aprovechable este monte actualmente?

Es muy común que luego de analizar los datos de un inventario forestal surja la duda en cuanto a la capacidad del bosque de proveer una cosecha forestal y de qué intensidad debería ser la misma para no degradar el bosque. Para esta pregunta se propone utilizar el "Diagrama de Gingrich", que permite evaluar los datos de una parcela puntual de inventario en términos

de stock forestal relativo a un stock máximo calculado para una región. Utilizando datos de 169 parcelas del inventario forestal de los años 2016/17 en los departamentos Copo y Alberdi de Santiago del Estero, se elaboró un diagrama de Gingrich que se propone como herramienta de evaluación para definir mejor una intensidad de corta recomendable.

¿Cuál es el abastecimiento que este bosque puede dar a perpetuidad?

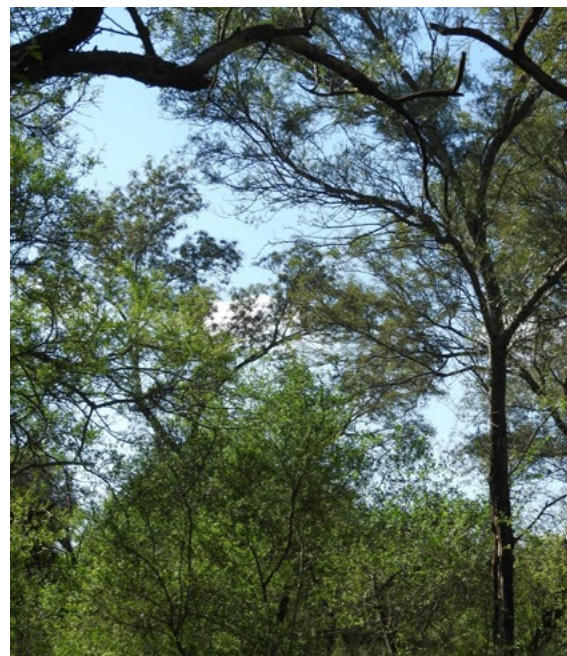
Esta pregunta surge normalmente cuando se quiere saber si el bosque tiene la capacidad de abastecer una determinada demanda de producción. Si un productor desea ser proveedor regular de un producto forestal, y tiene una superficie determinada de bosque, ¿cuál es el compromiso de venta que puede asumir, que pueda sostener en el tiempo y que no degrade el bosque? En la práctica, este tipo de consultas

no se puede responder solamente con un inventario forestal, sino que requiere de una serie de cálculos y medidas accesorias. En un intento por resolver esta duda, se desarrolló un método de cálculo sencillo, que siguiendo el ejemplo clásico de “el bosque como caja de ahorro”, propone un método de cálculo sencillo que puede ayudar a resolver esta incógnita.

¿Qué árboles cortar y cómo controlar la intensidad total de corta?

Esta es la pregunta básica de cualquier silvicultor en el Chaco Semiárido, cuando luego de leer los datos de un inventario, donde todos los árboles están juntos en casilleros ordenados por especie y tamaño, levanta la vista ante el bosque y se encuentra con la realidad de que en bosques irregulares, donde casi nada está agrupado ni ordenado. El método teórico del “BDq” (corresponde al tratamiento silvícola de método de corta de selección descrito en el capítulo 4), que se utiliza para definir cortas por clase diamétrica según las diferencias respecto a una curva guía, suele no funcionar en la práctica en bosques del Chaco Semiárido, o ser de baja aplicación. En su lugar, se propone emplear un método de control por área basal, y tomar las mejores decisiones de corta después del análisis de las situaciones de competencia en el bosque, asistido

por criterios predefinidos. Para plantear este método de control se sumó, como herramienta, una aplicación llamada SilvoINTA, que permite acompañar el proceso de selección y marcación de cortas en una única recorrida del bosque, en un balance entre costos de implementación y control de la actividad. Además, al censar el tramo de corta, el método genera una enorme cantidad de información que puede usarse para guiar futuras decisiones.



(Foto: Cyntia Cavilla).

¿Cómo convivir con los desarbustados que se necesitan para la ganadería?

La silvicultura en el Chaco Semiárido se encuentra con otro desafío importante, que es el de la convivencia con la ganadería. Si el productor tiene interés en hacer las dos actividades, ganadera y forestal, el desafío les toca a los silvicultores. La atención de este desafío tiene dos vías distintas, la de usos separados y la

de usos compartidos. En la de usos separados, el ganado no entra al bosque, y para el manejo forestal no hay desafíos adicionales. Pero en la de usos compartidos, se genera una serie de interacciones que el silvicultor debe tomar en

cuenta para una gestión ordenada y sostenible del bosque. Sobre este desafío se presentan experiencias prácticas de integración del manejo forestal en planteos silvopastoriles sostenibles.

Aspecto práctico 1. Stock relativo

El diagrama de Gingrich es una herramienta diseñada para la caracterización y manejo de la densidad en bosques irregulares (Gingrich, 1967). En base a una guía de construcción de este diagrama (Day, 1997), y a partir de los datos de parcelas de muestreo del inventario

forestal, se construyó un diagrama de Gingrich para el área de la “Cuenca Foresto Industrial Monte Quemado”, que abarca la mayor parte de los departamentos Copo y Alberdi, al norte de Santiago del Estero.

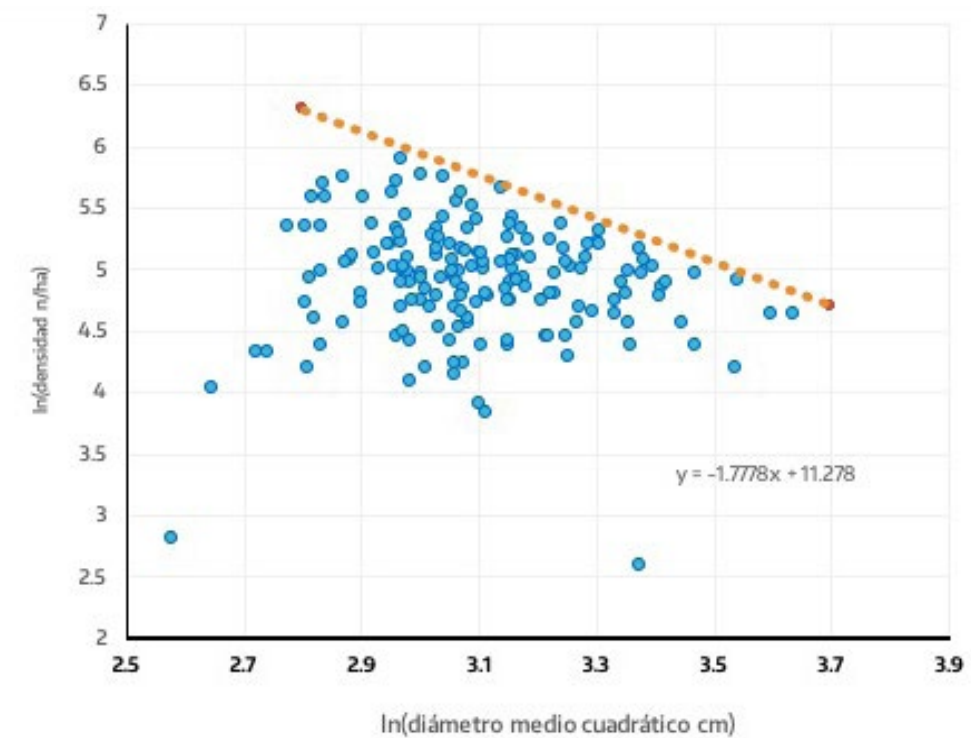


Figura 10.11. Relación máxima encontrada entre el logaritmo del diámetro cuadrático medio (cm) y el logaritmo de la densidad (n/ha) para 169 parcelas de bosque nativo de los departamentos Copo y Alberdi.

Se graficó la relación entre los logaritmos de la densidad y el diámetro cuadrático medio de las 169 parcelas, (considerando sólo diámetros mayores a 10 cm) y se determinó la ecuación correspondiente a los valores superiores, con la misma pendiente del ajuste (figura 10.11). Esta línea representa la máxima densidad observada del bosque, o la línea de auto-raleo. Se observó que la pendiente, es cercana a la denominada "regla de los -3/2".

Aplicando antilogaritmos a la ecuación de máxima densidad encontrada, se determinó la fórmula de máxima densidad en función del diámetro cuadrático medio, dada por:

A partir de esta fórmula, se calcularon para un rango de diámetros cuadráticos medios entre 10 cm y 45 cm, la máxima densidad esperada en número de árboles, y a partir de ésta y el diámetro cuadrático del rango, se calculó el stock máximo esperado (Smax), y los correspondientes al 80%, 60% y 40% del mismo (S80%, S60% y S40%, respectivamente). Estos valores, junto a las isolíneas de los diámetros cuadráticos medios entre 14 cm y 41 cm de DAP, con una amplitud de 3 cm, se graficaron para los ejes área basal/densidad (figura 10.12).

El gráfico de la figura 10.12 puede utilizarse para una mejor caracterización relativa del stock en parcelas respecto al máximo posible para una región, de una forma más completa que con sólo el número de individuos o el área basal. La pendiente de la línea de máximo stock representa la línea de auto-raleo, es decir el nivel de stock en el cual se alcanza el uso completo de los recursos disponibles ("growing space" en el sentido dado por Oliver y Larson, 1996). Puede observarse que la relación de ésta con el área

basal no es lineal, lo cual muestra que el área basal no sería el mejor indicador del grado de uso de los recursos, y por ende del stock relativo. El diagrama de Gingrich completo, incluye además una línea de stock mínimo, determinada a partir de los valores de densidad a la cual comienza a actuar la competencia entre individuos. Como este valor no se dispone actualmente, puede asumirse暂时ariamente que la línea de mínimo stock deseable podría ser la del 40% de stock, como citan algunos autores (Larsen, 2014). La determinación correcta de esta línea y el monitoreo de la respuesta de las parcelas a los tratamientos de corta, permitirá mejorar estas estimaciones a futuro. Conocidos los valores de área basal y densidad de una parcela de bosque, se puede evaluar el stock relativo del bosque y analizar la conveniencia o no de practicar una corta forestal. La corta forestal debería aplicarse cuando la parcela se encuentra por encima del 60% del máximo stock, y el stock post-corta no debería quedar por debajo de la línea del 40% de stock. Agregada a estas condiciones, debería respetarse también la restricción aplicable por la legislación provincial a la corta forestal, que en el caso de Santiago del Estero regula la intensidad máxima de cosecha, en el 30% del área basal. Aplicando estos conceptos, para el ejemplo marcado con la flecha sobre la figura 10.12 para una parcela de bosque con un área basal de 9 m²/ha y 290 árboles/ha, con un diámetro cuadrático medio de 20 cm, podría aplicarse una corta por encima de la línea del 60% de stock. Aplicando la intensidad máxima de corta permitida por ley, y cortando de manera equilibrada para toda la distribución diamétrica, la parcela mantendría el diámetro cuadrático medio de 20 cm, reduciendo su densidad a 200 árboles/ha y un área basal de 6,3 m²/ha.

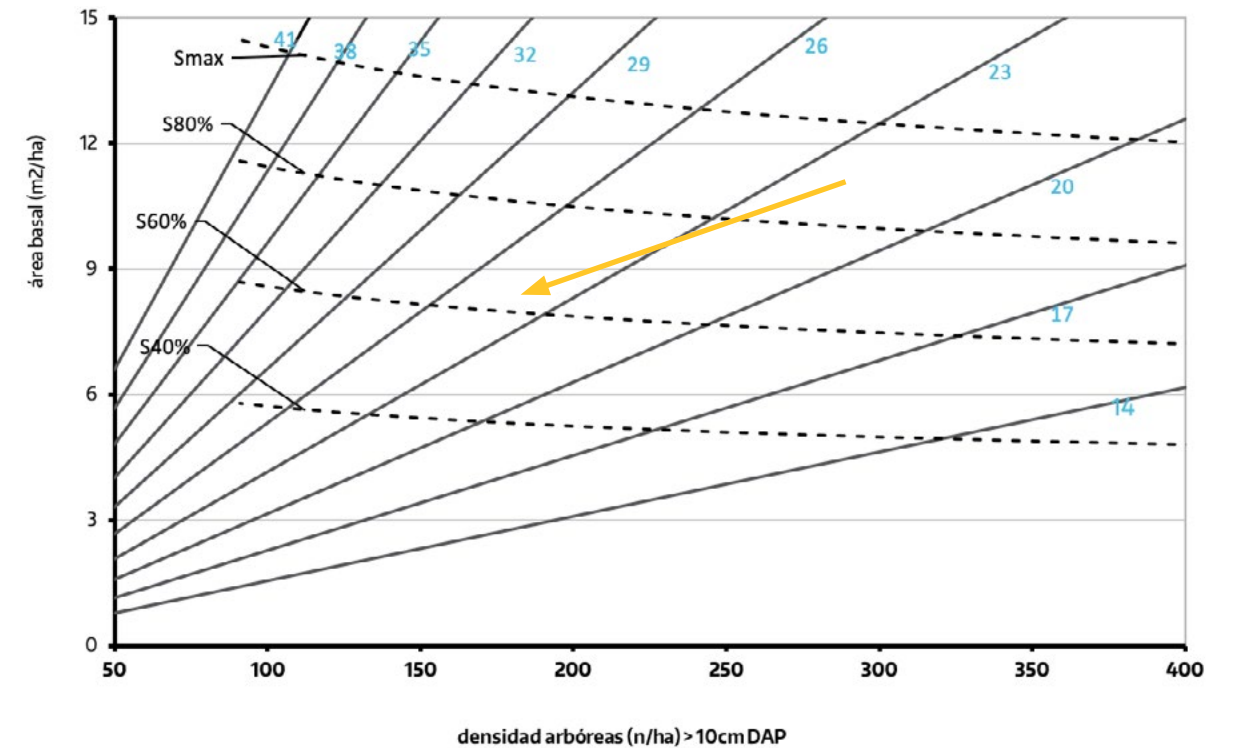


Figura 10.12. Isolíneas de diámetro cuadrático medio de 14 a 41cm de DAP (líneas sólidas), e isolíneas de densidad equivalente: máximo stock encontrado en las parcelas disponibles (Smax), y stocks del 80, 60% y 40% de Smax (S80%, S60% y S40%, respectivamente, en líneas punteadas).

Aspecto práctico 2. Balance del monte

La conocida comparación del monte como plazo fijo o caja de ahorros, ha servido como un recurso didáctico para socializar conceptos relativos al funcionamiento y aprovechamiento forestal de estos ecosistemas. Se considera que este concepto puede aplicarse con algo más de profundidad, para guiar los cálculos para evaluar la oferta sostenible de madera o leña que pueden brindar los montes del Chaco semiárido. Las particularidades de los bosques del Chaco semiárido le imponen algunas especificaciones a la comparación, que se pueden resumir como la "letra chica" de este plazo fijo:

Las tasas de interés son comparables a las tasas reales de un plazo fijo: datos de crecimiento

indican valores promedio de alrededor de un 1,16% a 1,82% de crecimiento anual en área basal (Navall, 2012).

Tope de acumulación: a diferencia del dinero en un plazo fijo, estos montes no pueden acumular crecimiento indefinidamente. Según la zona, los valores de stock máximo están entre 8 y 12 m²/ha de área basal.

Tope en las extracciones: estos montes no pueden aprovecharse por tala rasa (que equivaldría a retirar completamente el plazo fijo). El tope máximo de extracción establecido por ley es del 30% del área basal existente (Brassiolo et al., 2007).

Saldo mínimo no aprovechable: la intensidad de corta a aplicar debería ajustarse en función del estado del monte, relativo al stock máximo de la zona. La tasa máxima de corta del 30% es aplicable sobre un bosque en buen estado, con un stock cercano al máximo posible para la región. Pero si el monte ha tenido intervenciones y está lejos de ese máximo, la intensidad de corta debería reducirse, hasta el extremo de no recomendarse la corta en bosques que tengan un stock muy bajo. Toda corta debería dejar un stock mínimo remanente de al menos el 40% de área basal del stock máximo de referencia en la zona de trabajo.

La pregunta básica que un productor forestal debería ser capaz de responder, es cuál es la cosecha máxima que puede extraer anualmente de su monte, sin afectar el capital forestal que dispone; es decir, sin degradar el monte. Para responder esto deberíamos calcular, con las particularidades del "plazo fijo forestal", cuál es la máxima extracción admisible por año que asegure una renta a perpetuidad.

Para realizar este cálculo sobre un plazo fijo, es necesario definir:

- el monto de capital puesto a crecer
- la tasa de interés anual
- la intensidad de extracción propuesta
- la tasa de cambio (si se deposita en una moneda y se extrae en otra)

Con las unidades adecuadas, una simple multiplicación de estos cinco factores se daría la respuesta a la pregunta sobre un plazo fijo. Cada una de estas variables tiene su homóloga en el manejo del bosque. Para evaluarlas se propone un ejemplo práctico: calcular la corta máxima admisible para un productor de leña para carbón, que dispone de 300 ha de monte con 8 m²/ha de área basal promedio. En la tabla 3 se muestra la analogía propuesta entre las variables y sus homólogas en el monte y también su aplicación al ejemplo planteado.

Tabla 10.3. Variables para calcular la extracción máxima del bosque nativo.

Variable en plazo fijo	Aplicación al monte	Ejemplo
a) monto de capital	stock de área basal * superficie total bajo manejo	8 m ² /ha * 300 ha
b) tasa de interés	crecimiento relativo anual en área basal	0,015 (1,5% como promedio)

El ejercicio planteado puede ser útil para el diálogo entre técnicos y productores, ya que permite acercar varios conceptos de la planificación forestal a partir de una comparación bastante difundida. El balance se completa al contrastar la oferta posible calculada, con la

demanda prevista para el nivel de producción deseado, y así permite tomar las medidas necesarias para abastecer la demanda sin degradar el recurso disponible. El análisis se complementa, ordenando las cosechas en el tiempo y el espacio, cumpliendo con la tasa calculada.

Aspecto práctico 3. ¿Qué árboles cortar y cómo controlar la intensidad en el monte?

La planificación de la estructura deseada de un bosque irregular después de una corta, se basa en la definición de tres parámetros básicos: el área basal residual (B), el diámetro del árbol remanente más grande (D), y la distribución diamétrica del arbolado remanente, definida por un factor que mide la razón entre la densidad en una clase diamétrica y la inmediata superior (q); de ahí que este método de planificación se reconozca como "BDq" (O'Hara y Gersonde, 2004), que ha sido desarrollado en este capítulo. Comparando la distribución diamétrica real (determinada por un inventario) y la planificada, los desvíos positivos indican el número de árboles que habría que cortar en cada clase particular (Hawley y Smith, 1972). Luego de realizar esta planificación, es necesario trasladar las prescripciones de manejo a reglas de campo para la selección de los árboles a cortar o a dejar en el rodal. Este es un paso crítico en el manejo de bosques irregulares, y se considera que la efectividad de una herramienta de control de cortas permisibles está dada por el grado de coincidencia entre la marcación y lo previsto en la prescripción correspondiente (O'Hara y Gersonde, 2004). Para cortas planificadas según el método BDq, por ejemplo, una forma de aplicar las prescripciones es a partir de la definición de "proporciones de corta" por clases diamétricas, calculadas como el cociente entre los árboles a cortar respecto del total existente en la respectiva clase diamétrica (Miller y Smith, 1993). En la experiencia práctica, este traslado es muy dificultoso y de escaso valor práctico. Si bien se pueden calcular las "proporciones de corta" de cada clase diamétrica, es importante considerar que toda la base de cálculo proviene de inventarios que típicamente tienen un error de muestreo del 20% en área basal. Al calcular el intervalo de confianza para la proporción de corta, se encuentra que el error de estimación superaba el 80% en algunas

clases, con lo que la utilidad de la prescripción se vuelve muy imprecisa y de poca utilidad. Además, el sistema de selección de cortas por esta planificación ha tenido poca aplicación en terreno debido a que la selección de los árboles a cortar es una actividad costosa y demanda mucho tiempo. Debido a esta causa, la aplicación se ha simplificado por el uso del diámetro mínimo de corta, por ser mucho más fácil de aplicar. Este método simplemente elige los individuos que superan un determinado diámetro preestablecido. Desafortunadamente esta práctica no permite un buen control de la intensidad de corta, ni implica mejoras en la calidad del arbolado remanente (Miller y Smith, 1993) y menciones anteriores en este capítulo. En la aplicación práctica del método de marcación a partir del análisis BDq propuesto por Hawley y Smith (1972), se demostró además el inconveniente de que los cálculos para construir las prescripciones se realizan a partir de una única variable (diámetro) sin tener en cuenta otras variables del árbol (altura, volumen de copa, área foliar, estado sanitario) y de su entorno de vecindad que definen su potencial dentro del rodal (Oliver y Larson, 1996; Nienaber, 1999). Monitorear todas estas variables en terreno para luego cargar en gabinete y realizar las prescripciones ampliaría los costos de la actividad y la haría aún menos viable. Cualquiera sea el método de cálculo y aplicación de prescripciones, las actividades se realizan tradicionalmente en etapas separadas en el bosque y en gabinete. En el bosque se tiene la ventaja de poder analizar simultáneamente las diversas variables que influyen en la decisión de corta según el criterio predefinido, pero no se pueden registrar todas (por costos), ni se tiene posibilidad de vincular una decisión puntual basada en el mejor criterio del silvicultor a todas las decisiones tomadas anteriormente, como para llevar registro que permita evaluar

si la intensidad de corta se está cumpliendo a nivel del rodal o no. Una aplicación móvil podría ser una alternativa para reunir ambas potencialidades en terreno, ya que permitiría registrar y calcular con un dispositivo portátil, en el preciso momento en que se toma la decisión de corta. Basados en este concepto, se desarrolló un método específico de marcación, que se basa en el mejor criterio del silvicultor dentro del monte, y lo asiste en controlar la intensidad de corta aplicada por la acumulación de sus decisiones anteriores. Para aplicarlo, se divide un tramo de corta mediante calles de extracción en "parcelas" de alrededor de 150 m de ancho, y éstas se subdividen mediante rutas de GPS en "transectas" de 30x150 m. Luego, se recorre cada una de las transectas entre dos operarios, guiados por un GPS, que censan todos los individuos mayores a 10 cm de DAP, y los clasifican por especie, clase diamétrica (de 5 cm de amplitud, entre 10 cm y 70 cm de DAP) y destino (queda o se corta). Para controlar la intensidad de corta total y por especies, se desarrolló una planilla de cálculo para un dispositivo móvil (tablet), que al ir ingresando el número de árboles por transecta, especie, clase y destino, permite calcular en cualquier momento la proporción de área basal que sumaban los árboles elegidos para cortar. Este procedimiento dio origen a una aplicación para dispositivos móviles Android, llamada

Aspecto práctico 4. ¿Cómo podría convivir la silvicultura con los desarbustados periódicos que requiere la ganadería?

