



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE POSGRADO EN ECONOMÍA
FACULTAD DE ECONOMÍA - DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**VALORACIÓN SOCIO-ECONÓMICA-AMBIENTAL DE USOS DEL
BOSQUE CHAQUEÑO EN LA CUENCA DE CRUZ DEL EJE
(CÓRDOBA, ARGENTINA)**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN ECONOMÍA

PRESENTA:
MARÍA LAURA SALVADOR

DIRECTOR DE TESIS:
DR. AMÉRICO SALDÍVAR VALDÉS
FACULTAD DE ECONOMÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. DE MÉXICO., ENERO DE 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO DE EVALUACIÓN:

Dr. Américo Saldívar V. (FE, UNAM)
Dra. María Luisa Quintero Soto (UAEMex)
Dr. Darío Ibarra Zavala (UAEMex)
Dr. César Adrián Ramírez Miranda (Aragón, UNAM)
Dr. Rafael Borrayo (IIEC. UNAM)

Agradecimientos

La realización de una Tesis siempre demanda una gran cuota de esfuerzo personal, pero sin dudas hubiera sido imposible su culminación sin todo el respaldo que recibí.

Por eso quiero agradecer, a las instituciones y a las personas que me apoyaron, puntualizando sólo algunas, ya que sería muy difícil nombrarlos a todos.

En primer lugar al Posgrado en Economía de la UNAM, y a la Universidad Agraria La Molina, de Perú por darme la oportunidad de participar en el programa de Doctorado, así como a la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba que me apoyó institucionalmente.

Agradezco a la Cooperación Holandesa por el apoyo económico a través de la RED Capa y a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba por otorgarme una beca de Vacancia.

De una manera muy especial quiero expresar todo mi agradecimiento al Dr. Américo Saldivar Valdés, porque asumió –a medio camino- la responsabilidad no sólo de dirigirme, sino también de alentarme, y porque me brindó su apoyo mucho más allá de la tarea de director.

También agradezco a los doctores Darío Ibarra Zavala (UAEMex), César Adrián Ramírez Miranda (Aragón, UNAM), Rafael Borrayo (IIEC. UNAM) por su tiempo dedicado como tutores, y en particular a la Dra. María Luisa Quintero Soto (UAEMex), por sus observaciones y comentarios mientras desarrollaba esta tesis. Mi recuerdo y reconocimiento al Dr. Carlos Fonseca Hernández (†) por su consejos mientras fue mi tutor.

Quiero agradecer a mis colegas, Marcela y Mariano, por cubrir mis espaldas mientras hacía la tesis, y particularmente a la Dra. Sonia Calvo, que me animó y me facilitó todas las vías para que la terminara.

Por último, dedico la tesis a mi familia y a Ana, por el apoyo incondicional.

TABLA DE CONTENIDOS

Introducción.....	11
CAPÍTULO 1: Contexto.....	15
La deforestación en Argentina, en Córdoba y en la Cuenca Cruz del Eje.....	15
1.1 Indicadores de sostenibilidad nacionales vinculados a la deforestación.....	15
1.1.1 Indicadores del Subsistema Social.....	15
1.1.2 Indicadores del subsistema económico.....	18
1.1.3 Indicadores del Subsistema ambiental, e interrelaciones nacional/global, económico/ambiental, institucional/ambiental e intensidades.....	20
1.2 Situación Provincial.....	25
1.2.1 Indicadores Socio-Económicos.....	25
1.2.2 Deforestación en Córdoba.....	28
1.3 Situación en la Cuenca Cruz del Eje.....	30
1.3.1 Parque Chaqueño.....	30
1.3.2 Características generales del área de estudio.....	32
1.3.3 Caracterización Social.....	33
1.3.4 Caracterización Económica.....	37
1.3.5 La convivencia actual con el bosque.....	40
1.4 Conclusiones.....	42
CAPÍTULO 2: Marco Teórico.....	45
¿Cómo incorporar los servicios ambientales en las decisiones socio-económicas?.....	45
2.1 Los servicios del ecosistema y su clasificación.....	45
2.2 La relación economía-ambiente.....	46
2.2.1 Valoración de los servicios del ecosistema.....	51
2.3 ¿Cambio de paradigma? Economía Neoclásica vs. Economía Ecológica.....	52
2.3.1 Economía Ambiental (EA).....	52
2.3.2 Economía Ecológica.....	57
2.4 Conclusiones.....	63

<i>CAPÍTULO 3: Metodología</i>	65
<i>El desafío de la evaluación socio-económica-ambiental</i>	65
3.1 Análisis institucional	66
3.2 Evaluación multicriterial	66
3.3 Aplicación del método	70
3.3.1 Inclusión de múltiples actores	70
3.3.2 Definición y estructuración del problema a investigar	71
3.3.3 Definición de un conjunto de criterios de evaluación. Métodos discretos o continuos.....	72
3.3.4 Identificación de las preferencias del decisor.....	73
3.3.5 Elección del procedimiento de agregación de los criterios.	73
3.4 El Método NIAIDE	76
3.4.1 Fundamentos del método	77
3.4.2 Conceptos	78
3.5 Conclusiones	85
<i>CAPÍTULO 4: Caso</i>	87
<i>Situación en la Cuenca Cruz de Eje</i>	87
4.1 Análisis institucional	88
4.1.1 Perspectiva histórica.....	88
4.1.2 Aspectos Legales.....	92
4.2 Principales Interesados y actores	96
4.2.1 Modalidad participativa del estudio	96
4.2.2 División Política y autoridades de aplicación	97
4.2.3 Actores Sociales	97
4.3 Evaluación Multicriterial	100
4.3.1 Construcción de la Matriz de Impacto: criterios y alternativas	100
4.4 Conclusiones	115
<i>CAPÍTULO 5: Resultados y Discusión</i>	117
<i>Análisis de las alternativas de uso del Bosque en Cruz del Eje</i>	117
5.1 Matriz de Impacto	117

5.1.1	Definición de los parámetros de cálculo del NAIADE	117
5.1.2	Matriz con valoración técnica de los indicadores.....	118
5.1.3	Análisis de sensibilidad	123
5.2	Matriz de equidad.....	125
5.3	Conclusiones.....	127
	<i>CAPÍTULO 6: Conclusiones.....</i>	129
	<i>Conclusiones</i>	129
	<i>Referencias</i>	133
	<i>ANEXO I</i>	
	<i>Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia De Córdoba.....</i>	141
	<i>ANEXO II</i>	
	<i>Indicadores.....</i>	145
	<i>ANEXO III</i>	
	<i>Modelo NAIADE.....</i>	151

LISTADO DE FIGURAS Y TABLAS

Tabla 1-1. Deforestación en Córdoba por departamento. Período 1998-2002.....	29
Tabla 1-2. Evolución de la población en la Pcia. de Córdoba y departamentos de la Cuenca Cruz del Eje (1991-2008).....	33
Tabla 1-3. Población rural de la provincia de Córdoba en departamentos de la Cuenca Cruz del Eje	34
Tabla 1-4. Porcentaje de población de 15 años o más por máximo nivel de instrucción alcanzado según sexo y grupos de edad. Año 2001.....	35
Tabla 1-5. Uso potencial y actual de los suelos de la provincia de Córdoba, por departamentos seleccionados.....	37
Tabla 1-6. Cantidad y Superficie de las EAPS de Córdoba y de departamentos de la Cuenca Cruz del Eje.	38
Tabla 1-7. Porcentaje de explotaciones agropecuarias según régimen de tenencia de la tierra. Total provincial y departamentos de la Cuenca Cruz del Eje.....	39
Tabla 1-8. Número de cabezas por categoría.....	39
Tabla 2-1. Clasificación de los servicios de los ecosistemas según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio.....	46
Tabla 3-1 Matriz de impacto.....	72
Tabla 4-1 Criterios de evaluación e indicadores	102
Tabla 4-2 Indicadores para la alternativa de mantener el bosque sin uso	107
Tabla 4-3 Indicadores para bosque sin uso más pago por servicios ambientales.....	108
Tabla 4-4 Indicadores para la producción silvopastoril bovina	110
Tabla 4-5 Producción silvopastoril caprina	111
Tabla 4-6. Cálculo del número de madres	112
Tabla 4-7. Cálculo del tamaño del rodeo	112
Tabla 4-8 Producción forestal.....	113
Figura 1-1 Porcentaje de población que vive por debajo de la línea de pobreza y de indigencia.....	16
Figura 1-2 Porcentaje de población con Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI).....	17
Figura 1-3 Coeficiente de Gini para Argentina 1992 - 2010.....	18
Figura 1-4 Tasa de inversión en porcentaje del PBI, tasa de crecimiento del PBI, PBI/cap. [Pesos 1993]19	
Figura 1-5 Argentina. Superficie de Bosque Nativo 1937-2006.....	21
Figura 1-6 Porcentaje de Áreas Protegidas en Argentina por Ecorregión.....	22
Figura 1-7 cambio de uso de la tierra implantada	23
Figura 1-8 Variación porcentual en el uso de la tierra agrícola en las principales especies. 1995, 2005 y 2009.....	23
Figura 1-9 Contribución GEI's año 2000 por sector, sin incluir USCUS (Uso del Suelo, Cambio del Uso del Suelo y Silvicultura)	25

Figura 1-10 PGB de Córdoba y tasa de crecimiento. (Pesos constantes 1993). 1993-2009	26
Figura 1-11 Evolución de la superficie sembrada de soja en la provincia de Córdoba. 1990-2010	27
Figura 1-12 Cobertura de la vegetación de la provincia de Córdoba. 1904 y 2004	29
Figura 1-13 Cuenca Cruz del Eje	30
Figura 1-14: Regiones Forestales de Córdoba	31
Figura 1-15. NBI por departamentos para el año 2008	36
Figura 1-16 IDH por departamento para el año 2004.....	36
Figura 1-17 Árbol de problemas: Problemática Ambiental	41
Figura 2-1 Valor Económico Total	55
Figura 2-2 Valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales	57
Figura 2-3 Divisiones de la economía.....	60
Figura 2-4 De un mundo vacío a un mundo lleno	61
Figura 3-1 Representación gráfica de la ciencia postnormal	68
Figura 3-2 Esquema del proceso de evaluación	69
Figura 3-3 Punto de intersección de las funciones de membresía de las variables lingüísticas	79
Figura 3-4 Grados de credibilidad de relaciones de indiferencia	81
Figura 3-5 Grados de credibilidad de relaciones de preferencia.....	81
Figura 3-6 Visualización de resultado del análisis multicriterio.....	83
Figura 3-7 Matriz de equidad.....	84
Figura 3-8 Dendograma de Coaliciones	84
Figura 4-1. Precio de terneros a valores corrientes y constantes (10/2011). Enero 2010 a Octubre 2011.	110
Figura 5-1. Matriz de Impacto en NAIADE	119
Figura 5-2. Resultado del análisis multicriterial	119
Figura 5-3. Comparación entre alternativas silvopastoril caprina y forestal	120
Figura 5-4. Comparación entre alternativas silvopastoril caprina y bovina.....	121
Figura 5-5. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables socioeconómicas	121
Figura 5-6. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables ambientales	122
Figura 5-7. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables culturales.....	122
Figura 5-8. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables de interés individual	123
Figura 5-9. Resultado de con compensación total entre criterios ($\alpha=1$)	123
Figura 5-10. Resultado de con factor de mínimo requerimiento (α) = 0.2.....	124
Figura 5-11. Comparación entre producción de con factor de mínimo requerimiento (α) = 0.20.....	¡Error!
Marcador no definido.	
Figura 5-12. Resultado de con factor de mínimo requerimiento (α) = 0.80.....	125
Figura 5-13. Matriz de Equidad	126
Figura 5-14. Matriz de Equidad	126

Introducción

Los bosques cumplen múltiples funciones ecológicas, socioeconómicas y culturales. Proporcionan importantes recursos como productos madereros y no madereros; albergan una gran biodiversidad de hábitat, especies y genes; regulan el régimen hidrológico, y mantienen la fertilidad y estructura del suelo. Intervienen además en los ciclos de nutrientes (nitrógeno, fósforo, etc.) y en el ciclo del carbono a través del cual regula las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono influyendo en la mitigación del calentamiento global (Bishop y Landell-Mills, 2003). Son además base de empleo, usos tradicionales y lugares de recreación.

Si bien esto es ampliamente reconocido, la deforestación, con la consiguiente disminución de la provisión de los servicios antes mencionados, es un gran problema a nivel mundial, del que no escapa la provincia de Córdoba, que registra una tasa de deforestación del 2,93%, cuadruplicando la media nacional (0,80%) y siendo veinte veces mayor que la media mundial (0,14%) (FAO, 2010).

Los bosques nativos ocupaban el 39% (100 millones de ha) del territorio nacional de Argentina en 1914 (Naumann y Madariaga, 2003). El proceso de deforestación fue y continúa siendo tan grande que actualmente sólo ocupan el 14% de la superficie, aproximadamente unas 33 millones de ha (Instituto Forestal Nacional, IFONA). En los últimos años, la tasa de desmonte es de 30.000 ha /año.

Una de las causas por la que la deforestación no se detiene -aun conociendo sus consecuencias-, es el criterio mercantilista de corto plazo predominante que se tiene al momento de tomar decisiones con respecto al uso del suelo. La visión histórica de los bosques nativos como productores de madera y leña ha limitado su valoración como importante productor de servicios ecosistémicos (Lara y Urrutia, 2012). Esto ocurre, además, porque gran parte de los bienes y servicios ambientales son externalidades o bienes públicos (Baumol y Oates, 1998; Cornes y Sandler, 1996), por lo que en general los propietarios o tenedores de los bosques no son retribuidos en términos económicos por la provisión de dichos servicios. En otras palabras, estos bienes y servicios ambientales no tienen mercado. Adicionalmente, en muchas oportunidades, tampoco son tomados en cuenta aspectos sociales -más allá del empleo-, o los efectos culturales del cambio del uso de los recursos.

La ausencia de un precio –independientemente del valor que tengan-, hace que estos bienes y servicios ambientales, sociales y culturales no sean considerados al momento de tomar decisiones respecto del uso o conservación de los bosques. Por eso, la superficie dedicada a bosques está siendo reemplazada para otros fines, en el caso de Argentina agropecuarios principalmente, dados los beneficios económicos que estas actividades le reportan a los tenedores de la tierra en el corto y mediano plazo.

Para atenuar esta situación, uno de los mecanismos de conservación utilizado para los bosques nativos es la declaración de áreas protegidas, en donde se restringe su explotación en forma total o parcial. En esos casos, y cuando esas áreas son tierras fiscales, el “costo” de la conservación es asumida por la sociedad en su conjunto; pero si son de propiedad privada, el mismo recae íntegramente sobre los dueños de la tierra. Este enfoque de tipo “comando-control” ha demostrado tener poca efectividad en Argentina, por la escasa capacidad de control.

En Argentina, además de la declaración de reservas naturales, parques nacionales y provinciales, donde las tierras pertenecen al Estado, existe la Ley 26.331 de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos, por la que el Estado se obliga a compensar de alguna manera al propietario de tierras con bosques nativos declaradas de muy alto valor de conservación que no deben transformarse (áreas rojas). La misma ley establece la obligatoriedad de planes de manejo sustentable en las zonas aptas para usos productivos con restricciones (áreas amarillas). Pero, en ambos casos y en la práctica, esta obligación no se cumple. Por otra parte, los bosques que no forman parte del sistema de áreas protegidas o declarados como zonas rojas o amarillas– y que representan la mayor parte de los bosques remanentes-, carecen de incentivos para su conservación ante alternativas de explotaciones más rentables. Una solución de compromiso entre lo ambiental, lo económico y lo sociocultural, podría encontrarse en la producción sustentable, incentivada con los mecanismos adecuados.

De allí la necesidad de desarrollar herramientas que permitan cuantificar y agregar los múltiples valores de los bosques y que sirvan de insumo para que la gestión pública permita conciliar el interés privado con el social, a través del desarrollo de políticas adecuadas.

Con respecto a la Cuenca Cruz del Eje, -existe un interés particular en su análisis ya que es una zona relativamente pobre en comparación al resto de la provincia. En la misma se hicieron diagnósticos (Conrero *et al.*, 2007; Berbotto *et al.*, 2004), estudios de casos de producciones (Calvo *et al.* 2006; Díaz, 2007; Mensa González, 2002), estudios de situación de los bosques (Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, 1999; Ministerio de Salud y Ambiente De la Nación, 2005; Montenegro, *et al.*, 2004) y estudios de efectos sociales (Mengo,

2009; Silveti, 2010; Silveti y Cáceres, 1998), **pero no existen análisis en donde se tomen todos los aspectos simultáneamente y se intente una agregación de los mismos a los fines de seleccionar políticas o instrumentos a aplicar.** En general las visiones que se presentan son parciales, por lo que las propuestas que pueden surgir de dichas propuestas también serán parciales. La propia ley de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la Provincia de Córdoba (Ley 9.814/2010) –que rige sobre los posibles usos del suelo- enuncia diez criterios de sustentabilidad ambiental (Anexo IB), y no incorpora explícitamente otro tipo de intereses o criterios de evaluación, que sí afectaron su contenido en forma solapada.

La generación de incentivos para la conservación o manejo sustentable de bosques requiere del reconocimiento y cuantificación o calificación de los servicios del mismo, esto es, reconocer los valores de uso directo, indirecto e inclusive los de no uso (Bishop, 1999; Pearce, 1990) en sus dimensiones socio/cultural, económica, ambiental e institucional (United Nations, 2001). Adicionalmente requiere el análisis conjunto o integración de todos esos aspectos para lograr una asignación de los recursos aceptable y aceptada por parte de los implicados, para que la misma perdure en el tiempo.

La valoración y análisis socio-económico-ambiental de los bienes y servicios que proveen los bosques nativos que aquí se propone –e incorporando la dimensión institucional-, tiene como fin último contar un elemento que permita elegir entre alternativas de uso y a su vez sirva como insumo para el diseño de instrumentos o políticas públicas.

Se destaca que para la evaluación se consideran los instrumentos legales vigentes de promoción a las distintas alternativas productivas (Ley Provincial 939/07-de promoción caprina-, Ley de Bosques Nativos 26.331/07 y Resolución 79/07 - Plan de Promoción Ganadera), por lo que la propuesta que resulte sería de aplicación factible.

Lo que se busca es brindar una propuesta para incentivar la producción más adecuada, en búsqueda del desarrollo sostenible, teniendo en cuenta la información disponible, las alternativas factibles, y los instrumentos de promoción actuales. En otras palabras, ofrecer una recomendación completamente factible de realizar en la situación y con los elementos actuales.

Objetivos

General

- Comparar en forma multidimensional alternativas de uso sustentable del bosque nativo en la cuenca Cruz del Eje, y seleccionar la más adecuada para recomendar su incentivo a través de políticas públicas.

Específicos

- Identificar y seleccionar criterios e indicadores para valorar las distintas alternativas de uso del bosque.
- Valorar los servicios de alcance local del bosque chaqueño, en términos económicos, sociales, ambientales y culturales.
- Seleccionar la metodología más adecuada para analizar conjuntamente los servicios económicos, sociales, ambientales y culturales del bosque nativo.
- Establecer un ranking de alternativas de uso del bosque nativo.
- Identificar las bases de los conflictos entre los actores del territorio respecto a usos alternativos del bosque.

CAPÍTULO 1: Contexto

La deforestación en Argentina, en Córdoba y en la Cuenca Cruz del Eje.

1.1 Indicadores de sostenibilidad nacionales vinculados a la deforestación

La deforestación en Argentina es una situación que se percibe como problema desde mediados de los años ochenta. La tasa de deforestación ha variado a lo largo del tiempo, al igual que sus causas, aunque en la actualidad se considera como denominador común de la deforestación en distintas regiones al corrimiento de la frontera agrícola.

Ahora bien, los beneficios derivados del crecimiento de la producción agrícola han tenido un fuerte impacto en la economía del país en los últimos años, y por eso es necesario poner en contexto las causas y consecuencias de la deforestación, tanto negativas como positivas, aunque estas últimas sean de corto o mediano plazo.

A fin de describir la situación desde distintas dimensiones, se tomó como referencia al Sistema de Indicadores de Desarrollo Sostenible (SIDS) de la República Argentina, elaborado siguiendo el marco conceptual propuesto por el proyecto de Evaluación de la Sostenibilidad de América Latina y el Caribe (ESALC), desarrollado por la CEPAL. Estos indicadores se presentan a escala nacional y fueron seleccionados de manera de poder facilitar su comparación en distintos períodos (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable [SADS], 2010). Lo que desde el gobierno se persigue con el seguimiento de estos indicadores es medir la evolución del desarrollo sostenible en cuatro dimensiones: social, económica, ambiental e institucional, incorporando también las relaciones entre las cuatro dimensiones citadas.

Sobre un total de setenta indicadores con los que trabaja la Secretaría de Ambiente aquí se seleccionaron trece. Siete de ellos son de carácter socioeconómico y los restantes son los más vinculados a la problemática específica de la deforestación. Con ellos se pretende poner de manifiesto la situación general de la deforestación en Argentina, así como las causas y consecuencias más importantes de la misma.

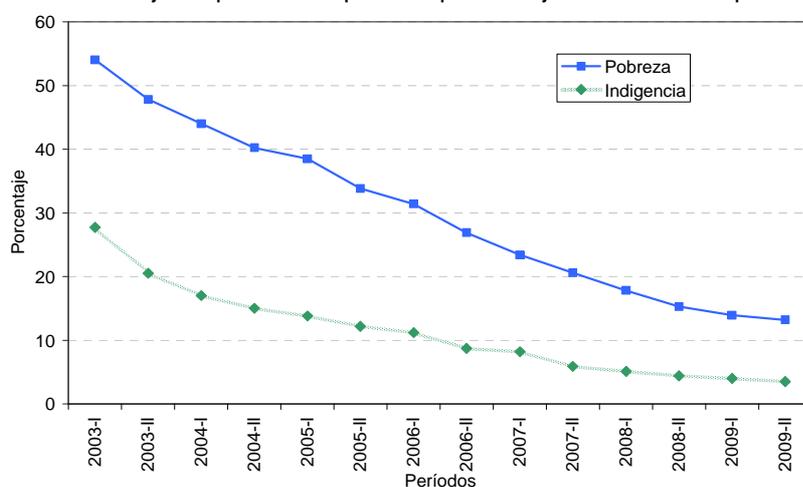
1.1.1 Indicadores del Subsistema Social

En los últimos años Argentina ha experimentado un importante crecimiento económico, acompañado con un progreso de las condiciones sociales, reflejado en la mejora de los índices

de distribución del ingreso, y una disminución en los niveles de pobreza e indigencia, según datos oficiales. Para mostrar esa evolución se escogieron tres de los indicadores utilizados por el SIDS: (a) el porcentaje de población que vive por debajo de la línea de pobreza, (b) el porcentaje de población que vive por debajo de la línea de indigencia y (c) el porcentaje de población con necesidades básicas insatisfechas (NBI).

Los datos aportados por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina (INDEC) muestran que tanto la pobreza como la indigencia en Argentina disminuyeron a lo largo de la serie presentada¹(Figura 1.1).

Figura 1-1 Porcentaje de población que vive por debajo de la línea de pobreza y de indigencia



Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC)

Cabe destacar que la serie se inicia luego del fin de una profunda recesión que culminara en una crisis socioeconómica que involucró la devaluación del peso en un 300% aproximadamente. Durante esa crisis (2002) el índice de pobreza llegó a su valor extremo en Argentina desde que se llevan registros, alcanzando el 57,5%.

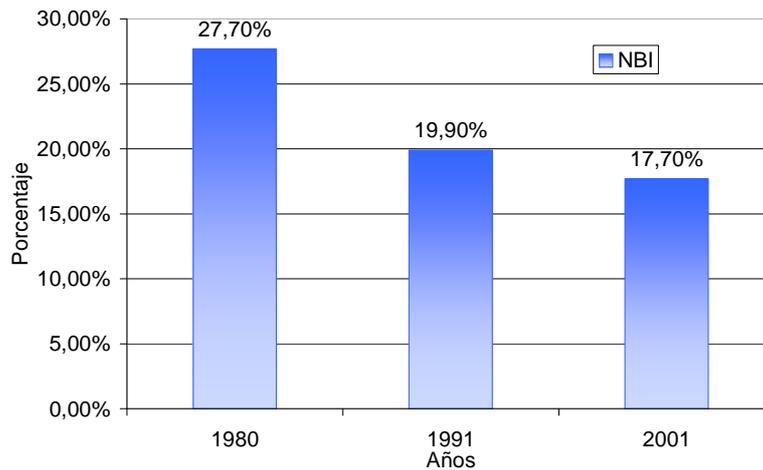
El otro indicador, el de la población con NBI, que mide las condiciones de vida de la población según características de vivienda y educación², también muestra una mejora entre 1980 y 2001

¹Si bien es notoria la recuperación económica de Argentina en los último años, debe tenerse en cuenta que el INDEC está siendo fuertemente cuestionado desde 2006 por los dudosos valores que informa, especialmente referidos al índice de precios al consumidor.

²En la Argentina se considera población (NBI) a la que se reúne alguna de las siguientes condiciones: a) más de tres personas viviendo en una misma habitación; b) alojamiento en viviendas precarias o de inquilinato; c) falta en la vivienda de retrete con descarga de agua; d) que en la familia exista algún niño entre 6 a 12 años que no vaya a la escuela.

(último censo publicado)³ (Figura 1.2). La tendencia es general para el país, sin embargo no ha sido homogénea, e incluso existen grandes diferencias entre regiones y provincias. Tal es el caso de la zona de desarrollo del presente proyecto, en donde el porcentaje de población con necesidades básicas insatisfechas supera en promedio el 25%.

Figura 1-2 Porcentaje de población con Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI)



Fuente: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC)

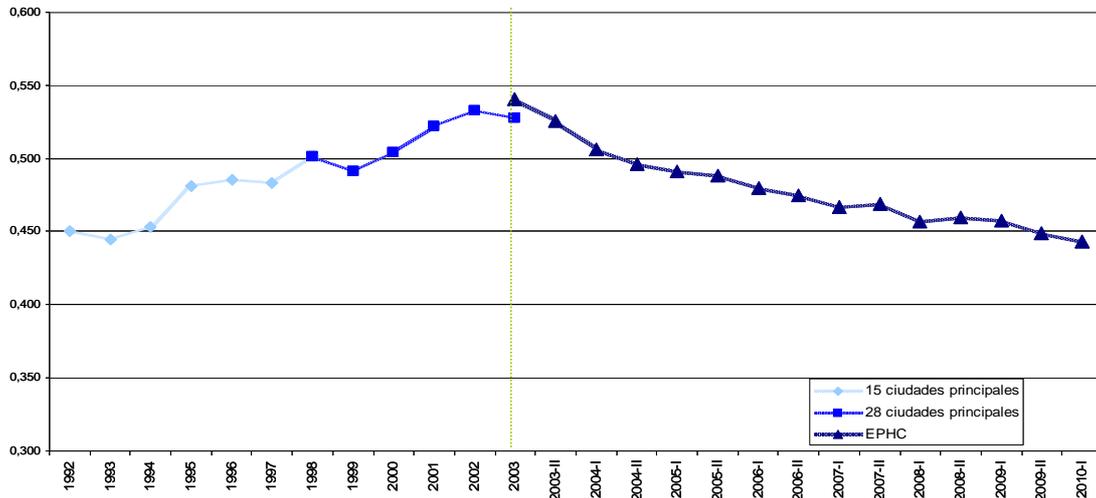
Las diferencias que quedan escondidas en las cifras macro, son especialmente evidentes en las zonas agrícolas marginales, donde los cultivos exportables han desplazado a los bosques nativos, con fuertes efectos en el empleo de mano de obra (que disminuyó) y en la disponibilidad de recursos alimenticios y habitacionales para la subsistencia de pobladores locales. Además de estas razones económicas, políticamente estas zonas no tienen gran incidencia en términos electorales, ya que la densidad poblacional es baja y son relativamente “invisibles” para los pobladores de las grandes urbes, por lo que desde los gobiernos centrales no generan planes de desarrollo serios, más allá de algunas obras puntuales. Las ayudas llegan generalmente en casos de emergencia, usualmente climáticas (sequía).