Desde hace décadas, la actividad forestal y ganadera han coexistido como dos de los principales usos de los bosques del Chaco semiárido (Morello *et al.*, 2005). El arbustal es un problema para la ganadería porque disminuye la accesibilidad para los animales y reduce la entrada de luz para el crecimiento de las pasturas. Para el manejo forestal, el arbustal también puede significar un inconveniente. Arbustales densos

SilvoINTA (Navall *et al.*, 2013b). SilvoINTA es principalmente una base de datos, que permite además realizar cálculos útiles para controlar la intensidad de cortas, y mostrar los resultados para orientar futuras decisiones. La aplicación es gratuita, y puede instalarse accediendo a Google Play desde el dispositivo móvil. La aplicación no necesita de conectividad para la carga de datos, ni para realizar los cálculos y mostrar resultados. Solamente necesita conectividad para subir los datos a la cuenta de Google Drive del usuario. Los datos son privados del usuario y la aplicación no difunde ni comparte los datos registrados. El procedimiento diseñado permitió realizar simultáneamente un censo de cada transecta, aplicar los criterios de corta, controlar la intensidad de corta mediante el área basal remanente y marcar los árboles a extraer. De esta manera, se pudo concentrar toda la actividad en una única recorrida del rodal, ahorrando tiempo y dinero, registrando información valiosa y muy superior a la de un muestreo, sin que sea necesario visitar áreas ya marcadas para corroborar o ajustar. En experiencias realizadas, un equipo entrenado puede realizar un promedio de 5 ha por jornada de trabajo, lo cual se considera un rendimiento adecuado por ser unas 10 veces superior al ritmo de avance de una cuadrilla de corta compuesta por un motosierrista y dos ayudantes.

dificultan mucho las actividades de campo asociadas a la medición, toma de decisiones de corta, la corta en sí y la extracción de productos. Un conflicto importante está dado por el diseño de los tratamientos de desarbustado. Cuando los tratamientos aplican disturbios de alta intensidad (eliminando mucha biomasa), alta severidad (causan una alta mortalidad o daños en el ecosistema) y poca selectividad (aplicados

indiscriminadamente a diferentes ecosistemas y comunidades), seguidos de intervenciones de alta frecuencia (retratamientos cada 2 o 3 años), claramente la compatibilización no es posible por

demonstrado que es factible extender el período entre rolados sucesivos hasta 6-7 años sin disminuciones significativas en la oferta forrajera (Kunst *et al.*, 2016).

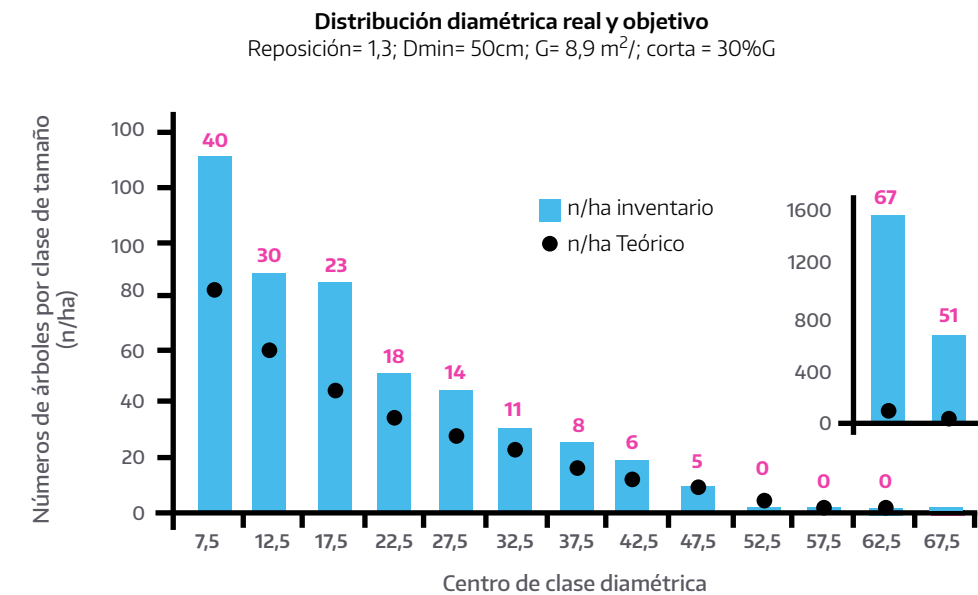


Figura 10.13. Distribución diamétrica reportada en un inventario y densidades de diseño según cálculo BDq. Datos del Campo Experimental La María, Santiago del Estero.

su efecto negativo sobre la estructura forestal. Sin embargo, cuando los tratamientos de desarbustado se diseñan de tal manera que conservan la estructura del bosque (conservando estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo), y consideran además otras condiciones propias de la región como el déficit hídrico, la variabilidad climática, la pobre estructura de los suelos, el riesgo de salinización y de erosión y la dominancia de especies leñosas, es posible encontrar mayor compatibilidad y sinergia entre las actividades. Este es el concepto que orientó el diseño del denominado RBl: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Aplicando esta práctica en bosques, se ha logrado incrementos significativos en la accesibilidad y oferta forrajera, afectando solamente el 3% en área basal (Navall, 2008), y se ha

En esta experiencia, los efectos no deseados del rolado se pueden evitar si se capacita al tractorista sobre las condiciones básicas del manejo forestal, como el concepto de árbol de futuro y distribución diamétrica, compartiendo pruebas de campo sobre la maquinaria. Allí se comprueba que es totalmente factible identificar y esquivar árboles mayores a 10 cm de diámetro en la primera intervención, y árboles mucho menores en las intervenciones de re-rolado siguientes. La regeneración forestal merece una mirada detallada en estas interacciones con el manejo ganadero y la integridad ecosistémica del bosque. El grupo de árboles menores a 10 cm de DAP es la porción más crítica de las poblaciones forestales en integraciones con la ganadería, porque son susceptibles al ramoneo y pisoteo del

ganado, y porque al compartir el estrato con los arbustos, son difíciles de identificar al momento de aplicar los rolados. A través del estudio en parcelas permanentes, se pudo determinar en primera instancia que la proporción de árboles dañados es mayor en las clases más chicas. Se midieron daños superiores al 80% de los árboles menores a 1,3 m de altura, cercanos al 50% de los de 0-5 cm de DAP, y superior al 40% en los árboles de 5-10 cm de DAP. Para contrarrestar este daño, los años inter-rolados (sin disturbio) se puede realizar un manejo de la regeneración como se explicó en el ítem 10.3.2. Se considera que, para evaluar el impacto de esta práctica, es importante contrastar el arbolado remanente sin daños después del rolado con las curvas de diseño de la estructura. Para hacer esta comparación, se diseñó una curva teórica para un bosque previo al rolado, usando el método BDq ya descripto. Considerando un área basal final de 8,9 m²/ha, un diámetro mínimo de corta de 50 cm y un valor de "q" de 30%, se encontró que las densidades necesarias en las clases de regeneración son las siguientes (figura 10.13):

Clase 0 – menores a 1,3 m de altura: 67 árboles/ha

Clase 2,5 – de 1,3 m de altura a 5 cm de DAP. 51 árboles/ha

Clase 7,5 – de 5 cm a 10 cm de DAP 40 árboles/ha

Contrastando estos valores con los remanentes después del rolado de baja intensidad, se encontró que los árboles remanentes sin daño en la clase 0 cuadruplicarían los necesarios según la curva de diseño teórica, y que los remanentes en la clase 2,5 quintuplican los necesarios (figura 10.14). Se observaron problemas solamente en la clase 7,5 cm, en la cual la cantidad de

árboles remanentes sin daños por rolado fue de 36 árboles/ha, y se necesitaban 40 árboles/ha para cumplir con los necesarios según la curva de diseño. Es necesario realizar estudios a largo plazo para realizar una adecuada evaluación de la dinámica demográfica según el estado del bosque y manejo. En esta experiencia, se considera que ésta es la clase más crítica en la interacción con rolados, porque árboles más grandes se ven fácilmente y se pueden evitar, y los árboles más chicos a esta clase están en una densidad suficiente como para tolerar pérdidas sin afectar la reposición. Pero la clase de 5-10 cm de DAP comparte estrato con el arbustal y tiene pocos árboles disponibles. En este caso, puede aumentarse la densidad mínima necesaria en las clases anteriores, ampliar las capacidades de los tractoristas para identificarlos y evitarlos y preservar particularmente este tipo de árboles ante futuras intervenciones (corta forestal y re-rolados).

Estos últimos apartados intentan acercar la teoría de la silvicultura con su aplicación práctica en los bosques nativos del Chaco semiárido. En cada una de esas aplicaciones, se intenta resolver las demandas de la aplicación práctica en contextos de falta de información, y en ello se han detectado muchas incógnitas que podrían profundizarse en nuevas investigaciones. Se espera que estos vacíos de información motiven a nuevos silvicultores para que los cubran mediante investigaciones que ayuden a seguir entendiendo a los bosques y contribuyan a mejorar sus aportes a los productores y la sociedad, en un marco de sustentabilidad. Así, para poder entender cómo es la dinámica demográfica de los bosques, y por ende cómo usarlos sosteniblemente, es necesario instalar estudios de largo plazo en donde se evalúe la dinámica y manejo de la regeneración en diferentes estados de un bosque (de diferentes sitios ecológicos del

bosque chaqueño) y bajo diferentes regímenes de intervenciones antrópicas, y cómo interacciona

con diferentes ciclos ambientales (ej. ocurrencia de sequías extremas, incendios recurrentes).

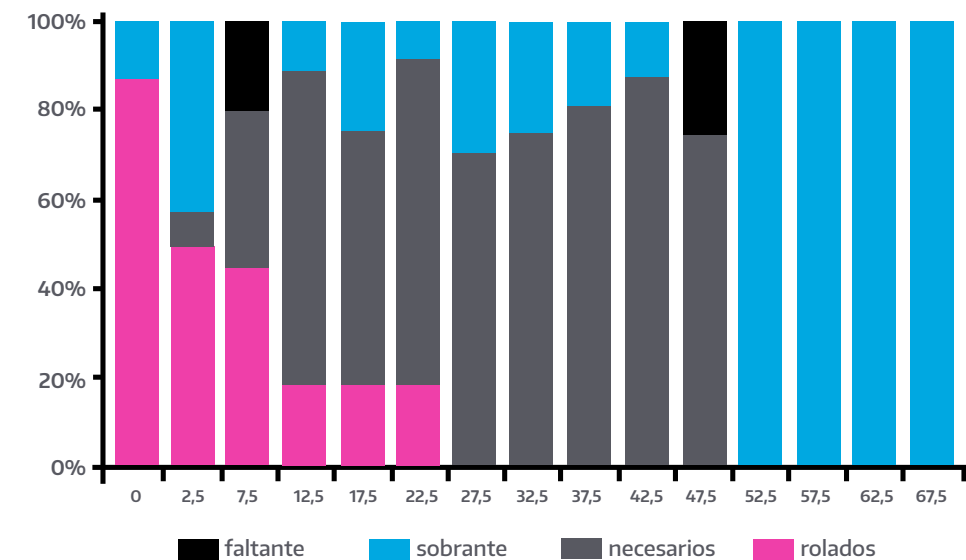


Figura 10.14. Proporción de árboles afectados por el rolado de baja intensidad (RBI), la proporción de árboles necesarios para garantizar la rotación forestal, y la proporción de faltantes y sobrantes discriminado por clases diamétricas.

10.5.2 Manejo sostenible de sistemas complejos, escala espacial, resiliencia y manejo adaptativo

En esta sección se presenta una propuesta de manejo sostenible de sistemas complejos, en los cuales se relacionan la resiliencia con la escala espacial basado en un manejo adaptativo teniendo en cuenta el contexto social y ambiental. Este enfoque trata de resolver el conflicto entre la ganadería y la conservación del bosque a través de intervenciones de baja intensidad probadas en el Chaco Semiárido como el rolado de bajo impacto (RBI) (Kunst *et al.*, 2008) que pretende incorporarse al enfoque de MBGI (Manejo de Bosque Con Ganadería Integrada). Asimismo, como las intervenciones de RBI han sido probadas en el Chaco semiárido del centro

de Santiago del Estero (donde pueden considerarse de bajo impacto), se contemplan los factores a tener en cuenta en otros ambientes del Chaco, ya que el mismo tratamiento podría tener efectos muy diferentes en zonas de mayor vulnerabilidad ambiental, como en amplios sectores del Chaco árido. Como se mencionó en este capítulo, aún no se conoce el efecto de dichas prácticas (RBI, MBGI y del manejo posterior a las mismas) en el mediano y largo plazo sobre la recuperación y sustentabilidad de los bosques. En este contexto es fundamental para avanzar en la generación de herramientas que permitan realizar manejo sostenible de los

bosques nativos, a través de enfoques metodológicos que aborden la resiliencia socio-ecológica a diferentes escalas y un sistema de monitoreo

que permita corregir posibles desvíos en un esquema de manejo adaptativo.

Debates sobre producción agropecuaria versus conservación de bosques

En torno al escenario actual de deforestación y degradación de bosques, se ha generado un debate científico-político en relación a la producción agropecuaria y la conservación de la biodiversidad como son los enfoques *Land Sparing* y *Land Sharing* (ver sección 1.3 del capítulo 1). En este sentido, dos aspectos claves que no han sido abordados en profundidad, son la escala y las características específicas de los diferentes socio-ecosistemas (e.g. áridos, semiáridos, sub-húmedos y húmedos) (Ramankutty y Rhemtulla, 2012). En primer término, la discusión se ha focalizado principalmente a un nivel regional (del ordenamiento de la producción y conservación), obviando las interacciones con las escalas prediales, de unidad de paisaje y de paisaje. Sin embargo, muchos aspectos de manejo dependen de la escala a la que se aborde el análisis (figura 10.15) y de la integración que se genere entre dichas escalas (regionales, prediales o de unidad de paisaje; Reynolds *et al.*, 2007). Por ejemplo, si se tiene en cuenta la conservación de suelos y los procesos de erosión, deberán considerarse aspectos a una escala de unidad de paisaje, tales como la cobertura y estructura de los distintos estratos de la vegetación, las características del relieve de dicha unidad y su ubicación en el paisaje. Asimismo, también deberán contemplarse aspectos a una escala regional, como la conectividad entre parches de vegetación autóctona dentro y entre los paisajes, y la dinámica eco-hidrológica (Ludwing *et al.*, 2005). De esta manera, el abordaje de distintas escalas es esencial para entender y estimar efectos inesperados de decisiones de manejo tomadas a nivel predial, que

pueden impactar a nivel de paisaje o regional, y viceversa (López *et al.*, 2017). Esto se debe a que puede ocurrir que exista un alto flujo de materia y energía entre diferentes unidades de paisaje, desencadenándose procesos de propagación espacial de la degradación (Bestelmeyer, *et al.*, 2012a). Por ejemplo, como consecuencia de la degradación de la parte alta de un paisaje (cabecera de cuenca), aumenta la cantidad de agua y sedimentos que escurren pendiente abajo (mientras más pronunciada y larga la pendiente, mayor es la energía cinética del agua), promoviendo así la erosión de suelo tanto en la parte alta como en la parte más baja del paisaje (Wainwright *et al.*, 1999; Ludwing *et al.*, 2005; Bestelmeyer *et al.*, 2012b). Los diferentes tipos de ecosistemas de un mismo paisaje, y/o región, están muy interconectados, con lo cual puede dispararse un contagio o propagación del proceso de degradación a través del paisaje. Ejemplos de contagio espacial de la degradación en el Chaco Seco lo representan las inundaciones ocurridas en Chaco Serrano de Córdoba asociado a la deforestación (Barchuk *et al.*, 2015), aumento del nivel de napas con mayor magnitud de inundación en tierras bajas en provincias de Córdoba y la salinización y aumento de napas en Santiago del Estero. Asimismo, otro ejemplo de propagación espacial de la degradación asociada con el reemplazo de comunidades vegetales nativas por cultivos es el intenso proceso de salinización de aguas y suelos que ocurre en zonas de la llanura chaco-pampeana (Jobbágy *et al.*, 2011).

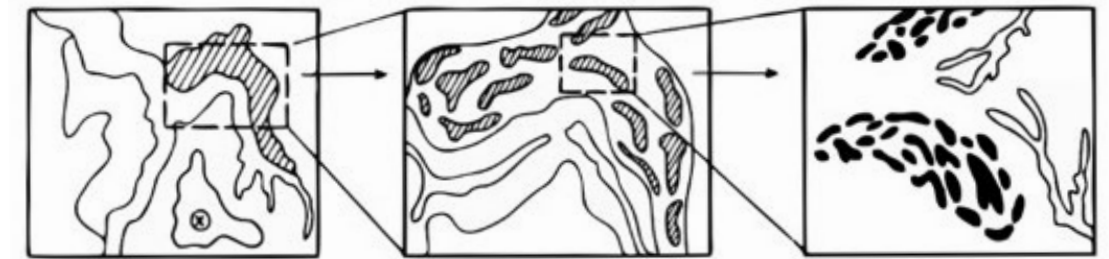


Figura 10.15. Patrones espaciales según la escala de análisis. En el esquema de la derecha se indica como un agrupamiento de parches vegetados a una escala de menor resolución (e.g. escala de unidad de paisaje) pueden conformar los meso-parches a una escala de resolución intermedia (esquema del centro; e.g. escala de paisaje), y a su vez estos últimos pueden contituir un meta-parche a una escala regional (esquema de la izquierda) (apdatado de Etter, 1991).

En segundo término, los debates sobre *Land Sparing* y *Land Sharing* (ver sección 1.3 del capítulo 1) se han profundizado en ecosistemas húmedos o sub-húmedos (Blanco y Waltert, 2013; Edwards *et al.*, 2010; Pywell *et al.*, 2012; Ramankutty y Rhemtulla, 2012), pero cuando se analizan ecosistemas áridos o semiáridos, se deben contemplar aspectos como la fragilidad ambiental, la mayor vulnerabilidad a sufrir procesos de degradación y las dinámicas espacio-temporales. En este sentido, los ecosistemas áridos y semiáridos, como los del chaco seco de Argentina, presentan tiempos de recuperación más prolongados (por la baja productividad primaria neta) que ecosistemas de regiones más húmedos (e.g. como bosques tropicales y/o templado-húmedos), siendo muy vulnerables a sufrir procesos de desertificación y contagio espacial de la degradación. Esto último se asocia principalmente a que los ecosistemas áridos y semiáridos poseen suelos poco desarrollados y poco estructurados (suelos poco evolucionados como Aridisoles y Entisoles), con baja cobertura vegetal total (respecto a ecosistemas húmedos), siendo muy susceptibles a la erosión (Geist y Lambin, 2004; Tongway *et al.*, 2004; López *et al.*, 2013). Un ejemplo de erosión a gran escala lo representa el aumento del escurrimiento superficial y sub-superficial asociado a

la deforestación y reemplazo del bosque nativo por cultivos en San Luis, que acarrea erosión de suelos generando grandes cárcavas del tamaño de ríos (Jobaggy, 2017).

Por otra parte, en la mayoría de los trabajos científicos asociados al debate *Land Sparing* y *Land Sharing* se analiza a los ecosistemas naturales sólo desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, sin abordar otros aspectos de los socio-ecosistemas, tales como el rol productivo y reproductivo social, donde las familias rurales y campesinos habitan y desarrollan su cultura (Silvetti y Cáceres, 1998). A su vez, no se contempla que la especialización productiva (que pretende la maximización de la renta económica) conlleva una simplificación de los sistemas socio-ecológicos que acarrear conflictos socio-ambientales como los que se asocian a la "pampeanización" de la Ecorregión del Chaco (Brown *et al.*, 2006; Grau y Aide, 2008; Silvetti, 2012; Peri *et al.*, 2017). Consecuencias sociales de la pampeanización es el reemplazo de actores sociales con migración de población rural a las ciudades o zonas aledañas (Silveti, 2012). Se entiende que para poder implementar manejos sostenibles de bosques y socio-ecosistemas asociados, la silvicultura y el ordenamiento forestal deben profundizar la vinculación

entre escalas espacio-temporales, en las cuales ocurren procesos ecológicos y sociales, y en donde confluyen diversos enfoques y disciplinas sociales y ecológicas. El desafío de una silvicultura moderna es desarrollar enfoques o modelos socio-ecológicos que permitan la comprensión e integración de procesos ecológicos y sociales que operan a distintas escalas espaciales y

Resiliencia socioecológica

Un desafío importante para la ciencia y la gestión sostenible de bosques es evaluar las propiedades del sistema que sintetizan las dinámicas socio-ecológicas complejas, enfatizando tanto las relaciones entre los componentes del sistema como en el funcionamiento global del sistema (Gunderson y Holling, 2002; Folke, 2006; Nelson *et al.*, 2007). En este sentido, existe un consenso creciente en la comunidad científico-técnica de que la resiliencia es una propiedad clave emergente de los socio-ecosistemas, que brindan oportunidades para la integración de la teoría y la promoción del manejo adaptativo (Turner II, 2003; Walker *et al.*, 2004; Miller *et al.*, 2010; Allen y Garmestani, 2015). En las últimas décadas, la deforestación, la pérdida de biodiversidad, cambios en el uso de suelos y las implicaciones del cambio climático global, han motivado el estudio de la capacidad de adaptación, y el manejo de la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos como herramienta para disminuir la vulnerabilidad de socio-ecosistemas de bosque nativos a diferentes forzantes socio-ambientales (Gunderson y Holling, 2002; Reynolds *et al.*, 2007; Gallopín, 2006; López, *et al.* 2011). Existen dos conceptos integrados, la resiliencia ecológica y la resiliencia socio-ecológica. La resiliencia ecológica se define como la capacidad de un ecosistema para responder, absorber y/o reorganizarse después de un disturbio, manteniendo la integridad del ecosistema y su capacidad de brindar bienes y servicios

temporales. Estos enfoques deben propiciar un manejo sostenible de bosques que mantenga y/o reforzar la capacidad de respuesta y de adaptación de los socio-ecosistemas a los disturbios actuales y a futuros cambios, garantizando la provisión de bienes y servicios ambientales en el tiempo. (Walker *et al.*, 2004; López *et al.*, 2013, 2017; Easdale y López, 2016).

a lo largo del tiempo (Holling, 1973, Gunderson y Holling, 2002, Folke, 2006, Nelson *et al.*, 2007, Bestelmeyer y Briske, 2012, López *et al.*, 2011, 2013). Si uno (o más) factor(es) de disturbio produce una disminución significativa o pérdida de la resiliencia de un bosque, el ecosistema cruza un umbral a un estado alternativo (e.g. sobrepastoreo y/o sobre-extracción de leña y madera) (Briske *et al.*, 2005, 2006; López *et al.*, 2011, 2013, 2017) (cuadro 3). Un ecosistema ha cruzado un umbral cuando uno (o más) factor (es) de disturbio afectan atributos y procesos ecosistémicos clave del mismo, que reducen significativamente la capacidad del sistema para regresar a un estado de referencia o anterior (Groffman *et al.*, 2006; López *et al.*, 2011, 2013) (cuadro 3). Por otra parte, la resiliencia socio-ecológica es una propiedad más amplia que se relaciona con tres aspectos claves: (i) la capacidad del sistema para absorber o responder a un factor de disturbio y permanecer dentro de un mismo estado; (ii) el grado en que el sistema es capaz de auto-organizarse (frente a la falta de organización u organización forzada por factores externos), y (iii) su capacidad de aprender y adaptarse a cambios futuros y/o nuevos factores de disturbio o forzantes socio ambientales (o "drivers" en inglés) (Folke *et al.*, 2002; Gunderson y Holling, 2002; Folke, 2006; Nelson *et al.*, 2007; López *et al.*, 2017). La resiliencia es una propiedad emergente de los socio-ecosistemas porque no puede ser evaluada y/o mantenida

por un solo componente de un Sistema Socio-Ecológico -SSE- (por un único subsistema como el humano o el social), sino por todo el sistema o todos sus subsistemas (López *et al.*, 2017). En este sentido, la diversidad y redundancia estructural y funcional, tanto a nivel ecosistémico (p. ej. riqueza y equidad de especies, y la diversidad de los procesos del ecosistema, respectivamente) como en las dimensiones socio-productivas (p. ej. diversidad en la composición de familia rural, tipos de cultivos y usos productivos, tecnologías apropiadas y conocimiento del medio), pueden utilizarse como aproximaciones para estimar el nivel de resiliencia de un SSE en particular (Easdale y López, 2016; López *et al.*, 2017). En algunos socio-ecosistemas del chaco serrano

Resiliencia, Umbrales y Manejo a Escala de Paisaje

La gestión o manejo de la resiliencia socio-ecológica se centra en mantener procesos y relaciones clave en socio-ecosistemas para que puedan resistir y/o recuperarse de una gran variedad de disturbios, asociados a factores de disturbios externos (sequías extremas) o internos ("outbred" de plagas agro-forestales). Es decir, consiste en mantener activamente una diversidad y redundancia de atributos socio-ecológicos que permiten disminuir la probabilidad de que el sistema cruce umbrales a estados no deseados (ej. bosques muy degradados con empobrecimiento de la familia rural). Reforzar la resiliencia socio-ecológica implica la necesidad de implementar un manejo adaptativo que permita ir monitoreando y ajustando variables de manejo que reduzcan dicha probabilidad de cruzar un umbral hacia un estado indeseable (Allen *et al.*, 2011; Bestelmeyer y Briske, 2012). En el enfoque de resiliencia las prácticas de gestión de los sistemas socio-ecológicos deben centrarse en el nivel del paisaje (ej. cuenca que incluyen varios predios o SSE-prediales), pero integrando varias escalas. Así, para abordar la

de Córdoba, el aumento de la diversidad estructural y funcional, tanto a nivel del sub-sistema humano y el social (p. ej. capacitación a familias rurales, capacidad de auto-organización de redes sociales y diversificación de dichas redes de comercialización y/o de información), mejoran la capacidad de adaptación y para enfrentar factores disturbio como el aumento del régimen de incendios (López *et al.*, 2017). Asimismo, la sustitución total o parcial de un sub-sistema dado por otro (p. ej. reemplazo de un bosque multifuncional por monocultivo agrícola) puede disminuir de manera significativa la diversidad estructural-funcional de un SSE, causando una disminución o pérdida la resiliencia frente a determinados factores de disturbio.

escala de paisaje, dicho enfoque propone un marco jerárquico anidado centrado en torno a dos análisis críticos: (i) análisis de la diversidad y redundancia estructural-funcional para cada sistema socio-ecológico agropecuario a nivel de predio u hogar rural (i.e. SSE-predial); y (ii) las interacciones entre diferentes SSE-prediales de un mismo paisaje, y sus posibles interacciones cruzadas a diferentes escalas: predial y paisaje (Easdale y López 2016, López *et al.*, 2017). En primer lugar, a nivel de SSE-predial, las prácticas de manejo deben estar dirigidas a aumentar la diversidad y redundancia estructural-funcional tanto a nivel del ecosistema natural (ej. diversidad de especies o respuesta funcional), como del resto de los sub-sistemas de un SSE-predial (ej. diversidad agro-productiva, uso múltiple del monte, diversidad de conocimientos y tecnologías) (Díaz *et al.*, 2007; Lavorel *et al.*, 2011; López *et al.*, 2017). A nivel de SSE-paisaje, las prácticas de gestión deberían coordinarse con todos los SSE-prediales y otros usuarios del paisaje. Por ejemplo, evaluar los flujos de materia y energía entre los SSE-prediales de una misma cuenca

es crucial para prevenir un aumento del riesgo de erosión y/o inundación en otros predios de productores (SSE-prediales) que comparten el mismo paisaje o cuenca hidrográfica. Esto evitaría la degradación en todo el paisaje (ver ejemplos de contagio espacial de la degradación)

10.5.3 Manejo adaptativo y modelo de estados y transiciones en Bosques Nativos

El Modelo de Estado y Transiciones (MET) es de especial utilidad como herramienta para el manejo adaptativo a escala predial y que le permite al productor o administrador del bosque, visualizar hacia dónde puede dirigir su sistema productivo en función de sus decisiones (Sección 1.4 del capítulo 1). El MET es un modelo flexible que se presenta como un diagrama en el que, para un determinado ecosistema, se definen estados alternativos (y fases dentro de estados) del bosque y transiciones entre los mismos (figura 10.1. B3). Estos modelos se desarrollan a menudo a través de una combinación del conocimiento experto, el análisis de datos sobre los ecosistemas y la opinión de los involucrados en el manejo, lo que permite integrar y explicitar todo el conocimiento existente (figura.10 1. B3) (Bestelmeyer *et al.*, 2009, 2011, 2017; López *et al.*, 2011). Así, basado en la identificación de indicadores de umbrales permite anticipar cambios, y redirigir el sistema hacia los estados deseados mediante prácticas específicas (ej. silvicultura y ajuste de cargas animales) y evaluar los costos de dichas prácticas (López *et al.*, 2011; Rusch *et al.*, 2016, 2017).

Un umbral representa el límite entre dos estados, más allá del cual una o más funciones ecológicas primarias del ecosistema han sido modificadas significativamente. Los umbrales ecológicos pueden identificarse en base a cambios en indicadores estructurales y funcionales del

(Bestelmeyer *et al.*, 2012). Esta perspectiva de escala de paisaje tiene la ventaja de ayudar a las decisiones de gestión mediante el análisis integrado de los impactos, los costos y beneficios que a nivel de predio puede tener a escala de paisaje, y viceversa.

ecosistema (Briske *et al.*, 2005; López *et al.*, 2011, 2013). Un umbral se identifica cuando pequeños cambios en atributos estructurales del ecosistema (ej. disminución de la cobertura arbórea por sobre-uso forestal) producen una pérdida sustancial en funciones clave del mismo (e.g. eficiencia de uso de lluvia, reclutamiento de individuos de especies clave o fundacionales del bosque) (López *et al.*, 2011, 2013) (figura 10.1. B3). Por ejemplo, la extinción local o la muerte de los últimos individuos de una determinada especie arbórea clave para el ecosistema, representaría cambios estructurales relativamente pequeños, que impactará significativamente en la tasa anual de reclutamiento de nuevos individuos de dicha especie (cambio funcional significativo), por falta de individuos semilleros y/o por la falta de la función clave que desempeñaba dicha especie. Como consecuencia, el traspaso de un umbral implica que el ecosistema pierde o disminuye significativamente su resiliencia hacia el estado previo o al estado de referencia (figura 10 1. B3) (López *et al.*, 2011).

En una primera etapa se debe definir en qué estado se pretende mantener al sistema, en función de: (i) los bienes pretendidos y la provisión de servicios ecosistémicos (soporte, regulación, socio-culturales); y (ii) de su resiliencia a factores de disturbio; ya que esto último también se asocia a una mayor capacidad adaptativa del ecosistema.

En segundo término, se deberá tener en cuenta cuáles son los factores y los niveles que determinan la transición del estado deseado hacia otros estados no deseados, teniendo en cuenta especialmente en los elementos que definen el traspaso de un umbral entre estados alternativos (ej. densidad de árboles adultos, presencia de individuos semilleros, signos de erosión de suelo, densidad de regeneración arbórea), para evitar que dicho umbral sea traspasado (cuadro 3).

Por lo tanto, considerando el enfoque de resiliencia basado en el MET, los paisajes de bosque con ganadería integrada en la Ecorregión Chaqueña deberían manejar la mayor superficie en estados de referencia de bosques, con diferente proporción de fases en dicho estado (figura 10.1. B3). Este criterio junto con un diseño espacial adecuado y pautas claras de manejo permite planificar una dinámica espacio-temporal a escala de paisaje, predial y de rodal, manteniendo un equilibrio dinámico a

10.5.4 Umbrales y escalas: particularidades del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en ecosistemas del Chaco Seco

Para implementar un manejo de la resiliencia a escala de paisaje se deben manejar umbrales a tres escalas de manejo interrelacionadas: (1) a escala de paisaje; (2) a escala de predio; y (3) escala de unidad de paisaje o rodal. En los ecosistemas del Chaco Seco los tiempos de recuperación son muy lentos respecto a otros bosques más húmedos, y que poseen una alta vulnerabilidad a sufrir contagio espacial de la degradación (como erosión de suelo). Debido a ello, es fundamental realizar estudios en cada tipo de bosque (Sitio Ecológico, cuadro 3) para cuantificar los valores umbrales (estado, porcentaje y tipo de configuración) a mantener de bosque en un paisaje y en un predio, los cuales

escala de paisaje con diferentes comunidades boscosas que representan fases del estado de referencia (o estado forestal deseado por su provisión de bienes y servicios) (Cavallero *et al.*, 2015; Peri *et al.*, 2017). En el cuadro 3 se plantean algunos criterios para poder planificar e implementar un manejo sostenible que integre las escalas de paisaje, predio y rodal aplicables a ecosistemas del Chaco Seco. El objetivo ideal del manejo sostenible sería mantener todo un paisaje con diferentes proporciones de fases del estado de referencia, que es el estado que proporciona la mayor variedad de provisión de bienes y servicios ecosistémicos, y le brinda al ecosistema mayor capacidad de adaptarse a cambios futuros (Peri *et al.*, 2017). La integración del enfoque de resiliencia socioecológica, manejo adaptativo y MET proporciona una herramienta para promover estrategias de manejo adaptativo del bosque nativo en tanto de la ecorregión Chaqueña, como otros bosques de Argentina.

permitan mantener servicios ecosistémicos clave de soporte y regulación. En el contexto de los debates de producción versus conservación expuesto en el texto principal, se sostiene que para ambientes de ecosistemas del Chaco Seco (muy vulnerables a degradarse) se debería implementar un enfoque de "land-sharing", en donde la superficie de bosques (ya sea bajo conservación y bajo manejo sostenible) sea la que domine en un determinado paisaje y en un predio. En dicho sentido, adoptado como un esquema de manejo adaptativo de bosque con ganadería integrada en paisajes del Chaco Seco, se deben definir los límites (valores umbrales) de asignación de superficie a los usos previstos

en el Convenio MBGI (manejo de bosques con ganadería integrada). Estos valores umbrales deben estudiarse y cuantificarse dependiendo de las limitantes ambientales de cada sub-región del Chaco Seco (y Sitio Ecológico, cuadro 3). Dicho ordenamiento comprende 3 zonas con diferentes niveles de intervención, y con rotaciones de uso y descanso, que a modo orientativo para el Chaco Seco se sugieren valores umbrales mínimos o máximos para las siguientes zonas: (i) zona de conservación sin uso antrópico (o usos no extractivos, ej. producción melífera) y sin modificación de la matriz natural del ecosistema, este debería ocupar más de un 10% (o más aún) de la superficie total, del paisaje y de cada predio de ese paisaje; (ii) zona a implementar manejo sostenible del bosque con ganadería integrada, con niveles intermedios o moderados de intervención agropecuario y de uso ganadero y/o forestal, el cual debería ocupar como máximo un 80% de la superficie del paisaje y de cada predio); y (iii) zona de restauración agro-ecológica y de intensificación sostenible, con la implementación de altos niveles de intervención o modificación del sistema, cuya superficie debe ser menor al 10% de la superficie del paisaje y de cada predio (priorizándose zonas que ya son chacras o sitios muy degradados). A continuación se propone algunos criterios clave para identificar, ordenar el paisaje y manejar los predios:

Zona de Conservación: Para determinar las zonas con muy bajo o nulo uso antrópico (de conservación), tanto a escala de paisaje como de predio, se deben identificar zonas prioritarias por su importancia para la conservación de biodiversidad y/o servicios ecosistémicos clave (ej. regulación hidrológica, conservación de suelos). Asimismo, se debe contemplar la conectividad entre las zonas de conservación a nivel del predio, con ecosistemas clave a escala de paisaje y de la región (ej. corredores

ecológicos). Algunos ecosistemas prioritarios pueden ser: ecosistemas riparios, ecosistemas en buen estado de conservación (ej. relictos de bosques maduros), ecosistemas con especies endémicas y humedales. En estas zonas se propone manejo de restauración y/o conservación, por lo tanto, las actividades silvícolas o antrópicas deben enfocarse a esa finalidad. Como esta zona se integra a una unidad dinámica de manejo, en los sistemas productivos que contemplen ganadería, deben estar cercados con alambrados permanentes o temporarios (boyeros eléctricos) que eviten el pastoreo. El manejo silvícola debería enfocarse al manejo de la diversidad, apertura de sendas y huellas para las tareas de protección forestal, limpieza de cortafuegos, control de invasoras, cortas sanitarias, manejo de la regeneración natural e inclusive enriquecimiento en caso de desbalances evidentes. El manejo ganadero se enfocará a reducir biomasa en cortafuegos o aprovechar su capacidad de dispersión de especies endozoocoras, como las especies del género *Prosopis*, en caso de necesidad.

Zona de manejo sostenible del bosque: Esta zona se corresponderá con aquellos sectores del paisaje y del predio con estado de conservación bueno a intermedio, preferentemente en contacto con los núcleos y corredores de conservación. El objetivo particular para esta zona será el manejo del bosque para la producción de bienes múltiples (forestal maderero, forestal no maderero, ganadería), conservando los servicios de soporte y regulación del bosque nativo (ej. relacionados a dinámica hídrica y conservación de suelo). Funcionará como un *buffer* entre las zonas de conservación y las de producción intensiva. En estas zonas el monitoreo periódico del funcionamiento del sistema es crucial, ya que abarca la mayor proporción de la superficie a escala de paisaje y del predio, a lo que se suma la complejidad de que allí se articulan objetivos

productivos desde el punto de vista económico, con objetivos de conservación y/o restauración. Asimismo, en esta zona de manejo sostenible tendrán que objetivarse las metas, básicamente la calidad de bosque objetivo, a través de variables como área basal, composición de la comunidad, cobertura y regeneración segura. Específicamente, a escala de lote o rodal (unidad de paisaje), se deben definir los umbrales (y sus indicadores) del estado a manejar (ver cuadro 2), ya que serán los puntos de referencias para hacer un manejo adaptativo. En base a esos umbrales de manejo, se puede establecer una rotación de lotes del predio, en el cuál cada lote (o rodal) se encuentre en una fase diferente dentro del mismo estado contemplando los tiempos que demora el ecosistema en pasar de una fase a otra (i.e. dinámica de fases de un mismo estado) (ver cuadro 3, y régimen de disturbio en sección 10.3.3 de este capítulo). Si bien deben estudiarse y cuantificarse los valores umbrales para cada sitio ecológico (y estado), teniendo en cuenta que esa zona apunta a manejo sostenible de bosque, la matriz dominante de esta zona debe estar compuesta por bosque.

Teniendo en cuenta que gran parte del bosque del Chaco Seco se encuentra en estados alternativos con cierto nivel de degradación, en esta zona con niveles de intervención media o moderada, la silvicultura tendrá objetivos de restauración de bosque (recuperación asistida, restauración o rehabilitación). El objetivo más frecuente podría ser el de recomponer un bosque irregular (disetáneo), con especial cuidado del manejo de la regeneración y selección de árboles de futuro. Por ejemplo, teniendo en cuenta los valores del estado de referencia de bosques en buen estado de conservación y la situación actual de la mayoría de los bosques de la región, una meta plausible podría fijar en base al modelo propuesto en la figura. 10 14, en dónde se sugiere diferente sistema silvicultural

(y densidades y áreas basales) en función del estado del bosque en sitios del Chaco Semiárido y Húmedo. En casos particulares puede ser necesario el enriquecimiento con especies nativas claves o focales-forestales. Para este fin en particular es recomendable evitar las épocas de máxima demanda atmosférica, plantando preferentemente a fines de verano y comienzo de otoño, luego de precipitaciones que hayan humedecido un perfil de al menos 30 cm de suelo. Asimismo, se sugiere utilizar métodos que mejoren la cosecha y retención de agua en el suelo, como geles, construcción de micro-cuencas y enramados, manejo de la sombra (efecto nodriza), control de competidores, principalmente herbáceas y control de herbivoría. Específicamente, en áreas de bosques de "algarrobales", el objetivo puede ser el de una masa regular, con manejo de tallar que incorpore raleos de rebrotes tempranos, con especial cuidado a aspectos sanitarios. Esto último es importante porque el manejo tradicional de extraer rebrotes para obtención de postes y varillas, dejando gran cantidad de brotes menores, repercute en un empobrecimiento gradual del bosque. El manejo del estrato arbustivo contemplará fundamentalmente el raleo con el objeto de favorecer la producción del estrato gramino-so-forrajero, en zonas destinadas al pastoreo de ganado doméstico. La intensidad de raleo se definirá en función del valor umbral que debe dejarse según las condiciones particulares del sitio, teniendo en cuenta cobertura arbórea, susceptibilidad a erosión, uso forrajero u otros usos del arbustal (ej. apicultura). Teniendo en cuenta que en Chaco Árido el estrato arbustivo tiene una alta incidencia en el mantenimiento de servicios ecosistémicos básicos para el mantenimiento del sistema, tanto de sostén como de regulación, en general se recomienda que la remoción del estrato arbustivo sea menor al 50%. El manejo ganadero en la zona de manejo sostenible debe realizarse bajo las premisas de

no afectar la regeneración, a través de clausuras temporarias en lotes donde sea necesario (ver secciones anteriores de este capítulo de manejo de la regeneración), o con protección de la regeneración (con enramados o manejo del estrato arbustivo que protege la regeneración). Donde se manejen pastizales naturales, será importante tener en cuenta la potencialidad de aprovechamiento de las especies nativas, que co-evolucionaron con herbívoros con conducta y requerimientos muy diferentes a los de los bovinos. Por ejemplo, las especies forrajeras gramíneas del Chaco Árido tienen crecimiento muy estacional y oportunista, acoplado a las precipitaciones. Dichas especies son especialmente susceptibles a altas intensidades y frecuencias de pastoreo, que afecta gravemente la acumulación de reservas. Por esto es de particular importancia que el pastizal natural se utilice prioritariamente como diferido, o en rotaciones que contemplen al menos un descanso estival cada dos años. El ajuste de carga animal en Chaco Árido debe realizarse al final de la temporada de producción de las pasturas y pastizales, a comienzo del otoño. La carga deberá ajustarse teniendo en cuenta que el forraje acumulado tendrá que alcanzar hasta que comiencen el nuevo período de precipitaciones. En el extremo oriental del Chaco Árido, la fecha más probable de comienzo de la temporada efectiva de lluvias empieza a mediados de noviembre, mientras que en el extremo occidental las precipitaciones más probables se retrasan hasta el mes de diciembre.

Zona de intensificación sostenible: Para delimitar la zona destinada a intensificación sostenible (IS) y/o restauración agro-ecológica se priorizarán chacras ya en funcionamiento o chacras abandonadas, o en su defecto en sitios en donde el bosque está en estados muy degradados (ej. arbustales abiertos bajos). Aunque para cada ambiente deberán evaluarse

y cuantificarse los valores umbrales de cuánta superficie puede destinarse a la IS, para el Chaco Seco se sugiere que el área a destinar a IS sea menor del 10% de la superficie de un paisaje y de un predio. En este área se propone la implementación de innovaciones tecnológicas tales como: (i) instalación de sistema de cosecha de agua (ej. canales de captación con cisterna o represas) para coleccionar, almacenar y conservar agua de lluvia con varios propósitos (consumo de animales y riego de pasturas implantadas); (ii) re-habilitación de las áreas muy degradadas generando islas de fertilidad que retienen sedimentos, agua y materia orgánica, a partir de la utilización de enramados con desechos de poda colocados perpendiculares a la pendiente y de enmiendas con guano del ganado (ver más en la sección siguiente de "rehabilitación de áreas degradadas con especies nativas"); y (iii) división en lotes para la siembra de pasturas mega térmicas para uso como reservas forrajeras y rotación estacional.



(Foto: Cyntia Cavilla).