En cuanto a la distribución del ingreso, el Coeficiente de Gini es otro de los indicadores que muestra una mejora a partir del año 2003, aunque esta mejora significa –hasta ahora- volver a los niveles de principio de los años 90.

³En 2010 se llevó a cabo el Censo de Población y Vivienda, pero al momento no han sido publicados los datos.

En la Figura 1.3 se refleja la evolución del coeficiente de Gini, en donde puede observarse que el mismo alcanzó el valor más alto (0,577) en el primer semestre de 2003. En el primer trimestre de 2011 se ubicó en 0,379, el más bajo desde 1994⁴.

Figura 1-3 Coeficiente de Gini para Argentina 1992 - 2010



Fuente: Elaboración propia en base a datos de SEDLAC (CEDLAS y Banco Mundial, 2011)

Así, tomados en conjunto se hace evidente la mejora en las condiciones socioeconómicas de la población

1.1.2 Indicadores del subsistema económico

La mejora de las condiciones sociales presentadas, fueron mayormente una consecuencia del fuerte crecimiento económico, y en parte debido a las políticas distributivas implementadas.

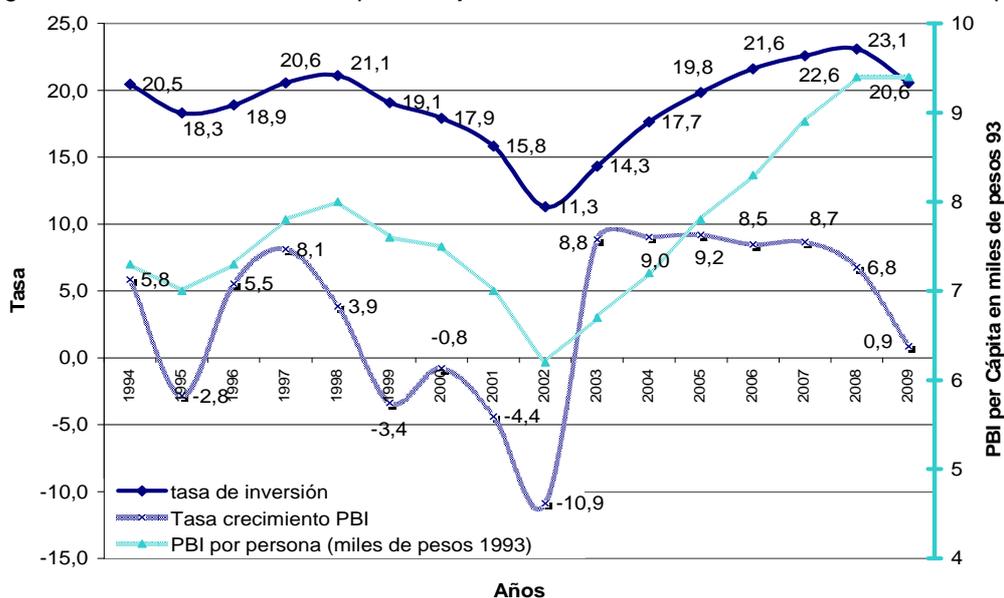
La Figura 1.4 muestra –más allá del comportamiento históricamente fluctuante de la economía Argentina-, un crecimiento económico a tasas elevadas en los últimos siete años (a excepción del año 2009 como consecuencia de la crisis internacional), y un permanente aumento del ingreso per cápita. También es notorio el aumento de la tasa de inversión bruta a partir del año 2003, si bien se parte de niveles muy bajos.

Debe tomarse en cuenta que una de las principales causas que favoreció al crecimiento económico y por ende a la mejora de esos indicadores socioeconómicos, fue el precio de los *commodities* exportados por Argentina -particularmente los agropecuarios-; otra causa fue el

⁴Nótese que la escala de tiempo varía a partir del año 2003, desde donde los datos son semestrales en lugar de anuales.

fuerte incentivo al consumo impulsado por el gobierno. Esto último en parte gracias a la importante disponibilidad de fondos generado a partir de los aranceles a las exportaciones.

Figura 1-4 Tasa de inversión en porcentaje del PBI, tasa de crecimiento del PBI, PBI/cap. [Pesos 1993]



Fuente: Elaboración propia en base a a datos de INDEC

El aumento de los precios de bienes transables agropecuarios, generados por del incremento en la demanda internacional de alimentos y biocombustibles (y la especulación financiera), sumado a la fuerte devaluación ocurrida en Argentina en el año 2002, provocó que la producción de granos (transables) pase a ser un negocio sumamente rentable. Esto dio como resultado un notable corrimiento de la frontera agrícola, desplazando la ganadería y avanzando sobre los bosques nativos.

El cultivo que más se extendió fue la soja, cuyo exitoso desempeño data de mediados de la década del noventa, coincidente con la introducción de variedades genéticamente modificadas⁵. Esas variedades se complementaron con la aplicación de técnicas de labranza cero, lo que permitió la incorporación de cultivos de ciclos más corto, dando la posibilidad de realizar doble cultivo trigo-soja, y permitiendo la expansión geográfica de la soja a áreas históricamente ganaderas.

⁵ Irrumpió en el mercado la soja transgénica RR (Roundup Ready), que es resistente al herbicida glifosato

El efecto de este cultivo sobre la economía del país sobrepasó y sobrepasa a los actores de la cadena de soja, ya que este complejo aporta por derechos de exportación unos 7.200 millones de dólares (estimado para 2011). El ingreso fiscal por este concepto representa para el gobierno nacional cerca del 9% del total de la recaudación tributaria. A su vez, las provincias reciben a través del Fondo Federal Solidario⁶ el 30% de los derechos de exportación tributados por el complejo sojero.

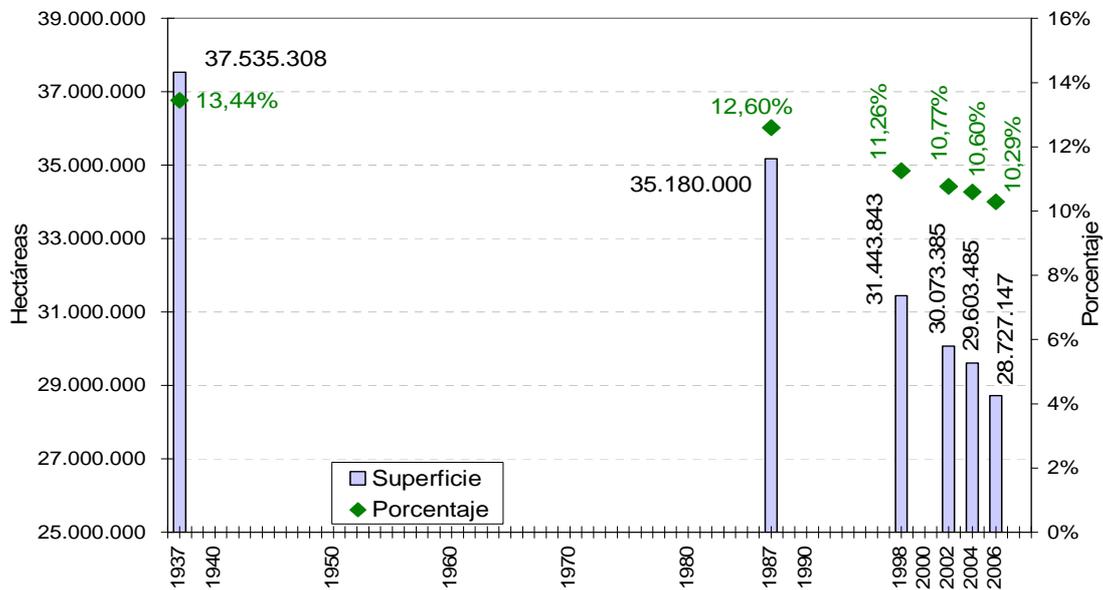
En definitiva, gracias a las ventajosas condiciones de los mercados internacionales de granos y sus derivados y acompañadas por políticas distributivas, Argentina emergió de la crisis en la que se encontraba, acentuando su perfil agroexportador, y basando fuertemente su economía en las divisas que ingresan por el sector agropecuario. Pero esa condición representa también una amenaza a la economía del país en general, por falta de mayor diversificación, y también una amenaza a las condiciones ambientales, ya que se tiende al monocultivo de soja, sin interés real por cambiar ese rumbo, habida cuenta de los beneficios económicos que este cultivo reporta.

1.1.3 Indicadores del Subsistema ambiental, e interrelaciones nacional/global, económico/ambiental, institucional/ambiental e intensidades.

El primer indicador a analizar es la superficie cubierta con bosques nativos, que muestra una permanente disminución desde 1914 (primer dato registrado, según Naumann y Madariaga, 2003). Argentina perdió más de ocho millones de hectáreas de bosques nativos entre 1937, y 2006, seis millones de las cuales se perdieron entre 1987 y 2006 (Figura 1.5). La superficie cubierta por bosques nativos apenas superaba el 10% en 2006, cuando en 1914 este valor llegaba al 39% (Naumann y Madariaga, 2003).

⁶ Los aranceles a la exportación del grano de soja es del 35% y para aceite de soja 32%. Lo recaudado por estos conceptos pertenecen a la administración nacional, pero, después de un enfrentamiento con el sector agropecuario (2008) creó en Marzo de 2009 el Fondo Federal Solidario, al que le asignó el 30% de lo recaudado por aranceles a la exportación del complejo sojero, y lo prorratea entre las provincias siguiendo el mismo esquema de reparto de la recaudación del resto de los impuestos nacionales.

Figura 1-5 Argentina. Superficie de Bosque Nativo 1937-2006



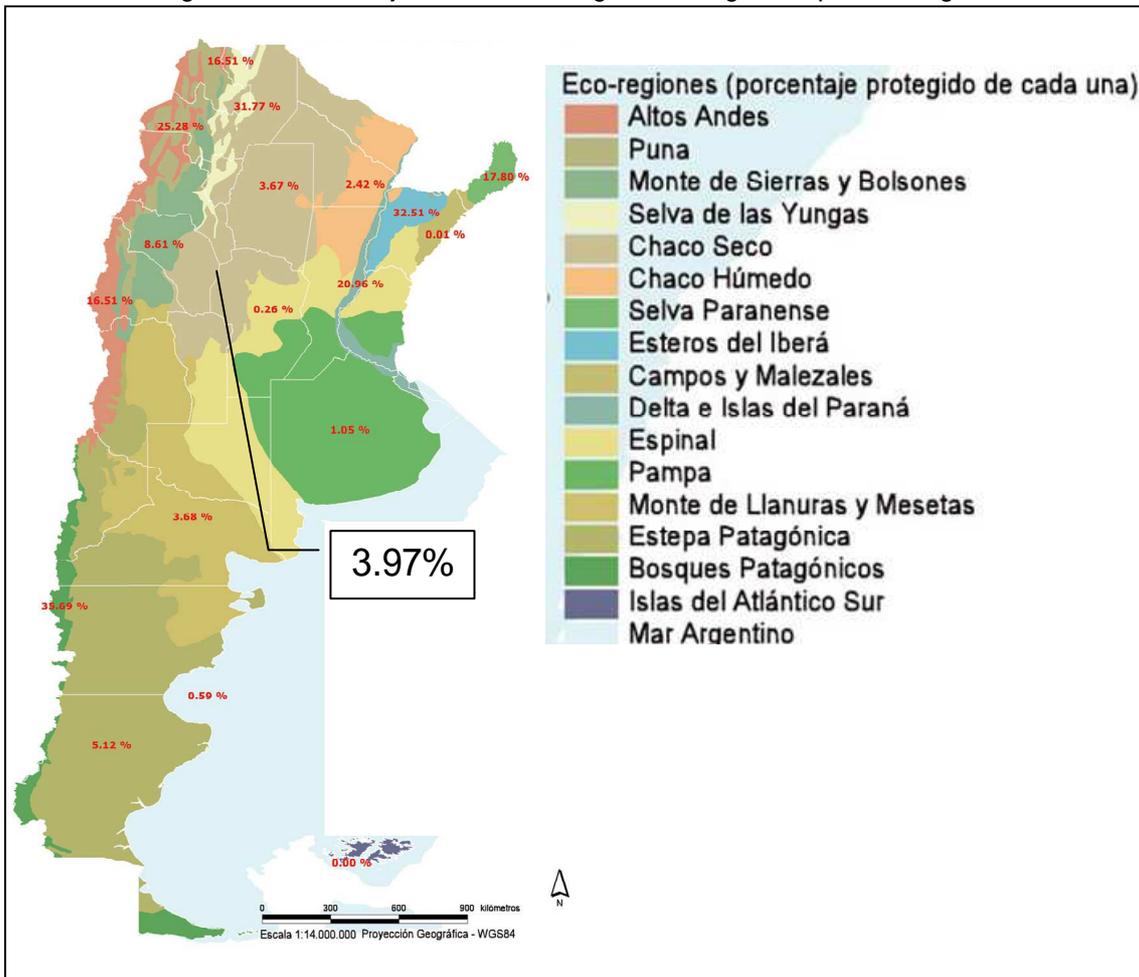
Fuente: Elaboración propia en base a datos de: Año 1937: Censo Nacional Agropecuario; Año 1987: Estimaciones del Instituto Forestal Nacional (IFONA); Años 1998-2006: Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) - Dirección de Bosques - SADS- Jefatura de Gabinete de Ministros.

Como medida paliativa a esta situación, entre los años 1990 y 2009 casi se ha duplicado la superficie declarada como área protegida (de 4,30 a 8,19%), pero aún no se llega al compromiso de tener por lo menos el 10% del territorio bajo alguna modalidad de protección. Si se desagrega a nivel de eco-región, hay algunas –como el chaco seco, donde está localizado este proyecto- que distan aún más del porcentaje meta (Figura 1.6).

Vinculado a los indicadores anteriores, el porcentaje de hectáreas erosionadas (sobre el total de superficie del territorio), muestra otra faceta del deterioro relacionada a la agriculturalización y desmonte con uso no adecuado de algunas tierras. En 1956 se registraba que la superficie afectada por erosión hídrica era del 6,52% y por erosión eólica 5,73%⁷, mientras que hacia el año 2000 estos valores alcanzaban el 11,10% y 10,38% respectivamente. Hay que tener en cuenta que el territorio argentino es vasto, con grandes extensiones casi sin ocupación, por lo que esos porcentajes quedan muy relativizados.

⁷Según datos del Instituto de Suelos y Agroecología del INTA

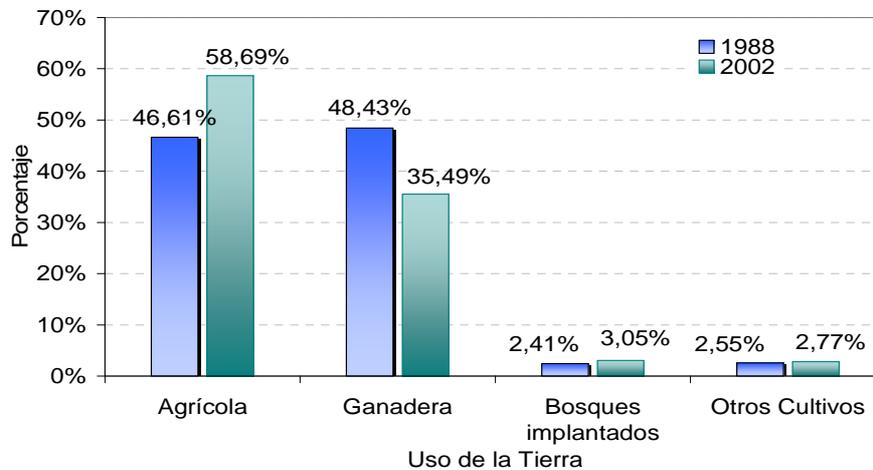
Figura 1-6 Porcentaje de Áreas Protegidas en Argentina por Ecorregión



Fuente: Sistemas de Información Ambiental Nacional

Otro indicador de importancia es el cambio de uso de la tierra implantada, que registra la distribución entre usos productivos alternativos. Partiendo de los datos de los Censos Nacionales Agropecuarios, en la Figura 1.7 se observa el avance del uso agrícola (en términos relativos) sobre el uso para ganadería principalmente.

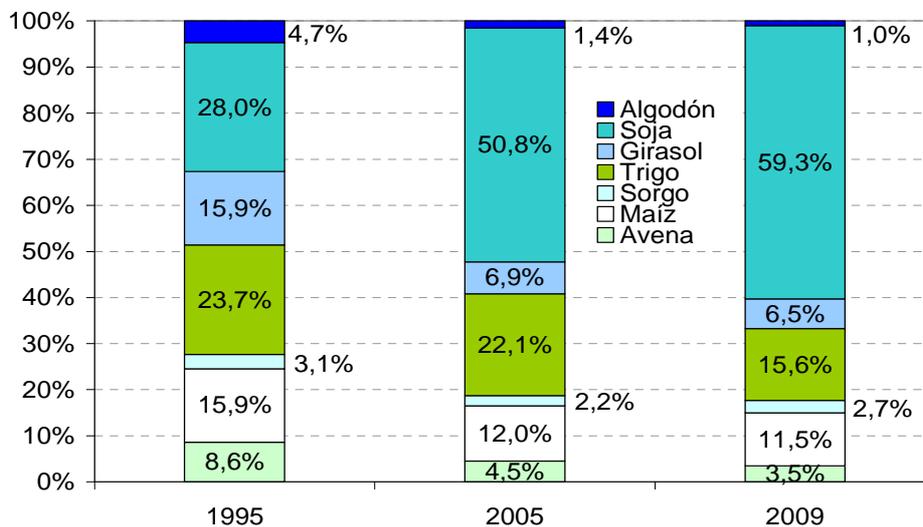
Figura 1-7 cambio de uso de la tierra implantada



Fuente: Elaboración propia en base a datos de INDEC.

Entonces, el avance de la agricultura se dio en términos tanto absolutos como relativos, y si se profundiza el análisis en lo que es el uso agrícola de la tierra, puede observarse que el avance de los cultivos no ha sido parejo, sino que la soja ha ido ganado terreno por sobre el resto de los cultivos, pasando del 28% en 1995 al 59,3% en 2009. (Figura 1.8)

Figura 1-8 Variación porcentual en el uso de la tierra agrícola en las principales especies. 1995, 2005 y 2009



Fuente: Elaboración propia en base a datos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Analizando los indicadores anteriores, se evidencia que la fuerte presión que se ejerce sobre los recursos naturales de las áreas productivas de Argentina (tanto de zonas aptas como marginales), deriva de factores externos (la soja prácticamente no se consume en Argentina),

difíciles de controlar en el contexto político y económico actual, por parte de quienes toman las decisiones a nivel interno.

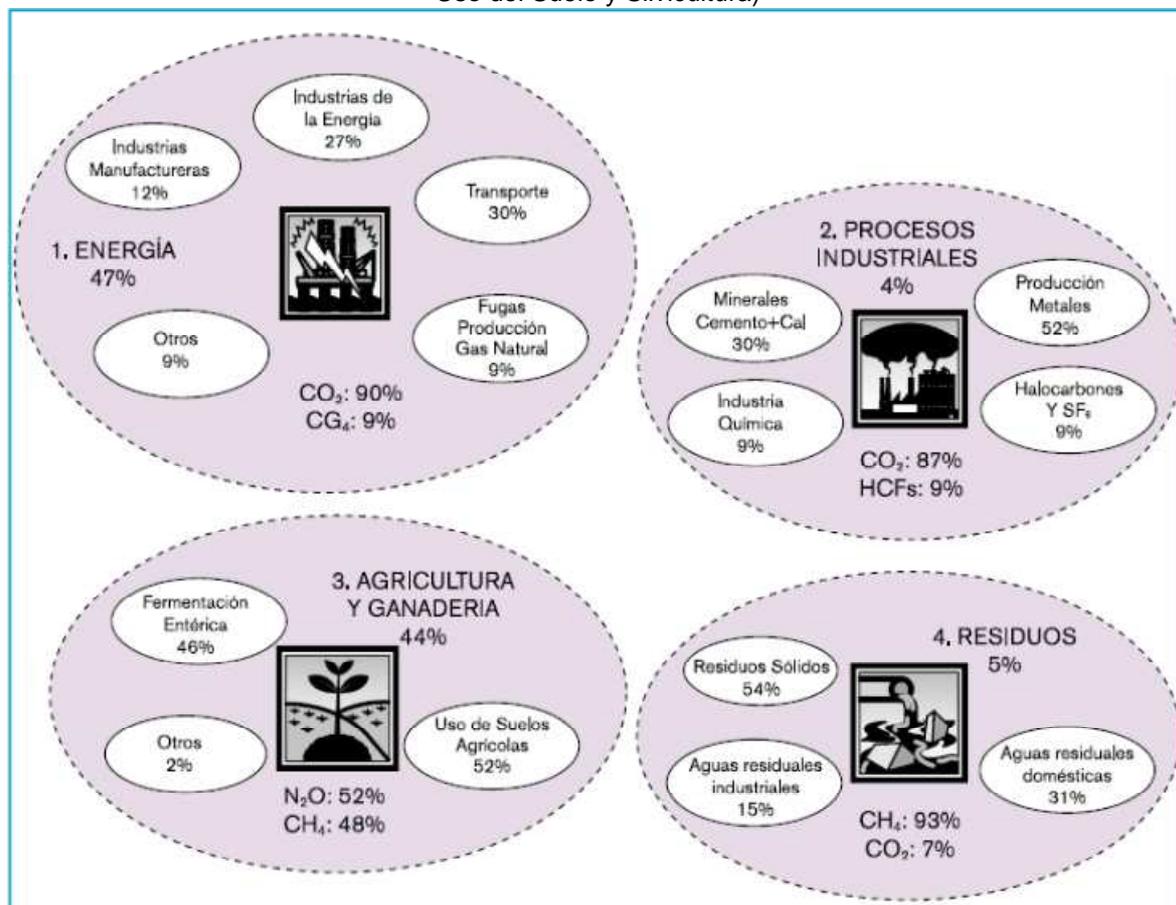
Por último, otro indicador ambiental asociado en gran medida con la deforestación y la agricultura son las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Al respecto, la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SADS y Ministerio de Salud de la Nación, 2009) indica en el Inventario Nacional de GEI del año 2000, que el sector agropecuario generaba el 44% de las emisiones (Figura 1.9), con 111.256 Gg de CO₂ equivalentes. Para el año 2010 se estimó un aumento de las emisiones por parte de la agricultura en un 21,1% y la proyección al año 2030 alcanzaba los 153.489 Gg de CO₂ equivalentes, un 8,13% más que en 2010. No obstante, y como es de esperar la participación relativa de la actividad agropecuaria disminuiría a cerca del 25% en ese último año, por la expansión del resto de la economía.

Dentro del sector agropecuario la mayor incidencia en las emisiones de GEI corresponde al uso de suelos agrícolas, que a su vez representa la tercera fuente en importancia de las emisiones totales del país, con una participación del 20%. Estas emisiones pueden ser divididas en tres categorías: las emisiones de metano provenientes de los suelos de arrozceras inundados, las emisiones por quema de residuos agrícolas en campo, y las emisiones directas de óxido nitroso (N₂O) por manejo agrícola de los suelos. De estas tres fuentes, la última es largamente la más influyente, y su principal causa en Argentina es el cultivo de variedades fijadoras de nitrógeno⁸ (SADS, 2009) que corresponde mayoritariamente al cultivo de soja.

Cabe agregar, que la Fundación Bariloche (2008) en una prospectiva con horizonte en los años 2020 y 2030 proyecta que el sector "Uso de Suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura" será un emisor neto, basándose para esas estimaciones en las circunstancias actuales de explotación de los bosques nativos, las expansiones forestales industriales y la ampliación de área cultivada con soja a expensas de superficies de bosques nativos en el período 2000-2005.

⁸Las otras causas son: uso de fertilizantes sintéticos, y la incorporación de residuos de las cosechas a los suelos.

Figura 1-9 Contribución GEI's año 2000 por sector, sin incluir USCUS (Uso del Suelo, Cambio del Uso del Suelo y Silvicultura)



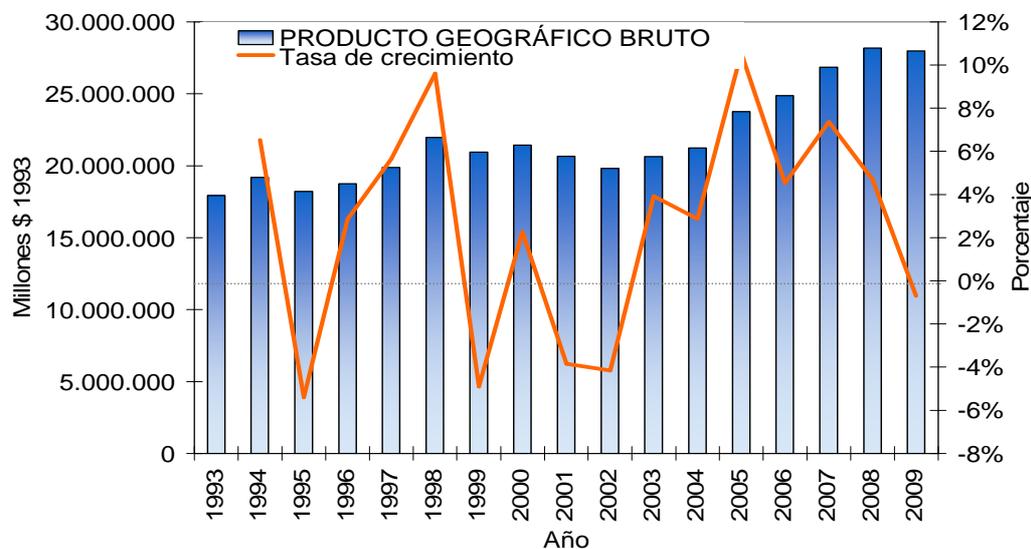
Fuente: SADS y Ministerio de Salud de la Nación, (2009) Pag 62.

1.2 Situación Provincial

1.2.1 Indicadores Socio-Económicos

El Producto Geográfico Bruto (PGB) de la Provincia de Córdoba representa –como promedio de los últimos años- cerca del 8% del PBI nacional (Dirección General de Estadísticas y Censos de la Provincia de Córdoba [DGEC], 2010). Eso muestra la importancia que tiene Córdoba sobre el total de 25 provincias. Si se analiza la participación del PGB por sectores, el sector agropecuario provincial representa el 14% del PBI agropecuario nacional (DGEC, 2010), mostrando el perfil de provincia productora agropecuaria. Al igual que el PBI a nivel nacional, tiene un comportamiento errático, aunque se ha mostrado creciente desde el año 2003, con excepción del 2009 donde se vio afectado por los efectos de una sequía que provocó una notoria disminución de la producción agropecuaria y por la crisis financiera internacional (Figura 1.10)

Figura 1-10 PGB de Córdoba y tasa de crecimiento. (Pesos constantes 1993). 1993-2009



Fuente: Elaboración propia en base a datos de la DGEC

Parte del impacto social de este crecimiento económico se observa en la mejora del PGB/Cap, que -a valores constantes de 1993- aumentó entre 2002 y el 2008, desde \$6248 a \$8.434 (25%) (DGEC, 2010). También se nota una mejora en el porcentaje de personas con al menos una NBI, que entre 2001 (Censo Nacional de Población y Vivienda) y 2008 (Censo de Población de la Provincia de Córdoba), pasó de 13% al 9,6%. Esta tendencia también se refleja en el coeficiente de Gini, que para Córdoba era de 0,50 en el segundo trimestre de 2003 y bajó a 0,43 en el primer trimestre de 2010 (INDEC).