10.5.5 Rehabilitación de áreas degradadas con especies nativas

A nivel mundial, un gran porcentaje de la superficie total de suelos degradados presentan algún grado de salinidad principalmente de origen natural (FAO, 2000). Esta problemática hace que Argentina sea el tercer país en el ranking mundial con problemas de salinidad (Taleinisk *et al.*, 2011). En el Chaco Semiárido, la salinidad de los suelos constituye una de las principales condicionantes al uso de la tierra (Angueira, 1986). En Santiago del Estero, que pertenece a esta sub-región fitogeográfica, existen amplias extensiones de suelos salinos (Taleinisk *et al.*, 2011). Rengasamy (2006) categoriza la salinidad en tres procesos diferentes: (i) salinidad asociada al agua subterránea cuando el nivel freático está cercano a la superficie, y el agua se mueve desde las aguas subterráneas hasta la superficie del suelo, (ii) Salinidad en paisajes donde el nivel freático es profundo y el drenaje es pobre, las sales son introducidas por la lluvia, la intemperie y los depósitos eólicos que se almacenan en el suelo y (iii) Sales introducidas por el agua de riego que se almacenan dentro de la zona radicular debido a una lixiviación insuficiente. Aceleran la salinidad inducida por el riego, la baja calidad del agua, la baja conductividad hidráulica de las capas de suelo (suelos arcillosos pesados y suelos sódicos) y las altas condiciones de evaporación. La provincia de Santiago del Estero, cuenta con ambientes salinos que responden a estos procesos, generando ecosistemas degradados en estado de abandono desde el punto de vista productivo. Según el ordenamiento territorial de la Ley n° 26.331 y Ley provincial n° 6.942, se registran regiones con aptitud forestal en la categoría III de conservación de los bosques nativos. Esto representa aproximadamente 280.000 ha a restaurar que se corresponden principalmente con los bosques bajo el área de riego

de los ríos Dulce y Salado (Zemán, 2018), áreas en su mayoría desmontadas para cultivos y que se han salinizando progresivamente. Dentro de estas áreas, se estima que la eficiencia global del sistema de riego es de 36% (Prieto *et al.*, 1994) debido a un incorrecto manejo del riego, con volúmenes de agua que sobrepasa la capacidad de drenaje de los suelos y causa el ascenso de la capa freática, produciendo el proceso de revenimiento salino o salinización secundaria. Esta situación ha generado, en muchos casos, a nivel de finca, el abandono de predios que han perdido rendimiento en los cultivos. En este contexto, es importante contar con una propuesta productiva sostenible para recuperar estas áreas, como la integración de técnicas de ingeniería destinadas a reducir el ascenso de las napas freáticas, promover la infiltración y mejorar las condiciones químicas y físicas del suelo (Cisneros *et al.*, 2008), conjuntamente con la implantación de especies leñosas tolerantes a la salinidad. En la región se ha centrado la investigación en la incorporación de especies leñosas nativas del género *Prosopis* (tolerante a la salinidad y con capacidad de fijación de nitrógeno) a estos ambientes degradados con el fin de generar productos y/o servicios forestales. Rodríguez (2013) muestra los diferentes términos asociados al nivel de degradación, alcanzando en el nivel 1 la restauración de la fertilidad del suelo, en el nivel 2 la producción forestal y en el nivel 3 la recuperación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (figura 10.16).

En áreas bajo riego dentro de la región del Chaco semiárido, se han realizado distintas experiencias de plantación con especies forestales tendientes a recuperar áreas consideradas degradadas y de baja productividad.

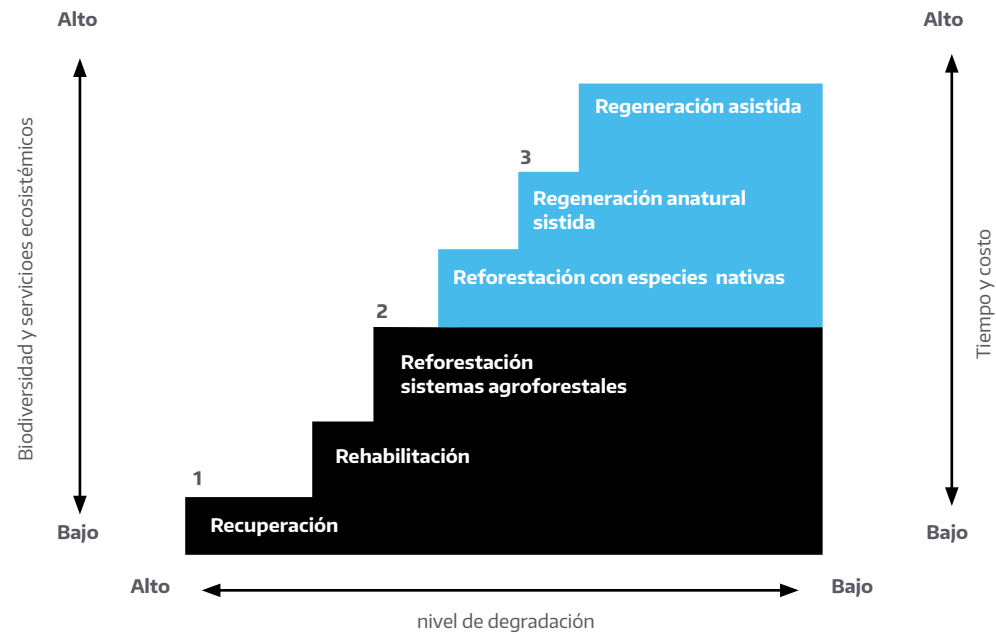


Figura 10.16. Términos aplicados a la restauración en función del grado de degradación, relacionados a la biodiversidad presente, el tiempo y costo para lograr la restauración (Modificado a partir de Rodríguez, 2013)



Figura 10.17. Plantación adulta de *Prosopis alba* en suelos degradados por salinización del área de riego de la provincia de Santiago del Estero.

Por otro lado, se han llevado adelante experiencias de manejo de bosques naturales de vinal (*Prosopis rusCIFolia*) que espontáneamente suele colonizar lotes agrícolas o de pastoreo que han sido abandonados por los mismos problemas.

Con el objetivo de evaluar el grado de mejora y restauración abiótica del suelo en lotes con historia de uso agrícola y posterior abandono por su baja producción, se han realizado plantaciones en el año 1992 con *Prosopis alba* (figura 10.17) en áreas de riego del Río Dulce (Chaco Semiárido de Santiago del Estero). Inicialmente el suelo era salino-sódico con reacción ligeramente alcalina, altos valores de conductividad eléctrica y pH mayores a 8 (tabla 4). La acumulación de sales uniforme en el perfil confirmó que

existió un proceso de salinización por ascenso capilar de la napa. La plantación fue realizada en un marco de plantación de 8x5 m que permitiera la consociación en los primeros años con alfalfa (*Medicago sativa*).

Luego de 20 años de realizada la plantación, se registró un menor pH y una disminución en la concentración de sales (principalmente Na) en los primeros horizontes (tabla 4). Si bien la conductividad eléctrica supera los 4 dSm⁻¹ (que por clasificación indican suelos salinos), los valores de salinidad han decrecido de 21 dSm⁻¹ a 6.3 dSm⁻¹. La respuesta en crecimiento de *P. alba* en este tipo de suelos con alto nivel de salinización fue notable, registrándose un incremento medio anual del diámetro de 1,34 cm.año⁻¹.

Tabla 10.4. Variación en las propiedades químicas de los suelos a diferentes profundidades en la plantación desde el año de implantación hasta los 20 años de edad

Edad (años)	Profundidad (cm)	pH	CE (dSm ⁻¹)	CS	Na	Na int.	RAS	PSI
1	0-30	8.1	21.3					24
	30-60	8.2	20.5					31
	60-90	8.3	21.2					28
11	0-30	7.6	10					
	30-60	7.9	14					
	60-90	8.3	8					
20	0-21	7.8	6.37	56.7	19.1	1.7	3.6	
	21-47	8	7.95	43.4	27.5	2.7	5.9	
	47-70	7.7	10.6	38.4	34.1	3.8	7.8	

pH 1 a 2,5, CE= conductividad eléctrica, CS= cationes solubles (Ca+Mg), Na int.= sodio intercambiable, RAS= relación adsorción de Na, PSI= porcentaje de sodio intercambiable.

Estos rodales presentaron diferentes respuestas en crecimiento en función del estado de degradación de los suelos, asociadas a la resistencia al estrés salino que posee la especie. El crecimiento de la altura de los árboles dominantes (HD), indicaron que desde la fase juvenil de la plantación hacia la fase adulta se registró una variación del índice de sitio (IS) (Senilliani *et al.*, 2018) (figura 10.18).

En conclusión, en la rehabilitación de sitios degradados con las características descriptas, la incorporación del componente forestal con especies del género *Prosopis*, puede aportar

cambios significativos en los parámetros edáficos, contribuyendo a la acumulación de materia orgánica, a equilibrar el pH y básicamente disminuir el tenor en la CE, permitiendo la lixiviación de las sales en el perfil. La cobertura arbórea y herbácea cumple un rol clave en la disminución de la evaporación de los suelos, factor determinante en el ascenso de las sales y acumulación de las mismas en la superficie del suelo. Este estudio constituyó una primera aproximación hacia la restauración abiótica del sistema, siendo necesario continuar el análisis sobre el componente biótico.

10.6 Vacíos de conocimiento y desafíos a resolver

Dentro de las actividades que han llevado a un avance positivo en el desarrollo forestal en el Parque Chaqueño hay aspectos por mejorar.

Esos vacíos de información se pueden agrupar en los referidos al ámbito biológico y técnico, y aspectos relacionados a la gestión.

Ámbito biológico y técnico:

Debe analizarse la hipótesis de “estancamiento” de la regeneración, según la cual las altas densidades de regeneración en las primeras clases diamétricas se deberían a la alta competencia entre individuos y con los arbustos.

Si bien está bastante estudiado cómo afecta el drenaje profundo la pérdida de cobertura boscosa, es preciso profundizar en sistemas intermedios como los sistemas silvopastoriles (SSP) o la cosecha forestal. Específicamente, se considera importante determinar el umbral mínimo de mantenimiento de la cobertura que evite pérdidas de agua por percolación profunda debajo del nivel de raíces. En este contexto, deben realizarse estudios que evalúen diferentes configuración y niveles de intervención de MBGI, para definir los valores umbrales, y manejo espacio-temporal, a escala de paisaje, predial y de rodal o lote.

Es necesario analizar la heterogeneidad del bosque a diferentes escalas espaciales, principalmente a escala de micrositos para determinar cuáles son los factores que definen las pautas de manejo.

Se considera relevante analizar para los distintos grupos de fauna nativa el uso de las estructuras del bosque nativo y cómo se pueden ajustar las pautas de manejo para que mantengan o mejoren las condiciones de hábitat.

Se deben instalar y llevar a cabo estudios de largo plazo en dónde se evalúe la dinámica de la regeneración y la demografía de las poblaciones arboles e interés en diferentes estados y situaciones de los Sitios Ecológicos con uso silvo-pastoril o silvícola. Eso permitirá comprender mejor cómo debe ser el manejo de la regeneración en diferentes estados de un bosque y bajo diferentes intervenciones silvícolas y/o ganaderas.

Además, se necesita desarrollar de manera más equilibrada con otras actividades la destinada a la gestión para la obtención de biomasa para energía.

Es prioritario evaluar las interacciones espaciales que pueden desencadenar contagios de la degradación a gran escala (paisaje y región).

En el ámbito de la gestión:

A nivel provincial, es preciso simplificar las exigencias y facilitar los circuitos de aprobación de planes de manejo forestal. Favorecer una planificación gradual basada en la información que el plan vaya generando.

A nivel regional, es necesario generar redes de articulación entre técnicos, funcionarios, gobiernos, comunidades de pueblos originarios, productores y campesinos para favorecer el aprendizaje, el flujo de información útil para el

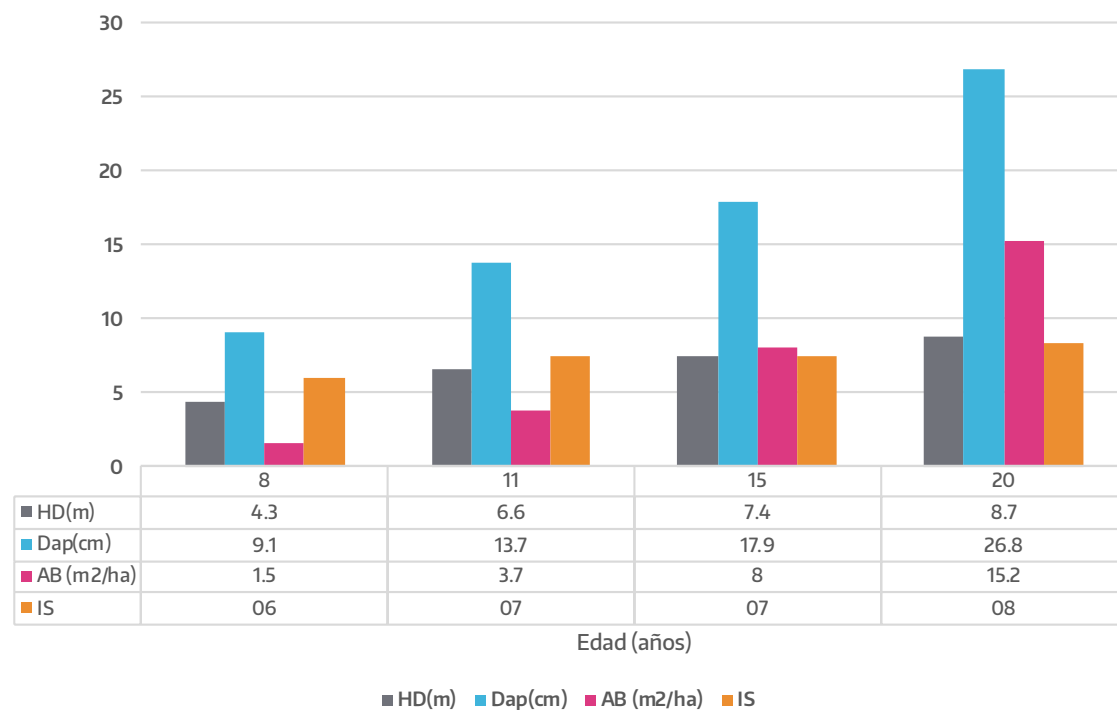


Figura 10.18. Variación en el crecimiento y calidad del sitio del rodal con la edad de una plantación con *Prosopis alba* en suelos degradados por salinización en el área de riego de la provincia de Santiago del Estero. HD: altura del árbol dominante; DAP: diámetro a la altura del pecho (1,3 m); AB: área basal; IS: índice de sitio.

sector, y el posicionamiento de los bosques de la región por la calidad de sus productos y los demás servicios ecosistémicos que brindan.

10.7 Conclusiones

En la región del Parque Chaqueño las acciones antrópicas han generado y aún generan cambios importantes en diversos aspectos ambientales (carbono, estructura del suelo, biodiversidad) y en los servicios ecosistémicos. Los cambios en la configuración de los bosques en el Parque Chaqueño determinadas por las diferentes prácticas silviculturales, modifican en forma positiva o negativa, la diversidad funcional al tener efectos marcados sobre distintas interacciones entre las plantas leñosas, animales y el ambiente físico donde el bosque se desarrolla. Por ejemplo, el rolado selectivo no incide negativamente sobre la cantidad ni la dinámica del carbono y nitrógeno total del suelo, pero modifica la actividad microbiana evaluada por la respiración edáfica. Además, la presencia del bosque puede reducir las pérdidas de nutrientes del suelo, de suma importancia en ambientes semiáridos. En las interacciones que se analizaron para contextualizar la diversidad funcional, se pudo ver que una caída en las interacciones de polinización por modificaciones en la diversidad o abundancia de la fauna polinizadora, puede repercutir en forma directa sobre la producción de frutos y semillas de diversas especies.

A nivel predial, hay que fortalecer procesos de inversiones y alianzas para el uso sostenible en la biomasa leñosa de reducidas dimensiones.

El análisis del conocimiento disponible sobre las interacciones antes presentadas demuestra que es necesario profundizar las investigaciones sobre otras características biológicas y ecológicas de las plantas leñosas y los animales con los que interactúan. Es necesario incrementar el número de trabajos que evalúen las interacciones de manera conjunta y a escala de paisajes, ya que el cambio en el uso de la tierra es acelerado en este bioma, con altísimas tasas de deforestación que experimentó la región durante las últimas décadas. La posibilidad de profundizar los estudios sobre los posibles cambios en la diversidad funcional, entendiendo mejor las consecuencias reproductivas y sobre el establecimiento para las plantas leñosas del Parque Chaqueño, será de gran importancia en el contexto de la conservación a escala regional. Es urgente diversificar los criterios que guían la toma de decisiones políticas, económicas y ambientales. Descubrir que existe una diversidad de maneras en que los seres humanos nos relacionamos con el mundo natural es fundamental para generar ciudadanía y exigir el reconocimiento del derecho a un medio ambiente adecuado.

CUADRO 1

Reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido como herramienta de gestión

Marta C. Iturre¹, Publio A. Araujo¹, Marta P. Rueda¹ y Carla V. Rueda¹

¹Cátedra de Manejo Forestal. Instituto de Silvicultura y Manejo de bosques (INSIMA) -Facultad de Ciencias Forestales (FCF) – Universidad Nacional de Santiago del Estero. (UNSE).

Los estudios sobre tasas de mortalidad y reclutamiento permiten entender la dinámica de la vegetación y las tasas de recambio de la biomasa (Carey *et al.*, 1994; Lugo y Scatena, 1996) y son determinantes de la cantidad de individuos que forman parte de la población a lo largo del tiempo. El reclutamiento es una expresión de la capacidad del bosque para incrementar el número de individuos que se incorporan desde la regeneración natural, expresando la fecundidad de las especies, el crecimiento y sobrevivencia de los renovales. La mortalidad juega un papel importante en la regulación de la población. Esto ocurre en diferentes escalas, intensidades de espacio y de tiempo, como consecuencia de procesos endógenos o exógenos, como los disturbios (Londoño y Jiménez, 1999).

En un estudio realizado en un bosque característico del Chaco Semiárido (Campo Experimental "Ing. Francisco Cantos" de la EEA INTA Santiago del Estero) con balance hídrico deficitario (evapotranspiración potencial de 1.100-1.200 mm/año y precipitación de 500 mm/año), se evaluaron las tasas de mortalidad y reclutamiento de árboles a partir de un inventario forestal continuo de 24 parcelas permanentes. La fisonomía principal del sitio es el bosque de quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) con

una densidad de 317 árboles/ha (5,2 m²/ha de área basal), de los cuales el 87% corresponde a ambos quebrachos, algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y mistol (*Ziziphus mistol*).

La medición inicial se hizo en 1996 y se efectuaron remediciones luego de 4, 9, 13 y 18 años. Luego de 18 años de evaluación, se deduce que hubo un reclutamiento promedio de 71,7 árboles/ha y una mortalidad de 35,8 árboles/ha para las cuatro especies principales (tabla 10.1 cuadro 1).

Para el conjunto de especies estudiadas, la tasa de mortalidad fluctuó entre 1,45 y 1,06%, disminuyendo a medida que aumenta el número de años.

Los estudios sobre tasas de mortalidad y reclutamiento permiten entender la dinámica de la vegetación y las tasas de recambio de la biomasa (Carey *et al.*, 1994; Lugo y Scatena, 1996) y son determinantes de la cantidad de individuos que forman parte de la población a lo largo del tiempo.

Esto ocurre en diferentes escalas, intensidades de espacio y de tiempo, como consecuencia de procesos endógenos o exógenos, como los disturbios (Londoño y Jiménez, 1999).

Tabla 10.1. B1. Número inicial de individuos (N_o), muertos (N_m), reclutados (N_r) y sobrevivientes (N_s) por hectárea en los diferentes períodos de remediación.

Especie	N _o	N _m	N _s	N _r	N _t
Período: 4 años (1996-2000)					
<i>P. nigra</i>	15,8	6,6	9,2	0,00	15,83
<i>Z. mistol</i>	30,0	0,0	30,0	0,00	30,00
<i>A. quebracho-blanco</i>	113,3	0,8	112,5	1,00	114,33
<i>S. lorentzii</i>	45,8	4,2	41,7	1,50	47,33
Total	204,9	11,7	193,3	2,50	207,49
Período: 9 años (2000-2009)					
<i>P. nigra</i>	16,67	9,17	7,50	0,83	17,50
<i>Z. mistol</i>	30,83	1,67	29,16	5,83	36,66
<i>A. quebracho-blanco</i>	114,17	10,00	104,17	4,17	118,34
<i>S. lorentzii</i>	45,83	2,50	43,33	11,67	57,50
Total	207,50	23,34	184,16	22,50	230,00
Período: 13 años (1996-2009)					
<i>P. nigra</i>	15,83	14,00	1,83	0,83	16,66
<i>Z. mistol</i>	30,00	1,67	28,33	5,83	35,83
<i>A. quebracho-blanco</i>	113,33	10,83	102,50	4,17	117,5
<i>S. lorentzii</i>	45,83	6,67	39,16	14,17	60,00
Total	204,99	33,17	171,82	25,00	229,99
Período: 18 años (1996-2014)					
<i>P. nigra</i>	15,83	15	0,83	3,33	19,16
<i>Z. mistol</i>	30,00	1,67	28,33	25,83	55,83
<i>A. quebracho-blanco</i>	113,33	11,67	101,66	8,33	121,66
<i>S. lorentzii</i>	45,83	7,50	38,33	34,17	80,00
Total	204,99	35,84	169,15	71,66	276,65

Para el conjunto de especies estudiadas, la tasa de mortalidad fluctuó entre 1,45 y 1,06% disminuyendo a medida que aumenta el número de años. En este estudio la tasa de mortalidad fue menor a lo reportado por Swaine *et al.*, (1987a, 1990) para tasas anuales de mortalidad en bosques secos (1,7-2,3%).

Las tasas de reclutamiento fluctuaron entre 0 y 3,51% anual, siendo la especie *Z. mistol* la que registró las mayores incorporaciones al bosque (3,51%), seguida por *S. lorentzii* (3,14%), *P. nigra* (1,07%) y *A. quebracho-blanco* (0,39%). Estos valores fueron similares a los informados para un bosque tropical seco (1,51%) y menores a

la de un bosque húmedo (2,99-4,57%) (Swaine *et al.*, 1990; Nebel *et al.*, 2001).