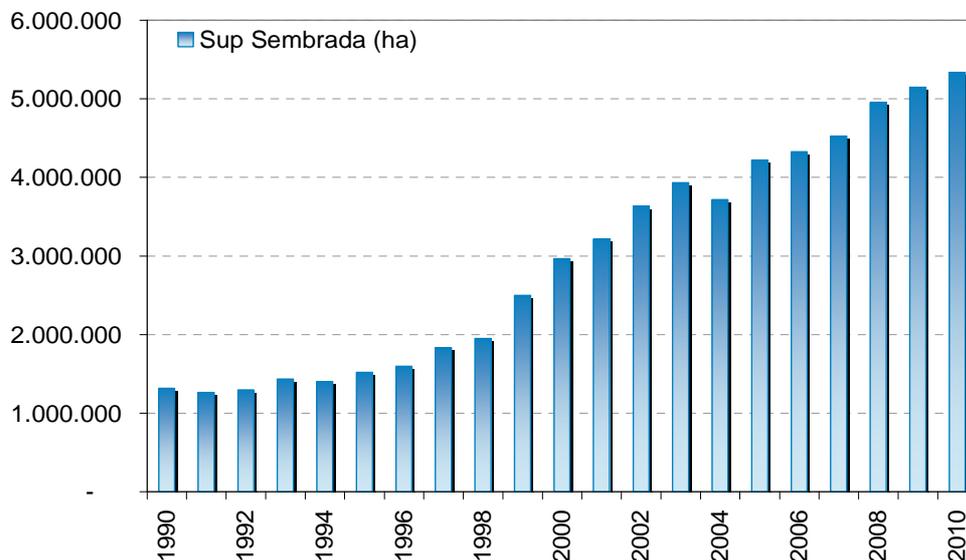
Así, estos indicadores socioeconómicos provinciales muestran –con variantes- el mismo comportamiento que los nacionales, y al igual que a escala nacional, la producción agrícola –de soja especialmente- tuvo un rol preponderante.

Al respecto, en la Figura 1.11 se puede observar el crecimiento del área sembrada con soja en la provincia de Córdoba en los últimos 20 años. En la campaña 1990/1991 el área ocupada por la oleaginosa en la provincia fue de 1.316.300 ha, para el año 2000 alcanzaba casi los 3 millones de ha y en la campaña 2010/2011 se estimó un área sembrada de 5.334.000 ha.

Resulta evidente el cambio en la tendencia entre los años 1996 y 1997, que es –como se menciona anteriormente- el momento en el que se dio el gran salto tecnológico con la

incorporación de la soja transgénica y el sistema de siembra directa⁹.

Figura 1-11 Evolución de la superficie sembrada de soja en la provincia de Córdoba. 1990-2010



Fuente: Elaboración propia en base a datos Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos de la Provincia de Córdoba

La bonanza económica resulta evidente en todas las comunidades asentadas en las zonas productoras (centro, sur, sudeste) con un importante derrame también en la capital de la provincia, dado que gran parte de los beneficios privados obtenidos a partir del cultivo se invierten en el rubro de la construcción.

La contracara de este avance –a nivel social principalmente- se confronta en el noroeste de la provincia, donde se verifica un “profundo éxodo rural motivado por la compra de campos por parte de empresarios y productores, en su mayoría provenientes de las sobreexplotadas tierras del sur de la provincia” (Mengo, 2009). La falta de apoyo institucional se nombra como una de las causas para que esta migración ocurra. Cabe mencionar que esta población impulsada al éxodo, vivía de tareas rurales y producción familiar para autoconsumo principalmente, quedando de esta manera con pocas herramientas para la subsistencia. Estas familias se ven expulsadas a zonas urbanizadas, en donde conforman cinturones de pobreza, y la mayoría logran subsistir realizando tareas rurales temporarias, en condiciones precarias y sin seguro

⁹Entre las campañas 1998/99 y 2000/01 la superficie sembrada con soja avanzó más de un millón de ha.

social o de salud. De esta manera son vulnerables al clientelismo político para poder acceder a planes sociales (subsidios).

1.2.2 Deforestación en Córdoba

Como se menciona en el apartado anterior, la producción agropecuaria tiene gran influencia sobre la economía de la provincia de Córdoba. Es la principal provincia productora de soja, maní y sorgo, alterna con Buenos Aires entre el primer y segundo lugar en maíz, y con Santa Fe entre el segundo y tercer lugar en producción de trigo.

Esta situación de bonanza en términos de producción agropecuaria ha sido onerosa en términos ambientales. Al respecto Cabido y Zak (2010), expresan:

“Lamentablemente Córdoba constituye el más dramático ejemplo de esa realidad: los procesos de expansión de la agricultura en los departamentos del norte cordobés, entre 1970 y 2000, ocasionaron la pérdida de más de 10 mil km² de bosques xerófilos estacionales (chaqueños) por conversión a cultivos anuales, principalmente soja. También el precio diferencial de la tierra en relación a sus altos valores en la ecorregión pampeana, sumado a un proceso de concentración de su propiedad en manos de grandes capitales, han promovido elevadas tasas de deforestación. En algunos territorios, (nuevamente el norte de Córdoba se presenta como ejemplo “de libro”), tales tasas han alcanzado valores entre los más altos del mundo.”

Esta situación se refleja en los números: aproximadamente 120.000 km² de bosques presentes en la provincia a comienzos del siglo XX fueron reducidos (hasta 2004) a 6.400 km² de bosques relativamente bien conservados, 10.600 km² de bosques de sustitución y 9.600 km² de matorrales (Cabido y Zak,2010) (Figura 1.12)

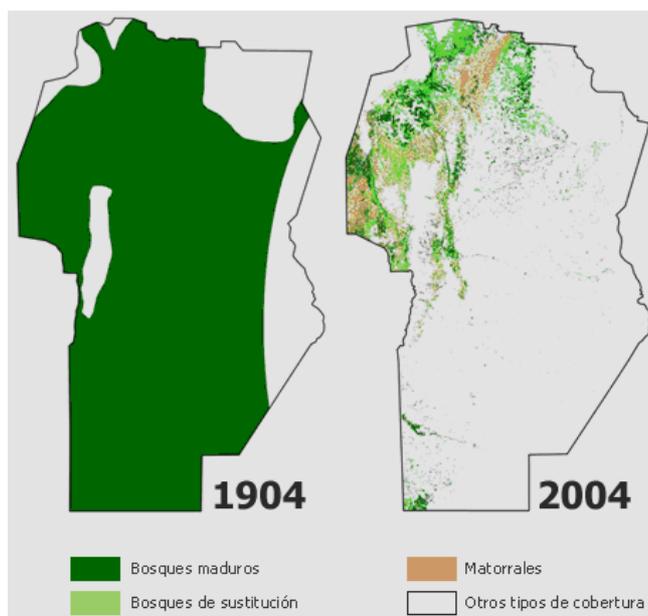
Así, y especialmente para los últimos años, los niveles de deforestación en Córdoba superan ampliamente tanto la media nacional (0,8%) como la mundial (0,23).

Bono *et al.*(2004), aportan datos específicos de la deforestación en Córdoba entre los años 1998 y 2002, mostrando cómo se avanzó sobre bosques nativos, especialmente en los departamentos, que corresponden a la región fitogeográfica del Parque Chaqueño (Tabla 1.1)

Esta realidad y la presión pública, especialmente de organizaciones ambientalistas, llevó a que en 2005 la Legislatura de la Provincia de Córdoba sancionara la Ley N° 9219 por la que se prohíbe por el término de diez años el desmonte de bosques nativos en cada una de las parcelas – públicas o privadas- ubicadas en todo el ámbito de la Provincia. Esto no impidió que

los desmontes furtivos continuaran, Barchuk *et al.* (2009) indican que entre 1998 y 2002 se deforestaron 122.798 ha de bosque nativo principalmente en los departamentos del norte cordobés.

Figura 1-12 Cobertura de la vegetación de la provincia de Córdoba.
1904 y 2004



Fuente: Cabido y Zak 2010.

Tabla 1-1. Deforestación en Córdoba por departamento.
Período 1998-2002

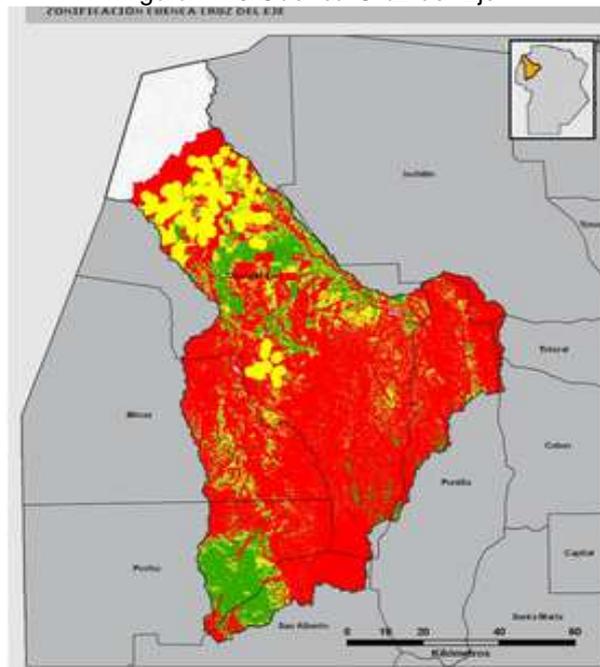
Departamentos	Superficie Deforestada (Ha)
Ischilín	30.059
Tulumba	23.329
Río Seco	19.877
Cruz del Eje*	19.472
Río Primero	12.280
Sobremonte	6.175
Totoral	5.324
San Alberto	2.865
San Javier	2.720
Minas *	394
Colón	174
Santa María	83
Calamuchita	46
Total	122.798

* Departamentos que integran el área de estudio del proyecto.
Fuente: Bono *et al.* (2004)

1.3 Situación en la Cuenca Cruz del Eje

El área donde se desarrolla la investigación está ubicada en el noroeste de la provincia de Córdoba, Argentina, y pertenece a la región forestal denominada Parque Chaqueño. Cabe aclarar que los bosques nativos de la provincia de Córdoba pertenecen a dos regiones forestales, el bosque Chaqueño y El Espinal, y la elección del bosque chaqueño como área de estudio responde a que prácticamente no quedan bosques de gran magnitud en el área del Espinal, como consecuencia de la acción antrópica, más específicamente debido al avance de la frontera agrícola. Puntualmente, la Cuenca Cruz del Eje abarca casi la totalidad del departamento homónimo, el este de los departamentos Minas y Pocho, el noroeste del departamento Punilla y una pequeña porción del sur del departamento Ischilín (Fig. 1.13).

Figura 1-13 Cuenca Cruz del Eje



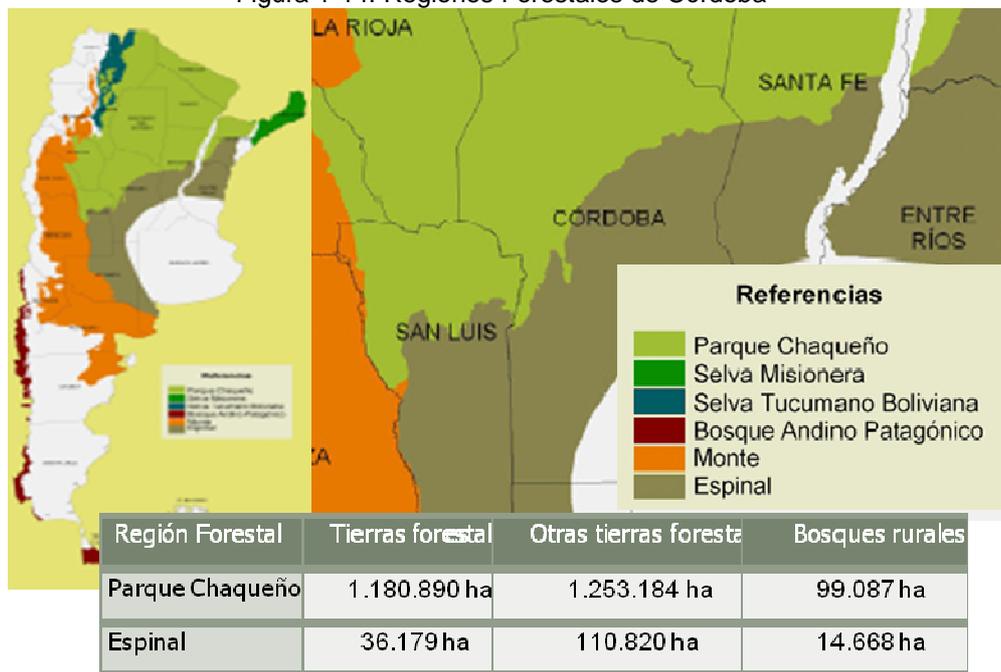
Fuente: COTBN

1.3.1 Parque Chaqueño

La provincia de Córdoba tiene 168.766 km² y las denominadas tierras forestales del parque chaqueño -de acuerdo a la clasificación del Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño

(Dirección de Bosques, 1999)¹⁰ representan el 7% de su superficie. La Región Forestal Parque Chaqueño equivale al territorio fitogeográfico descrito por Cabrera (1976) como Provincia Chaqueña. El mismo pertenece al dominio Chaqueño de la Región Neotropical, y en Argentina se extiende por las provincias de Formosa, Chaco, este de Salta, de Jujuy, de Tucumán, de Catamarca y de La Rioja, todo Santiago del Estero, norte de San Luis, de Córdoba y de Santa Fe, y noroeste de Corrientes. La superficie total de la Región es de aproximadamente 674.959 km² (Figura 1.14)

Figura 1-14: Regiones Forestales de Córdoba



Fuente: Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2004)

El Parque Chaqueño ocupa en Argentina una amplia región boscosa que varía de Este a Oeste, desde áreas húmedas a secas. Es la región forestal de mayor significancia en superficie del país, con una muy importante biodiversidad. La formaciones boscosas de esta región son principalmente caducifolias xerófilas de 20m de altura alternados con pajonales, praderas y palmares. Predominan géneros como *Schinopsis sp.* (quebracho colorado), *Prosopis sp.* (algarrobos), *Aspidosperma sp.* (quebracho blanco), *Bulnesia sp.* (palo santo), entre otros. La

¹⁰ Esa clasificación se aplica a las “tierras en paisajes naturales con una cobertura boscosa continua, cuyos árboles pueden alcanzar una altura mínima de 7 metros a su madurez. En esta categoría se incluyen también aquellas superficies continuas de bosque superior a 1000 ha que se encuentran en paisaje agrícolas”.

región presenta una importante intervención antrópica que se manifiesta a través de actividades que producen diferentes impactos sobre el bosque.

La extracción de leña con fines energéticos, comerciales, domésticos y otros productos forestales como postes, es la actividad predominante en áreas previamente aprovechadas y en zonas cercanas a asentamientos rurales o poblados. La continua extracción de estos productos produce sitios fuertemente degradados que se caracterizan por la predominancia de arbustales.

1.3.2 Características generales del área de estudio

Vegetación natural

Si bien la vegetación característica es el bosque, existen paisajes variados, tales como áreas de pasturas de gramíneas y cañadas¹¹ o esteros. La vegetación dominante es el bosque xerófilo, alternando con estepas de gramíneas duras. Las comunidades principales son la de bosques de Horco-quebracho (*Schinopsis haenkeana*), bosques de tabaquillo y pastizales de Stipa y Festuca (Cabrera, 1976). En las regiones boscosas se observa un marcado proceso de desmonte y/o degradación, que se evidencia en la arbustización de los montes o en la erosión del suelo producida en general por el sobrepastoreo.

Ghida Daza y Sánchez (2009) expresan también que el potencial de estos bosques no sólo está en su riqueza maderable, sino que “poseen múltiples funciones ignoradas, entre las que se puede mencionar la diversidad biológica presente en estos ecosistemas, la regulación de la escorrentía superficial y la inmovilización de sustrato en áreas morfogénicamente inestables”.

Clima

El régimen térmico se caracteriza por una temperatura media anual de 18°C y una amplitud térmica de 14°C, con un período de 244 días libres de heladas, que ocurren generalmente entre abril y septiembre. La pluviometría regional posee una distribución con un rango de 550 mm al Oeste y 650 mm al Este, y una distribución estacional de tipo monzónico. El déficit hídrico es muy elevado durante todo el año. La evapo-transpiración potencial crece de Sur a Norte desde los 800 a 1.000 mm anuales, y el déficit medio anual de agua también crece de Sureste a Noroeste desde los 100 a 550 mm anuales.

¹¹Terreno bajo entre lomas, cuchillas o sierras, bañado de agua a trechos o en toda su extensión, y con vegetación propia de tierras húmedas (Real Academia Española)

1.3.3 Caracterización Social

El uso que se le da a los recursos depende en gran parte de las características de la población asentada en el medio y de las urgencias con que se deba responder a las necesidades de esa población. La descripción de la población del área de la Cuenca Cruz del Eje pone en evidencia algunas de esas urgencias, más aún al ser comparada con los guarismos provinciales.

La población de la provincia de Córdoba alcanzó en el año 2008 los 3.127.491 habitantes, con una tasa de crecimiento promedio anual entre los años 1991 y 2008 de 0,77%. Tomando esa referencia, los departamentos que integran la Cuenca Cruz del Eje representan cerca del 7% de la población provincial, y en particular, la población de esta cuenca significa menos del 4%, considerando que los departamentos no están abarcados en su totalidad dentro del área estudiada.

En la tabla 1.2, se observa que dos de los departamentos, Pocho y Minas, tuvieron una tasa de variación negativa de su población en el período 1991-2008, y que el departamento Cruz del Eje tuvo un crecimiento algo inferior al promedio provincial.

Punilla, muestra un crecimiento más alto, aunque se destaca que esto ocurre en la porción departamental que no corresponde a la cuenca, y se da principalmente en las ciudades de Carlos Paz y Cosquín, ubicadas más al sudeste del departamento.

Tabla 1-2. Evolución de la población en la Pcia. de Córdoba y departamentos de la Cuenca Cruz del Eje (1991-2008)

Departamentos	1991	1996	2001	2008	Variación absoluta 91-08	Variación relativa 91-08	Crecimiento promedio anual 91-08
Total Provincia	2.766.683	2.790.610	3.066.801	3.127.491	360.808	13,04%	0,77%
Cruz del Eje	48.650	44.750	52.172	53.807	5.157	10,60%	0,62%
Minas	4.800	3.585	4.881	4.559	-241	-5,02%	-0,30%
Pocho	5.057	3.303	5.132	4.257	-800	-15,82%	-0,93%
Punilla	121.215	133.127	155.124	161.124	39.909	32,92%	1,94%

Fuente: INDEC- Censo Nacional de Población y Vivienda (CNPvV) y Censo Económico de la Pcia. de Córdoba
La merma en la población muy posiblemente se deba a la migración de parte de su población (más joven) a otras zonas más desarrolladas o hacia centros urbanos más grandes en busca de trabajo. Como generalidad, las mujeres encuentran trabajos en el servicio doméstico, y los hombres como peones en la construcción o en el campo.

La distribución de la población entre rural y urbana, siguiendo la definición del CNPyV 2001¹², se puede visualizar en la tabla 1.3. De allí se desprende que en los departamentos Pocho y Minas no hay localidades de más de 2000 habitantes, y que en Cruz del Eje el promedio (de población rural) es superior al promedio provincial. En el caso de Punilla, la baja incidencia de la población rural se debe a la presencia de ciudades turísticas hacia el sudeste del departamento.

Tabla 1-3. Población rural de la provincia de Córdoba en departamentos de la Cuenca Cruz del Eje

Departamentos	Urbana	Rural	% rural departamento vs. rural total provincial	% rural vs. urbana x departamento
Cruz del Eje	37.760	14.412	4%	28%
Minas	0	4.881	1%	100%
Pocho	0	5.132	2%	100%
Punilla	149.834	5.290	2%	3%
Total	1.448.733	33.3486	100%	19%

Fuente: INDEC- Censo Nacional de Población y Vivienda (CNPyV)

La proporción más alta de población rural, que en algunos casos puede ser vista como positiva, combinada con el escaso desarrollo de la infraestructura en general, condiciona en parte el acceso a educación de los niños/jóvenes de la zona, ya que las escuelas rurales son pocas, muchas veces mal acondicionadas, y con caminos en mal estado.

En relación al nivel de instrucción formal, y de acuerdo a los datos del último censo nacional publicado (2001), la población de los departamentos de la Cuenca Cruz del Eje se encuentra por debajo de la media provincial, a excepción de Punilla, pero con la misma consideración que la hecha anteriormente, esto es, el mayor desarrollo de ese departamento está fuera de la porción que integra la cuenca estudiada. En los datos de la tabla 1.4 se observa que en el año 2001, en los departamentos Minas y Pocho, menos del 30% de la población mayor de 15 años tenía como máximo nivel de instrucción el secundario incompleto, siendo este valor de 45% para Cruz del Eje y 57% como promedio provincial. También se observa que en los departamentos mencionados, los niveles universitarios (completo e incompleto) son sensiblemente inferiores a la media provincial.

¹²Se aplica el concepto de "rural" a las poblaciones de menos de 2000 habitantes.

Esta situación es otro de los factores que contribuye al desarrollo más rezagado de la región respecto a otras zonas de la provincia. Esto se pone de manifiesto en los indicadores de bienestar, como es el índice de necesidades básicas insatisfechas.

Becerra (2006) -que usó las Áreas Ecológicas Homogéneas (AEH) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-, plantea que, en el área coincidente con el arco noroeste de la provincia de Córdoba donde se encuentra el área de estudio (ARH I), “las condiciones de vida son las más desfavorables de la provincia, superando en un 50% a la media provincial que es de 11% de hogares con necesidades básicas insatisfechas (NBI)¹³ y de un 13% de personas en igual condición”. Desglosando el NBI en relación con esta AEH I, se explica en el mismo trabajo que: el 19,4% del total de analfabetos de la provincia vive en ella; el 56% de los residentes carece de cobertura social; y que el 22,3% de los hogares carecían de viviendas en condiciones de habitabilidad y confort. Para el año 2008, los departamentos de Minas, Pocho y Cruz del Eje mostraron para el indicador de NBI valores de 35, 30 y 24% respectivamente, siendo el promedio provincial algo menor al 20%. (Figura 1.15)

Tabla 1-4. Porcentaje de población de 15 años o más por máximo nivel de instrucción alcanzado según sexo y grupos de edad. Año 2001

	Sin instrucción	Primario incomp.	Primario completo	Secundario incomp.	Secundario completo	Sup. no universit. incomp.	Sup. no universit. completa	Universit. Incomp.	Universit. completo
Total Provincia	2,845	14,975	25,135	20,964	15,872	2,396	4,375	8,23	5,209
Cruz del Eje	5,41	21,31	28,26	19,71	13,53	2,94	5,13	1,96	1,76
Minas	4,18	27,31	41	14,06	7,79	0,93	3,16	0,78	0,81
Pocho	6,18	28,12	38,17	13,92	7,8	0,81	2,76	1,28	0,97
Punilla	2,37	11,64	25,33	21,69	18,76	2,71	5,37	6,82	5,32

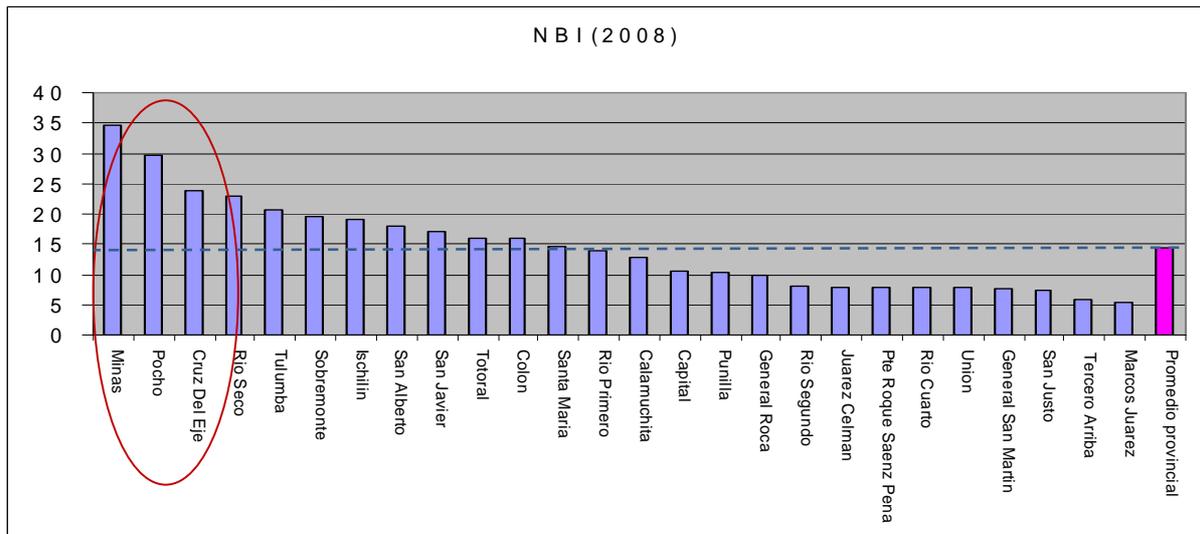
Fuente: INDEC- Censo Nacional de Población y Vivienda

Respecto al Índice de Desarrollo Humano (IDH) calculado para los departamentos de la provincia de Córdoba, se observa que los que integran la cuenca Cruz del Eje se encuentran por debajo de la media provincial. (Figura 1.16). Esto confirma lo apuntado anteriormente, es decir el área del proyecto tiene peores condiciones en cuanto a desarrollo económico, educacional y de infraestructura en general que gran parte del resto de la provincia.

¹³En la Argentina se considera Población con Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) a la que se reúne alguna de las siguientes condiciones: a) más de tres personas viviendo en una misma habitación; b) alojamiento en viviendas precarias o de inquilinato; c) falta en la vivienda de retrete con descarga de agua y d) que en la familia exista algún niño entre 6 a 12 años que no vaya a la escuela.

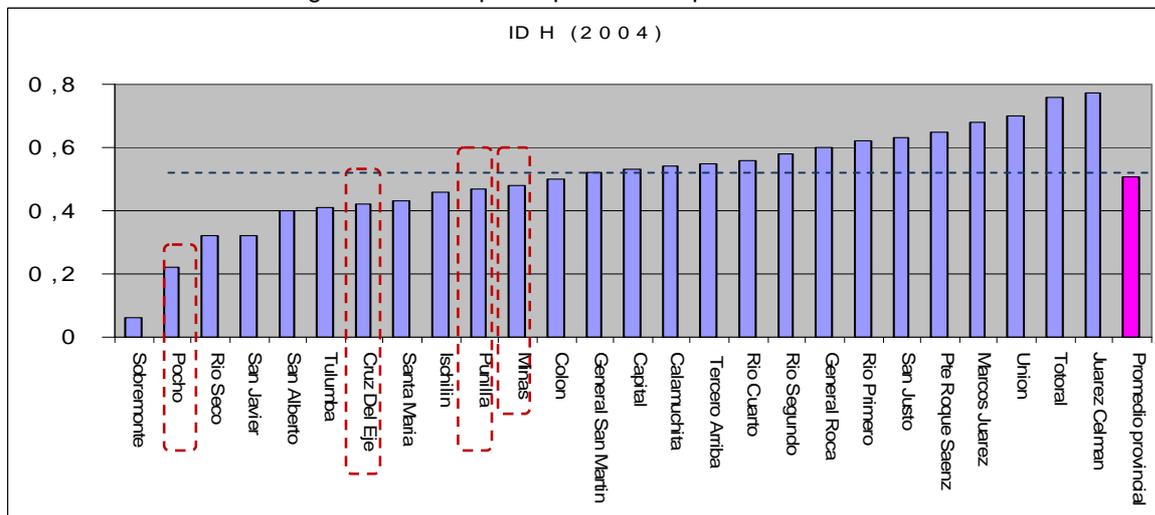
Estas condiciones de alto NBI y bajo IDH, reflejan un círculo vicioso, en el que la baja densidad poblacional y condiciones productivas desfavorables hacen que en la región no se generen los recursos para superar dichas situaciones, y esas mismas condiciones provocan que la zona no sea destinataria de políticas de desarrollo adecuadas, dada su escasa incidencia a nivel electoral.

Figura 1-15. NBI por departamentos para el año 2008



Fuente: Censo Provincial 2008

Figura 1-16 IDH por departamento para el año 2004



Fuente: IDH (Anuario Bolsa de Comercio de Córdoba, 2004)

1.3.4 Caracterización Económica

Sector agropecuario

Para poner en contexto al uso del suelo, es necesario primero indicar la relación que existe entre la capacidad de uso de estos suelos (uso potencial) y el uso actual. Como se puede observar en la tabla 1.5, en el departamento Cruz del Eje la superficie bajo uso agrícola excede largamente a la superficie apta para ese destino. Lo propio ocurre en Minas, aunque en forma mucho menos severa. A la vez, esto se combina con que estos departamentos –respecto al resto de la provincia- son los que tienen proporcionalmente uno de los mayores crecimientos de la agricultura, la menor aptitud agrícola, y los ambientes provinciales de mayor fragilidad ecológica, (Plan Estratégico Agropecuario y Agroindustrial, 2010). El principal problema del suelo es la erosión, tanto hídrica como eólica.

Tabla 1-5. Uso potencial y actual de los suelos de la provincia de Córdoba, por departamentos seleccionados

Departamentos	USO AGRÍCOLA POTENCIAL	USO AGRÍCOLA ACTUAL		Crec sup agrícola	
		CNA 2002	MAGyA 2004/05 a 2008/09	Δ Pot vs MAGyA	2002 vs MAGyA
Cruz del Eje	500	749,2	2.300	360%	310%
Minas	800	294	866	8%	72%
Pocho	21.000	7.110	6.400	-70%	-3%
Punilla	1.500	1.301	200	-87%	-73%
Total Provincial	6.226.300	4.683.064	6.767.376	9%	33%

Fuente: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos (MAGyA) e INDEC

En relación a la distribución de la tierra, la misma se puede analizar teniendo en cuenta dos variables principales: la cantidad y tamaño de las explotaciones por un lado, y el régimen de propiedad de las mismas por otro.

Con respecto al número y tamaño de las explotaciones, en los departamentos involucrados en la zona de estudio, existen 2.406 explotaciones agropecuarias (EAP) (INDEC, 2002) que representan el 9% del total provincial y ocupan el 8% del área agropecuaria de la Provincia. El 33 % son pequeños productores con menos de 50 ha, y representan el 1,3 % de la superficie. Casi el 50% son pequeños y medianos productores que poseen entre 50,1 y 500 ha (Tabla 1.6).

El 63,11% de la superficie pertenece a explotaciones de más de 1000 ha, que están en manos del 8,33% de los productores. Se destaca que los el número de productores ha ido disminuyendo sistemáticamente (con la consecuente concentración del uso de la tierra).

Tabla 1-6. Cantidad y Superficie de las EAPS de Córdoba y de departamentos de la Cuenca Cruz del Eje.

		Sin límites definidos	Con límites definidos	Hasta 50	50,1-100	100,1-200	200,1-500	500,1-1000	Más de 1000
Total Provincia	EAP	606	25.620	4.405	3.295	5.043	6.964	3.334	2.579
	ha		12.244.258	96.087	259.978	765.840	2.273.461	2.353.870	6.495.023
Total Cuenca Cruz del Eje	EAP	2406	2.160	727	308	314	424	207	180
	ha		1.013.341	13.158	24.016	48.310	140.374	147.945	639.538
Participación relativa	EAP	10%	100%	33,66%	14,26%	14,54%	19,63%	9,58%	8,33%
	ha		100%	1,30%	2,37%	4,77%	13,85%	14,60%	63,11%
Participación acumulada	EAP					62,45%	82,08%	91,67%	100,00%
	ha					8,44%	22,29%	36,89%	100,00%

Fuente: Elaboración propia en base a INDEC, Censo Nacional Agropecuario 2002.

La explotación de la tierra no está necesariamente a cargo de los propietarios de la misma. En los departamentos analizados el 77% de los productores son propietarios y hay sólo un 3% de explotaciones cuyo régimen de tenencia es el de ocupación. Los productores restantes se encuentran bajo alguno de los regímenes de alquiler (arrendamiento, aparcería o contrato accidental)¹⁴(Tabla 1.7).

En relación a las actividades agropecuarias que se desarrollan, el subsector agrícola no adquiere mayor importancia en relación a la superficie explotada y comparando con la superficie dedicada a cultivos extensivos en otros departamentos de la provincia. No obstante, por su dedicación a los cultivos intensivos bajo riego, esa zona es la principal productora provincial de varios rubros fruti-hortícolas, entre los que figuran olivo, tomate, pimiento, ajo, cebolla.

Con respecto a la ganadería, se destaca la cría de caprinos y de asnales y mulares como primer productor provincial, alcanzando también alguna significación los lanares, mientras el resto de la ganadería es poco relevante respecto de la producción provincial (Tabla 1.8). Existen además, unos 80 productores con unas 11.000 colmenas, más unas 18.000 colmenas provenientes de otras jurisdicciones, que tienen un rendimiento aproximado de 35 Kg.

¹⁴El arrendamiento: se pacta un alquiler por un mínimo de 3(tres) años y el riesgo de producción recae íntegramente sobre el productor (arrendatario). En aparcerías, el alquiler es una proporción de la producción. Los contratos accidentales son aquellos que se hacen por una única cosecha.

Tabla 1-7. Porcentaje de explotaciones agropecuarias según régimen de tenencia de la tierra. Total provincial y departamentos de la Cuenca Cruz del Eje.

Departamento	Total	EAP con toda su tierra en								
		Propiedad o sucesión indivisa	Arrendamiento	Aparcería	Contrato accidental	Ocupación		Otros	Sin discriminar	
					con permiso	de hecho				
Total	EAP	100%	54,00%	11,58%	0,68%	1,01%	1,50%	0,30%	0,19%	0,34%
	ha	100%	48,43%	9,16%	0,51%	0,76%	0,70%	0,11%	0,18%	0,28%
Departamentos	EAP	100%	77,69%	5,19%	0,28%	0,32%	5,74%	2,13%	0,14%	0,74%
	ha	100%	77,08%	6,69%	0,38%	0,00%	3,47%	0,63%	0,17%	0,28%

Departamento	Total	EAP que combinan tierra en propiedad o sucesión indivisa con							Otras combinaciones	
		Arrendamiento	Aparcería	Contrato accidental	Ocupación		Otros	Sin discriminar		
					con permiso	de hecho				
Total	EAP	23,2%	1,16%	2,09%	0,96%	0,18%	0,12%	0,23%	1,67%	0,77%
	ha	29,4%	1,15%	4,21%	0,55%	0,19%	0,14%	0,22%	3,10%	0,89%
Departamentos	EAP	0,31%	0,03%	0,03%	0,16%	0,05%	0,01%	0,01%	0,02%	0,00%
	ha	0,48%	0,08%	0,02%	0,13%	0,10%	0,00%	0,01%	0,01%	0,00%

Fuente: INDEC, Censo Nacional Agropecuario 2002.

Tabla 1-8. Número de cabezas por categoría.

Especie	Cabezas	Participación provincial [%]	Importancia en la provincia
Bovino	87.724	1,5	17 ^o
Porcino	2.661	0,6	16 ^o
Ovino	14.873	9,8	3 ^o
Caprino	47.304	26,3	1 ^o
Yeguarizo	5.601	5,8	7 ^o
Mulares - Asnales	1.129	30,9	1 ^o

Fuente: Elaboración de UPSIIA sobre datos del SENASA (segunda campaña contra Aftosa 2008)

Radikaciones agroindustriales

La zona tiene escaso desarrollo agroindustrial, concentrado en las ciudades de Cruz del Eje y Villa Dolores. Se destaca el rubro alimenticio, con industrias de aceites sin refinar, conservas de frutas, hortalizas y legumbres deshidratadas, molienda de legumbres y procesamiento de hierbas aromáticas emplazadas en zonas urbanas. En cercanías de la ciudad de Cruz del Eje se localizan algunas plantas de procesamiento de aceitunas y de extracción de aceite de oliva. En la región se sitúan dos frigoríficos especializados en caprinos.

Recursos turísticos

La zona pertenece al Área Turística del Noroeste (de la provincia de Córdoba), donde los contrastes geográficos combinan salinas, sierras, pampas y volcanes. Esta área cuenta además con un importante patrimonio cultural, dado por las Capillas de San Marcos Sierras, de la

Higuera, y la Estancia Jesuítica de la Candelaria (Declarada Patrimonio de la Humanidad). A este patrimonio de la época colonial se agrega la presencia de restos de pictografías prehispánicas en Charquina. También se le suma la presencia de dos importantes diques y sus embalses: el de Cruz del Eje y el de Pichanas, aptos para la práctica de la pesca y de deportes acuáticos. El Parque Provincial y Reserva Forestal Natural Chancaní, importante remanente del bosque chaqueño occidental con presencia dominante del quebracho blanco y del algarrobo, es otro atractivo de la zona, destacándose la Quebrada de la Mermela y el camino de los Túneles.

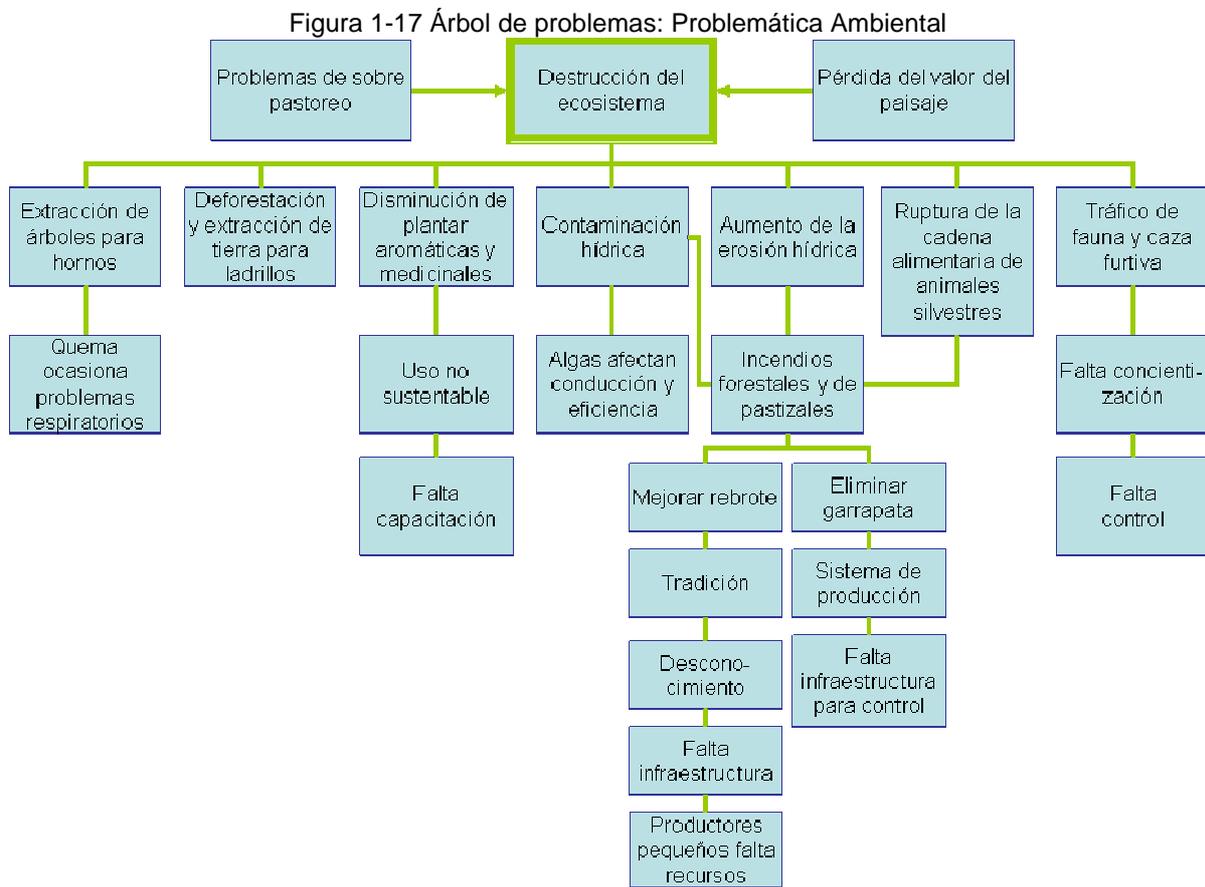
1.3.5 La convivencia actual con el bosque

De la información precedente ligada al sector agropecuario, se evidencia que en la actualidad existe una excesiva presión sobre los recursos naturales en la zona, donde uno de los indicadores es que la superficie dedicada a actividades agropecuarias supera ampliamente a la capacidad potencial del suelo para ese uso. Abonando esto, un estudio realizado para la zona de Cruz del Eje (Mensa González, 2002) indica como debilidades de la región, y en relación a la dimensión productiva agropecuaria a: las practicas inadecuadas de manejo de suelos que deterioran la fertilidad de la tierra; la erosión y salinidad del suelo que imposibilita que continúe la producción de determinados productos; la rigidez de los aprovechamientos agrícolas ganaderos; el desconocimiento en el manejo de los bosques que dificulta la producción de ganado, y problemas de títulos de las tierras de los productores.

Los últimos dos aspectos cobran relevancia a partir del corrimiento de la frontera agrícola. Por un lado, estas tierras eran poco explotadas, y con una carga animal baja por lo que la presión de la ganadería no era tan marcada como para requerir un manejo más estricto, y por otro, el valor inmobiliario de la tierra era mucho más bajo, por lo que no había conflictos respecto a la propiedad de la misma.

En relación al cuidado del ambiente, el estudio citado anteriormente indica como problema que la vegetación natural podría estar en vías de extinción por el uso indebido, al igual que la fauna nativa, por el valor de sus pieles o como trofeos. También destaca “la falta de conciencia ambiental que deteriora día a día la calidad de la tierra”. En otro diagnóstico realizado sobre la misma zona, Conrero *et al.*, 2007 indican como el problema regional más relevante a la baja disponibilidad de agua para consumo humano, tanto por la calidad como por la cantidad. Además, y específicamente en lo relativo a la destrucción del ecosistema el trabajo presenta un árbol de problemas que se presenta en la figura 1.17. Si bien el esquema propuesto en ese diagnóstico presenta algunos inconvenientes en su estructura, plantea detalladamente las causas de los problemas ambientales identificados en Cruz del Eje. En este esquema se

identifica a la deforestación como una de las causas de la destrucción del ecosistema, y a su vez la vinculan con la producción agropecuaria y con la utilización de la leña como combustible para los hornos de ladrillo.



Fuente: Conrero *et.al.* 2007

En relación a la producción agropecuaria se destaca la problemática del sobrepastoreo y de los incendios forestales y de pastizales. Esto último es realizado por los productores como una medida (inadecuada) para mejorar el rebrote de pasturas y para la eliminación de las garrapatas por falta de medios para implementar otro tipo de control. Como consecuencia de esos incendios se rompe la cadena trófica, y se favorece la erosión y hídrica, además de la pérdida de valor del paisaje.

Como razón de fondo de estas prácticas, reconocen a: los sistemas de producción, la falta de infraestructura y el desconocimiento (falta de capacitación), que a su vez los relacionan con la falta de recursos de los pequeños productores. También en este esquema se muestran otras pérdidas de servicios ambientales como la biodiversidad (plantas aromáticas, medicinales y

fauna). En definitiva, existe una fuerte presión sobre el bosque vinculado su uso por parte de productores pecuarios.

Igualmente, los pequeños productores de ladrillos también ejercen una enorme presión tanto sobre los árboles -ya que de allí obtienen en combustible para los hornos-, como sobre el suelo de donde obtienen el material para la confección de los ladrillos.

Además de estas causas, Calvo *et al.* (2008) indican que la evolución de las existencias de bovinos de la provincia de Córdoba se ha incrementado en varios departamentos, incluyendo los de la Cuenca Cruz del Eje. Más aún, los departamentos criadores¹⁵ Cruz del Eje, Minas y Pocho no sólo han aumentado la relación novillo+novillito/vaca (lo que significa que además de criar se engordan animales), sino que también han incrementado el stock. La hipótesis que manejan es que el avance de la frontera agrícola ha provocado el desplazamiento de la ganadería hacia zonas menos aptas originalmente (como son estos departamentos) y se ha intensificado la producción. Esta intensificación implica en algunos casos, el desmonte para la implantación de pasturas.

1.4 Conclusiones

Argentina es un país que tuvo y tiene ventajas comparativas en lo que respecta a la producción agropecuaria. El clima templado y las vastas planicies pampeanas permitieron la práctica de la agricultura de manera muy competitiva y así el país se creció siguiendo un modelo agro-exportador. El desarrollo exitoso de la agricultura en la región pampeana fue trasladándose hacia zonas menos aptas, por la menor disponibilidad de campos en la zona núcleo, y gracias a los avances tecnológicos que permitieron la producción en zonas marginales, antes dedicadas a la ganadería o a otro tipo de producciones regionales (no *commodities* transables).

Más recientemente, la conjunción de buenos precios internacionales, ampliación del régimen pluvial y disponibilidad de un paquete tecnológico muy accesible (soja transgénica y siembra directa), favoreció particularmente al cultivo de la soja, que de participar con menos de un 30% en el área sembrada de Argentina, llegó casi al 60% en el año 2009, habiéndose además expandido la frontera agrícola. La soja significó y significa para Argentina un elemento muy importante en su economía, que trasciende a los actores de su cadena de producción, ya que tanto el grano como los subproductos se exportan casi en su totalidad, y a partir de cobro de

¹⁵ Criadores: especializaos en la producción de terneros.

derechos de exportación, representa una significativa fuente de ingresos para el estado. Esto ha generado una importante dependencia de complejo sojero¹⁶, y por ello, más allá de las declamaciones alertando sobre las consecuencias ambientales, no se llevan a cabo políticas serias para frenar el avance de este cultivo, que lo hace, en gran parte, a expensas de los bosques nativos.

Por otra parte, las consecuencias sociales de la deforestación –sin considerar las externalidades ambientales más amplias-, recae sobre un grupo minoritario y sin poder de lobby, por lo que las soluciones nunca ocupan un lugar importante en la agenda política.

Una muestra de esas consecuencias pueden observarse en la cuenca de Cruz del Eje. De acuerdo a los datos que aparecen en la caracterización, la misma presenta un nivel de desarrollo socioeconómico inferior al resto de la provincia de Córdoba, que se manifiesta en los valores de indicadores como el nivel de educación, las NBI y el IDH. La actividad económica de mayor relevancia es la agropecuaria, principalmente ganadera, tiene escaso desarrollo industrial y el turismo aún es incipiente. Existen escasos incentivos a la inversión pública o privada.

Con respecto a la presión sobre los recursos naturales, y particularmente sobre los bosques, existen múltiples causas que confluyen en un manejo no sustentable. Una de las causas es la competencia por el uso del suelo para la ganadería tanto de ganado mayor (bovinos que se vieron desplazados por la soja de su ubicación original) como menor (caprinos-ovinos) y en menor medida para el uso agrícola. Otra causa es el uso de los bosques como fuente de energía (leña) para la fabricación de ladrillos.

La pérdida de servicios ambientales a causa de la disminución de la superficie forestal -o de su degradación- es evidente en algunos casos (erosión hídrica) y está empezando a manifestarse en otros casos (pérdida de biodiversidad, disponibilidad de agua). También en el diagnóstico participativo realizado por Conrero *et al.*, (2007) se indica como problema la pérdida de valor del paisaje, mostrando tal vez la vinculación del bosque con la cultura de la zona, ya que como se menciona en el análisis socioeconómico, hay una fuerte presencia de población rural (mucho más alta que el promedio provincial) y el entorno rural característico era el bosque.

¹⁶Por ejemplo, más del 50% de las exportaciones argentinas pertenecen al complejo sojero.

CAPÍTULO 2: Marco Teórico

¿Cómo incorporar los servicios ambientales en las decisiones socio-económicas?

En este capítulo se presenta los principales conceptos de referencia de la investigación. Se destaca, que el enfoque central del proyecto – de “cómo” valorar los servicios ecosistémicos– fue modificado durante el proceso investigativo, cambiando de una perspectiva de mercado a una multicriterial.

El capítulo se organiza en cuatro secciones principales. En la primera se introduce brevemente el concepto de servicios ecosistémicos y su clasificación. La segunda presenta los paradigmas en relación al vínculo economía-ambiente y el soporte a la validez de valorar los servicios ambientales. En la tercera parte se muestran las diferencias conceptuales y metodológicas que existen entre la Economía Ambiental y la Economía Ecológica, y el capítulo concluye con una síntesis y la justificación del enfoque adoptado.

2.1 Los servicios del ecosistema y su clasificación

La incorporación de los servicios ecosistémicos en las decisiones económicas puede ser realizada de diferentes maneras, según sea el enfoque que tenga quien deba tomar esas decisiones. Lo que es incuestionable es la importancia de los ecosistemas para el ser humano, al igual que los servicios que brindan.

El término ecosistema ha sido usado de diferentes formas, y no existe una única definición válida, pero, para acordar los conceptos, en términos relativamente sencillos pueden definirse como una comunidad de seres vivos cuyos procesos vitales se relacionan entre sí y se desarrollan en función de los factores físicos de un mismo ambiente (Real Academia Española). Los servicios ambientales por su parte son aquellas funciones de los ecosistemas que generan beneficios y bienestar para las personas, es decir, quedan definidos por sus posibilidades de uso actual o potencial por parte de los humanos (Huetting *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 2006; Daily, 1997, *Millenium Ecosystem Assessment*, 2003),

Los servicios que los ecosistemas proveen pueden ser clasificados de diferentes maneras. Un enfoque muy difundido es el que aparece en la publicación de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2003), la cual tuvo como propósito documentar,

analizar y comprender los efectos del cambio climático global sobre los ecosistemas y el bienestar humano. Allí se agrupa a los servicios ambientales en cuatro categorías: los servicios de abastecimiento; los servicios de regulación; los servicios culturales, y por último los servicios esenciales que aseguran las condiciones que permiten que haya vida en la Tierra (Tabla 2.1).

Tabla 2-1. Clasificación de los servicios de los ecosistemas según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio

<p>Servicios de Suministro</p> <p>Productos que se obtienen de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> •Alimentos •Agua pura •Leña •Bioquímicos Recursos genéticos 	<p>Servicios de Regulación</p> <p>Beneficios que se obtienen de la regulación de los procesos de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> •Regulación del Clima •Regulación de las enfermedades •Regulación del agua •Purificación del agua 	<p>Servicios Culturales</p> <p>Beneficios intangibles que de obtienen de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> •Espirituales y religiosos •Recreación y ecoturismo •Estéticos •De inspiración •Educativos •Sentido de identidad y pertenencia a un lugar •Herencia cultural
<p>Servicios de Base</p> <p>Necesarios para la producción de los demás servicios de los ecosistemas</p> <ul style="list-style-type: none"> •Formación de suelo •Ciclo de Nutrientes •Producción de materias primas 		

Si bien en los últimos tiempos se reconoce la provisión de estos servicios, la toma de decisiones respecto al uso de los ecosistemas, generalmente los subvalora –o directamente no los considera-, derivando en una sobreexplotación de los recursos naturales, con el consecuente deterioro del suministro de estos servicios. En este punto cobran relevancia los paradigmas de valoración de ecosistemas, derivados de los distintos enfoques de la relación hombre-naturaleza.

2.2 La relación economía-ambiente

La relación entre el crecimiento económico y la calidad del ambiente genera no poca controversia. Las formas de intervención por parte de los agentes económicos sobre los recursos naturales, están signadas por el paradigma con el que comulgan, ya sea en forma consciente o inconsciente. Colby (1991), distingue cinco paradigmas básicos en el vínculo entre la problemática ambiental y el hombre –como agente económico-, que cubren desde la economía neoclásica hasta posiciones ecologistas extremas: a) economía de frontera, b) protección ambiental, c) administración de los recursos, d) ecodesarrollo y e) ecología profunda. Cada uno de ellos representa un cambio o inclusive evolución en la percepción de la relación

hombre - naturaleza. Pearce y Turner (1995) por su parte, reconocen cuatro posiciones en esta relación: la relativa a la eficiencia económica, la preservacionista, conservacionista y la del desarrollo sustentable.

De las cinco identificadas por Colby (1991), las tres primeras estarían dentro del paradigma “antropocéntrico¹⁷”, más ligadas a la teoría neoclásica, la cuarta podría describirse como “ecocéntrica¹⁸” y la última es definida como “biocéntrica¹⁹”.

La **economía de frontera** visualiza al ambiente como una oferta ilimitada de recursos naturales y como un sumidero infinito de residuos y desechos. Este era el enfoque prevaleciente previo a la década del setenta. Esta visión es netamente antropocéntrica, de orientación unilateral, en donde la naturaleza existe como un instrumento para beneficiar al Hombre. El optimismo tecnológico y las posibilidades de sustitución en función de los precios, avalan la explotación de los recursos naturales y del ambiente sin restricciones. El fallo principal de la economía de frontera es la falta de concienciación acerca de la dependencia que tiene la economía humana de los recursos naturales y del funcionamiento equilibrado de los ecosistemas, por lo que omite la problemática ambiental.

En el otro extremo se sitúa la **ecología profunda**, centrada en la preservación integral de la biosfera. De acuerdo a esta posición, ningún aspecto constitutivo de la biosfera debe ser tocado por las actividades del hombre; salvo en casos excepcionales (de supervivencia), considerando que el hombre no posee ningún derecho sobre los recursos naturales. Reúne diversas escuelas de pensamiento como el conservacionismo, el pacifismo, y la ecología de sistemas. Sus postulados básicos son: igualdad de las especies, la promoción de la diversidad biológica y cultural, y el rechazo del crecimiento económico. La propuesta incluye la reducción de la población humana, autonomía bioregional (reducción de la dependencia económica, tecnológica, cultural y de comercio apenas entre regiones integradas, con características ecológicas comunes), el fin de la dominación de la tecnología, y mayor uso de sistemas tecnológicos y de gestión de sociedades nativas. La inviabilidad de su aplicación (suponer que

¹⁷Antropocentrismo: Teoría filosófica que sitúa al hombre como centro del universo (Real Academia Española)

¹⁸ El ecocentrismo es una corriente que se basa en que las acciones y los pensamientos del individuo se centran en el medio ambiente por sobre todas las cosas, tanto en su cuidado como en la conservación.