En este estudio, las tasas de reclutamiento durante los tres primeros períodos (4, 9 y 13 años) fueron menores que las de mortalidad para el conjunto de especies. Sin embargo, en el período de 18 años, el reclutamiento superó a la mortalidad en un 47%. (figura 10.1. B1). Los resultados muestran que se trata de un bosque en regeneración con mayor reclutamiento que mortalidad. Esta herramienta es necesaria para obtener información a la hora de decidir acciones de intervención silvícola en masas forestales nativas del parque chaqueño.

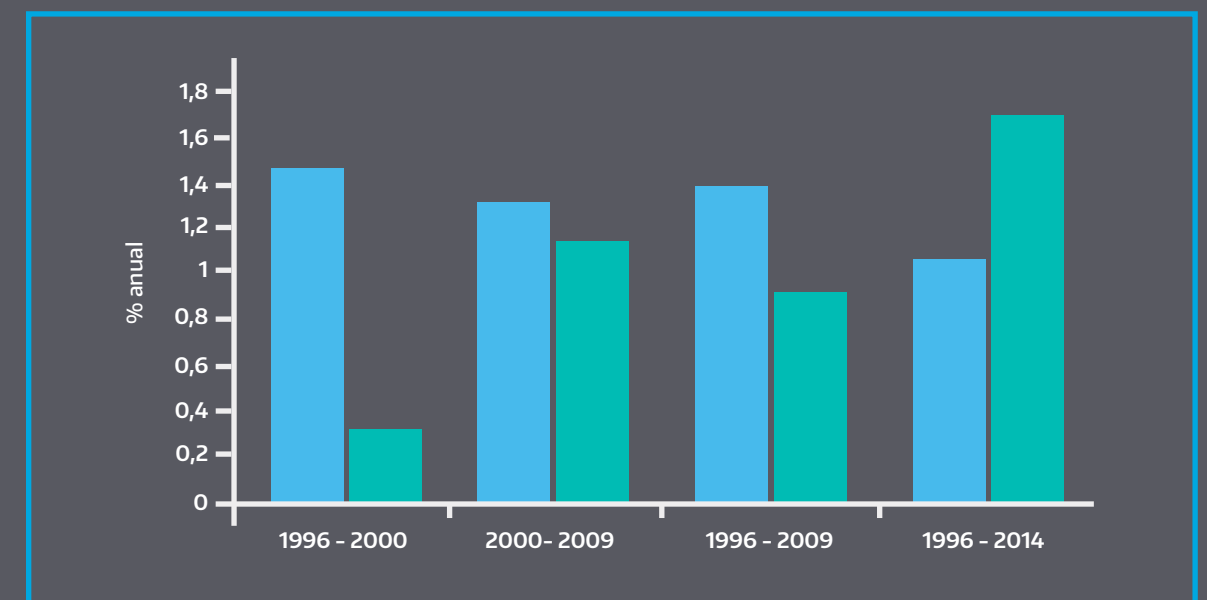


Figura 10.1. B1. Tasas de reclutamiento y mortalidad durante cuatro períodos evaluados en un bosque característico del Chaco Semiárido.

CUADRO 2

Descripción de los Procesos planta-animal-ambiente que intervienen en el Parque Chaqueño

L. Galetto¹ y C. Torres¹

¹Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e IMBIV (UNC-Conicet).

En este apartado se analizan algunos procesos en donde están involucradas distintas interacciones planta-animal-ambiente (polinización, producción de frutos, dispersión, germinación y establecimiento de renovales), focalizados en algunas de las plantas leñosas del Parque Chaqueño como ejemplos de la complejidad del atributo funcional de la biodiversidad. El objetivo es mostrar la importancia de considerar el atributo funcional en cualquier plan de manejo o restauración de este bioma a partir de analizar los antecedentes disponibles para algunos de los procesos ecológicos y especies leñosas.

Polinización: La polinización es un servicio ecosistémico comprometido seriamente en los procesos de aplicaciones de técnicas silvícolas en el Parque Chaqueño. El proceso de polinización de especies leñosas del Parque Chaqueño, en general, involucra animales y frecuentemente las interacciones entre las flores y los polinizadores son poco específicas. Es decir, un grupo numeroso de especies de polinizadores visita el conjunto de flores de las especies leñosas. Hay algunas excepciones como el tala (*Celtis erenbergiana*) o el quebracho colorado (*Schinopsis balansae*), ya que presentan flores con caracteres típicos de la polinización anemófila, como flores de pequeño tamaño y con perianto poco llamativo, con anteras y estigmas expuestas

fuera del follaje. La floración de los individuos estaminados del quebracho colorado se inicia antes y culmina después que la floración de los pies pistilados (Barberis *et al.*, 2012). Además, en las flores de esta especie se han registrado visitas esporádicas de pequeñas avispas y colección de polen por especies de abejas sin aguijón (*Apidae, Meliponini*); el polen también ha sido encontrado en distintas mieles de *Apis mellifera* (Barberis *et al.*, 2012 y bibliografía allí citada). Las flores de la gran mayoría de las especies leñosas, como *Prosopis* spp. (p. ej., *Prosopis alba*, *P. nigra*, *P. kuntzei*), *Ziziphus mistol*, *Caesalpinia paraguariensis*, *Acacia caven*, *A. praecox* y *A. aroma*, son visitadas por una amplia variedad de insectos (abejas, avispas, moscas, mariposas escarabajos) y presentan un sistema de incompatibilidad genética, con lo cual son altamente dependientes de los polinizadores para la producción de frutos y semillas (p. ej., Torres *et al.*, 2002; Morales y Galetto, 2003; Funes *et al.*, 2008; Cerino *et al.*, 2015). La polinización efectuada por animales en este grupo de plantas con flores generalistas (es decir, visitada por un amplio espectro de animales polinizadores) puede ser definida como un mutualismo a nivel comunitario. Se percibe a la abeja de miel (*Apis mellifera*) como polinizador, ya que es muy común y de interés para los humanos. Sin embargo, al ser una especie exótica, no quiere decir necesariamente que sea un polinizador eficiente para las plantas leñosas nativas. Hay

estudios que indican que resulta un fuerte competidor para los polinizadores nativos, lo cual determina una disminución en la producción de frutos y semillas de muchas plantas de distintos ecosistemas.

Dispersión de frutos y semillas, y germinación:

La dispersión de los propágulos puede ser anemócora, como en el caso del quebracho colorado (Barberis *et al.*, 2012) o el quebracho blanco, o entre las especies de lapachos (Abraham de Noir *et al.*, 2002). Las sámaras o las semillas aladas son dispersadas por el viento. En el quebracho colorado se han observado casos de dispersión secundaria por el agua o por hormigas (Barberis *et al.*, 2012). Sin embargo, en la gran mayoría de las especies leñosas del Parque Chaqueño la dispersión de frutos y semillas es zoócora, principalmente por endozoocoria, ya que las semillas son ingeridas y dispersadas por animales (Abraham de Noir *et al.*, 2002; Marco y Paez, 2002; Ponce *et al.*, 2012). Entre los principales dispersores de frutos y semillas se encuentran distintas especies de aves y también mamíferos, como zorros, vizcachas y pecaríes, o reptiles como las tortugas (Abraham de Noir *et al.*, 2002; Marco y Paez, 2002; Varela y Bucher, 2002, 2006; Ponce *et al.*, 2012). En las últimas décadas, el ganado doméstico tiene un importante papel en la dispersión de muchas especies de plantas leñosas nativas y exóticas (por ejemplo, Ferreras y Galetto, 2010). El cambio en el uso de la tierra y fragmentación de los bosques determina que en algunas especies (*Celtis erenbergiana*, *Lycium cestroides* y *Zanthoxylon coco*) la remoción de frutos dispersados por aves sea más rápida en el bosque continuo que en los fragmentos (Ponce *et al.*, 2012). Es decir, la dispersión biótica de frutos y semillas que, al igual que la polinización, también es afectada negativamente por las alteraciones del hábitat.

La germinación de las semillas de especies del Parque Chaqueño y en particular la del quebracho colorado presenta una alta capacidad de germinación en el verano, especialmente en los bordes de los bosques, mientras que se reduce durante el invierno (Barberis *et al.*, 2012). Otras especies anemócoras como el quebracho blanco, mantienen el poder germinativo durante todo el año posterior a su dispersión, aunque con un paulatino descenso en los porcentajes de emergencia (Alzugaray *et al.*, 2006). Algunas especies de plantas como Acacia o el mistol requieren que la dormición (química o física) de sus semillas sea interrumpida para su germinación, especialmente las dispersadas por animales cuando las ingieren y se debilita el epicarpo y/o mesocarpo. El fruto del mistol es una drupa con endocarpo leñoso que dificulta la germinación de las semillas a través de dormición física (Araoz y Del Longo, 2006). Asimismo, y al igual que numerosas especies de Fabaceae, las semillas de *A. aroma* poseen una cubierta impermeable al agua (dormición física). Una vez que las semillas han sido escarificadas germinan rápidamente a medias o altas temperaturas (Funes *et al.*, 2008 y bibliografía allí citada). Estudios experimentales sobre la germinabilidad de las semillas en especies leñosas del Chaco Serrano de Córdoba (*Celtis erenbergiana*, *Condalia* spp., *Lithraea molleoides*, *Lycium cestroides* y *Zanthoxylum coco*) y que tienen dispersión endozoócora por aves, mostraron que hubo un incremento significativo en el porcentaje de germinación de las semillas que atravesaron el tracto digestivo versus las que no (control) (Díaz Vélez *et al.*, 2017).

Establecimiento y regeneración: El establecimiento y regeneración de las especies leñosas del Parque Chaqueño dependen de las condiciones a escala espaciales grandes, como el cambio en uso del suelo debido a la deforestación, como de las condiciones a escala de micrositio. Por

ejemplo, en un estudio donde se estudiaron las siete especies más importantes para una región de la provincia del Chaco con Bosque de tres quebrachos, (*Schinopsis balansae*, *S. lorentzii*, *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Prosopis kuntzei*, *Caesalpinia paraguariensis*, *Ziziphus mistol*, y *Cordia americana*) se encontró que la cobertura del bosque en el paisaje es más importante que el tamaño de los fragmentos para explicar la densidad y estructura poblacional (Torrella *et al.*, 2015). Asimismo, las condiciones de micrositio y tipo de suelo en que se establecen plántulas de *S. balansae* influyen la tasa de crecimiento posterior. En general, el crecimiento del quebracho colorado es más rápido en suelos altos, areno-arcillo-humíferos, que en los suelos poco permeables y con alto contenido de arcilla, arena o sal (Barberis *et al.*, 2012 y bibliografía

allí citada). El ganado tendría un efecto negativo sobre la regeneración de varias especies leñosas ya que suele alimentarse del quebracho colorado afectando su establecimiento por pisoteo y ramoneo. En la Cuña Boscosa santafesina el daño por efecto del pastoreo bovino es mayor en *S. balansae*, que en *Prosopis nigra* y *Geoffroea decorticans* (Barberis *et al.*, 2012 y bibliografía allí citada). Las plántulas de quebracho colorado son sensibles a las heladas y al fuego, mientras que una insolación intensa durante el verano puede producir daños en plántulas menores a un año. Los individuos adultos de *S. balansae* y *S. lorentzii* serían capaces de sobrevivir a intensidades moderadas de fuego debido a su gruesa corteza (Bravo, 2010; Barberis *et al.*, 2012).

CUADRO 3

Síntesis de los conceptos clave sobre Sitios Ecológicos y Modelo de Estado y Transición (MET)

D. R. López¹; L. Cavallero¹; C. Carranza¹; F. Alaggia¹

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, (INTA) Estación Forestal Villa Dolores (EEA Manfredi).

En este apartado se presentan la definición de conceptos utilizados en este capítulo. El enfoque y las definiciones se adaptaron de Briske (2008), Bestelmeyer (2009), López (2011, 2013) y Peri (2017).

Sitios Ecológicos

Unidades o elementos de paisaje con características similares de suelo, topografía, formaciones geológicas y régimen climático que difieren de otras clases en: (1) la producción y la composición de especies vegetales potenciales bajo un régimen de disturbio en condiciones de referencia, que están asociadas con las propiedades del suelo, la dinámica natural de la vegetación

y la capacidad de proveer de servicios ambientales. (2) Las respuestas al manejo, los procesos de degradación y restauración. Las clases del sitio ecológico se repiten en componentes similares del suelo, dentro de la misma ecorregión u otra. Cada sitio ecológico tiene un estado de referencia y un modelo específico con transición entre uno o más estados alternativos.

Conceptos del Modelo de Estados y Transiciones

Resiliencia ecológica: Capacidad de un ecosistema para absorber y/o reorganizar después de un disturbio, manteniendo la integridad estructural-funcional. Este enfoque de resiliencia asume que los ecosistemas pueden tener dos o más estados estables alternativos y enfatiza la ocurrencia potencial de transiciones entre estados, basadas en los cambios de atributos clave de su estructura y procesos organizativos. Cada estado tiene una resiliencia específica a diferentes factores de disturbio. Entonces, la resiliencia original del ecosistema está asociada a la capacidad de mantener y/o recuperar la identidad del ecosistema (i.e. el estado de referencia). La resiliencia puede evaluarse por las propiedades: (1) elasticidad o "resiliencia ingenieril" (velocidad a la que un ecosistema puede regresar a la fase o comunidad de referencia del

estado de referencia) después de un disturbio, (2) amplitud (definida por el umbral más allá del cual el ecosistema disminuye significativamente o pierde su resiliencia al estado anterior o de referencia) y (3) resistencia (la sensibilidad del sistema para que ocurran cambios estructurales-funcionales o que se desencadene un proceso de degradación en respuesta a un factor de disturbio; por lo tanto, si la velocidad y magnitud de un determinado proceso de degradación es baja, esto significa una alta resistencia). Los umbrales se asocian a condiciones que modifican la estructura y la función del ecosistema más allá de los límites de la resiliencia ecológica, lo que resulta en una transición a estados alternativos (ver figura 10.1. B3 y los otros conceptos de cuadro).

Estado: Conjunto de comunidades vegetales asociadas a una dinámica temporal que ocurre bajo determinadas propiedades y rangos de factores y procesos a nivel del suelo (e.g. fluctuación estacional del nivel freático), que producen atributos persistentes a lo largo del tiempo con características y dinámicas estructural y funcional particulares de dicho estado del ecosistema (figura 10.1. B3).

Estado de referencia: Es el estado a partir del cual se pueden identificar y derivar todos los otros estados y fases del mismo sitio ecológico. Fase de referencia de un ecosistema: representa la comunidad vegetal (o fase potencial) del estado de referencia, que es la comunidad con mayor resiliencia dentro de dicho estado (es decir, hacia la fase que el sistema tiende a regresar en ausencia de factores de perturbación). Cada estado alternativo puede tener una fase potencial, que es la comunidad vegetal hacia dónde tiende cada estado del ecosistema en ausencia de factores de disturbio (por ejemplo, fases de los estados E-I, E-II y E-III de la figura 10.1. B3). Sería el estado que potencialmente puede proporcionar la mayor variedad de servicios ambientales.

Fases o comunidades de un estado: comunidades de plantas distintivas asociadas con la dinámica de diferentes niveles de variables cambiantes del suelo (ej. disponibilidad de agua) y del clima que fluctúan naturalmente a lo largo del tiempo, que caracterizan a un solo estado. El cambio de fases no representa el cruce de un umbral y también puede deberse a rotaciones con uso antrópico bajo o moderado y/o fluctuaciones climáticas (por ej., fluctuaciones de lluvias interanuales) (por ej., fases I.a y I.b para el estado I de la figura 10.1. B3). Cada estado se caracteriza por una resiliencia ecológica específica para diferentes factores de perturbación, y la dinámica entre fases del mismo estado está asociada a la resiliencia ingenieril.

Fase de referencia de un ecosistema: representa la comunidad vegetal (o fase potencial) del estado de referencia, que es la comunidad con mayor resiliencia dentro de dicho estado (es decir, hacia la fase que el sistema tiende a regresar en ausencia de factores de perturbación). Cada estado alternativo puede tener una fase potencial, que es la comunidad vegetal hacia dónde tiende cada estado del ecosistema en ausencia de factores de disturbio (por ejemplo, fases de los estados E-I, E-II y E-III de la figura 10.1. B3).

Fase de riesgo: dentro de cada estado, es la comunidad vegetal más susceptible a sufrir una transición negativa hacia un estado alternativo más degradado (i.e. a un estado con menos integridad estructural-funcional respecto de un estado de referencia). Representa a la comunidad menos resiliente dentro de un estado y por ende más susceptible a ser degradada (por ej., fase I.b de E-I, II.b de E-II y fase II.b de E-III, fig. 10.1.B3)

Transiciones negativas (o degradación): los mecanismos y dinámica temporal por los cuales un estado se modifica a otro estado más degradado (con niveles más bajos de integridad estructural-funcional en relación con el estado de referencia) en respuesta a sobre-uso y/o a interacción a factores ambientales (sequías extremas) (fig. 10.1. B3). Se define en función de: (i) los factores disparadores o desencadenantes (factores de disturbio naturales y/o antrópicos) que producen un proceso de cambio en un momento específico; (ii) el umbral; y (ii) el tiempo tarda en traspasar el umbral.

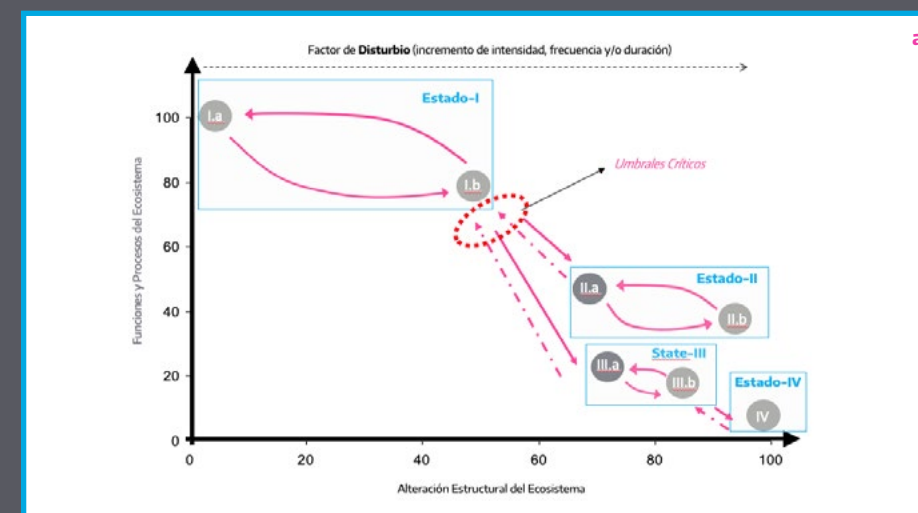
Disparadores: eventos, factores, procesos y/o controladores que inician una transición entre estados alternativos. Los disparadores pueden ser uno (o más) factor (es) de disturbio (por ej., sobrepastoreo y/o sequías extremas), que generan cambios estructurales-funcionales significativos en el ecosistema (i.e. disturbios

en el sistema). Si el cambio es a un estado degradado, el disparador desencadena una transición negativa (por ejemplo, un cambio determinado por la interacción entre la sequía extrema y el pastoreo). Pero si se desencadena una transición hacia un estado con una mejor integridad estructural-funcional del bosque, representa una transición positiva o de restauración (por ejemplo, un cambio desencadenado por un año muy húmedo con clausura al pastoreo y/o reforestación).

Umbral: factores y procesos bióticos y abióticos clave -modificados durante una transición negativa- que limitan (o disminuyen significativamente) la recuperación intrínseca (sin intervención o input externo del ecosistema) al estado anterior o de referencia. Esto se identifica por los valores umbral de indicadores clave. Los umbrales representan los límites estructurales-funcionales más allá de los cuales la resiliencia del ecosistema al estado anterior o de referencia se ha reducido significativamente o se perdió. Si los umbrales están asociados con la aparición de limitaciones bióticas y/o abióticas muy severas (por ejemplo, extinción local de especies, erosión del suelo), la probabilidad de que ocurra una transición al

estado de referencia o al anterior es muy baja (o la restauración requerirá más tiempo y mucho input externo). En general, los estados con degradación intermedia (e.g. bosques con niveles intermedios de integridad estructural-funcional) redujeron significativamente su resiliencia al estado de referencia (i.e. el ecosistema necesita períodos de recuperación muy largos y con niveles intermedios de input en energía/trabajo/materia); mientras que los estados muy degradados han perdido la resiliencia original del ecosistema (por ejemplo, la recuperación es improbable y/o necesita insumos externos muy altos, con largos períodos de tiempo, para recuperar o rehabilitar a mejores niveles de integridad estructural-funcional) (figura. 10.1 B3).

Transiciones de restauración (o positivas): prácticas de manejo o intervenciones (y tiempos requeridos) realizadas en un estado particular, necesarias para recuperar las condiciones estructurales-funcionales de un estado anterior o del estado de referencia. Además, pueden existir transiciones de rehabilitación que pretenden mejorar las condiciones estructurales-funcionales de estados muy degradados, que representarían transiciones a nuevos estados (o nuevos ecosistemas, ver más en capítulo I) (figura 10.1 B3).



CUADRO 4

Efectos de la actividad de rolado y cambios en el suelo

A. Albanesi¹; C. Kunst¹; A. Anriquez²; J. Silberman²; R. Ledesma¹; J. Domínguez Núñez³; D. Grasso⁴

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Santiago del Estero) ²Facultad de Agronomía y Agroindustrias (FAyA)-UNSE ³Universidad Politécnica de Madrid, España. ⁴Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Castelar).

El suelo es un recurso natural no renovable y su pérdida no es recuperable en el marco de tiempo de una vida humana. Por lo tanto, el suelo constituye la base para el desarrollo sostenible de la producción agropecuaria y forestal. Las cuchillas del rolo no invierten el pan de tierra,

sino que efectúan un corte vertical en el suelo de ancho y profundidad variable. La diferencia del rolo con otras herramientas (por ejemplo, hoja de la topadora) es que por su propia naturaleza no arrastra la capa superficial del suelo, sino que lo deja en su lugar.



Figura 10.1. B4 Efecto de 1er orden de la perturbación rolado: incorporación de materia orgánica (MOS) a través de corte de ramas con diámetro ≤ 2 cm, y revolvimiento de mantillo y ramas.

Las características del corte varían de acuerdo con el tamaño de las cuchillas, el peso del rolo, el tipo de suelo, y la cantidad y diámetro de las ramas de leñosas aplastadas (fig. 10.1. B4). La perturbación causada produce cambios en la fertilidad del suelo y en sus microorganismos por la brusca disponibilidad de luz solar y el revolvimiento del mantillo. Junto al ciclo del agua, se considera a la dinámica de la materia

orgánica del suelo (MOS) como un proceso clave de la calidad del suelo en un contexto de rehabilitación (Albanesi, 2008).

El carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico particulado (COP) y el nitrógeno total (Nt) son los indicadores más generalizados del contenido de la MOS en estudios de larga duración y los más importantes para explicar

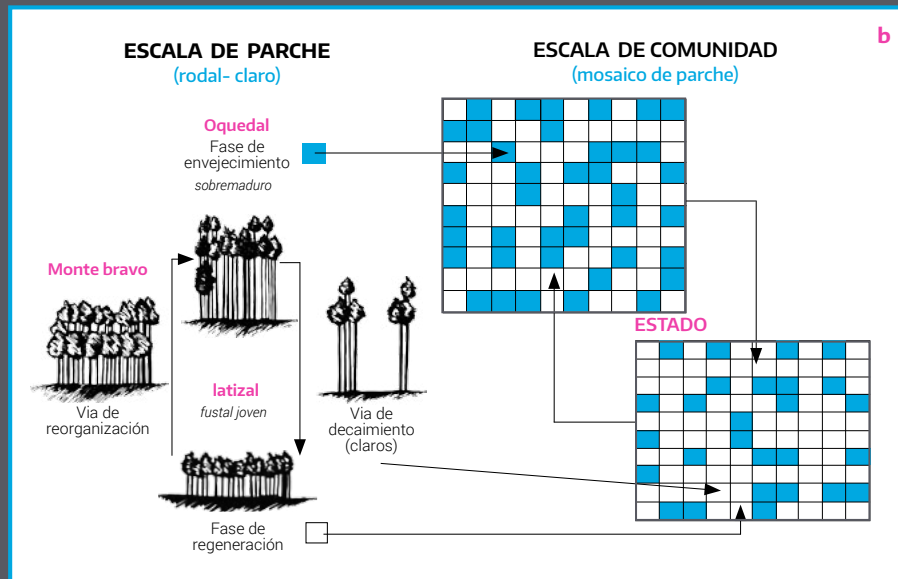


Figura 10.1. B3. (a) Esquema del Modelo Estructural-Funcional de Estado y Transición para la evaluación y manejo de ecosistemas (López *et al.*, 2011, Easdale y López, 2016). El eje x representa la degradación o alteración del estructural del ecosistema y el eje y representa las funciones y procesos clave del ecosistema. Los diferentes estados se identifican mediante recuadros y números romanos (el valor más alto indica estados más degradados), mientras que los círculos grises representarían diferentes fases dentro de cada estado (ej., fases I.a y I.b para el estado I). La probabilidad de una transición (grado de irreversibilidad luego de cruzar un umbral) se refleja por el ancho y el relleno de la flecha: transiciones negativas (más factibles que las transiciones positivas) con flechas más gruesas y rellenas; transiciones positivas (es más improbable que ocurran) con flechas delgadas, y transiciones positivas que son virtualmente improbables con flechas punteadas. Los círculos de puntos grises indican umbrales críticos. Existe una dirección implícita de incremento de la intensidad, frecuencia y / o duración del factor(es) de disturbio, desde la parte superior izquierda hacia la parte inferior derecha. Tener en cuenta que la influencia en la estructura y las funciones no es necesariamente lineal y continua. (b) Representación esquemática del equilibrio dinámico de un estado de un bosque. A la izquierda: dinámica a escala de parche de la vegetación de un bosque xerófilo en donde se ejemplifican 4 tipo de parches (maduro u oquedal; en decaimiento o claro; en regeneración o brinzal; en re-organización o latizal), entre los cuales existe vías de dinámica natural. La vía de pasaje (dinámica) de un tipo de parche a otro pueden durar diferentes tiempos, lo que se asociaría a factores o a procesos internos (topografía y/o características ecofisiológicas especie-específica), a factores externos (ciclos de años húmedos-secos) o a la interacción de ambos, que pueden acelerar o retrasar el pasaje de un tipo de parche a otro. Esto determina que haya fluctuaciones espacio-temporales en la proporción de tipos de parches que conforma el mosaico de una comunidad vegetal. A la derecha: representación a escala de comunidad vegetal de dos fases de un mismo estado con mosaicos de bosques con distinta proporción de tipos parches. Dentro del recuadro que representa un estado, la fase ubicada hacia el vértice superior izquierdo esquematiza una fase dominada por parche en maduros y/o en vías de re-organización; mientras que el mosaico ubicado hacia el vértice inferior derecho representa una fase dominada por parches en vía de decaimiento (claros) y co-dominador por parches en brinzal y latizal (ver más en López *et al.*, 2011).

la sustentabilidad agronómica y ecológica. El efecto instantáneo del rolado de baja intensidad (RBI) (1^{er} orden) es un ingreso significativo de biomasa de origen leñoso arbustivo de diámetro <2 cm al suelo, resultante del aplastamiento producido por el rolado. Ello implica una incorporación significativa de MOS al sistema biológico

del suelo. En un ensayo conducido en el Campo Experimental 'La María' (INTA EEA Santiago del Estero), se estimó que el pasaje del rolo aplastó entre 3 -10 t ha⁻¹ de la vegetación leñosa de baja y mediana altura (altura £ 3 m) siendo los residuos leñosos de pequeño diámetro (tabla 10.1 cuadro 4).

Tabla 10.1. B4 Efecto de 1^{er} orden de la perturbación rolado: incorporación de carbono y nitrógeno al suelo por aplastamiento de ramas y hojas. Planteo teórico basado en Albanesi (2008).

Especie	Densidad (plantas*ha ⁻¹)	Inmediatamente después del RBI			Un año después del RBI		Relación C:N
		kg MS*ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	
<i>Capparis atamisquea</i> (atamisqui)	600	1260	630	30	315	15	21
<i>Acacia gilliessi</i> (garabato)	600	1260	630	22	315	11	28
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (tala)	600	1260	630	32	315	16	20
Otros	200	420	210	9	105	4.7	22
Total arbustos		4200	2100	94	1050	47	23
<i>Megathyrsus maximum</i> (diferido)		4975	2497	6	780	3	28

Las especies arbustivas leñosas dominantes fueron las típicas de los sitios ecológicos Alto (A) y Media Loma (ML) de la región chaqueña: *Acacia furcatispina* (garabato), *Celtis ehrenbergiana* (tala) y *Capparis atamisquea* (atamisqui) estimada de ≈1260 Kg MS de arbustos ha⁻¹ cada una. De ésta biomasa se consideró que

un 50% es carbono (C) y que al año de realizado el rolado se mineraliza un 50% del C y N (tabla 10.1. B4). Los procesos que se inician luego del aplastamiento son la mineralización o descomposición de la MOS, mediados por los microorganismos del suelo y regulados principalmente por el clima, el tipo de sustrato y su relación C:N

(calidad de sustrato). La actividad microbiana puede mineralizar o inmovilizar el nitrógeno, es decir que puede suministrar formas disponibles al suelo o contribuir con biomasa microbiana al mismo, respectivamente. La relación C:N es el factor que determina el tipo de proceso que predomina (Albanesi 2008). Un año después de la perturbación inicial (efecto de 2do orden), la relación C:N de la mayoría de los residuos de los principales arbustos fue menor a 25, evidenciando el predominio del proceso de mineralización, es decir que hubo nutrientes en disponibilidad para el crecimiento vegetal. La acumulación de material vegetal mejoró la disponibilidad de sustrato nitrogenado y energético y por lo tanto aumentó la tasa de mineralización neta. La relación C:N del tejido de *Gatton panic* fue muy elevada lo que indica que el aporte como residuo al suelo involucraría una inmovilización de N del mismo, implicando más sustrato nitrogenado disponible en un próximo período húmedo. El rolado selectivo no modifica la cantidad ni la dinámica del COT y el Nt; y por lo tanto mantiene las reservas y la variabilidad natural de la materia orgánica del suelo (Albanesi et al., 2008). El rolado disminuye el valor del COT en la temporada siguiente a su aplicación debido a que favorece los procesos de mineralización. Esta disminución del COT se produce en mayor medida en el suelo bajo el dosel arbóreo porque en estos micrositios existe una fracción de MOS de mayor disponibilidad que se mineraliza. El Nt aumenta, posiblemente debido a que el mayor aporte de residuos vegetales y el aumento en la mineralización generan mayor disponibilidad de N el cual en esta estación de crecimiento aún no es aprovechado eficazmente por las pasturas que aún no alcanzaron los mayores requerimientos de nutrientes. La conservación del COS en bosques semiáridos es sumamente importante, porque una vez que el C se pierde por mineralización, se requieren entre 30 y 50 años para su recuperación (Basualdo et al., 2016, De

Araújo Filho et al., 2018). El contenido de ambos indicadores son clave en la calidad del suelo (Andriulo e Irizar, 2017). Investigaciones en el Chaco Central y Occidental sugieren que el RBI es una práctica adecuada para el desarrollo de planteos silvopastoriles en la Región Chaqueña porque conserva la calidad del suelo (Kunst et al., 2016). Una vasta experiencia sugiere que los planteos silvopastoriles de la Región Chaqueña tienen gran potencial para secuestrar carbono en el suelo, pero se debe ser cuidadoso porque gran parte del mismo está contenido en formas lábiles. Un manejo inadecuado del pastoreo derivará en liberación de carbono a la atmósfera en forma CO₂ (Albanesi et al., 2013; Kunst et al., 2016; Silberman et al., 2015; Silberman, 2016, Schulz et al., 2016). (Anriquez et al., 2011) informaron que una carga animal = 1,1 UG ha⁻¹ disminuye el COS. Sin embargo, (Silberman et al., 2017) informaron que una baja carga animal (0,5 UG ha⁻¹) conserva y/o mejora las reservas del COS (figura 10.2 A, B, C. cuadro 4).



(Foto: Cyntia Cavilla).

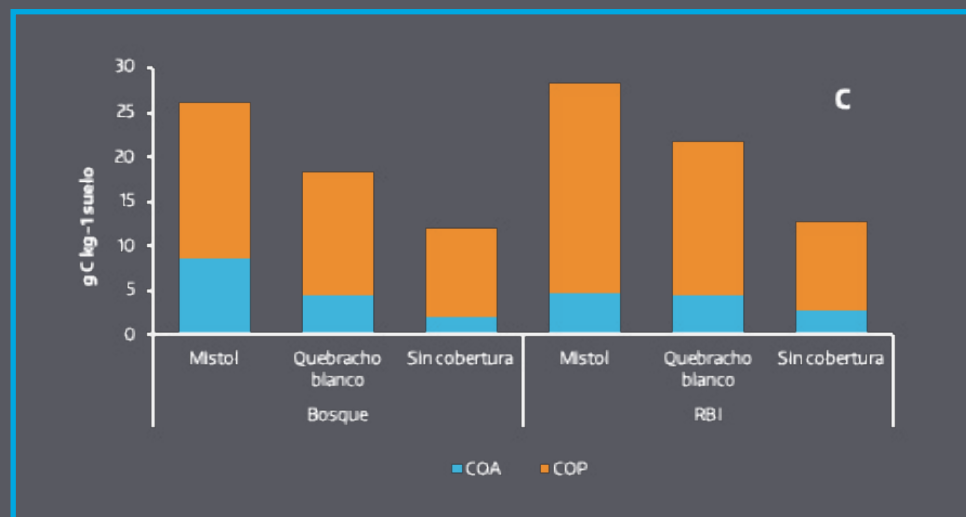
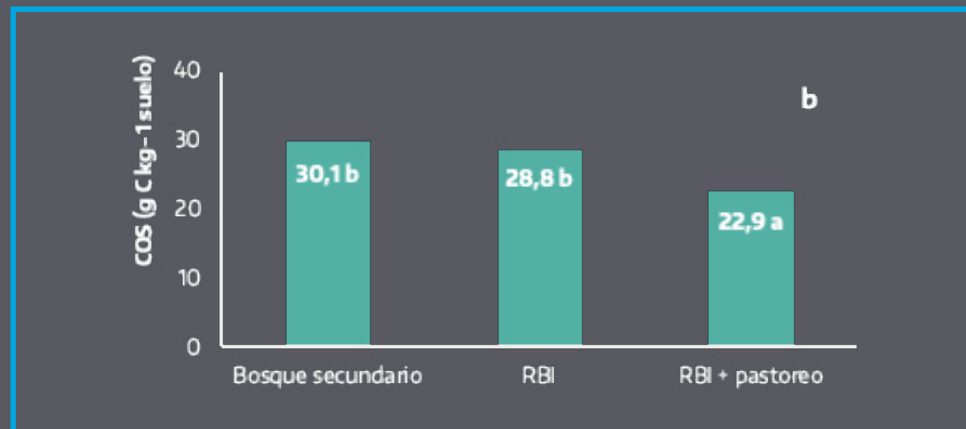
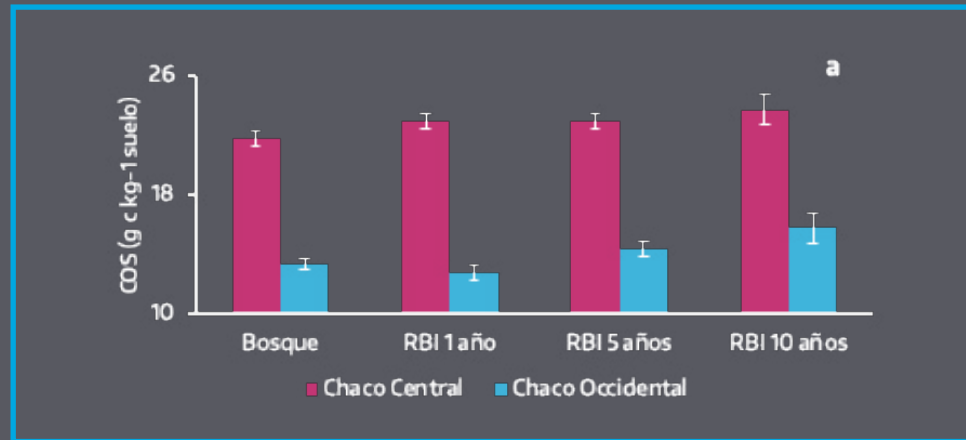


Figura 10.2. B4 (a). Promedio de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques y sistema silvopastoriles (RBI) de diferentes edades en dos sitios (Chaco Central y Occidental). RBI incluye un pastoreo controlado de 0,5 UG ha⁻¹ (Adaptado de Silberman *et al.*, 2017). (b) Valores medios de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques y RBI. Las parcelas con RBI incluyen un pastoreo controlado de 1,1 UG ha⁻¹. (c) COA y COP bajo distintas coberturas arbóreas.

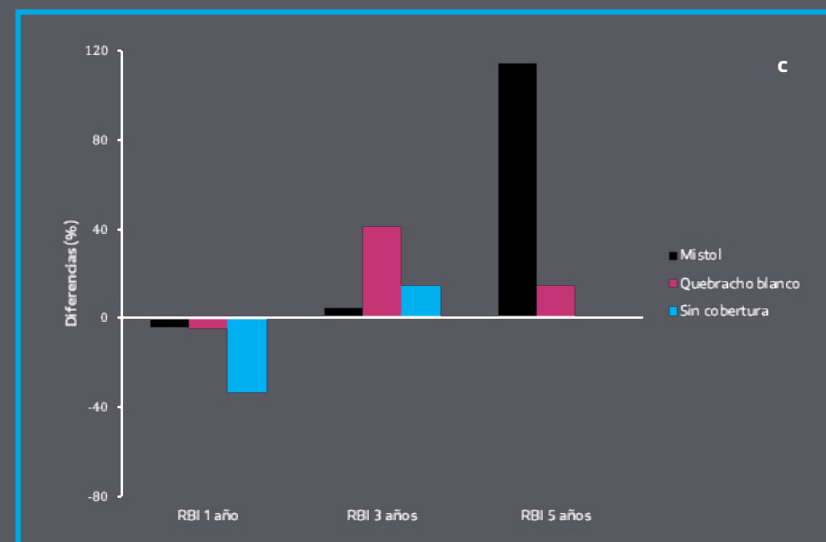
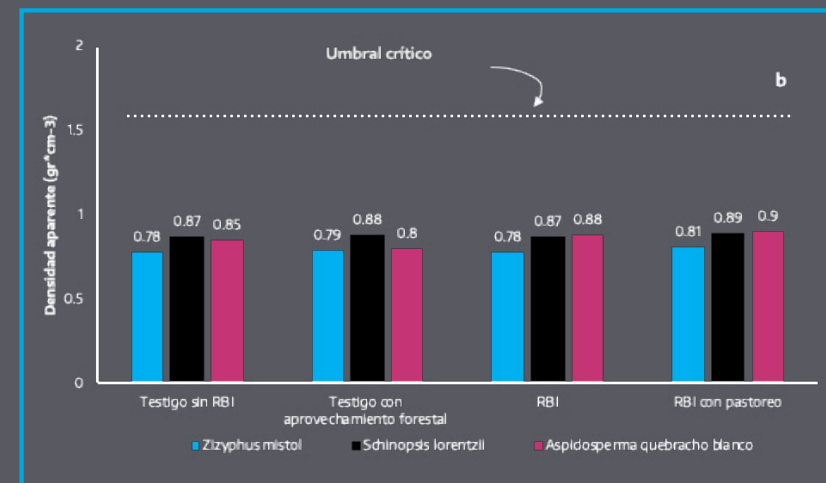
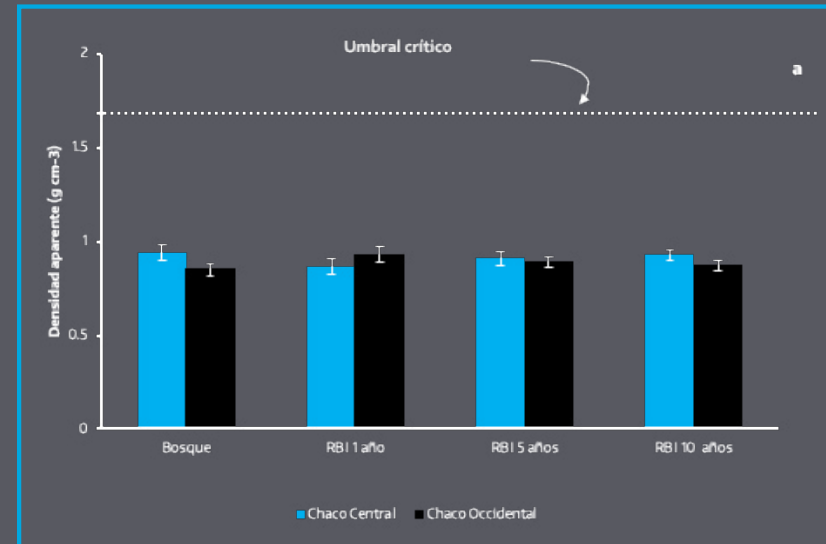


Figura 10.3. B4 Cambios en la densidad aparente promedio del suelo en: A. Bosques sin tratar y bajo RBI de diferentes edades en el Chaco Central y Occidental (Silberman 2016). B. Bajo dosel de 3 especies arbóreas chaqueñas, promedio 2008–2010, Campo Experimental 'La María', suelo con textura limosa, 560 mm precipitación promedio. Umbral crítico Dap para suelos limosos = 1,65 Mg⁺m⁻³ (Líneas en trazos). Adaptado de (Anríquez *et al.*, 2011).

Figura 10.4. B4 Diferencias porcentuales en el contenido de nitrógeno total entre RBI de diferentes edades y áreas sin cobertura. Las parcelas con RBI incluyen un pastoreo controlado de 0.5 UG ha⁻¹. Adaptado de (Silberman *et al.*, 2015)

Carbono orgánico particulado (COP)

El COP representa más del 60% del COS en los bosques de la Región Chaqueña, implicando que una gran proporción del carbono se encuentra en formas lábiles, siendo muy sensible a la mineralización (Albanesi *et al.*, 2003; Anriquez *et al.*, 2005; Rojas *et al.*, 2016). Bajo la canopia de los árboles el COP aumenta en proporción con respecto al COT en áreas roladas, sugiriendo que existe más cantidad de C asociado a macroagregados grandes y pequeños más desprotegidos de la

acción microbiana (Cambardella y Elliot, 1992). Es evidente que la especie *Ziziphus mistol* contribuye con una mayor cantidad de residuos y tiene mayor impacto sobre el incremento de MOS, no obstante esta especie presenta la menor abundancia relativa. Por otra parte, *Aspidosperma quebracho blanco* tiene un rol destacado porque presenta mayor abundancia relativa, aunque con menores contenidos de MOS.

Densidad aparente

El proceso de eliminación de aire de los espacios vacíos del suelo se define como compactación, con el consiguiente aumento de la densidad aparente (Dap , $gr \cdot cm^{-3}$): disminución de la porosidad, resistencia a la penetración de las raíces y una modificación de la infiltración del agua de lluvia. El pasaje de herramientas pesadas como el rolo y su maquinaria de tracción puede generar compactación. Los estudios realizados hasta ahora en la región chaqueña indican que el 'efecto rolo' sobre la Dap es de muy corta

duración en el tiempo (Anriquez *et al.*, 2011, figura 10.3 B4). El efecto de primer orden del RBI sobre la Dap es nulo, incluso puede mejorar la misma (Cantú Silva *et al.*, 2017). Los cambios de 2^{do} orden producidos por el pasaje del rolo no deben confundirse con los causados por el pastoreo animal a mediano y largo plazo. El manejo del pastoreo, compuesto por la carga animal y la frecuencia es un aspecto clave en el manejo de un planteo silvopastoril.

Respiración del suelo (RE)

Esta disminuye inmediatamente después del RBI porque la biota heterótrofa inmoviliza temporalmente los nutrientes del suelo al degradar los residuos semi incorporados por el rolo (Anriquez *et al.*, 2005, Silberman, 2016). Con el transcurso del tiempo, la RE aumenta debido a: (a) la paulatina disminución de la relación C:N de los residuos semi-incorporados; (b) modificaciones en la calidad de los mismos por aumento de las fracciones de mayor labilidad aportadas por las pasturas exóticas y nativas (Anderson e Ingram, 1989); y (c) por ingreso de mayor radiación a causa de la reducción de la

biomasa leñosas aérea que favorece la actividad microbiana y descomposición de residuos. Otro factor que incide en la respiración del suelo es la cobertura arbórea. La RE es menor en las áreas sin cobertura arbórea, intermedia debajo de *Aspidosperma quebracho blanco* y mayor bajo el dosel de *Ziziphus mistol* por el mayor aporte de residuos por parte de esta última especie (Silberman *et al.*, 2015).