¹⁹Biocentrismo: Orientación cognitiva que resalta la base común fundamental de todos los seres vivos y sus vínculos, su interdependencia. Esta orientación trata de resaltar el trasfondo biológico y el contexto ecológico de la especie humana. Se puede oponer a antropocentrismo.(Glosario de ecología humana y sociología del medio ambiente – UNED)

es posible volver a estados previos de la evolución de las sociedades) es la mayor fragilidad de la propuesta

El paradigma de la economía de frontera es sustituido progresivamente a partir de los sesenta con el reconocimiento del problema de la contaminación y la necesidad de asumir compromisos y establecer actuaciones. En una primera fase aparece la denominada **protección ambiental**, en la que sigue prevaleciendo la eficiencia económica, donde su principal instrumento es el análisis costo-beneficio, pero propone una “negociación” (*trade-off*) entre la conservación del ambiente y el crecimiento. El surgimiento de este paradigma está asociado a la trascendencia del libro “*Silent spring*”²⁰ de Rachel Carlson donde alertaba sobre los efectos nocivos de los agroquímicos.

En esta fase se enfrenta a la ecología con el crecimiento económico. El análisis económico se sigue basando en el modelo neoclásico del sistema cerrado, siendo el medio ambiente algo externo a la economía. Se incluye el enfoque de los derechos de propiedad, según el cual los problemas de contaminación o de escasez de recursos se solucionarían estableciendo derechos de propiedad para definir las compensaciones entre contaminador y contaminado. Prevalece lo que se conoce como “agenda negativa”, ya que se actúa sobre la mitigación o remediación de los males causados (contaminación) y no sobre los cambios en la forma de producir. Se proponen regulaciones, se imponen prohibiciones y/o umbrales de contaminación. Esta postura coincide con la denominada por Pearce y Turner (1995) como economía ambiental, dominada por la eficiencia económica, fundamentada en el utilitarismo y en los derechos de propiedad, en la que se permite al mercado regular la explotación de los recursos.

La **administración de recursos**, que aparece luego de la protección ambiental, está marcada por la publicación de varios informes (Informe Meadows²¹, Global 2000²²) sobre los límites de los recursos naturales y la necesidad de adopción de estrategias internacionales para frenar su reducción. Sigue teniendo como meta el crecimiento económico, pero reconoce a la

²⁰ Carlson, R.L. (1962) *Silent Spring*. Riversides Press. Cambridge. MA

²¹ La tesis principal del libro es que, «en un planeta limitado, las dinámicas de crecimiento exponencial (población y producto per cápita) no son sostenibles». Así, el planeta pone límites al crecimiento, como los recursos naturales no renovables, la tierra cultivable finita, y la capacidad del ecosistema para absorber la polución producto del quehacer humano, entre otros.

²² Informe Global 2000 realizado por el Consejo de Calidad Medioambiental de Estados Unidos. Concluye que la biodiversidad es un factor crítico para el adecuado funcionamiento del planeta, que se debilita por la extinción de especies.

sustentabilidad como una restricción a ese crecimiento, o, en otras palabras, considera que los temas del desarrollo y el medio ambiente están indefectiblemente unidos.

El informe Brundtland²³ de las Naciones Unidas también se enmarca en este enfoque, ya que con él se aborda la gestión de los recursos naturales para conseguir la sostenibilidad. Entre otras cosas, plantea como fundamentales cuestiones como la participación democrática, una distribución más equitativa, y la estabilización del crecimiento demográfico. El mismo informe condiciona la posibilidad de desarrollo sustentable a acciones políticas decididas que permitan el adecuado manejo de los recursos ambientales para garantizar el progreso humano sostenible y la supervivencia del hombre en el planeta. En palabras de la misma Comisión, el informe no pretende ser una “predicción futurista sino un llamado urgente en el sentido de que ha llegado el momento de adoptar las decisiones que permitan asegurar los recursos para sostener a esta generación y a las siguientes”. Cuando se conformó la Comisión en 1983 como un cuerpo independiente de los Gobiernos y del sistema mismo de las Naciones Unidas, era ya unánime la convicción de que resultaba imposible separar los temas del desarrollo y el medio ambiente. Este informe tuvo gran impacto en cuanto a la idea de sustentabilidad, principalmente en su dimensión ecológica, y a dar un marco que involucra también a los contextos económico y social del desarrollo. La Comisión Brundtland definió al desarrollo sustentable como aquel que permite “satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las del futuro para atender sus propias necesidades”.

El paradigma descrito como desarrollo sustentable señalado por Pearce y Turner (1995), se encuentra esos dos últimos paradigmas de Colby (protección ambiental y administración de los recursos). Con respecto al mismo, Quintero Soto y Fonseca Hernández (2008) indican que “la sustentabilidad aparece como una alternativa frente a la economía depredadora”, y señalan a este enfoque como un acercamiento a la visión de la economía ecológica, que se desarrollará más adelante.

Los dos enfoques anteriores suponen la revisión de algunos fundamentos teóricos o metodológicos del paradigma la economía de frontera. Incorporan el medio ambiente entre los temas de análisis de la economía, y le aplican las mismas técnicas analíticas que al resto de

²³ Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. (1987) Nuestro Futuro Común.

aspectos económicos. El enfoque de la problemática ambiental, sigue centrado en aspectos puramente económicos y menos preocupados en la prevención de impactos negativos.

Por último, el **ecodesarrollo**²⁴ se sitúa en un lugar equidistante entre la búsqueda de la conservación de la naturaleza y la postura economicista que busca la ganancia de corto plazo, apropiándose de los recursos naturales y degradando el ambiente, y propone la reorganización de las actividades humanas con el objeto de tornarlas sinérgicas con los procesos y servicios de los ecosistemas. Los aspectos principales a los que se aboca son la sostenibilidad, la “ecologización²⁵” de la economía, y el desarrollo coevolutivo.

El paso que se da en este enfoque es en considerar al sistema económico como un modelo abierto, en donde el ecosistema le provee materia y energía, y el sistema “libera” al ambiente energía degradada y desechos. También cambia el principio “el que contamina paga”, por la idea de prevención de la contaminación, buscando una mayor armonía entre las actividades productivas y los ecosistemas. Otro concepto importante que incorpora es la aceptación de la irreversibilidad de ciertos procesos de degradación de los ecosistemas y de la gran incertidumbre asociada al derrotero de muchos de esos procesos. Los problemas de equidad social vinculados al deterioro del ambiente también son tenidos en cuenta en este paradigma. El ecodesarrollo promueve una armonización de los valores antropocéntricos y biocéntricos tratando que no prevalezca uno sobre otro (Penna y Cristeche, 2008)

En comunión con alguno de los paradigmas arriba mencionados, el análisis económico tiene en cuenta los problemas ambientales siguiendo dos corrientes principales (Martínez Alier, 1999): la primera es la extensión de los elementos conceptuales de la economía al ambiente -llamada **economía ambiental**-, y la segunda apunta a un nuevo andamiaje de los fundamentos físico-biológicos del proceso económico y a la transformación conceptual de la economía -llamada **economía ecológica**-. Dentro de la primera corriente se inscribirían los paradigmas descritos como protección ambiental y administración de recursos, y el ecodesarrollo converge más con la economía ecológica.

²⁴ “Eco” tanto por ecología como por economía

²⁵ Entendiendo por tal el reconocimiento del valor de la dimensión ambiental en el mercado y las ganancias.

2.2.1 Valoración de los servicios del ecosistema

La consideración del ecosistema y los servicios que presta, supone una valoración del mismo. Poner valor a esos servicios genera controversias desde la misma concepción de la idea, en cuanto a qué o quién tiene derecho a poner un valor.

Al respecto es interesante la posición de Ernest Partridge (1986), quien argumenta al respecto que el concepto de "valor" requiere un evaluador, un ser consciente del problema. Además, sostiene que, esta visión diádica de valor (relación objeto-sujeto) no implica necesariamente antropocentrismo. En su trabajo presenta tres enfoques respecto a la valoración de la naturaleza, designados por él como: a) monádico²⁶-objetivo, b) diádico²⁷ objeto-objeto y c) diádico sujeto-objeto, y enfatiza que la discusión surge a partir del propio concepto de la palabra "valor".

La teoría monádica-objetiva defiende la idea del valor intrínseco de los objetos, independiente de cualquier otra consideración. Las teorías diádicas rechazan esta postura considerando que los valores no existen por sí mismos, sino que los objetos (o sujetos) tienen valor por algo o para algo (relación objeto-objeto o sujeto-objeto). Partridge considera que los seguidores de esta línea confunden "valor" con "propiedades" intrínsecas, que pueden tener componentes de valor.

Dentro de las posturas diádicas, la clasificada como objeto-objeto propone que los objetos pueden tener valor en relación a otros objetos (agua-plantas, por ejemplo) independientemente de la apreciación de los sujetos. Aquí los "evaluadores" pueden ser plantas o animales, en función de sus necesidades. También este enfoque es descartado por el autor bajo la lógica que entre los objetos puede haber relaciones causales o funciones, pero no valores. Si el objeto no es capaz de sentir o tener consciencia de la existencia del otro objeto, entonces no puede valorarlo.

Partridge encuentra que ninguno de los enfoques antes nombrados es capaz de dibujar la línea que divide lo que tiene y lo que no tiene valor, o tiene o no capacidad de evaluar, lo que los hace inviables.

²⁶Un único válido.

²⁷ Pertenciente o relativo a la díada. Díada: Pareja de dos seres o cosas estrecha y especialmente vinculados entre sí. (Real Academia Española)

En su defensa de la posición diádica sujeto-objeto, argumenta primero que el evaluador debe ser consciente de lo que evalúa, y que el solo acto de valorar pone al hombre en escena, aunque esta postura no debe ser obligadamente centrista, ni debe ser –necesariamente- el hombre “creador” de los valores. Además agrega que tampoco implica que los valores deban ser considerados en relación a los beneficios que le genere al hombre.

Entonces, y siguiendo esa línea, aparece como válido el intento de valorar los bienes y servicios ambientales, entendiendo a la valoración como el proceso de expresión de valor de una acción u objetivo particular (Farber *et al.*, 2002).

Considerando a) la validez de proponer una valoración de los bienes y servicios ambientales por parte del hombre (razones expuestas por Partridge, 1986); b) las características de los bienes y servicios ambientales en general como bienes públicos; y c) el enfoque no-utilitarista para su valoración que propone la economía ecológica, resulta un desafío el planteo de la metodología para hacerlo.

Uno de los caminos a seguir puede orientarse a incorporar nuevos elementos al instrumental neoclásico -provenientes la economía del comportamiento, por ejemplo (Venkatachalam 2007) o complementar con análisis institucional. Otra alternativa, es diseñar un método que incorpore las restricciones en cuanto a la escala y valores críticos (ecológicos), que vincule de manera más directa la economía y la ecología, o directamente utilizar metodologías multicriteriales.

2.3 ¿Cambio de paradigma? Economía Neoclásica vs. Economía Ecológica

2.3.1 Economía Ambiental (EA)

Para la economía neoclásica, la asignación de recursos depende de la utilidad o bienestar que proporcionan los bienes y/o servicios producidos con ellos. Prima la racionalidad económica, en donde las elecciones toman como criterio la relación costo-beneficio económico. Estas preferencias quedan reveladas en las transacciones que los individuos realizan, asumiendo – implícitamente- que los bienes que no intervienen en el mercado no proporcionan el mismo nivel de bienestar, o en otras palabras, no son variables consideradas al decidir la asignación de recursos. Esta es la visión predominante en la actualidad, donde las preferencias de los individuos quedan reveladas en el mercado, considerando a esta institución como la manera más eficiente para asignar recursos, y siendo la búsqueda de esta eficiencia un fin en sí misma.

En la economía neoclásica los recursos naturales, como puntualizan Quintero Soto y Fonseca Hernández (2008), son reconocidos como “activos” no producibles por el hombre, que pueden ser renovables o no, y se admite la existencia de bienes públicos y de externalidades. Bajo este

perfil, aparecen las líneas de la economía de los recursos naturales y la economía de la contaminación.

La **economía de los recursos naturales** puede definirse como el estudio de cómo la sociedad asigna recursos naturales. Lo que se persigue es maximizar alguna medida de valor económico neto a través de un horizonte futuro, sujeto a la dinámica del recurso extraído y cualquier otra restricción. El factor crítico, más allá del necesario conocimiento del funcionamiento del recurso es la definición de la preferencia temporal e intergeneracional. La **economía de la contaminación**, por su parte, tiene como objeto de estudio la forma en que son dispuestos los residuos generados en la producción y consumo de bienes y servicios, y la calidad resultante del agua, el aire y el suelo como receptores de dichos residuos.

Estos enfoques, aunque reconocen que el bienestar depende de los servicios de los ecosistemas, siguen los principios neoclásicos y aplican los principios marginalistas al análisis de las decisiones de los agentes buscando definir la asignación óptima de los recursos ambientales (Daly y Farley, 2004). Una limitación que esto conlleva es que la metodología económica es aplicable a objetos apropiables e intercambiables, características que no reúnen muchos de los recursos naturales.

Además de esa limitación central, **el mercado, como mecanismo de asignación**, tiene otras ventajas y desventajas. Entre las primeras se encuentra que es eficiente, en el sentido que se consigue el objetivo al menor costo posible, y que es eficaz como sistema de elección colectiva en mostrar la dirección e intensidad de las preferencias de la sociedad. Los inconvenientes surgen al considerar la equidad de las asignaciones o cuando las personas expresan sus preferencias mediante la argumentación y no por su disposición a pagar (no se impone en la elección la racionalidad económica). Entonces, el empleo del instrumental neoclásico para valorar el bienestar derivado de la calidad ambiental ofrece resultados útiles pero incompletos. Además, no es posible encontrar la sostenibilidad por la concepción del mercado de la economía convencional.

A nivel macro, la economía es el “todo”, en donde la naturaleza está pensada como un factor o un sector (Daly y Farley, 2004).

Con respecto al **crecimiento**, la economía neoclásica directamente no considera el costo que tiene el crecimiento más allá de los contemplados dentro del sistema de mercado. En general no hay límites al crecimiento y se aborda parcialmente la cuestión de cuál debe ser la escala del sistema económico antes que se generen daños irreversibles sobre el sistema ecológico que lo soporta (Solow, 1986, Erlich, 1989). Ibarra Zabala, 2013 en su análisis si hace mención a que

“El riesgo de efectuar una explotación irracional es que simplemente no habrá materia prima que pueda ser convertida en bienes o servicios en el largo plazo”, pero no se dimensionan los plazos, ni se aborda en forma explícita la irreversibilidad de ciertos procesos. Por su parte, Fürst, (1997) plantea enfrentar el reto de un crecimiento sostenible en una adecuada administración de los recursos y en la internalización de las externalidades. Además, acepta la sostenibilidad débil al asumir la posibilidad de sustitución entre las distintas formas de capital (manufacturado, humano y natural) con el fin de mantener constante el capital en general. O sea, bajo este enfoque, lo que heredan las generaciones futuras es una capacidad general de producir más que un componente específico de capital, desconociendo las consecuencias de superar ciertos límites al uso del capital natural.

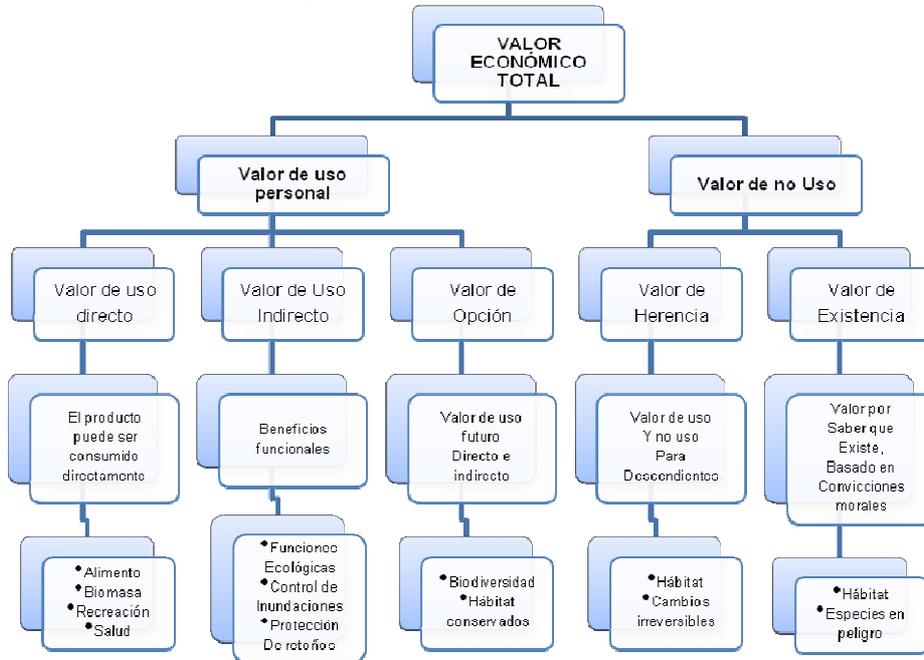
En cuanto a la **valoración de los servicios** que proveen los ecosistemas, si bien la única forma que plantea la economía ambiental para la valoración es en términos económicos, Pearce y Moran (1994) proponen el concepto de valor económico total (VET) en el que se incluyen la valoración monetaria de servicios ambientales que no poseen mercados. Ese enfoque distingue cinco “razones” por las cuales asignarle valor a un servicio ambiental, que luego debe ser traducido en términos monetarios. Entre los “valores de uso” reconoce a los de uso directo (consumo), indirecto (beneficio funcional) y de opción (posibilidad de uso futuro), y entre los “valores de no uso” identifica al “valor de herencia” (legado) y el “valor de existencia” (altruismo?). En la Figura 2-1 se muestra esa clasificación y algunos servicios involucrados en cada categoría.

El proceso de valoración en general, y los métodos de valoración en particular, se basan en la teoría neoclásica y en la teoría del bienestar (microeconomía). En este marco se plantea que el ambiente tiene un valor porque cumple con un aserie de funciones que afectan positivamente al bienestar de las personas. Entonces, para la toma de decisiones de política deben considerarse entonces las modificaciones del bienestar social, cuando ocurren cambios en la calidad y calidad ambiental (Pearce y Turner, 1995), reconociendo los valores de uso y los de no uso.

Así, el instrumental para la valoración económica perfeccionado está orientado a encontrar los costos y beneficios en términos monetarios de los bienes y servicios que no tienen mercado, es decir se basan en asignar un precio a los bienes y servicios aportados por la naturaleza. Las herramientas que proponen son adaptaciones del uso de los mercados, ya que, como se indica anteriormente, la metodología económica clásica es aplicable los objetos apropiables e intercambiables, situación que no se reconoce como generalidad en los bienes y servicios

brindados por la naturaleza, que en muchos casos presentan las características de bienes públicos puros o impuros.

Figura 2-1 Valor Económico Total



Fuente: Pearce & Moran (1994)

Estas metodologías están ampliamente explicadas y difundidas en la bibliografía, por lo que no se abundará en detalle de los mismos, pero se presenta una clasificación que incluye a la mayoría de métodos de valoración, agrupándolos de acuerdo al origen de la información:

- Métodos de valoración directa
- Métodos de valoración indirecta
- Métodos de valoración contingente
- Otros métodos.

Los métodos de *valoración directa* se basan en precios de mercado disponibles. Los cambios en la productividad, pérdidas de ganancia y el costo de oportunidad se incluyen generalmente en esta categoría.

El **cambio en la productividad** es una extensión directa del análisis costo-beneficio, y se utiliza cuando los cambios en el ambiente afectan la producción o la productividad (positiva o negativamente). Estos cambios pueden ser valorados usando precios económicos normales o corregidos, cuando existan distorsiones en el mercado.

La **pérdida de salarios y gastos médicos**, resultantes de un daño ambiental en la salud, son valorados y considerados como pérdidas de ganancia o de capital humano. Este enfoque puede ser útil en el análisis de proyectos que afectan la calidad del ambiente, especialmente agua y aire.

Los **costos de oportunidad** por su parte se basan en la idea de que los costos de usar un recurso para propósitos que no tienen precios en el mercado (o no son comercializados) pueden ser estimados usando el ingreso perdido por no usar el recurso en otros usos. Por ejemplo, si se decide preservar un área para un parque nacional en vez de usarlo para fines agrícolas, los ingresos dejados de percibir en la actividad agrícola representan, en este caso, el costo de oportunidad del parque.

Los métodos de *valoración indirecta* hacen uso de los precios de mercado en forma indirecta. Estos métodos se usan cuando diversos aspectos o atributos de los recursos naturales o servicios ambientales no tienen precios reflejados en un mercado establecido. Entre los métodos agrupados bajo este criterio encontramos: precios hedónicos, diferenciales de salario y costo de viaje.

El método de los **precios hedónicos** se basa en determinar los precios implícitos de ciertas características de una propiedad que determinan su valor. Este generalmente se le atribuye a las viviendas donde la consideración de diversas variables (tamaño, ubicación, tipo de construcción, etc.), permite determinar el diferencial de precios con propiedad similares en otras localidades y puede constituir una buena aproximación al valor del entorno o calidad ambiental. En forma similar, El **diferencial de salarios** consiste en estimar la divergencia entre el salario requerido por un trabajador para aceptar un trabajo bajo condiciones ambientales distintas a aquellas en que habitualmente se desarrolla.

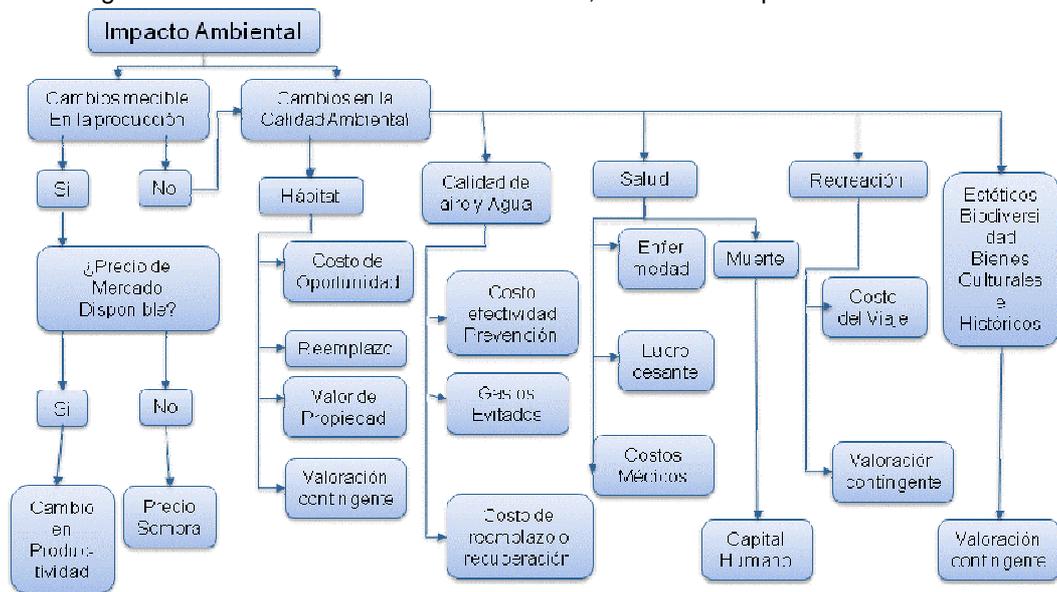
El método de **costo del viaje** es uno de los más utilizados para valorar bienes y servicios turísticos o recursos escénicos. Mediante encuestas y estimaciones se determinan los costos incurridos por los visitantes (según distancia, medio de transporte, pago de entradas, cantidad de sitios visitados, etc.) y se toman como representantes del valor mínimo asignado al lugar que se visita.

Los métodos de *valoración contingente* son usados cuando no existe información de mercado acerca de las preferencias de los individuos respecto a ciertos recursos naturales o servicios ambientales. A través de encuestas se busca conocer las valoraciones que los individuos hacen de aumentos o disminuciones en cantidad o calidad de un recurso o servicio ambiental, bajo condiciones simuladas o mercados hipotéticos.

Para la elección del método a utilizar, Dixon y Sherman (1990) propusieron hacerlo basándose en cuál es el tipo de bien o servicio valorado. Primero debe identificarse si el cambio observado o que se generará a partir de una acción afecta a la producción, a la salud o a el entorno, y en base a esto se identifica la forma para valorarlo económicamente. Así, primero se determina si el impacto afecta o no la productividad. En caso de hacerlo, si ese cambio dispone de mercado o no. En caso de no afectar la productividad se debe discernir si afecta al hábitat, a la calidad del aire o de agua, a la salud, a la recreación o si tiene efecto a un conjunto que incluye valores estéticos, culturales, históricos y la biodiversidad. Según cual sea el efecto será el método propuesto, como puede observarse en la Figura 2.2.

Cada una de estas metodologías involucran un cierto grado de imprecisión respecto de lo que se quiere medir, que es, en definitiva, el cambio en el bienestar generado por una modificación del ambiente, expresado en unidades monetarias. Algunas de esas imprecisiones tienen que ver con la propia metodología, que no es capaz de capturar los cambios en una manera exacta y discriminada, y otras tienen que ver con la dificultad para: a) conocer o reconocer los alcances de los cambios; y b) asignarle un valor monetario a una situación hipotética.

Figura 2-2 Valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales



Fuente: Basado en Dixon y Sherman, 1990

2.3.2 Economía Ecológica

Como crítica (o evolución) a la economía ambiental, la economía ecológica aparece como un campo “transdisciplinar”, que estudia la sostenibilidad de las interacciones entre el subsistema

económico y el macro sistema Naturaleza. Emerge como una propuesta analítica orientada a “incorporar la dimensión de los conflictos ecológicos distributivos y otros lenguajes de valoración de la naturaleza” (Fuente Carrasco 2008), en contraposición a la racionalidad económica y la valoración de la naturaleza a partir de un único lenguaje: el monetario.

Entre sus precursores (no economistas) se puede citar a Podolinsky (1880), Geddes (1884) y Soddy (1921)- que son autores, dentro del campo de las ciencias sociales y naturales del siglo XIX y principios del siglo XX, que se plantearon ciertos aspectos de la relación entre sistema económico y flujos de energía en la sociedad humana. En el campo de la Economía, fueron reconocidos en retrospectiva como economistas ecológicos los alemanes, Sigfried Von Ciriacy-Wantrup y Karl William Kapp, el inglés Kenneth E. Boulding (1966) y al rumano Nicolás Georgescu-Roegen considerado como el autor contemporáneo más importante de la Economía Ecológica. Ehrlich (1989) destaca a Herman Daly, discípulo de Georgescu-Roegen, y en España también aparece como referente José M. Naredo Pérez.

La Economía Ecológica presenta una visión más radical de pensamiento, agregando al análisis de la relación economía – ambiente, elementos de las ciencias naturales (física, biología, ecología) y basándose fundamentalmente en la termodinámica no lineal y sus leyes.