Nitrógeno

El nitrógeno es el nutriente más importante, después del agua, en ambientes semiáridos. Investigaciones llevadas a cabo en el INTA Santiago del Estero evidencian que un año luego de la implementación del RBI, el N del suelo disminuyó producto de la alta demanda de las pasturas, y este balance negativo fue más pronunciado en las áreas sin cobertura arbórea (figura 10.4. B4). Luego de tres años de la aplicación de RBI, fue notable el beneficio de los sistemas silvopastoriles (SSP) sobre el contenido de N del suelo (figura 10.4. B4), especialmente en las áreas bajo la cobertura

de *Ziziphus mistol* (Silberman *et al.*, 2015), ya que el mantillo aportado por esta especie supera en cantidad y en contenido de proteína bruta a *Aspidosperma quebracho blanco*. Otro aspecto fundamental del RBI es que incrementa la humedad del suelo generando microhábitats anaerobios que favorecen el crecimiento de microorganismos fijadores de nitrógeno. Esto es sumamente importante ya que las entradas de N a través de la fijación biológica compensarían en parte el nitrógeno que se exporta del sistema como carne.



(Foto: Cyntia Cavilla).

Bibliografía

Abraham de Noir, F., Bravo, S., & Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (9): 140-150

Abraham de Noir, F., Bravo, S., & Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (9): 140-150.

Acuña, R. y M. Juárez. 2001. Intercepción de la precipitación en el Chaco semiárido (Argentina). *Rev. FCA UNCuyo* 23: 75-79.

Aguilar C., M. y C. Reynel R. 2011. Dinámica forestal y regeneración en un bosque montano nublado de la selva central del Perú. Universidad Nacional Agraria de la Molina, Herbario de la Facultad de Ciencias Forestales, 2 ed. Asociación Peruana para la Promoción del Desarrollo Sostenible (APRODES), Lima, Perú.

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta analysis. *Ecology letters*, 9(8), 968-980.

Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330-351.

Aizen, M. A., Ashworth, L., & Galetto, L. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter?. *Journal of Vegetation Science*, 13(6), 885-892.

Albanesi, A. 2008. Rolado y Suelos. En: Kunst C; R Ledesma & M Navall (eds). *RBI. Rolado Selectivo de Baja Intensidad*. Ediciones INTA. 139 pp.

Albanesi, A., Anriquez, A., Sánchez, A. 2003. Efectos de la agricultura convencional sobre algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia*, 20.

Albanesi A., Kunst C., Anriquez A., Silberman J., Ledesma R., Navall M., Dominguez Nuñez J., Duffau R., Suarez R., Werenitzky D., Raña E., Sokolic L., Coria D., Coria O. 2013. Rolado selectivo de baja intensidad y sistemas silvopastoriles

de la Región Chaqueña. En: Albanesi A.; Paz R.; Sobrero M., Helman S., Rodriguez S. *Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial. De la FAyA al NOA*. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Ediciones Magna. 360p.

Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., & Kleinebecker, T. 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology letters*, 18(8), 834-843.

Allen CR, Cumming GS, Garmestani AS, Taylor PD, Walker BH 2011 *Managing for resilience*. *Wildlife Biology* 17:337-349

Allen CR, Garmestani AS (Eds.) 2015 *Adaptive Management of Social-Ecological Systems* Editors: ISBN: 978-94-017-9681-1 (Print) 978-94-017-9682-8 (Online).

Allen CR, Graeme S. Cumming, Ahjond S. Garmestani, Phillip D. Taylor & Brian H. Walker. 2011. *Managing for resilience*. *Wildl. Biol.* 17: 337-349.

Alessandria E., U. Karlin, J. Casermeiro y R. Ferreyra. 1987. Repuesta de algunos caracteres estructurales de la vegetación resultante de un rolado ante diferentes presiones de pastoreo. *Memoria 1eras Jornadas Nacionales de Zonas Aridas y Semiáridas*, pag. 339-341.

Alzugaray, C., Carnevale, N. J., Salinas, A. R., & Pioli, R. 2006. Calidad de semillas de *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlecht. *Quebracho (Santiago del Estero)*, (13), 26-35.

Anderson J.E., Ingram J. 1989. *The tropical soil biology and fertility programme*, TSBF, C.A.B. Intern. (ed), Wallingford, UK. 171 p.

Andriulo E., Irizar A. 2017. La materia orgánica como indicador base de la calidad del suelo. En: Wilson M. (Ed). *Manual de indicadores de calidad del suelo para ecorregiones de Argentina*. 1ª ed. Entre Rios: Ediciones INTA. 294p.

Angella G.; Prieto D.; Soppe R., 2004. Eficiencia de riego en el área de riego del Río Dulce, Santiago del Estero, Argentina *INTA-EEA Santiago del Estero*.

Angueira, C. 1986. Geomorfología de la provincia de Santiago del Estero. *Curso Taller Internacional "Desmonte y habilitación de tierras en zonas semiáridas"*. Santiago del

Estero, Red de Cooperación Técnica en uso de Recursos Naturales-FAO 1:32-54.

Anriquez A., A. Albanesi, C. Kunst, R. Ledesma, C. López, A. Rodríguez Torresi, J. Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. *Revista Ciencia del Suelo* 23 (2) 145-157.

Anriquez A., Albanesi A., Silberman J., Kunst C., Suarez R., Domínguez Nuñez J. 2011. Densidad aparente y materia orgánica del suelo en rolados del Chaco semiárido. p. 299-304. En: Arroquy J., Ledesma R., Roldán Bernhard S., Gómez A. *Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. Ediciones INTA. ISBN 878-987-679-123-6.

Araoz, S. D., & Del Longo, O. T. 2006. Tratamientos pregerminativos para romper la dormición física impuesta por el endocarpo en *Ziziphus mistol Grisebach*. *Quebracho (Santiago del Estero)*, (13), 56-65.

Araujo, P.A. 2003. Bases para la gestión sostenible de bosques en regeneración del Chaco Semiárido. Tesis Doctoral, Escuela Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

Arshad, M. y S. Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 153-160.

Asquith, N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*, M. Guariguata y G. Catan, comp. Libro Universitario Regional, Costa Rica. p. 379-406.

Assadourian C S 1983 *El sistema de la economía colonial: el mercado interior, regiones y espacio económico*. Editorial Nueva Imagen. Mexico DF. 367 p.

Assman E. 1970. *The principles of forest yield study*. Pergamon Press. Oxford. 506p.

Barberis, I. M., Moggi, V., Oakley, L., Alzugaray, C., Vesprini, J. L., & Prado, D. E. 2012. *Schinopsis balansae* Engl. (*Anacardiaceae*). *Kurtziana*, 37(2), 59-86.

Barchuk, A., Martínez, M., & Donato, V. 2015. Riesgos ambientales ante el cambio de usos de suelo en Sierras Chicas. *tecYt*, (2). Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, U.N.C. ISSN electrónico 2525-1031. Disponible en: <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/tecyarticreview/15293/15185>

Basualdo M., Paruelo J., Piñeiro G. 2016. Cambios en el carbono y nitrógeno orgánico del suelo en bosques remanentes, cultivos y bosques secundarios post-agrícolas en el Chaco Semiárido. VI Reunión binacional de ecología. XXVII Reunión Argentina de Ecología. Puerto Iguazú, Argentina.

Berkes F, Colding J, Folke C 2003 *Navigating Social-ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. *Ecology and Society* 9:1

Bestelmeyer BT, Briske DD. 2012. Grand Challenges for Resilience-Based Management of Rangelands. *Rangeland Ecology and Management* 65:654-663

Bestelmeyer BT, Goolsby D, Archer S. 2012a. Spatial perspectives in state-and-transition models: a missing link to land management? *Journal of Applied Ecology* 48: 746-757.

Bestelmeyer, B. T., & Briske, D. D. 2012b. Grand challenges for resilience-based management of rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, 65(6), 654-663.

Bestelmeyer, B. T., Ash, A., Brown, J. R., Densambuu, B., Fernández-Giménez, M., Johanson, J., & Shaver, P. 2017. State and Transition Models: Theory, Applications, and Challenges. In *Rangeland systems* (pp. 303-345). Springer, Cham.

Bestelmeyer, B. T., Tugel, A. J., Peacock Jr, G. L., Robinett, D. G., Shaver, P. L., Brown, J. R., ... & Havstad, K. M. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology & Management*, 62(1), 1-15.

Bhojvaid P.P. & Timmer V.R. 1998. Soil dynamics in an age sequence of *Prosopis juliflora* planted for sodic soil restoration in India. *Forest Ecology and Management* 106(2-3):181-193.

Blanco, L. J., Ferrando, C. A. & Biurrun, F. N. 2009. Remote sensing of spatial and temporal vegetation patterns in two grazing systems. *Rangeland ecology & management*, 62(5), 445-451.

Blanco, V. & Waltert, M. 2013. Does the tropical agricultural matrix bear potential for primate conservation? A baseline study from Western Uganda. *Journal for Nature Conservation* 21(6):383–393

Boletta, P.E. 1989 Clima. In R.R. Casas (Coord.): Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Red de Cooperación Técnica en Uso de los Recursos Naturales de la Región Chaqueña Semiárida de Argentina, Bolivia y Paraguay. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. p. 7-21.

Borrás M., Manghi E., Miñarro F., Monaco M., Navall M., Peri P., Periago M.E., Preliasco P. 2017. Acercando el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada al monte chaqueño. Una herramienta para lograr una producción compatible con la conservación del bosque. Buenas prácticas para una ganadería sostenible. Kit de extensión para el Gran Chaco. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.

Brassiolo, M y Gómez C. 2004. Manejo de la regeneración natural del paraíso (*Melia azedarach*) en el Chaco Húmedo, Quebracho 11:42-53

Brassiolo, M., Tasso, A.; Abt, M. y G Merletti. 2004. Diagnóstico socioeconómico y de uso del suelo en la Zona de Amortiguamiento del Parque Copo. Red Agroforestal Chaco.

Brassiolo, M.; Gómez, C.; Kees, S.; Guzmán, A. 2009. Comparación de dos métodos e intensidad de corta en un bosque alto del Chaco húmedo. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires. Argentina.

Brassiolo, M.; Araujo, P.; Díaz Lanes, F. y Bonelli, L.. 2007. Guías de prácticas sostenibles para las áreas forestales de la provincia de Santiago del Estero – Manejo Forestal. Anexo II de la Ley Provincial 6841 "Conservación y uso múltiple de las áreas forestales de Santiago del Estero".

Brassiolo M., Renolfi R., Gräfe W., Fumagalli A. 1993. Manejo silvopastoril en el Chaco semiárido. *Quebracho* 1: 15-28

Bravo S. 2010. Anatomical changes induced by fire-damaged cambium in two native tree species of the Chaco region, Argentina. *IAWA J.* 31: 283-292.

Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins F. E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology & Management* 58: 1-10.

Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins FE. 2006 A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology & Management* 59: 225-236.

Briske, D. D., Bestelmeyer, B. T., Brown, J. R., Brunson, M. W., Thurow, T. L., & Tanaka, J. A. 2017. Assessment of USDA NRCS rangeland conservation programs: recommendation for an evidence based conservation platform. *Ecological Applications*, 27(1), 94-104.

Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. & Corcuera, J. 2006. Ecorregión Chaco seco. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas de la República Argentina. Fasc. 1. Enciclopedia Argentina de la Agricultura y la Jardinería, 2º Ed. Tomo II, Editorial ACME S.A.C.I., Buenos Aires

Cáceres, D. M. 2015. Accumulation by dispossession and socio environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116-147.

Cambardella, C. & E. Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.

Cantú Silva I., Pando Moreno M., González Rodríguez H., Kubota T. 2017. Efectos del rodillo aireador y el fuego en las propiedades físicas e hidrológicas del suelo en matorrales de Coahuila, México. *Agrociencia* 51: 471-485.

Capitanelli, R. G. 1979. Clima: 45-138. Geografía física de Provincia de Córdoba. *Boldt*, Buenos Aires.

Carey, E.V., S. Brown, A.J. Gillespie and A.E. Lugo. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26(3): 255-265.

Carranza C. A. y Ledesma. M. 2013. El desafío de manejar Sistemas Silvopastoriles sobre Bosque Nativo. En Actas (CD) 4º Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Misiones, 23 al 27 de sept 2013. file:///D:/ponencias/ponencias_orales.html . 11pp . ISSN 1669-6786

Carranza CA 2009. Sistemas silvopastoriles en bosque nativo del Chaco Argentino. En Actas 1º Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles (Posadas, Argentina), 14-16 May, Conferencias, 10 pp, web: <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IscScript=inta2.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=057051>

Carranza, C. A., & Ledesma, M. 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial (p. 9).

Carranza, C., & Ledesma, M. 2005. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. *IDIA XXI Forestales*. INTA, 8, 240-246.

Carranza, M. L., Hoyos, L., Frate, L., Acosta, A. T., & Cabido, M. 2015. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. *Landscape and Urban Planning*, 143, 238-247.

Carvajal-Venegas, D. y Calvo-Alvarado, J.C. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(25), 1-12. Recuperado de <http://www.tecdigital.itcr.ac.cr/servicios/ojs/index.php/kuru/article/view/1371/1267>

Cavallero L., López D.R., Raffaele E. & Aizen M.A. 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators* 52, 85-95.

Cerdá, A. 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. *Geoderma* 69: 217-232

Cerino, M. C., Richard, G. A., Torretta, J. P., Gutiérrez, H. F., & Pensiero, J. F. 2015. Reproductive biology of *Ziziphus mistol Griseb.* (Rhamnaceae), a wild fruit tree of saline environments. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 211, 18-25.

Cid Lendinez, D.; Iturre, M.; Araujo, P. y González García C. 2013. Crecimiento del área basal en parcelas permanentes de inventario forestal continuo. *Revista Quebracho (Santiago del Estero)*. vol.21, n.2. pp.115-120.

Cisneros, J., Degioanni A.; Cantero J. & Cantero A., 2008. Caracterización y manejo de suelos salinos en el área pampeana. Pp. 17-46.

Condit, R., S.P. Hubbell and R.B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecol. Monogr.* 65(4):419-439.

Conroy, M., and J. Peterson. 2013. Decision making in natural resource management: A structured, adaptive approach. Wiley-Blackwell

COTBN 2009. Comisión de Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo. Fuente: <https://sites.google.com/site/ley-debosquescordoba/quienes-somos-1>; <https://docs.google.com/viewer?a=v&pid=sites&srcid=ZGVmYXVsdGRvbWF-pbnxsZXlkZWJvc3F1ZXNjb3Jkb2JhfGd4OjM2MmEzMG1-wN2E0YjQxNzc>

Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C., & Arce Chávez, V. J. 2013. A small scale land sparing approach to conserving biological diversity in tropical agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 27(4), 785-795.

Chapin III, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., & Berkes, F. 2010. Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in ecology & evolution*, 25(4), 241-249.

Chazdon, R. L., Harvey, C. A., Komar, O., Griffith, D. M., Ferguson, B. G., Martínez Ramos, M., Nigh, N., Soto-Pinto, L., van Breugel, M. & Philpott, S. M. 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2), 142-153.

Dargoltz R. 2018. Hacha y quebracho, historia ecológica social de Santiago del Estero. V Edición Corregida y aumentada. MV Marcos Vizoso Edita

Day K.; 1998. Stocking standards for uneven-aged interior Douglas fir. In Vyse A, C Hollstedt, D Huggard (eds.) *Managing the dry Douglas-fir forests of the southern interior*. Workshop Proceedings. Victoria, Canada. B.C. Min. For. p. 37-52

De Araújo Filho R., dos Santos Freire M., Wilcox B., West J., B Freire F., Marques F. 2018. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. *Forest Ecology and Management* 407: 210–220.

- DI Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M. González L., Tablada, M., Robledo C. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz S, Lavorel S, de Bello F, Quéfier F, Grigulis K, Robson J. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104:20684-20689
- Díaz Vélez, M. C., Ferreras, A. E., Silva, W. R., & Galetto, L. 2017. Does avian gut passage favour seed germination of woody species of the Chaco Serrano Woodland in Argentina? *Botany*, 95(5), 493-501.
- Easdale MH (2007) Los sistemas agropecuarios en los valles cordilleranos de Patagonia norte y su posible evolución. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 58:11-35.
- Easdale MH, López DR 2016 Sustainable livelihood approach from the lens of the state and transition model in semi-arid pastoral systems. *The Rangeland Journal* 38:541-551
- Easdale MH, Rosso H 2010 Dealing with drought: social implications of different smallholder survival strategies in semi-arid rangelands of Northern Patagonia, Argentina. *The Rangeland Journal* 32:247-255.
- Edwards, D. P., Hodgson, J. A., Hamer, K. C., Mitchell, S. L., Ahmad, A. H., Cornell, S. J. & Wilcove, D. S. (2010). Wildlife friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. *Conservation Letters*, 3(4), 236-242.
- Etter, A. 1991. Introducción a la ecología del paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos. Documento inédito, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá.
- Everitt, S.; Der, G. 1996. *Handbook of Statistical Analyses using SAS*. Ed. Chapman & Hall/CRC. 158 pp.
- Ewers, R. M., Scharlemann, J. P., Balmford, A., & Green, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, 15(7), 1716-1726.
- FAO, 2002. Kenneth K. Tanji y Neeltje C. Kielen. *Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas*.
- Ferreras, A. E., & Galetto, L. 2010. From seed production to seedling establishment: important steps in an invasive process. *Acta Oecologica*, 36(2), 211-218.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kummerle, T., Smith H. G. & Wehrden, H. 2014. Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149-157.
- Fischer, J., Thompson, N. W. & Harrison, J. W. 2014. Traumatic instability of the wrist. Diagnosis, classification, and pathomechanics. In *Classic Papers in Orthopaedics* (pp. 353-355). Springer London.
- Folke C, Carpenter S, Emqvist T, Gunderson L, Holling CS, Walker B 2002 Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio* 31:437-440.
- Folke, C (2006) Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:253-267
- Funes, G., Venier, P., Galetto, L., & Urcelay, C. 2008. *Acacia aroma Gillies ex Hook. & Arn. Kurtiziana*, 33, 55-65.
- Gadow, K., Pérez Antelo, A., Rojo Alboreca, A, y Corral Rivas, J., 2013: Definiendo Estructuras Sostenibles en Bosques Irregulares. In: Vargas Larreta, B., 2013: Presente y Futuro de los Bosques; Sierke Verlag: 43-53
- Gadow, K., S. Sánchez-Orois y O.A. Aguirre-Calderón. 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques* 10(2):3-16
- Galera, M. 1990. Dinámica y manejo de bosques xerofíticos del chaco árido y comunidades sustitutivas post-tala, rolado, con pastoreo en el Noroeste de la Provincia de Córdoba, Argentina. Taller interregional Africa/America Latina. MAB. Unesco. Chile.
- Galetto L., Aguilar R., Musicante M., Astegiano J., Ferreras A., Jausoro M., Torres, C., Ashworth L. & Eynard C. 2007 Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 17: 67-80.
- Galetto, L. & Torres, C. 2015. La diversidad de ecosistemas en Córdoba. En: Retos para la enseñanza de la biodiversidad hoy. Aportes para su enseñanza en la escuela secundaria, Bermudez G. & De Longhi, A. (eds.). Editorial de la FCEFYN, Universidad Nacional de Córdoba. Pp. 57-88.
- Galizzi F., Angueira C., Prieto D., 1998 Suelos de la planta piloto de drenaje del INTA Santiago del Estero Quebracho N° 7: (52-60).
- Gallopín, G. C. 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global environmental change*, 16(3), 293-303.
- García C., Hernandez T., Roldan A., Albaladejo J. 1997. Biological and biochemical Quality of a Semiarid Soil after Induced Devegetation. *J. Environ. Qual.* 26: 1116-1122
- Geist, H. J. & Lambin, E. F. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *AIBS Bulletin*, 54(9), 817-829.
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J. & King, L. A. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in ecology & evolution*, 30(10), 622-632.
- Gingrich, S.F. 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forests in the central states. *For. Sci.* 7:35-42.
- Gobierno del Chaco. 2006. Ministerio de la Producción. *Inventario Forestal 2005*. 1ª ed. 148 pp.
- Gobierno del Chaco. 2007. Ministerio de la Producción. *Manual de Manejo Forestal Sustentable de la Provincia de Chaco*. 216 pp-
- Gómez, C., Brassiolo, M., Kees, S., Guzmán, A. 2012. Efectos de diferentes intensidades y métodos de corta sobre la regeneración del Bosque Alto del Chaco Húmedo. *Quebracho (Santiago del Estero)*, 20(2), 60-67
- Gómez, C.; Kees, S. 2005. Estructura y Composición Florística de un Bosque Alto Explotado. *Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario. Idia XXI*. INTA. Año V. N° 8. pp. 29-31.
- Grau, H. & Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society*, 13(2).
- Grau, R., Kuemmerle, T. & Macchi, L. 2013. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 477-483.
- Greig A.A. & L. Galetto. 2011. Fragmentación del paisaje en Latinoamérica: ¿En qué estamos? En: *Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina*. (eds. Simonetti J.A. & R. Dirzo), Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 63-77.
- Groffman PM, Baron JS, Blett T, Gold AJ, Goodman I, Gunderson LH, Levinson BM, Palmer MA, Paerl HW, Peterson GD, LeRoy Poff N, Rejeski DW, Reynolds JF, Turner MG, Weathers KC, Wiens J 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9:1-13
- Grulke, M. 1994. Propuesta de manejo silvopastoril en el Chaco Semiárido. *Revista de Ciencias Forestales Quebracho* 2: 5-13 pp.
- Gunderson LH, Holling CS (2002) *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington DC, USA
- Hampel, H. 1995. Estudio de la Estructura y Dinámica de Bosques Naturales del Chaco Húmedo. Investigación de los Bosques Tropicales. Conjunto de artículos pp 3-21.
- Hawley, R. C. & Smith, D. M., 1972. *Silvicultura práctica*. Ediciones Omega, S. A
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation*, 13(1), 207-251.
- Hieronymus J. 1874. Observaciones sobre la vegetación de la Provincia de Tucumán. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias Exactas de Córdoba*, Tomo I: 185-234.
- Holling CS 1973 Surprise for science, resilience for ecosystems and incentives for people. *Ecological Applications* 6: 733-735.
- Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E. & Cabido, M. R. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 260-271.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA 2006. *Serie estadística 2005*. 15 pp.
- Jobaggy (2017). Río Nuevo: un documental sobre la extraña formación de cursos de agua en San Luis. Informe disponible en (hasta el 28/02/2019): https://www.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/01_Informe_Especial_2017.pdf

Jobbágy, E. G. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. Valoración de Servicios Ecosistémicos Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, 163-183.

Jobbágy, E. G., Noretto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral*, 18(3), 305-322.

Jose S 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest Syst* 76:1-10

Karlin M., Bachmeier O., Dalmaso A., Sayago J., Sereno R. 2011. Environmental dynamics in Salinas Grandes, Catamarca, Argentina. *Arid Land Research and Management* 25: 328-350.

Karlin M., Karlin U., Coirini R., Reati G., Zapata R. 2013. El Chaco árido. Encuentro Grupo Editor, Córdoba.

Korning, J. and H. Balslev. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10:151-166.

Kunst C., S. Bravo, F. Moscovich, J. Herrera, J. Godoy y S. Vélez. 2000. Control de tusca (*Acacia aroma* Gill ap. H. et A.) mediante fuego prescripto. *Rev. Arg. de Producción Animal* 20: 199-213.

Kunst C., Bravo S., Moscovich, J. Herrera, J. Godoy y S. Vélez. 2003. Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionorus muticus* (Spreng) O. Kuntze (aibe). *Rev. Chilena de Historia Natural* 76: 105-115.

Kunst C., R. Ledesma, J. Casillo y J. Godoy. 2006. Rolados y residuos leñosos: I. Estimación de la carga de combustibles. IIª Reunión Patagónica y IIIª Reunión Nacional sobre Ecología y Manejo del Fuego. ISSN 1669-2586. Chubut, Argentina. Pp 197-198.

Kunst C., R. Ledesma, J. Casillo y J. Godoy. 2006. Rolados y residuos leñosos: II. Dinámica del contenido de humedad de combustibles de origen leñoso. IIª Reunión Patagónica y IIIª Reunión Nacional sobre Ecología y Manejo del Fuego. ISSN 1669-2586. Chubut, Argentina. Pp: 217-219.

Kunst C., Monti E., Perez H., Godoy J. 2006. Assessment of rangelands of southwestern Santiago del Estero for

management and research. *Journal of Environmental Management* 80: 248-265.

Kunst, C., Ledesma R., Navall M. 2008. RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. INTA. Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

Kunst C., Ledesma R., Bravo S., Albanesi A., Godoy J. 2012. Rolados y diversidad botánica I: ¿sitio ecológico, tiempo o perturbación? Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 377-382, ISBN 978-987-679-123-6.

Kunst C. Ledesma R., Bravo S., Albanesi A., Anriquez A., van Meer H., Godoy J. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments *Ecological Engineering* 42: 42-53.

Kunst, C.; Ledesma, R.; Navall, M.; Gómez, A.; Coria, D.; Arroquy, J.; Avila, M.; Tomsic, P.; González, A.; Albanesi, A.; Anriquez, A.; Silberman, J.; Bravo, S.; 2015. RBI, Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Guía de campo. INTA EEA Santiago del Estero.

Kunst C., Navall M., Ledesma R., Silberman J., Anriquez A., Coria D., Bravo S., Gómez A., Albanesi A., Grasso D., Domínguez Nuñez J., González A., Tomsic P., Godoy J. 2016. Silvopastoral systems in the western Chaco region, Argentina. Cap. 4, pág. 63-87. En: Peri, F. Dube y A. Varela (ed.) *Silvopastoral Systems in Southern South America*. *Advances in Agroforestry* No 11, Springer International Pub., ISSN 1875-1199:

Larsen, D. 2014. Gingrich stocking diagram. *The School of Natural Resources*, University of Missouri.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618.

Lavorel S, Grigulis K, Lamarque P, Colace MC, Garden D, Girel J, Pellet G, Douzet R. 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology* 99:135-147

Lazara O., Alden F., Gálvez V., Morales R., Sánchez I., Labaut M., Vento M., Cintra M. y Rivero L., 2007. "Caracterización y evaluación de la salinidad". Instituto de Suelos, Ministerio de Agricultura, Cuba.

Ledesma R., Kunst C., Radrizzani A., Godoy J. 2011. Crecimiento y productividad de dos gramíneas bajo la cobertura de *Prosopis nigra* Griseb. p. 259-263. En: Arroquy J., Ledesma R., Roldán Bernhard S., Gómez A. Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA. ISBN 878-987-679-123-6.

Ledesma R., Kunst C., Godoy J., Navarrete V. 2009. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Semiárido I: efecto de un rolado selectivo en la dinámica temporal de la humedad del suelo. P. 170-176. En: Actas 1er Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Misiones. Ediciones INTA ISBN 978 987 521 350 0.

Ledesma R., Saracco F., Coria R., Epstein F., Gómez A., Kunst C., Ávila M., Pensiero J. 2017. Guía de forrajeras herbáceas y leñosas del Chaco seco: identificación y características para su manejo. Buenas prácticas para una ganadería sostenible. Kit de Extensión para el Gran Chaco. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Ledesma, L. 1992. Carta de suelos de los campos anexo Lote V y Estación Forestal Plaza. INTA EEA Sáenz Peña. 90 pp.

Ledesma, N. 1987. Variabilidad climática: carácter predominante en la ecología de la Región Semiárida Chaqueña. In *Primeras Jornadas Nacionales de Zonas Áridas y Semiáridas*. Santiago del Estero, Argentina. p. 296-300.

Ledesma, N. y P. Boletta, 1969. Variación de la temperatura dentro y fuera del bosque, en bosque virgen y en bosque degradado. In *Actas del 1er Congreso Forestal Argentino*. Buenos Aires. p. 714-721.

Lieberman, D. M. Lieberman, R., Peralta and G.S. Hartshorn. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73(3):915-924.

Londoño C. y E. Álvarez. 1997. Mortalidad y crecimiento en bosques de tierra firme y várzea, Amazonía colombiana. *Fundación Tropenbos*, Bogotá, Colombia. 30 p.

Londoño Vega, A.C. y E. Jiménez. 1999. Efecto del tiempo entre los censos sobre la estimación de las tasas anuales de mortalidad y de reclutamiento de árboles (períodos de 1, 4 y 5 años). *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 14(1):1-13.

López D. R., Brizuela M. A., Willems P., Aguiar M. R., Siffredi G. & Bran D. 2013 Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators*, 24, 1-11.

López, D.R., Cavallero, L., Brizuela, M. A., & Aguiar, M. R. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science*, 14(1), 6-16.

López, D.R., Cavallero, L., Easdale, M.H., Carranza, C.A., Ledesma, M. & Peri, P. 2017 "Chapter 5: Resilience management at landscape level: An approach to tackle social-ecological vulnerability of agroforestry systems". En: "Integrating landscapes: Agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty" (Ed. Montagnini F.). Springer Series Advances in Agroforestry, ISBN 978-3-319-69371-2.

Lorea, L.; Brassiolo M.; Gómez C. 2008. Abundancia y diversidad de lianas en un bosque del Chaco húmedo argentino. *Quebracho* N°16 (41-50)

Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288-297.

Lugo, A.E. and F.N. Scatena. 1996. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forests. *Biotropica* 28(4a):585-599.

Manokaran, N. and M. Swaine. 1994. Population dynamics of trees in a dipterocarp forest of peninsular Malaysia. *Forest Research Institute, Malaysia. Malayan Forestry Records* 40:1-173.

Marco, D. E., & Páez, S. A. 2002. Phenology and phylogeny of animal-dispersed plants in a Dry Chaco forest (Argentina). *Journal of Arid Environments*, 52(1), 1-16.

Meza, V., F. Mora, E. Chaves y W. Fonseca. 2002. Crecimiento y edad del bosque natural con y sin manejo en el Trópico Húmedo de Costa Rica. XII Congreso Forestal Mundial: memorias voluntarias

Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis World Resources Institute, Washington, DC (2005)

Miller F, Osbahr H, Boyd E, Thomalla F, Bharwani S, Ziervogel G, Walker B, Birkmann J, Van der Leeuw S, Rockström J,

- Hinkel J, Downing T, Folke C, Nelson D 2010 Resilience and vulnerability: complementary or conflicting concepts?. *Ecology and Society* 15:11
- Miller, G. W. & Smith, H. C., 1993. A practical alternative to single-tree selection? *Northern Journal of Applied Forestry, Society of American Foresters*, 10, pp 32-38
- Montaño, T. 2000. Evaluación de la dinámica de un bosque de montaña en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia. Tesis de Ingeniería, Carrera Ingeniería Forestal. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz. 60 p
- Morales, C. L., & Galetto, L. 2003. Influence of compatibility system and life form on plant reproductive success. *Plant biology*, 5(5), 567-573.
- Morello J., Saravia Toledo C. 1959. El bosque chaqueño I y II. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino* 3: 5-81/209-258.
- Morello J. 1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco argentino. *IDIA* 276: 31-52.
- Morello, J.; Adamoli, J. 1974. La Vegetación de la República Argentina. Las Grandes Unidades de Vegetación y Ambiente del Chaco Argentino. Segunda Parte: Vegetación y Ambiente de la Provincia del Chaco. INTA. 130 pp.
- Morello, J.; Pengue, W., Rodríguez, A.; 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. *Revista Fronteras* n°4. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente
- Navall, M. Implementación de Rolados y manejo forestal. En Kunst, C., R. Ledesma, and M. Navall (eds.). 2008. *RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad*. INTA. Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina
- Navall, M.; 2012. Efectos del rolado y la corta sobre el crecimiento de un quebrachal semiárido santiagueño. Trabajo completo en Actas del 2^{do} Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 2012
- Navall, M., Cassino, W., Carignano, L. y D'Angelo, P.; 2013: "Un nuevo método de marcación de cortas en bosques irregulares". Trabajo completo presentado en el "IUFROLAT - 3^{er} Congreso Forestal Latinoamericano". San José de Costa Rica, junio de 2013.
- Navall, M., Cassino, W., Carignano, L. y D'Angelo, P.; 2013b: *SilvoINTA: una aplicación móvil para asistir la silvicultura de bosques irregulares*. IV Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Iguazú.
- Naveh Z. 2004. Multifunctional, self organizing biosphere landscapes and the future of our total human ecosystem. *World Futures*, 60: 469–503.
- Nebel, G., L.P. Kvist, J.K. Vanclay and H. Vidaurre. 2001. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management. *Forest ecology and Management* 150(1-2):79-92.
- Nebel, G., L.P. Kvist, J.K. Vanclay and H. Vidaurre. 2000. Dinámica de los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía Peruana: Efectos de las perturbaciones e implicancias para su manejo y conservación. *Folia Amazónica* 11:65-97.
- Nelson DR, Adger WN, Brown K. 2007. Adaptation to environmental change: Contributions of a resilience framework. *Annual Review of Environment and Resources* 32:395–419.
- Nienaber, G., 1999. Stand and tree dynamics in uneven-aged Interior Douglas-fir stands Faculty of Forestry, Msc Thesis, University of British Columbia
- O'Hara, K.; Gersonde, R.; 2004. Stocking control concepts in uneven-aged silviculture. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, Volume 77, Issue 2, 1 January 2004, Pages 131–143, <https://doi.org/10.1093/forestry/77.2.131>
- Oliver, C. D.; Larson, B. C., 1996. *Forest stand dynamics: updated edition*. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, WA, USA. 520 pp.
- Oyarzabal, M.; Clavijo, J.; Oakley, L.; Biganzoli, F.; Tognetti, P.; Barberis, I.; Maturo, H.; Aragón, R.; Campanello, P.; Prado, D.; Oesterheld, M.; León, R. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Revista Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología*. Vol. 28, Núm. 1. Pp 40 – 63. ISSN: 0327-5477
- Perfecto, I., Vandermeer, J. H., & Wright, A. L. 2009. Nature's matrix: linking agriculture, conservation and food sovereignty. *Routledge*.
- Perfumo, L. 1956. Bosques higrofiticos de la Provincia de Formosa. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Administración Nacional de Bosques. Buenos Aires. 13 pp.
- Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y. M., & Martínez Pastur, G. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(2), 105-118.
- Peri, P.L., Carranza, C., Soler R., López, D.R., Lencinas M.V., Alaggia F., Cavallero, L., Gargaglione1, V., Bahamonde1, H. & Martínez Pastur, G. 2017. Manejo de bosque con ganadería integrada en el contexto del debate separación (land sparing) e integración (land sharing). IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333(6047), 1289-1291.
- Phillips, O.L. and A.H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263 (5149): 954-958.
- Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., & Kuemmerle, T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 30(5), 817-833.
- Ponce, A. M., Grilli, G., & Galetto, L. 2012. Frugivoría y remoción de frutos ornitócoros en fragmentos del bosque chaqueño de Córdoba (Argentina). *Bosque (Valdivia)*, 33(1), 33-41.
- Prado D. E. 1993. What is the Chaco vegetation in South America? I. A review. *Candollea* 48: 145-172.
- Punta A. I. 2010. Córdoba borbónica: persistencias coloniales en tiempo de reformas 1750-1800. 2° ed. Córdoba. UNC. 364p.
- Pywell, R. F., Heard, M. S., Bradbury, R. B., Hinsley, S., Nowakowski, M., Walker, K. J., & Bullock, J. M. 2012. Wildlife-friendly farming benefits rare birds, bees and plants. *Biology letters*, 8(5), 772-775.
- Quesada, R; Acosta, L; Garro, M; Castillo, M. 2012. Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*. Vol. 25, N° 5. Pág 56-66.
- Quinto-Mosquera, H.; Moreno-Hurtado, F. 2010. Crecimiento de árboles en un bosque pluvial tropical del Chocó y sus posibles efectos sobre las líneas de energía. *Revista de Biología e Ciências da Terra*. vol. 10. númp.
- Ramankutty, N. & Rhemtulla, J. 2012. Can intensive farming save nature? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(9), 455-455.
- Ramírez-Angulo H, Acevedo M, Atarof M, Torres-Lezama A. 2009. Crecimiento diamétrico de especies arbóreas en un bosque estacional de los llanos Occidentales de Venezuela. *Ecotropicos* 22: 46-63
- Red Agroforestal Chaco. 1999. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Informe General Ambiental, Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. 170 p.
- Rengasamy P. 2006. World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, Volume 57, Issue 5, 1 March 2006, Pages 1017–1023, <https://doi.org/10.1093/jxb/erj108>
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P., Thomas E. Downing, Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M. & Huber-Sannwald, E. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, 316(5826), 847-851.
- Rodríguez E., 2013. Libro Ecología de la restauración .1° Edición
- Rogers P. 1996. Disturbance ecology and forest management: a review of the literature. USDA Forest Service Intermountain Research Station INT GTR 336.
- Rojas, J.M., J. Prause., G.A. Sanzano., O.E.A Arce & M.C. Sanchez. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil & Tillage Research* 155: 250–262.
- Rusch V; S. Varela; H. Ivancich; F. Letourneau; A. Goijman. 2016. Toma de decisiones y manejo silvopastoril en firantales. Modelo de producción de leña. Actas V Jor. Forestales Patagónicas, pg 333-337. http://jornadasforestales.org.ar/pdf/Actas_Completas_JFP201.
- Rusch, V., López, D. R., Cavello, L., Rusch, G. M., Garibaldi, L. A., Grosfeld, J., & Peri, P. 2017. Modelo de estados y transiciones

de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sostenible. *Ecología austral*, 27(2), 266-278.

Salas-Zapata WA, Ríos-Osorio LA, Álvarez-Del Castillo J. 2012. Marco conceptual para entender la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos. *Ecología Austral* 22:74-79

Saravia, P. y C. Leños. 1998. Estimaciones preliminares del incremento diamétrico. Documento técnico 67/1998. BOLFOR, Santa Cruz.

Saravia Toledo C. 1985. La tierra pública en el desarrollo futuro de las zonas áridas: estado actual y perspectivas. p. 115-140. Memorias IV Reunión de Intercambio Tecnológico en Zonas Áridas y Semiáridas. Orientación Gráfica Editora, Bs. As.

Schnitzer, S and F. Bongers, 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution*. V 17. Issue 5 p 223-230

Schulz K., Voigt K., Beusch C., Almeida-Cortez JS., Kowarik I., Walz A., Cierjacks A., 2016. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. *Forest Ecol. Manag.* 367: 62–70.

Senilliani MG, Bonelli L. y Brassiolo M., 2018. Efecto de la salinidad en el crecimiento de plantaciones de *Prosopis alba* Griseb en la provincia de Santiago del Estero, revista Quipu N° 3, ISSN 2422-703x

Sheil, D., D.F.R.P. Burslem and D. Alder. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83:331-333.

Silberman 2016. Diversidad microbiana y materia orgánica del suelo en sistemas silvopastoriles de la Región chaqueña. Tesis para acceder al título de Dr. en Ciencias Agr. Y Ftles Universidad Nacional de La Plata Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales 178p. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/55679/Documento_completo_.pdf?sequence=3

Silberman J., A. Albanesi, A. Anriquez, J. Dominguez Nuñez, C. Kunst, D. Grasso. 2017. Rol de los sistemas silvopastoriles en la conservación de la materia orgánica y biodiversidad del suelo". Pag 37-59. En: Albanesi A., J. Dominguez Nuñez, S. Helman, M. Nazareno, S. Rodriguez. Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial de la FAyA al NOA II. Eds. Orientación gráfica editorial.

Silberman J., Anriquez A., Domínguez Núñez J., Kunst C., Albanesi A. 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril del chaco y su contribución diferencial al suelo. *Ciencia del suelo* 33(1), 0-0.

Silvetti, F. & Cáceres, D. 1998. Una perspectiva sociohistórica de las estrategias campesinas del noreste de Córdoba, Argentina. *Debate Agrario*, 28, 103-127.

Silvetti, F. 2012. Trayectoria histórica de la territorialidad ganadera campesina en el oeste de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 9(3), 333-367.

Suárez L., Fonseca A., 2011. La selección de variedades tolerantes. Una alternativa para la rehabilitación de suelos afectados por la salinidad *Revista Granma Ciencia*. Vol. 15, no. 3 septiembre - diciembre 2011 ISSN 1027-975X

Swaine, M.D. and D. Lieberman. 1987. Note on the calculation of mortality rate. *Journal of Tropical Ecology*, Vol. 3, Suplemento especial II-III.

Swaine, M.D., D. Lieberman and J.B. Hall. 1990. Structure and Dynamics of a Tropical Dry Forest in Ghana. *Vegetation* 88:31-51.

Taleisnik E. y López Launestein D., 2011. Leñosas perennes para ambientes afectados por salinidad. Una sinopsis de la contribución argentina a este tema. *Ecología Austral* 21:3-14. Asociación Argentina de Ecología.

Tell S. 2008. Córdoba rural, una sociedad campesina 1750-1850. Buenos Aires, Prometeo Libros 448 pp.

Tongway, D. J., Cortina, J. & Maestre, F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Revista Ecosistemas*, 13(1).

Torrella S.A. & Adámoli J. 2006. Situación ambiental de la ecorregión del chaco seco. En: Brown A.D. & Corcuera J. (Eds.). *Situación Ambiental Argentina*. Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires; pag. 74-82.

Torrella, S., Guizburg, R. G. & Galetto, L. 2015. Forest fragmentation in the Argentine Chaco: recruitment and population patterns of dominant tree species. *Plant Ecology* 216:1499–1510.

Torrella, S., Guizburg, R. G., Adámoli, J. M. & Galetto, L. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest Ecology and Management* 307: 147–154.

Torres, C., Eynard, C., Aizen, MA & Galetto, L. 2002. Selective fruit maturation and seedling performance in *Acacia caven* (Fabaceae). *International Journal of Plant Science* 163: 809-813.

Turner II BL, Kasperson RE, Matson PA, McCarthy JJ, Corell RW, Christensen L, Eckley N, Kasperson JX, Luers A, Martello ML, Polsky C, Pulsipher A, Schiller A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100:8074-8079.

Uslar, Y.V., B. Mostacedo y M. Saldías. 2004. Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 39(1):25-43.

Valentini, J. 1978. Tratamiento silvicultural de los bosques naturales. Curso de Perfeccionamiento Profesional. Tomo I. 179-218 pp.

Varela, O., & Bucher, E. H. 2006. Passage time, viability, and germination of seeds ingested by foxes. *Journal of Arid Environments*, 67(4), 566-578.

Varela, R. O., & Bucher, E. H. 2002. Seed dispersal by *Chelonoidis chilensis* in the Chaco dry woodland of Argentina. *Journal of Herpetology*, 36(1), 137-140.

Vargas O., 2015. Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Alto Andino. Universidad Nacional, Colombia.

Veizaga, B. 1999. Dinámica y determinación preliminar del incremento diamétrico en el Bosque Experimental Elías Meneses. Tesis de Ingeniería, Carrera Ingeniería Forestal. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz. 66 p

von Wehrden, H., Abson, D. J., Beckmann, M., Cord, A. F., Klotz, S. & Seppelt, R. 2014. Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: considering diversity scales and land-use history. *Landscape ecology*, 29(6), 941-948.

Wadsworth, F. 2000. Producción Forestal para América Tropical. Manual de Agricultura 710-S. Servicio Forestal. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.

Wainwright, J., Mulligan, M. & Thornes, J. 1999. Plants and water in drylands. *Ecology: plants and water in terrestrial and aquatic environments*. Routledge, London, 78-126.

Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. (2004). Adaptability and Transformability in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 9:5.

Wenzel, M. 1998. Regeneración de las principales especies arbóreas del Chaco Húmedo Argentino. *Revista de Ciencias Forestales Quebracho* 6: 5-18. pp.

Yepes, A. 2008. Dinámica de un Bosque Primario Premontano de los Andes Colombianos. Tesis de Posgrado en Bosques y Conservación Ambiental. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín – Colombia.

Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181-189.

Zeman, C., 2018. El rol de los bosques en la lucha contra el cambio climático. *Revista del Cisen Tramas/Maepova*, 6