La Primera Ley de la Termodinámica establece que la energía no se puede crear ni destruir. Esto implica que los recursos utilizados por el sistema económico terminarán en algún lugar del sistema ambiental. Estos recursos son entonces convertidos y disipados, pero no destruidos (Pearce y Turner, 1995). La Segunda Ley de la Termodinámica se denomina Ley de la Entropía y establece que la energía no se puede reciclar, en consecuencia la energía pierde calidad en cada uno de los procesos de transformación que sufre. Según explica Georgescu – Roegen, citado por Costanza *et al.*(1999), todos los procesos económicos implican el uso de energía y que el uso de tecnologías no permiten crear nuevos recursos, sino que permiten degradar la energía, el orden natural y la riqueza biológica más rápidamente (Costanza *et al.* 1999). La economía ecológica ve al sistema económico como demandante de materia y energía de la naturaleza (que es finita) y como generador de calor disipado y residuos, que en parte pueden ser reciclados. Entonces su funcionamiento depende de esa provisión de materia y energía y de la capacidad de la naturaleza de absorber los desechos. Daly y Farley (2004) expresan que el “todo” es la tierra, con su atmósfera y sus ecosistemas, y la macroeconomía es una parte. El enfoque de la Economía Ecológica es la sostenibilidad económica desde el punto de vista de la sustentabilidad fuerte, que tiende a ver el capital natural y al capital hecho por el hombre, como complementarios y no como sustitutos (Turner, 1999).

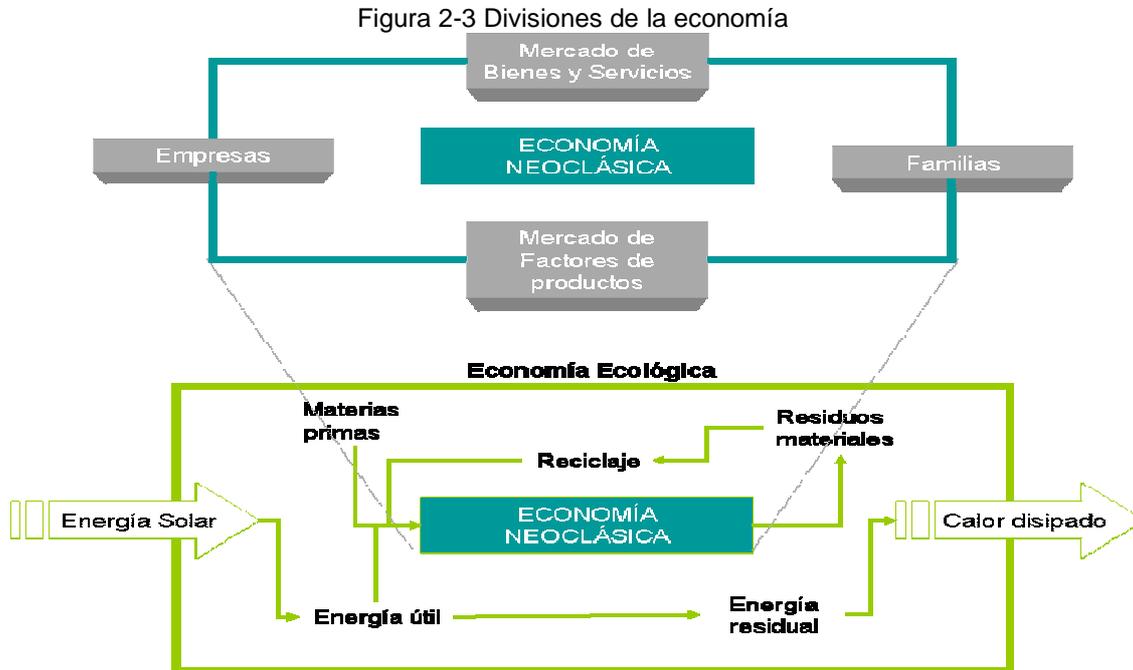
En cuanto a la propuesta analítica de la economía ecológica, si bien no hay criterios definidos ni únicos, si hay consenso para expresar las diferencias centrales entre la economía ambiental (neoclásica) y la economía ecológica: la economía ecológica entiende que la sustentabilidad se logrará cambiando los actuales mecanismos de asignación (el mercado) hacia otros en los que se “expresen una menor inequidad social y menor grado de deterioro de los ecosistemas” (Carrasco 2008). Esto no necesariamente significa prescindir totalmente del mecanismo de mercado, que ha probado ser útil en términos de eficiencia, sino, tal vez, complementarlo con una adecuada regulación y marco de desarrollo, que permita aprovechar las potencialidades del mismo, anulando sus efectos negativos. Desde la perspectiva de la Economía Ecológica la valoración puramente económica puede ser trivial, dada la inexistencia de mercados reales para los servicios ecosistémicos. Ello no significa desconocer la importancia económica de los bienes y servicios ambientales, sino que básicamente la economía neoclásica está más relacionada con los “precios” que con el “valor”, por lo que resulta insuficiente para captar las complejidades de muchos bienes y servicios.

En relación al deterioro de los ecosistemas, la Figura 2.3 ilustra ambas posturas. En la parte superior de la figura se observa la visión cerrada de la economía neoclásica, en donde todo gira en relación a los agentes económicos y los mercados, siendo los recursos naturales factores de la producción, cuya oferta y demanda depende del mercado, y en el que no se consideran, en principio, los desperdicios generados por la producción de bienes. La visión -por defecto- de los recursos naturales es que su provisión es ilimitada o eventualmente sustituible.

En la parte inferior del esquema (economía ecológica), la economía es un subsistema al que el ambiente le provee de materiales y energía y que le sirve también de sumidero de los desechos que se generan.

Para la economía ecológica, la eficiencia en la asignación de recursos es importante, pero secundaria a la distribución y la escala. Aquí se introduce otra diferencia fundamental con la economía neoclásica: los economistas ecológicos consideran que hay una escala óptima macroeconómica, relacionada a los límites termodinámicos y homeostáticos que tienen los ecosistemas, y pasado ese nivel se generan deseconomías. Si bien no se asume como condición el “crecimiento cero”, en algunos casos ya aparece como necesario, y se plantea un crecimiento acotado a la disponibilidad de los recursos y tecnologías disponibles. El énfasis en este aspecto estaría orientado al desarrollo y a la distribución. La economía ambiental parte del crecimiento económico como premisa básica para la superación de los problemas ambientales,

otorgándole al cambio tecnológico la capacidad para sustituir capital natural por capital el hecho por el hombre (Hartey Ballester, 2008).

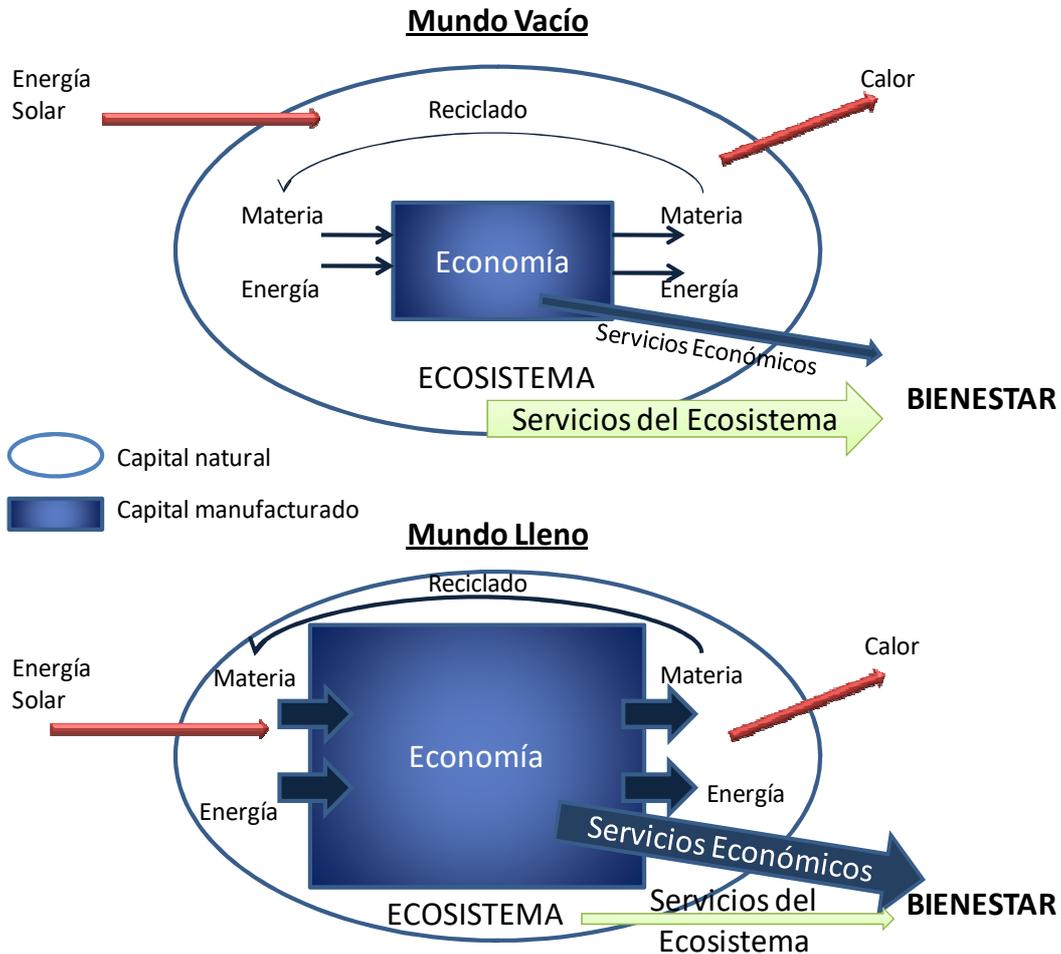


Los conceptos que aplican son los del “mundo lleno” y “mundo vacío”, en referencia al tamaño de la macroeconomía y su relación con el ecosistema que la soporta (Figura 2.4). En un “mundo vacío” la economía (capital manufacturado) afecta a la naturaleza, pero no interfiere demasiado en la capacidad de provisión de servicios ambientales. En un mundo lleno, el bienestar está más ligado a los servicios económicos que a los ambientales, y la economía actúa en perjuicio del capital natural.

En cuanto a las metodologías de valoración de los servicios ambientales, más allá de la falta de unicidad en la definición del campo de la economía ecológica mencionada anteriormente, sí existen una serie de rasgos metodológicos comunes propuestos para superar las “anomalías”²⁸ que se identifican en la economía ambiental, como son (i) el enfoque estrictamente centrado en lo económico, (ii) la idea de crecimiento ilimitado y (iii) los problemas distributivos.

²⁸En Términos de Thomas Kuhn (en relación a los paradigmas), la ciencia normal intenta adecuar la teoría a la práctica pero pueden existir ciertas discrepancias. Si estas no son resueltas se convierten en **anomalías**, y si se acumulan producen crisis que conlleva a la caída del antiguo paradigma

Figura 2-4 De un mundo vacío a un mundo lleno



Fuente: Extraído de Daly y Farley (2004)

Entre las propuestas para evitar el enfoque exclusivamente económico se destacan: a) la **articulación disciplinaria**, marcando la necesidad de abordar la sustentabilidad desde una visión holística; b) la incorporación de **la comunidad extendida de iguales** –no institucionalizadas necesariamente en la academia–; c) el **principio precautorio**, por el que se plantea que no deben permitirse proyectos en los que se desconozca la nocividad– ya que aun cuando haya reorganización, no necesariamente se llegará a una situación igual a la inicial- o en el caso de que se conozca y sean para cubrir necesidades básicas deben ser sometidos a un proceso democrático; y d) el **análisis multicriterial** en contraposición con el análisis costo-beneficio propuesto por la economía ambiental (Carrasco, 2008).

En vinculación al crecimiento ilimitado, emergen elementos, que son en general novedosos para la economía ambiental. Alguno de los conceptos que pueden tomarse en cuenta al momento de hacer análisis, son:

- **Coevolución**, o interacción mutua entre sociedad, la cultura y naturaleza (Norgaard, 1994, citado por Fuente Carrasco, 2008), es decir que existe una interdependencia mutua entre el ecosistema y el sistema socioeconómico que exige, a su vez, una mutua adaptación de ambos sistemas. A medida que el sistema económico modifica al sistema biológico, el primero se ve obligado a adaptarse a los cambios del segundo
- **EMergia**, concebida como una medida de la energía útil que se usa en la elaboración de productos para hacer comparables procesos productivos (Odum H y E, 1981);
- **Entropía**, entendida como la degradación de la energía y que rebate el principio del crecimiento ilimitado (Georgescu-Roegen, 1976); y que se utiliza en el concepto de **metabolismo social**, para evaluar al sistema económico a partir de los flujos de energía y ciclos de materia (Martínez-Alier, 1999);
- **Resiliencia**, o capacidad de respuesta del ecosistema a las perturbaciones.
- **Sustentabilidad fuerte**, por la que no se reconoce la sustituibilidad del capital natural por el capital socialmente fabricado.

El tercer eje respecto a criterios metodológicos, es el que hace referencia al denominado por la economía ecológica como el conflicto ecológico distributivo, presente en múltiples dimensiones: a nivel de naciones (norte-sur), a nivel inter-generacional; por clases sociales, por género, y la crítica al sistema de mercado como mecanismo de distribución.

En relación a la **valoración**, a diferencia de la economía ambiental -que ha avanzado mucho en lo referido a metodologías de valoración económica-, la economía ecológica, no logra consenso, no sólo en las metodologías, sino tampoco en el hecho de calcularlo. No obstante, algunos economistas ecológicos reconocen la importancia de computar valores económicos, y orientan su búsqueda a probar que los valores intrínsecos de los ecosistemas son mayores a los valores instrumentales calculados por los neoclásicos. Entre los primeros intentos de valoración, pero con numerosas críticas, están los realizados por Costanza *et al.* (1997), Martínez-Alier *et al.* (1998), y Patterson (1998).

En el presente trabajo, el instrumental provisto por la economía ambiental es considerado de gran utilidad a los fines de la valoración económica, pero actuando como un criterio más (el económico) dentro de las otras consideraciones a tener en cuenta al momento de tomar decisiones de uso de los recursos. En términos de la economía ecológica la valoración no se

reduce a la posible valoración monetaria. Así, aparecen como más adecuadas las metodologías multicriteriales, en donde no se asume la conmensurabilidad²⁹ de las variables, y en los que se permite abordar la realidad desde múltiples dimensiones, incluyendo los aspectos sociales.

En el próximo capítulo se abordará más en detalle este último punto.

2.4 Conclusiones

La evolución de la valoración de la naturaleza para la vida económica del hombre ha ido acompañando –tardíamente en general- el avance de la sociedad sobre la misma. Se ha pasado de la despreocupación en cuanto a los niveles de uso de los servicios ecosistémicos, a una mayor conciencia de la dependencia que la humanidad tiene de los mismos. Sin embargo, esta conciencia se expresa más en términos académicos, teóricos o de esfuerzos personales y de discursos, que en medidas políticas o acciones comunitarias de real alcance a nivel regional o global. La preeminencia de los aspectos económico-financiero de las decisiones están evidenciados en los relativamente escasos resultados de acciones como la Cumbre de Río o el Protocolo de Kioto, que levantaron el nivel de conciencia de los problemas ambientales, pero no lograron cambiar el eje por donde pasan las decisiones.

Un intento de incorporar a la naturaleza en las decisiones de uso de los recursos y disposición de la contaminación, es el que realiza la economía ambiental vía la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos. Lo que propone es valorarlos y compararlos en los mismos términos con los otros bienes de mercado. Numerosos esfuerzos siguen esta línea, aportando metodologías y valores. El problema es que aborda lo que son las externalidades y la condición de bienes públicos –como fallas del mercado- pero no la distribución desigualitaria, y tampoco presenta alternativas al crecimiento continuo de la economía.

Otro enfoque, como se indica en apartados anteriores, es el de la economía ecológica, que trata de abordar los temas de la distribución y de las limitaciones de la naturaleza para el crecimiento permanente.

La principal diferencia entre ambas es el método de análisis. Así, la primera utiliza el instrumental analítico de la economía neoclásica que al aplicarlo al ambiente, plantea soluciones desde la perspectiva de la eficiencia administrativa de los recursos. Por su parte la

²⁹ Conmensurabilidad: que tienen una medida común

Economía Ecológica, integra la metodología de un grupo de ciencias de manera que el estudio del medio ambiente no se plantea como una extensión de la economía convencional, sino que es un análisis necesariamente transdisciplinar, pero no logra proponer un sistema práctico alternativo de asignación de recursos. Esto es, el planteo lógico expresado por la Economía Ecológica respecto de la dependencia que tiene el sistema económico de la naturaleza y de la coevolución, no alcanza para modificar el sistema generalizado de toma de decisiones de uso de los recursos como es el mercado.

En este trabajo se adopta el enfoque de la Economía Ecológica ya que –como se indica- el enfoque de la Economía Ambiental reproduce las fallas de mercado –particularmente en relación a la distribución- y no aborda expresamente el problema de los límites al crecimiento.

CAPÍTULO 3: Metodología

El desafío de la evaluación socio-económica-ambiental

En este capítulo se aborda la definición de una metodología que sirva para apoyar la toma de decisiones respecto al uso que se pueda dar al área boscosa de una cuenca, considerando principalmente los intereses locales. El desafío está centrado en la forma de incorporar las dimensiones ambiental, social e institucional a los ya muy desarrollados aspectos económicos, de manera tal de no caer necesariamente en las prioridades que fija el sistema de mercado, sea éste real o simulado, como propone la economía neoclásica. En otras palabras, la metodología busca despegarse del enfoque estricto del Desarrollo del Territorio Rural (DTR), por ejemplo, al no poner como requisito la competitividad global, y sí tomar como criterio a la seguridad alimentaria en el análisis de las alternativas productivas.

Para incorporar los intereses locales antes citados -y traspasando los parámetros de la ciencia normal³⁰-, se incorpora la participación de los actores involucrados tanto en la propia definición del problema, como en la exteriorización de los conflictos subyacentes. Adicionalmente, para la comprensión adecuada del contexto, del camino que llevó a esta situación, y de las relaciones entre los actores involucrados, se plantea la realización de un análisis institucional que complemente y preceda a la evaluación de los usos del bosque. El primer apartado trata sobre el análisis institucional.

Cabe destacar, que aunque se trate de pormenorizar el análisis institucional y se procure una participación característica de los interesados, el resultado no tiene pretensiones de ser absolutamente objetivo. Esto es así porque la realidad es demasiado compleja como para poder abarcarla íntegramente, y –aun siendo cuidadoso- la simplificación que se realiza para poder analizarla implica tener que dejar algunas variables afuera. Pero, teniendo conciencia de esto, el esfuerzo está puesto en hacer un desarrollo transparente de la metodología y de los criterios utilizados. En los dos apartados que siguen se explicitan los pasos de las metodologías multicriteriales y los criterios para la elección de alguna de ellas. En el cuarto apartado se desarrolla el método NAIADE, que es el que se seleccionó para valorar las alternativas de uso

³⁰ En contraposición a la ciencia postnormal que se desarrolla más adelante.

del bosque en este proyecto, y el capítulo finaliza en las conclusiones que justifican la elección de método.

3.1 Análisis institucional

Como primer paso para abordar este análisis, se definen a las instituciones como 'reglas de juego' que los grupos de actores se dan para lograr ciertos fines. Se entiende que las instituciones poseen reglas formales (leyes, doctrinas, decretos, ordenanzas) y no formales respecto a las organizaciones y acuerdos o convenciones cuyos códigos se asumen colectivamente. Un análisis institucional posibilita una mejor comprensión de la interrelación entre los actores, pero también de los aportes de cada actor a las diferentes condiciones y marcos institucionales.

Para que el análisis institucional sea operativo, deben incluirse las estructuras y procesos legales, políticos y administrativos ligados con la toma de decisiones vinculadas –en este caso– a la aplicación de políticas ambientales. Los mismos consisten en las regulaciones que afectan la distribución de los costos y beneficios y que fijan el marco para la resolución de eventuales conflictos, por lo que se debe prestar atención a: (a) la burocracia, ya que las políticas son implementadas por mecanismos administrativos, y pueden estar afectadas por la afinidad en la que algún grupo interesado pueda tener con las agencias administrativas; y (b) la legislación actual, ya que define los derechos y obligaciones de los actores, y genera el marco en donde se pueden llevar a cabo las negociaciones entre los interesados.

En general, al considerarse los actores afectados/interesados, más allá del mero listado, se debe observar la percepción del actor respecto a cómo está siendo afectado por el problema, así como su capacidad de expresarlo o de influenciar sobre los decisores. La posibilidad de afectar las decisiones, a su vez, estará vinculada a factores como su capacidad de influenciar a los medios masivos de comunicación o el acceso a expertos entre otros (Macchi *et al.* 2000). A esos factores deberá luego sumarse aquellos que sean pertinentes a cada caso que particularmente se esté estudiando.

En casos donde está en juego el uso de los recursos naturales, también es conveniente un análisis histórico para entender mejor las posiciones y actitudes de los pobladores locales y los externos o los más recientes.

3.2 Evaluación multicriterial

Para una asignación adecuada de usos de los recursos (el bosque en este caso), es necesario, como se indica anteriormente, la incorporación de valores multidimensionales al proceso de

toma de decisión. Esta valoración está indudablemente ligada al nivel de bienestar que esos recursos proporcionan, y debe incluir, entre otras cosas, el flujo de ingresos que pueda proveer, la calidad de vida, el suministro de servicios y bienes públicos, la accesibilidad, la identificación con la cultura, etc. Además, la gestión del ambiente –con todo lo que ello significa- involucra la resolución de conflictos caracterizados por juicios de valor de tipo técnico, económico, ambiental y político. Si bien las dimensiones más ampliamente aceptadas son la ambiental, económica y social (esta última concebida ampliamente incluyendo lo cultural, las relaciones políticas, y aspectos demográficos), es importante incluir la dimensión institucional, que tiene sentido desde el punto de vista operativo, dado que esta última contiene las estructuras y procesos que permiten a una sociedad regular sus acciones en pos de sus objetivos (Gallopín, 2006).

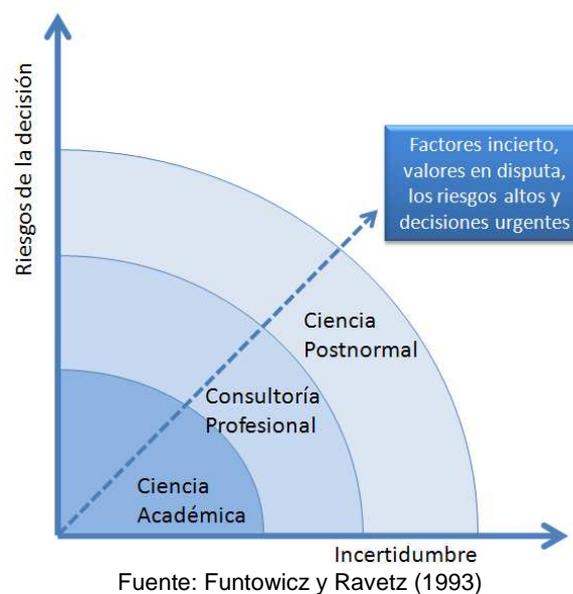
El uso de metodologías de valoración del ambiente asumiendo conmensurabilidad, y reduciendo todos los aspectos a términos monetarios está ampliamente difundido. La incorporación de una o más variables ambientales, expresadas en unidades físicas que permitan reconocer el *trade-off* entre economía y ambiente, sin forzar la compensación, también ha tenido un desarrollo interesante (de Prada *et al.* 2009, Prato y Herath, 2007, por mencionar algunos). Un poco menos de atención se le ha dado a la incorporación explícita de la dimensión social cuando esta no se expresa en términos económicos (disponibilidad a pagar o a ser compensada) (Zhang y Lu 2010, Munda 1995, Munda *et al.* 1994). Esto puede significar que la valoración que se le asigne al ambiente, o las compensaciones que se asuman, no reflejen los valores e intereses de los propios habitantes. Además, el gran número de variables a tener en cuenta para tomar decisiones que afecten el uso de los recursos, y con ello la calidad ambiental, es sólo una de las dificultades. A esta se le debe sumar la inexactitud/ausencia de los datos, la complejidad de las relaciones (no siempre conocidas) y la subjetividad en la fijación de prioridades, entre otras.

Las metodologías multicriterio permiten la inclusión de diversas estrategias de valoración no forzosamente expresados en las mismas unidades ni necesariamente conmensurables; justamente, la evaluación multicriterial tiene sus fundamentos en la inconmensurabilidad de los valores. Su principal ventaja es que dichos modelos hacen posible contemplar una gran cantidad de datos, relaciones, criterios y objetivos necesarios de considerar en problemas de decisión, haciendo posible abordarlos de manera multidimensional (De Marchi *et al.* 2000). Proponen además, diferentes maneras de sistematizar y analizar las distintas alternativas o escenarios sobre los que se deben decidir, teniendo en cuenta todos esos criterios.

Más aún, algunos de los métodos incluidos entre los multicriteriales tienen como uno de sus objetivos explicitar los intereses y conflictos de los actores, descubrir relaciones, identificando los más importantes *trades-off* entre las distintas alternativas, y dando la posibilidad que los hechos o información científica puedan relacionarse de una forma explícita con percepciones e intereses de los involucrados en el problema. Es decir incorporan los diferentes intereses y puntos de vista dentro de una estructura analítica.

Así, este tipo de método, se adhiere implícitamente a los conceptos de ciencia postnormal de Funtowicz y Ravetz, (1993), enfoque que justifican cuando “los factores son inciertos, hay valores en disputa, los riesgos son altos y las decisiones urgentes”. Estos autores analizan el empleo de distintas metodologías de análisis o solución de problemas en base a dos ejes: “incertidumbres del sistema” y “riesgos de la decisión”(Figura 3.1).

Figura 3-1 Representación gráfica de la ciencia postnormal

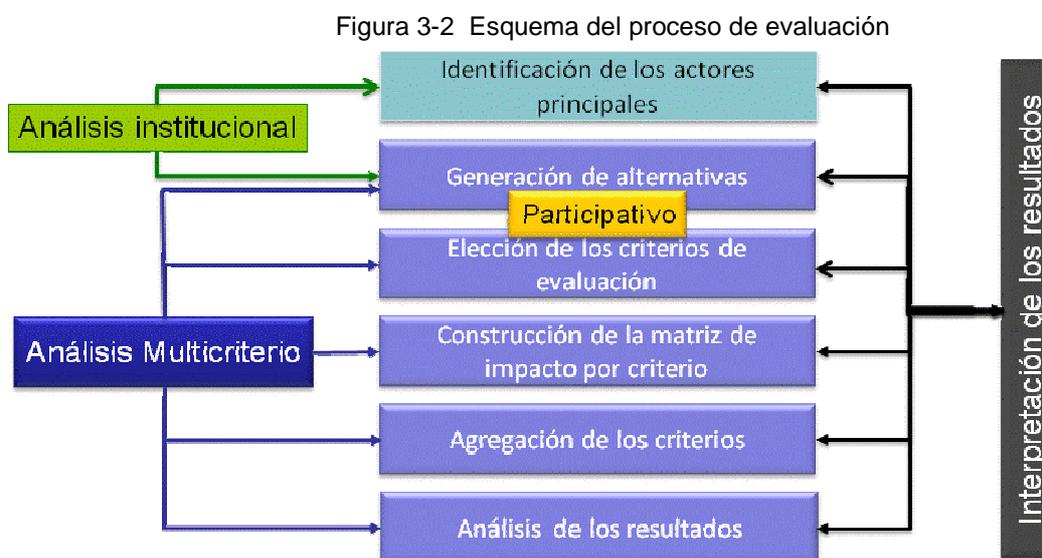


Cuando tanto la incertidumbre como el riesgo son bajos, la ciencia académica, es adecuada para plantear soluciones; cuando son medios, se puede apelar a la consultoría profesional, pero cuando la incertidumbre y riesgo son altos, proponen la incorporación de la “comunidad extendida de iguales”, compuesta por todos los actores que estén preparados para entrar en un diálogo sobre el tema que los afecta, sacando la evaluación del ámbito puramente académico.

Las características mencionadas más arriba las hacen muy adecuadas a los principios metodológicos de la economía ecológica. Además, no se asume la existencia de un “óptimo

absoluto” (para asignar usos al bosque, por ejemplo); no se espera *a priori* encontrar la mejor decisión desde todos los puntos de vista.

Un proceso adecuado para llevar a cabo esa tarea es el que se muestra en la figura 3.2, basado en el que plantean Marchi *et al.* (2000). La propuesta básicamente involucra dos etapas, un análisis institucional y un análisis técnico, con la característica de ser participativo, es decir incluyendo los intereses y percepciones de los interesados. Esa inclusión le otorga robustez a la decisión sobre la alternativa que surja como más adecuada, en cuanto a las posibilidades de aceptación por parte de la comunidad.



Fuente: Modificado de Marchi *et al.* (2000).

El análisis institucional ayuda a la individualización de los actores o grupos de actores involucrados y, con ellos, identificar las alternativas a evaluar (de uso del bosque en este caso), proponiendo hacer participativa la selección de los criterios para valorarlas. Estas últimas dos etapas también se reconocen como las primeras del análisis multicriterial, que continúa, como se muestra en el esquema, con la construcción de la matriz de impacto por criterio, en donde se asignan valores a los criterios para cada alternativa. Esos criterios se agregan luego para poder ser considerados en conjunto y proceder al análisis. Más adelante, en este capítulo se desarrollan en detalle las etapas planteadas en el esquema del proceso de evaluación.

Para analizar las alternativas identificadas, considerando diferentes criterios o puntos de vista, se plantea una modelación matemática que permite una mejor visualización de los factores intervinientes así como de las preferencias existentes. Se destaca que si bien la evaluación multicriterio, puede incluir para algún criterio, técnicas de valoración económica como las

propuestas por el instrumental de la economía ambiental, el hecho de considerar algunos aspectos ambientales en sus propias unidades físicas, elimina la incertidumbre y/o sesgos asociados a algunas de esas metodologías de valoración monetaria.(Linares Llamas, 1999). Esta característica -la de expresar los efectos en sus propias unidades-, tiene una importante implicancia desde lo conceptual. La valoración económica de los bienes y servicios siempre tiene una fuerte dependencia del poder de compra de los individuos. Esto es más evidente, en el caso de la valoración contingente, en donde las recomendaciones para su aplicación siempre resaltan el hecho de recordarle al encuestado cuál es su nivel de ingresos. Así, existe una clara discriminación hacia los sectores de menores ingresos: a modo de ejemplo, si la decisión a tomar fuera “la ubicación de un basurero” y las opciones fueran próximo a un barrio rico o a uno pobre, el instrumental neoclásico “puro” indicaría como adecuado ubicarlo cerca del barrio pobre, ya que habría menor disponibilidad a pagar para que no lo instalen si se hiciera una valoración contingente, o sería menor la pérdida si se evaluara por días perdidos por enfermedad, dado el menor nivel de salario que seguramente tienen sus habitantes.

Cabe acotar que más allá de la metodología multicriterial específica que se aplique en la valoración, este tipo de evaluación no es una mera aplicación de un modelo matemático con la finalidad de tomar una decisión en base a los resultados, sino que es la estructuración de una problemática con la finalidad de brindar, con herramientas técnicas, claridad acerca de la conveniencia de adoptar alguna de las alternativas planteadas.

Además, el análisis multicriterio puede combinarse con otros instrumentos en cualquiera de sus etapas. Así, se puede trabajar con un panel de expertos para definir criterios y alternativas, o se puede trabajar con estudios de casos, encuestas con cuestionario o entrevistas grupales, que pueden aportar información de base para la selección de los criterios y su valoración, así como incorporar un análisis costo beneficio puede ayudar a valorar alternativas en alguno de sus criterios. También, sumar la utilización de métodos de análisis histórico e institucionales, aparece como la alternativa adecuada para abordar un problema que afecta múltiples dimensiones e intereses en conflicto siguiendo los conceptos de la Economía Ecológica.

3.3 Aplicación del método

3.3.1 Inclusión de múltiples actores

Como primer paso para el desarrollo de un método multicriterial, -en algunos casos considerado como un paso previo al método-, deben seleccionarse los actores que estarán involucrados en el “grupo de actores”, o sea quienes participarán en la valoración de las alternativas que se

planteen y en la definición de los criterios. La importancia de incluir la perspectiva de múltiples actores sociales en los estudios ambientales o en el campo del desarrollo sustentable es relativamente nueva, sin embargo, ya en la declaración de Río sobre el Ambiente y el Desarrollo sustentable (AGNU, 1992) se resalta la importancia de involucrar a múltiples actores no solo en las instancias de decisión, sino también en otras actividades.

Blackstock *et al.* (2007), justifican la participación de actores sociales en estudios ambientales, recalcando tres razones: una *normativa*, en donde destaca el enriquecimiento mutuo de la sociedad y del individuo, y apela a la democratización y transparencia en los procesos de tomas de decisiones; una *sustantiva*, que se refiere a la participación como una forma de lograr una mejor comprensión de las cosas, al abordarla desde diferentes perspectivas, y una razón *instrumental*, en la que argumenta que la participación genera espacios de diálogo que ayudan a la implementación de las soluciones y a desactivar conflictos.

Esa selección de interesados es crucial para el resultado del análisis. El grupo puede estar compuesto por los actores directamente involucrados en la problemática, o por representantes de los mismos. Un análisis histórico proporcionará un adecuado enfoque del problema y un análisis institucional puede brindar los elementos para la inclusión de representantes de todos los afectados por el problema que se pretenda abordar.

3.3.2 Definición y estructuración del problema a investigar

La fase de definición es el proceso en donde son organizados y estructurados los datos respecto a las alternativas y los criterios seleccionados, para especificar el problema (por medios estadísticos, de modelos o transformaciones) de manera tal que permitan una lectura del fenómeno que se está estudiando.

Las alternativas que se planteen, pueden ser definidas como las opciones para la solución de la situación que se está afrontando. Dependiendo del tipo de problema, estas opciones pueden ser escenarios, planes, programas, proyectos, inversiones, candidatos, etc. Formalmente, el conjunto de alternativas puede expresarse como $A=\{a_1, a_2, a_3, \dots, a_n\}$, siendo “ a_j ” cada una de las alternativas, y “ n ” el número de alternativas.

Los criterios, por su parte quedan definidos como los factores o puntos de vista, diferentes en su naturaleza, que se van tener en cuenta para evaluar la performance de las alternativas propuestas con respecto a los objetivos buscados. El conjunto de criterios se denota como $C=\{c_1, c_2, c_3, \dots, c_m\}$, siendo “ c_i ” cada uno de los criterios considerados, y “ m ” el número de criterios. En algunos casos, se puede ponderar la importancia de cada criterio.

El tipo y disponibilidad de datos dependerán del problema abordado, y la estructuración y manejo de los mismos puede ser realizado de diferentes maneras, por lo que siempre está presente un componente subjetivo (Munda *et al.*, 1994). La recolección de datos también dependerá del modelo usado para su análisis y de la síntesis elegida como “representativa” de la realidad.

Así, problema multicriterio queda reflejado en una matriz de impacto en la que, dadas las alternativas a_j ($j= 1, \dots, n$) y los criterios c_i ($i=1, \dots, m$), se puede construir una matriz $L_{n \times m}$, denominada matriz de evaluación o matriz de impacto, cuyo elemento típico l_{ji} representa la evaluación de la alternativa j por medio del criterio i . Esta matriz puede incluir información en cualquier tipo de unidades, e información cualitativa o cuantitativa (Barba-Romero y Pomerol, 1997)

Tabla 3-1 Matriz de impacto

Alternativas \ Criterios	Criterios		
	c_1	c_2	c_m
a_1	l_{11}	l_{12}	l_{1m}
a_2	l_{21}	l_{22}	l_{2m}
a_m	l_{n1}	l_{n2}	l_{nm}

Definidos estos elementos, los actores (y también los técnicos) deberán evaluar las alternativas respecto a cada criterio.

Generación de alternativas

El número de alternativas puede variar entre 1 e infinito. Si hay una sola alternativa, la elección estará entre esa y el *status quo*. Cuando las alternativas son infinitas, o cuando la solución no está explícitamente definida sino que se habla de conjunto o región factible, la forma de abordar el problema es con algún método continuo. En caso de tener un número finito de alternativas posibles, el método a utilizar será discreto (Barba-Romero y Pomerol, 1997)

3.3.3 Definición de un conjunto de criterios de evaluación. Métodos discretos o continuos

Para elegir entre las alternativas, el decisor puede tener uno o varios ejes de evaluación. Estos ejes son características de las alternativas o atributos. Al agregarle información relativa a las preferencias del /de los decisores, esos atributos quedan definidos como criterios.

En los criterios puede haber dos tipos de evaluación, según las particularidades del bien o servicio que se esté midiendo: hay atributos en los que las evaluaciones son “naturalmente”

numéricas (precio, peso, costo, porcentaje) o criterios cuantitativos, y otros que no responden a una escala de ese tipo, denominados criterios cualitativos, como calidad, riesgo social, gusto. En la elección de los criterios de evaluación, al igual que en el caso de las alternativas se debe lograr un número suficiente como para reflejar el problema estudiado de la mejor manera posible, pero no tan grande como para hacerlo inmanejable analíticamente (Barba-Romero y Pomerol, 1997).

Algunos requisitos que deben reunir los criterios son: (a) claridad: deben ser de fácil comprensión por parte de los entrevistados; (b) especificidad: deben permitir analizar un único aspecto de la alternativa, que debe estar claramente relacionado con la problemática analizada; (c) abarcar el mayor número de aspectos relacionados con la problemática; (d) limitados en número, con el fin de que todos puedan ser abordados por los participantes y (e) no producir redundancia.

3.3.4 Identificación de las preferencias del decisor

Las preferencias de los interesados pueden quedar incorporadas de diversas formas. La primera es en la definición de los criterios de evaluación, que deberán reflejar los intereses de los actores. Adicionalmente, se puede añadir una ponderación de la importancia o peso que le asignan a cada criterio. Este paso -cuando es posible hacerlo- puede realizarse antes de la utilización del modelo, y así una vez establecida la priorización de criterios el analista evalúa las alternativas; o puede hacerse después, entre analista y decisor/es, poniéndole un valor arbitrario a los criterios, y luego ajustándolos una vez que se aplicó el modelo. Cuando los actores involucrados son muchos y con distintos intereses, puede resultar imposible establecer un ordenamiento acordado de la importancia de los criterios, por lo que este proceso se omite.

En algunos casos algunos criterios pueden tener una importancia tal que justifiquen la aplicación de umbrales de veto.

3.3.5 Elección del procedimiento de agregación de los criterios.

La agregación de los criterios es el corazón de la metodología. No es posible establecer *a priori* qué método resulta mejor para un problema empírico dado, sino que las condiciones en las que estos métodos mejor se aplican dependen del contexto. Por lo tanto el asunto que se establece, es elegir el método correcto para un determinado problema. Por ejemplo, la agregación de varias dimensiones de valor implica considerar la postura frente a la compensabilidad, es decir si se admite o no la posibilidad de superar una pérdida en una dimensión a través de un beneficio suficientemente elevado en otra dimensión. Otro discernimiento a tener en cuenta es

cuál es el tipo y calidad de la información que se posee, y también puede tomar relevancia la cantidad de actores o grupos de actores involucrados en el desarrollo del método.

Entre los modelos básicos están: el lexicográfico (ordena por prioridad de criterio, generando un atributo dictador); el de la Teoría Multiatributo (genera una función de utilidad agregada); el de superación (utiliza preferencias binarias); el modelo de punto ideal (selecciona alternativas acorde a su distancia a un punto ideal ficticio); el de niveles de aspiración (fija metas matemáticas al tomador de decisiones) y otros modelos cualitativos.

Así, como punto de partida para la selección del método, lo primero que se propone analizar es la “compensabilidad”, ya que una manera de clasificar el tipo de métodos es según como se reconozca a la compensación entre criterios. Así están los métodos: (a) sin compensación de criterios, (b) de agregación completa y (c) de agregación parcial:

Sin compensación entre criterios

La no compensación implica que lo que se pierde en un criterio no se compensa con lo que se gana en otro³¹. En esta categoría se encuentra, por ejemplo el método lexicográfico, que es el método de ordenamiento utilizado en los diccionarios. El mismo básicamente se aplica de la siguiente manera: se asigna un peso a cada criterio y se ordenan las alternativas según el criterio de mayor peso. Si existe algún empate, se utiliza el siguiente criterio en importancia y así sucesivamente, hasta que se establece el orden completo de todas las alternativas.

De agregación completa

En estos métodos se permite realizar compensaciones y todas las alternativas son comparables. Algunos métodos que pertenecen a esta categoría son el de ponderación lineal (*Scoring*) y el proceso analítico jerárquico. En ambos casos a cada criterio se le asigna un puntaje y una ponderación. Con la ponderación lineal se obtiene una puntuación global por la simple suma de las contribuciones obtenidas de cada atributo. Si se tienen varios criterios con diferentes escalas, se requiere un proceso previo de normalización para que pueda efectuarse la suma de las contribuciones de cada uno de los atributos. La aplicación del proceso analítico jerárquico, es un poco más complejo. En una primera etapa se construye una jerarquía básica, conformada por el Objetivo General y los Criterios que, a su vez, pueden estar constituidos por

³¹ Ejemplos respecto a esto son: (a) si hay compensación: cuando en un mismo curso se obtienen cuatro y ocho en dos evaluaciones y logra calificación final promedio de seis; (b) no hay compensación: en dos cursos, se obtienen dos y diez en las evaluaciones respectivas, uno se aprueba (en una escala del 1 al 10) y el otro no, la nota de uno no compensa la nota del otro.

diversos niveles jerárquicos. La jerarquía se construye de modo tal que los elementos de un mismo nivel sean del mismo orden de magnitud y puedan relacionarse con algunos o todos los elementos del siguiente nivel. En un esquema típico (ya que cada esquema depende del problema) el nivel más alto localiza el problema de decisión (objetivo). Los elementos que afectan a la decisión (criterios) son representados en los niveles inmediatos inferiores. Por último, suele representarse en el nivel más bajo, a las opciones de decisión o alternativas. En una segunda etapa se valoran (comparan) los elementos de a pares en base a un método y una escala propuesta por Staaty (1995). De la matriz resultante se obtienen ponderaciones de los criterios utilizados. En la tercera etapa, se analizan las alternativas propuestas para valorar en qué medida éstas satisfacen cada uno de los criterios. Por último, se sintetiza el resultado a partir del aporte relativo de cada alternativa a cada uno de los criterios y de los criterios al objetivo general (agregación multiaditiva). Los resultados totales pueden utilizarse para diferentes fines: la selección de una o varias alternativas o la ordenación de todas ellas.

Como se menciona anteriormente, cada metodología puede adaptarse o no al problema a analizar. Para el caso que aquí se plantea, ninguna de las metodologías que anteceden (sin compensación y con agregación completa) refleja la realidad que se quiere estudiar, ya que se entiende que puede existir algún grado de compensación entre las variables, pero no necesariamente en forma total, entonces, para no quedar sujeto a la rigidez de esos extremos, se considera más conveniente alguna metodología que flexibilice esos supuestos.

De agregación parcial

Métodos basados en la teoría de la utilidad (MAUT)

Bajo la teoría de la utilidad, se interpreta que cada criterio da una descripción parcial de la utilidad de las alternativas, bajo un cierto punto de vista. La utilidad global se puede calcular a partir de las utilidades parciales usando operadores de agregación o consenso. Esta "utilidad global" es el reflejo de la utilidad propia que el decisor da a las alternativas, y en las que basa sus decisiones finales (Gironés, Madrid y Valls, 2008). Este tipo de método presupone que el decisor conoce perfectamente sus preferencias y es capaz de ordenarlas, además de basarse en supuestos teóricos que pueden ser controvertidos. El método MACBETH es un ejemplo de esta categoría.

Métodos basados en Relaciones de preferencias

Se caracterizan por la consideración de situaciones no comparativas, para las que se adopta un sistema de preferencias (*outranking*). Esta categoría engloba los métodos como los Electre, Prométhée, y NAIADE. El planteo que proponen es el que sigue: cuando una alternativa A

supera a la alternativa B (o la alternativa A es preferible a la alternativa B), en la mayoría de los criterios y además no existe un criterio para el cual A es claramente peor que B, entonces se puede decir que A domina o supera a B. Estos métodos también consideran la posibilidad de incomparabilidad e indiferencia. Usualmente, dos alternativas A y B son incomparables cuando A es buena bajo un conjunto de criterios para los cuales B es débil e inversamente, B es buena bajo otro conjunto de criterios para los cuales A es débil.

Los métodos Electre y Prométhée tienen como uno de sus insumos básicos—y que representa en ciertos casos la fortaleza de estos métodos— a la ponderación de los criterios con que son evaluadas las alternativas. Este requisito, puede resultar muy discutible en el caso que el método se aplique con la participación de múltiples actores que pueden no coincidir con el peso que se le asigna a cada criterio. En esos casos, surge la pregunta sobre quién debe asignar las ponderaciones y como. Munda (2004) puntualiza cuatro aspectos al respecto: (a) en los procesos participativos es técnicamente muy difícil encontrar un método de asignación de ponderaciones, y hasta poco deseable en términos prácticos ya que puede conducir a conflictos; (b) habría que lograr a una pluralidad de principios éticos como única forma consistente para obtener los pesos en una metodología multicriterio; (c) los coeficientes ponderados deberían representar sólo la importancia del criterio, y no un nivel de compensación entre criterios, por lo que deberían utilizarse algoritmos matemáticos no compensatorios, y (d) el análisis de sensibilidad y robustez debería realizarse no sólo sobre los niveles de los criterios, sino también sobre toda la posible combinación de coeficientes de ponderación. Por eso, una medida pragmática para el caso de metodologías que involucran a la “comunidad de pares extendida” es no usar ponderadores para asignar peso los criterios. Esta postura es la que plantea el método NAIADE.

3.4 El Método NAIADE

El Método para Evaluación y Decisión en Entornos Imprecisos, NAIADE (por sus siglas en inglés –Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments), es un método multicriterial discreto desarrollado por Munda. El mismo combina elementos del modelos de superación, y agrega funciones de credibilidad de la indiferencia y la preferencia que pueden mejorar la calidad de las selecciones y rankings, evitando que pequeñas variaciones de preferencia cambien el orden de la selección. El modelo evalúa alternativas de acuerdo a criterios, pero considerando la intensidad de las preferencias. Además, permite incluir medidas exactas, estocásticas o difusas de desempeño de los criterios, e inclusive expresiones

lingüísticas. Es decir que toma en cuenta diferentes tipos y grados de incertidumbre presentes en el proceso de toma de decisiones.

La elección de este método multicriterio en particular radica en dos razones fundamentalmente: la primera es la posibilidad de trabajar con datos con diversos grados de precisión y/o certeza, lo que permite incorporar información que de otro modo no se podría tomar en cuenta. La segunda es que incluye entre sus resultados un análisis de conflicto, haciendo explícitas las posibles coaliciones de los interesados, lo que resulta una buena referencia sobre los posibles pasos a seguir, en el caso de adopción de políticas públicas.

3.4.1 Fundamentos del método

Este método se basa en la teoría de matemática difusa, que permite modelar situaciones -en términos de incertidumbre difusa - algunas de las indeterminaciones del sistema (Munda, 1995).

Una particularidad del método, como se indica más arriba, es que usa un procedimiento de análisis de conflicto integrado con los resultados multicriteriales. La información que se obtiene a partir de la aplicación del método es:

- El ranking de alternativas de acuerdo al conjunto de criterios de evaluación (solución de compromiso técnica)
- Indicaciones de la distancia entre las posiciones de los distintos grupos de interés (posibilidad de convergencia)
- Ranking de alternativas de acuerdo al impacto de la preferencia de los actores (solución de compromiso social)

Los resultados se obtienen a partir de dos tipos de evaluaciones. La primera basada en los valores asignados a los criterios para cada alternativa y se realiza usando una matriz de impacto (alternativa vs. criterio). La segunda analiza el conflicto entre los grupos de interés y posible formación de coaliciones en base a las alternativas propuestas (matriz de equidad).

Así, al integrarse la evaluación multicriterial con el análisis de discrepancias, se busca llegar a decisiones “defendibles” que reduzcan el grado de divergencia, que reúnan un cierto grado de consenso, o que puedan tener un mayor nivel de equidad entre los diferentes grupos.

3.4.2 Conceptos³²

El análisis multicriterial se basa en un algoritmo de comparación de las alternativas de acuerdo a los siguientes pasos:

1. construcción de la matriz de impactos (criterios vs. alternativas),
2. comparaciones apareadas de las alternativas utilizando relaciones de preferencia,
3. agregación de todos los criterios, y
4. ranking de alternativas.

El análisis de equidad se realiza completando la matriz de equidad, desde donde se calcula la matriz de similitud o semejanza. Luego, con un algoritmo matemático de reducción se construye un dendrograma³³ de coaliciones, que muestra las posibles formaciones de alianzas y el nivel de conflicto. Esta matriz de equidad se basa en comparaciones lingüísticas de las alternativas por los grupos de interés.

Valoración de los criterios

Como en la mayoría de los métodos multicriteriales discretos, el punto de partida es la creación de la matriz de criterios y alternativas. Definido esto (los criterios y las alternativas), se debe dar el valor al criterio asociado a cada alternativa. Como se indica anteriormente, puede ser un número exacto (por ejemplo un valor monetario) o una definición cuantitativa afectada por diferentes tipos y niveles de incertidumbre. En el caso de incertidumbre difusa se debe definir la función de membrecía³⁴ del número difuso. Las funciones predefinidas en el *software* para las variables difusas son: gaussiana, simétrica, plana o lateralizada, y para cada caso se debe asignar los parámetros correspondientes (m , m_1 , m_2 y k). En el caso de incertidumbre estocástica se debe incorporar la función de densidad de probabilidades, y las propuestas para estos casos son: normal, uniforme, triangular y lognormal, debiendo también definir los parámetros correspondientes. También es posible usar evaluaciones cualitativas, expresadas por una de las nueve variables lingüísticas predefinidas: perfecto, muy bueno, bueno, más o

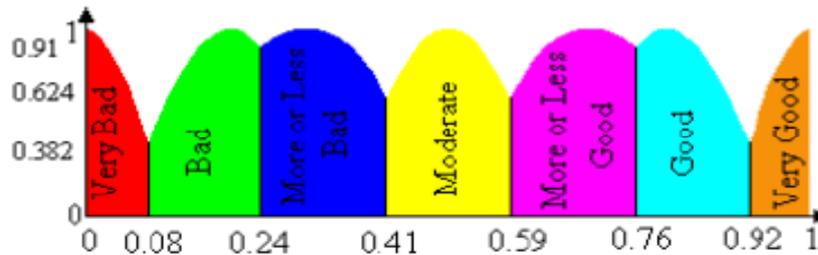
³² Los fundamentos técnicos fueron elaborados a partir de "NAIADE Manual and Tutorial – Version 1.0 ENG"

³³ Tipo de representación gráfica o diagrama de datos en forma de árbol (Dendro=árbol) que organiza los datos en subcategorías que se van dividiendo en otros hasta llegar al nivel de detalle deseado

³⁴ La función de membrecía define el grado de pertenencia de un elemento a un conjunto difuso. Así, si se define un conjunto difuso A con x elementos: la función de membrecía quedaría definida por $u(x) A$, donde para cada valor que pueda tomar un elemento o variable de entrada x, la función de membrecía $u(x) A$ proporciona el grado de pertenencia de este valor de x al conjunto difuso A.

menos bueno, moderado, más o menos malo, malo, muy malo y extremadamente malo. Estas variables son tratadas como variables difusas (figura 3.3)³⁵.

Figura 3-3 Punto de intersección de las funciones de membresía de las variables lingüísticas



Fuente: NAIAD E MANUAL - Version 1.0.ENG

La cantidad de variables de comparación predefinidas –nueve- tiene que ver con la capacidad psicológica del ser humano (7 ± 2) cuando se trata de hacer comparaciones simultáneas, lo que sugiere que se pueden tener hasta 9 puntos de referencia diferentes para describir las preferencias cualitativas (Staaty, 1995).

Distancia semántica

La comparación de los valores de los criterios entre las alternativas, se hace utilizando el concepto de distancia. Si los criterios están expresados en valores numéricos, la distancia se define como la diferencia entre dos números. En el caso que las evaluaciones sean difusas o estocásticas, se usa el concepto de distancia semántica.

La distancia semántica mide la distancia entre dos funciones, que toma en cuenta tanto la posición como la forma de la función³⁶.

³⁵ Por detalle de las funciones consultar NAIAD E MANUAL - Version 1.0.ENG

³⁶ Formalmente, la distancia semántica es:

Dados dos conjuntos difusos $\mu_{A_1}(x)$ y $\mu_{A_2}(x)$, se define:

$$f(x) = k_1\mu_{A_1}(x) \text{ y } g(y) = k_2\mu_{A_2}(x)$$

donde $f(x)$ y $g(y)$ son dos funciones obtenidas re escalando las ordenadas de $\mu_{A_1}(x)$ y $\mu_{A_2}(x)$ mediante el uso de constantes k_1 y k_2 de manera tal que:

$$\int_{-\infty, +\infty} f(x)dx = \int_{-\infty, +\infty} g(y)dy = 1$$

La distancia semántica $S_d(f(x), g(y))$ entre las funciones $f(x)$ y $g(y)$ se define:

Si $f(x): X=[x_L, x_U]$ y $g(y): Y=[y_L, y_U]$ en donde X y Y pueden ser conjuntos abiertos, entonces:

$$S_d(f(x), g(x)) = \int_X \int_Y |x - y| f(x)g(y) dxgy$$

Relación de preferencias y comparación apareada de alternativas

La comparación de los valores de los criterios por cada par de alternativas se hace por medio de la distancia semántica nombrada más arriba. Esta comparación se basa en relaciones de preferencia, expresadas por el usuario, para cada criterio a partir de la distancia entre las alternativas. Las relaciones de preferencia se definen por medio de seis funciones que permiten expresar, para cada criterio, un índice de credibilidad de las afirmaciones que una alternativa es mucho mejor, mejor, aproximadamente igual, igual, peor y mucho peor que otra³⁷:

El índice de credibilidad va de 0 (definitivamente no creíble) a 1 (definitivamente creíble), y se incrementa monótonicamente en este rango. Así, para cada par de alternativas y para cada criterio, el NIAIDE calcula los índices de credibilidad basado en las seis relaciones de preferencias definidas para ese criterio (figuras 3.4 y 3.5).

Las relaciones de preferencia tienen las siguientes restricciones:

$\mu_{>>}(d) = \mu_{<<}(-d)$, y $\mu_{>}(d) = \mu_{<}(-d)$. Esto significa que dadas dos alternativas A y B a una distancia d, el índice de credibilidad de la Frase “A es mejor que B” es igual al índice de credibilidad de la frase “A es peor que B”

$C_{=} < C_{\approx} < C_{>} < C_{>>}$. El índice de credibilidad de la frase “A es igual a B” es menor que el índice de credibilidad de la frase “A es aproximadamente igual a B”. El índice de credibilidad de la frase “A es mucho mejor que B” es mejor que el índice de credibilidad de la frase “A es mejor que B”

Independientemente del tipo de información (numérica, estocástica o difusa), es necesario asignar el valor numérico de la distancia donde el índice de credibilidad es 0,5. Esto es, se debe

³⁷ Mucho mejor :

$$\mu_{>>}(d) = \begin{cases} 0, & \text{para } d < 0 \\ 1 / \left(1 + \left(\frac{C_{>>}^2 (\sqrt{2} - 1)}{d^2} \right)^2 \right), & \text{para } d \geq 0 \end{cases}$$

Mejor:

$$\mu_{>}(d) = \begin{cases} 0, & \text{para } d < 0 \\ 1 / \left(1 + \left(\frac{C_{>}^2}{d^2} \right) \right), & \text{para } d \geq 0 \end{cases}$$

Aproximadamente igual:

$$\mu_{\approx}(d) = e^{-\left(\frac{C_{\approx}^2}{|d|} \right)}, \forall d$$

Igual:

$$\mu_{=}(d) = e^{-\left(\frac{C_{=}^2}{|d|} \right)}, \forall d$$

Peor:

$$\mu_{<}(d) = \begin{cases} 0, & \text{para } d < 0 \\ 1 / \left(1 + \left(\frac{C_{<}^2}{d^2} \right) \right), & \text{para } d \geq 0 \end{cases}$$

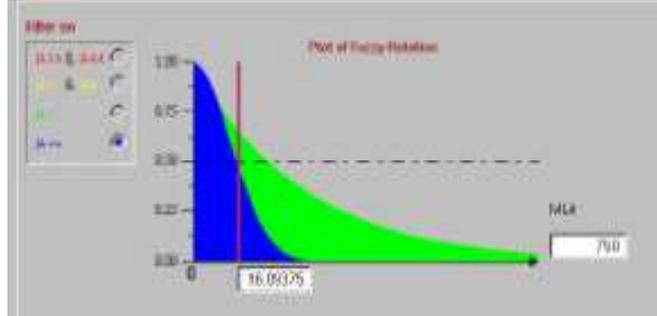
Mucho peor:

$$\mu_{<<}(d) = \begin{cases} 0, & \text{para } d < 0 \\ 1 / \left(1 + \left(\frac{C_{<<}^2 (\sqrt{2} - 1)}{d^2} \right)^2 \right), & \text{para } d \geq 0 \end{cases}$$

En donde $C_{>>}$, $C_{>}$, C_{\approx} , $C_{=}$, $C_{<}$, $C_{<<}$ son los valores en abscisa en los que las funciones igualan 0.5 y d es la distancia

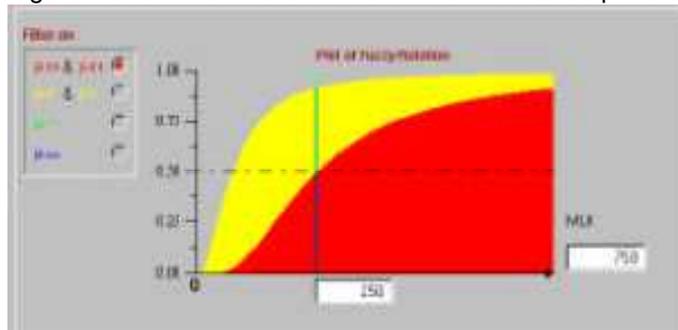
asignar el punto de inflexión entre una y otras preferencia. Esto significa que al momento de definir el criterio se debe estipular cual es la diferencia necesaria para considerar que el valor de un criterio es casi igual, mejor (o peor) o mucho mejor (mucho peor) que otro.

Figura 3-4 Grados de credibilidad de relaciones de indiferencia



Fuente: salida software NAIADE

Figura 3-5 Grados de credibilidad de relaciones de preferencia



Fuente: salida software NAIADE

Agregación de los criterios

Usando un algoritmo de agregación de los índices de credibilidad, NAIADE calcula el *índice de intensidad de preferencia*³⁸ de una alternativa con respecto a otra. Particularmente, se usa un parámetro α para expresar el umbral mínimo de credibilidad requerido. Sólo aquellos criterios cuyos índices sobrepasen este umbral serán considerados positivamente en la agregación. El *índice de intensidad* $\mu^*(a,b)$ tiene las siguientes características:

³⁸El índice de intensidad de preferencia $\mu^*(a, b)$ (donde * significa >, >>, =, \cong , <, <<) de una alternativa a versus otra alternativa b, se define como:

$$\mu^*(a, b) = \frac{\sum_1^M \max(\mu^*(a, b)_m - \alpha, 0)}{\sum_1^m |\mu^*(a, b)_m - \alpha|}$$

$$0 \leq \mu^*(a,b) \leq 1$$

$\mu^*(a,b) = 0$ si ningún $\mu^*(a,b)_m$ es mayor que α

$\mu^*(a,b) = 1$ si $\mu^*(a,b)_m \geq \alpha \forall m$ y $\mu^*(a,b)_m > \alpha$ para al menos un criterio

La información que provee el índice de intensidad de preferencia $\mu^*(a,b)$ y sus correspondientes entropías³⁹ $H^*(a,b)$ pueden ser usados para construir los grados de veracidad de las siguientes afirmaciones:

... “de acuerdo con la mayor parte de los criterios”:

a es mejor que b;

a y b son indiferentes o

a es peor que b.⁴⁰

Ranking de alternativas

NAIADE permite ordenar las alternativas basado en el índice de intensidad de preferencia $\mu^*(a,b)$ y su correspondiente entropía $H^*(a,b)$. (Figura 3.6)

³⁹La entropía se calcula como un índice que toma valores de 0 a 1 y da una indicación de la varianza del índice de credibilidad. Un valor entrópico 0 significa que todos los criterios dan una indicación precisa, ya sea definitivamente creíble o definitivamente no creíble, mientras que un valor entrópico 1 significa que todos los criterios dan una indicación de máxima difusividad.

⁴⁰ Estos enunciados son calculados como sigue:

$$\omega_{\text{mejor}}(a,b) = \frac{\mu_{>>}(a,b) \wedge C_{>>}(a,b) + \mu_{>}(a,b) \wedge C_{>}(a,b)}{C_{>>}(a,b) + C_{>}(a,b)}$$

$$\omega_{\text{indiferente}}(a,b) = \frac{\mu_{=}(a,b) \wedge C_{=}(a,b) + \mu_{\equiv}(a,b) \wedge C_{\equiv}(a,b)}{C_{=}(a,b) + C_{\equiv}(a,b)}$$

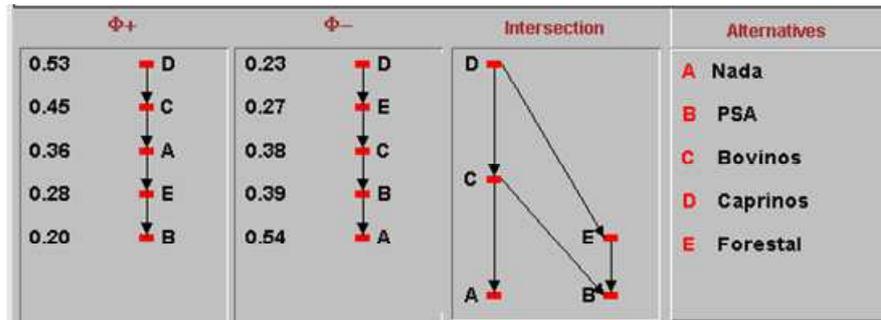
$$\omega_{\text{peor}}(a,b) = \frac{\mu_{<<}(a,b) \wedge C_{<<}(a,b) + \mu_{<}(a,b) \wedge C_{<}(a,b)}{C_{<<}(a,b) + C_{<}(a,b)}$$

donde $C_{\cdot}(a,b) = 1 - H^*(a,b)$, es el nivel de entropía asociado sobre el índice de intensidad de preferencia y el operador \wedge puede ser reemplazado por el operador mínimo (lo cual no da compensación) o por el operador Zimmermann-Zysno el cual permite utilizar diferentes grados de compensación.

El operador “de acuerdo con la mayor parte de los criterios” es implementado filtrando los valores de ω_{mejor} , $\omega_{\text{indiferente}}$ y ω_{peor} como sigue:

$$\tau(\omega) = \begin{cases} 1 & \forall \omega \geq 0.8 \\ 3.33 \omega - 1.66 & \forall 0.5 \leq \omega \leq 0.8 \\ 0 & \forall \omega \leq 0.5 \end{cases}$$

Figura 3-6 Visualización de resultado del análisis multicriterio



Fuente: Salida software NAIADÉ

El ranking final surge de la intersección de dos ranking: El primero, $\Phi(+)$, está basado en las relaciones de preferencia “mejor” y “mucho mejor”, con un valor cuyo rango va de 0 a 1, y que indica como una alternativa es mejor que el resto; y el segundo ranking $\Phi(-)$, se basa en las relaciones de preferencia “peor” y “mucho peor”, que también toma valores de 0 a 1, y que indica como una alternativa es “peor” al resto de las alternativas⁴¹

La diferencia de posiciones de las alternativas entre $\Phi+$ y $\Phi-$ significa que algunas alternativas son “mejor y mucho mejor” que el resto, pero, a su vez, otras son “menos peor” que las anteriores. Esto lleva a que algunas alternativas no se ubiquen en forma lineal el ranking, una debajo de otra.

Para el caso de la figura 3.6, la alternativa D es la que presenta más criterios (o con más intensidad) preferidos sobre las restantes y a la vez es la que tiene menos criterios en “peor” posición. También puede observarse que la alternativa C es la que sigue en orden de criterios

⁴¹ $\Phi^+(a)$, y $\Phi^-(a)$, se calculan:

$$\Phi^+(a) = \frac{\sum_{n=1}^{N-1} (\mu_{>>}(a,n) \wedge C_{>>}(a,n) + \mu_{>}(a,n) \wedge C_{>}(a,n))}{\sum_{n=1}^{N-1} C_{>>}(a,n) + \sum_{n=1}^{N-1} C_{>}(a,n)}$$

$$\Phi^-(a) = \frac{\sum_{n=1}^{N-1} (\mu_{<<}(a,n) \wedge C_{<<}(a,n) + \mu_{<}(a,n) \wedge C_{<}(a,n))}{\sum_{n=1}^{N-1} C_{<<}(a,n) + \sum_{n=1}^{N-1} C_{<}(a,n)}$$

donde N es el número de alternativas y \wedge es un operador que puede ser reemplazado por el operador mínimo (lo cual no da compensación) o por el operador Zimmermann-Zysno el cual permite utilizar diferentes grados de compensación.

positivos, pero es superada por la alternativa E, si se contabilizan los criterios ordenados de menor a mayor en términos negativos. En otras palabras, “C es mejor que E” en un ranking, pero “E es menos peor que C” en el otro ranking. Este tipo de consideraciones se toman en cuenta al agregar todas las alternativas, y por eso el ranking final puede no resultar lineal.

Análisis de equidad

El análisis de equidad comienza con la creación de una matriz que da una indicación lingüística del juicio que cada grupo de interés tiene por cada alternativa (figura 3.7). En este caso también se usa la distancia semántica para calcular los índices de semejanza entre los grupos interesados.

Figura 3-7 Matriz de equidad

Alternatives Groups	Nada	PSA	Bovinos	Caprinos	Forestal
Cabriteros	Bad	Moderate	Extremely Bad	Perfect	Bad
Ganaderos	Extremely Bad	Moderate	Perfect	More or Less Bad	Extremely Bad
Ladrilleros	Extremely Bad	Very Bad	More or Less Good	More or Less Good	Very Good
Forestales	Extremely Bad	Moderate	Bad	Bad	Perfect
COTBN	More or Less Good	Very Good	Extremely Bad	Very Good	Good

Fuente: Elaboración en base a entrevistas. Salida programa NAIAD

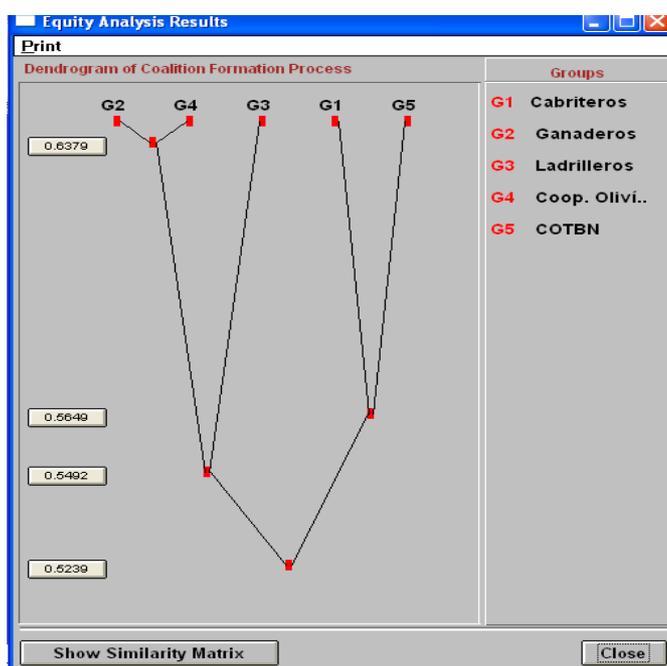
Entonces, a partir de la matriz de equidad se computa la matriz de semejanzas. Esta última da un índice s_{ij}^{42} por cada grupo de actores/grupos interesados, de la similitud en el juicio sobre una determinada alternativa. En ese índice se ve reflejado el porcentaje de coincidencias entre los diferentes grupos.

Luego, sobre una secuencia de reducciones matemáticas se construye el dendrograma de formación de coaliciones (figura 3.8). El mismo muestra las posibles coaliciones para valores de índices de semejanza y grados de conflicto entre los grupos interesados.

⁴² $s_{ij} = 1/(1+d_{ij})$, donde d_{ij} es la distancia Minkovsky entre el grupo i y el grupo j , y es calculada como sigue:

$d_{ij} = \sqrt[p]{\sum (S_k(i, j))^p}$, donde $S_k(i, j)$ es la distancia semántica entre el grupo i y el grupo j en el juicio de la alternativa k . N es el número de alternativas y $p > 0$ es el parámetro de la distancia Minkovsky.

Figura 3-8 Dendrograma. Niveles de credibilidad de posibles coaliciones



Fuente: Salida software NIAIDE

3.5 Conclusiones

Comulgando con el enfoque de la economía ecológica se plantea el uso de una metodología multicriterial para evaluar las opciones de uso del bosque. De esta manera se busca eludir las fallas que el sistema de mercado lleva implícitamente como metodología de asignación de recursos. El análisis institucional previo busca clarificar el planteo del problema que se trata de evaluar, ya que aporta elementos para comprender las posiciones de los sujetos involucrados, así como el camino que llevó a la situación actual.

Entre los numerosos métodos multicriteriales propuestos en la bibliografía se optó por el que mejor se adaptaba a la situación y a los fines de la evaluación. El método NIAIDE, tiene como una de sus características la posibilidad de incorporar variables con mucha flexibilidad. Admite distintos tipos de datos, cualitativos o cuantitativos, distintos grados de certeza en la información, permite la sensibilización respecto a diferentes grados de compensación y de distancia entre los valores, e incorpora explícitamente el análisis de las posturas de los actores implicados.

Esto lo hace especialmente adecuado para la evaluación de decisiones de tipo políticas, en las que, como se cita antes, "los factores son inciertos, hay valores en disputa, los riesgos son

altos y las decisiones urgentes” (Funtowicz y Ravetz, 1993). Por lo mismo, se plantea la consulta con la “comunidad extendida de iguales”, y no hacer un ejercicio puramente académico o técnico.

El método elegido básicamente consiste en la elección de alternativas (de usos del bosque en este caso) y su evaluación utilizando criterios específicos. Estos criterios son decididos por los propios interesados en resolver el problema, a los que se les puede agregar otros que se consideren importancia estratégica. Posterior a la selección de los criterios se deben encontrar los indicadores que mejor los representen.

Con esas alternativas e indicadores se genera una matriz, y se procede a la agregación de los criterios, es decir, a la comparación de las alternativas según el valor que presenten sus criterios (reflejados en sus indicadores). El método NAIADE propone la aplicación de cálculos utilizando matemática difusa, con los que puede discernir la superioridad del indicador de una alternativa sobre el valor del mismo indicador para otra alternativa, con distintos grados de intensidad según la distancia que exista entre sus valores. Luego se ranquean las alternativas de acuerdo a la cantidad e intensidad con que todos los indicadores de una alternativa se comparan con los de otra.

Se destaca, que si bien los criterios son definidos por los interesados, no ocurre lo mismo con los valores de sus indicadores, que deben ser encontrados –en lo posible- de manera objetiva. Para la comparación de los indicadores, el método requiere definir también los umbrales que determinen si un valor es igual, casi igual, mejor (peor) o mucho mejor (peor) que otro. La subjetividad que se puede introducir en este aspecto, queda compensada por la transparencia del método, si se explicitan todos estos valores.

El análisis de los conflictos entre los actores (o grupos de actores) se hace comparando su opinión de cada alternativa. El programa NAIADE les permite elegir (para cada alternativa) una de nueve posible respuestas que van de “perfecta” a “extremadamente mala”. Comparando las respuestas el mismo programa presenta un dendrograma en el que considera las posibilidades de coalición entre los grupos.

CAPÍTULO 4: Caso

Situación en la Cuenca Cruz de Eje

Desde fines del siglo XIX los departamentos del norte de Córdoba – a donde está ubicada la Cuenca Cruz del Eje- forman parte de los territorios relegados-subordinados en beneficio del desarrollo económico y social de los departamentos más productivos “pampeanos” del este y sudeste de la provincia. Ubicados en el oeste árido, se presentan como un escenario socio-productivo marginal, en contraste con la riqueza agropecuaria y prosperidad de los departamentos del sudeste incluidos en el modelo dominante agro exportador:

“La imagen socialmente construida [...] es la un “espacio problemático” por su estado de aridez y pobreza, con un importante peso de campesinos pobres, sustentados en producciones de supervivencia y en una ganadería con baja eficiencia y rentabilidad económica” (Silvetti, 2010 p. 64).

Pero, en los últimos años se ha sumado a ese territorio la presencia de productores de ganado vacuno, que fueron desplazados de zonas que ahora son netamente agrícolas. Las prácticas que acompañan esa ganadería vacuna extensiva, interfiere con el sistema de producción de los “cabriteros” –principalmente por el alambrado de campos que antes eran de uso común (aunque muchos de ellos de propiedad privada).

Así, se presenta en el área un conflicto en cuanto al uso del suelo entre productores. Ambos grupos esgrimen fundamentos sociales, económicos, ambientales y culturales no siempre contrapuestos, pero con propuestas de solución totalmente distintas.

Ese conflicto se desarrolla en un área en donde hay “de fondo” un problema de deforestación y degradación del bosque nativo muy pronunciado, ocasionado por la presión de los productores pecuarios y por los “ladrilleros” que procuran leña para los hornos. En defensa de la conservación del bosque existe un grupo conformado por algunos representantes de productores y de instituciones locales y provinciales, que intentan influenciar en la asignación de usos del bosque a través de la ley de bosques nativos. El proceso de desmonte y expansión de la frontera agrícola en esta zona, así como la sanción de la Ley para la protección de los Bosques Nativos en la Provincia de Córdoba (Nº 9814/2010), son los elementos contextuales de este caso.

Para analizar esta situación se utilizó información secundaria y datos obtenidos a partir de entrevistas en profundidad. Estas entrevistas fueron orientadas a partir de preguntas dirigidas a

aspectos específicos del problema estudiado. En este caso, las principales preguntas se orientados a conocer: (a) los servicios ambientales que identificaban del bosque; (b) las estrategias productivas que desarrollaban; (c) la posición frente al conflicto por el uso de las tierras y (d) la valoración (cualitativa y subjetiva) de las alternativas de uso del bosque.

Con la aplicación de un método multicriterial se buscó la estructuración del problema vinculado al uso del bosque nativo de ese espacio, para analizarlo y tratar de encontrar una propuesta adecuada, aceptada y defendible.

En este capítulo se presenta el planteo de la situación en la cuenca de Cruz del Eje, las posibles alternativas de uso del bosque y los criterios para evaluar esas alternativas. Para abordar el problema, en primer lugar se realiza un análisis institucional, partiendo de la perspectiva histórica y explorando luego la situación política, administrativa y legal actual, que permita entender las posiciones y las relaciones de fuerza de los actores e interesados identificados en este proceso. Luego se presentan las alternativas de uso del bosque surgidas a partir de información disponible y de los mismos interesados, al igual que los criterios relevantes con los que evaluar esas alternativas, y sus respectivos indicadores.

4.1 Análisis institucional

4.1.1 Perspectiva histórica

La revisión histórica está orientada a entender la vinculación de los agentes con el ambiente, particularmente los bosques, con la producción, y de los interesados entre sí.⁴³

Etapas Prehispánica y colonización.

Los dueños naturales de la ahora Cuenca de Cruz del Eje fueron los helen, más conocidos como indios comechingones, cuya cultura y costumbres fueron absorbidas por los conquistadores españoles, que paulatinamente hicieron desaparecer a los nativos del lugar. Esto sucedió hacia finales del Siglo XVII.

El uso del bosque y sus frutos aparece en las crónicas del siglo XVI, donde se menciona que se juntaban los comechingones en la época del algarrobo (*Prosopis sp.*) a recolectar, moler y a comer sus frutos. Se los describe también como sedentarios, cazadores-recolectores (en

⁴³La información que sigue es mayormente la brindada por la Municipalidad de Cruz de Eje en su portal de Internet

especial de bayas de algarrobo criollo (*Hymenaea courbaril*) y otros frutos: molle (*Schinus molle*), piquillín (*Condalia microphylla*), chañar (*Geoffroea decorticans*) y coco de la palmera Caranday (*Trithrinax campestris*) así como horticultores de papas, maíz, zapallo, porotos y quínoa. Eran también poseedores de una incipiente ganadería y avicultura al poseer grandes rebaños de llamas y cría de gallináceas como las pavas del monte, aunque su dieta en parte provenía de la caza.

Se estima que la Cultura Ongamira, surgida hacia el 4.600 a.C. es precedente directo de la cultura comechingón, aunque recién se puede hablar de una cultura comechingón en el período que va del 500 al 1.600 d.C. diluyéndose esta cultura con la criolla -española tras el siglo XVI.

Los primeros asentamientos de españoles datan de 1584, cuando parte de la región fue otorgada a Suárez Mejías por el Gobernador de Córdoba, habiendo tomado posesiones el 20 de Octubre de 1587, acompañando a la expedición de Gaspar de Medina, instancia que determinó la presencia del hombre blanco en la región. Otros documentos dan fe de la posesión de las tierras llamadas comúnmente La Cruz del Eje a mediados del siglo XVII.

Con la llegada de los conquistadores, tal cual les sucediera a casi todas las etnias americanas precolombinas, gran parte de la población pereció a causa de epidemias contra las cuales carecían de inmunidad. Por otra parte las similitudes fisiológicas hicieron que los sobrevivientes se confundieran con bastante facilidad con los europeos y formaran parte de la nueva población criolla.

De la Colonia a fines del siglo XIX

En el período colonial y hasta fines del siglo XIX los ahora departamentos del norte cordobés se caracterizaron por su actividad ganadera, que fue determinante de la actividad productiva y comercial. El ganado caprino (introducido por los españoles) cobró especial importancia por su mejor adaptación a las características ecológicas de la zona, pero la mayor actividad económica fue a través de la cría de mulas que la región articuló comercialmente con los centros mineros andinos.

La actividad productiva rural se asentaba mayormente en un tipo de propiedad muy dividida de campesinos independientes y familias que poseían ganados o cultivaban parcelas en calidad de ocupantes precarios. La ocupación precaria, como “afincados o agregados” implicaba una relación de reciprocidad con el propietario de la estancia, que bajo un marco de coacción permitía a estos últimos asegurarse mano de obra para tareas estacionales, agrícolas o ganaderas (Silvetti, 2010).

Con las guerras independentistas (principios del siglo XIX) se interrumpe el comercio de mulas, y se complican las condiciones materiales de vida en el territorio, ya que esta actividad insumía gran cantidad de fuerza laboral. También se produce una gran baja de la actividad ganadera vacuna al frenarse el comercio con Chile, y al ser este ganado muy susceptible de ser confiscado para sostener la milicia.

En ese marco, la ganadería caprina y ovina -que estuvo menos expuesta a las incautaciones, y al ser más resistente a las condiciones climáticas- pasó a cumplir un rol estratégico a nivel productivo y de alimentación. Acompañando esa ganadería había una gran diversificación productiva con el cultivo de hortícolas, recolección de frutos silvestres y captura de animales nativos, además de actividades como tejeduría, artesanías en cuero, preparación de alimentos, minería y transporte (Tell, 2008; Romano 2002).

El Siglo XX

Desde fines del siglo XIX la región noroeste pierde importancia económica debido al desarrollo de cultivos agrícolas para la exportación en los departamentos del sur de la provincia de Córdoba, gracias a la confluencia de factores exógenos (tanto nacionales como internacionales). Este cambio estructural generó que la región se inserte subordinadamente en la dinámica pampeana, pasando a ser proveedora de productos forestales y mano de obra estacional (Silvetti, 2010), y los otrora productores ganaderos -tanto capitalizados como campesinos- comenzaron a dedicarse a la explotación de un recurso que cobró un gran valor: el Bosque Chaqueño, cuya biomasa se transformó en capital económico, cuya productividad no estaba sujeta prácticamente a riesgo alguno. El destino de la madera fue principalmente para el trazado de las vías del ferrocarril y para las urbanizaciones de las ciudades del litoral argentino.

Ese proceso, además del efecto negativo sobre el bosque, también significó una pauperización del campesinado, ya que ellos participaron marginalmente de los beneficios de la actividad a través de bajísimos salarios.

Posteriormente, ya a mediados del siglo XX, las políticas de sustitución de importaciones que incentivaron la inversión industrial y de distribución del ingreso, más una declinación de los cultivos exportables, generaron una emigración de la población rural más pobre y de jóvenes hacia las ciudades. Esto provocó una crisis de un modelo de manejo intensivo de mano de obra familiar, que hasta entonces predominaba en la región, con la consiguiente reducción de existencias del ganado caprino y el abandono de los cultivos de subsistencia (Silvetti y Cáceres, 1998). En el período intercensal 1974 – 2002 se evidencia una estabilización de la ganadería bovina, con pocas perspectivas de crecimiento debido al predominio de unidades productivas

pequeñas y medianas que carecían de condiciones de infraestructura básica que les permitieran incrementar las existencias, y pocos recursos económicos (Silvetti, 2010).

Siglo XXI: el avance de la ganadería

A partir del año 1996, con el advenimiento de la soja transgénica y la siembra directa se inicia en el país un proceso de agriculturalización basado en el monocultivo de soja, generando, entre otras consecuencias, el desplazamiento de la ganadería bovina hacia zonas marginales. Esto provocó a su vez una fuerte reducción de las superficies boscosas y de las unidades de pequeños productores dedicados a la ganadería menor (caprinos y ovinos). En el noroeste cordobés se produce un proceso de penetración capitalista que se refleja en la concentración de las explotaciones, con la desaparición de establecimientos de menos de 1000 ha., y el aumento de los más grandes. Esos establecimientos con mayor capacidad financiera, buscaron implementar un manejo basado en el reemplazo de la vegetación nativa por especies forrajeras megatérmicas (subtropicales) a fin de aumentar la producción animal y la producción de carne.

Calvo *et al.* (2008) señalan que en el período 2002-2007 los departamentos del noroeste no sólo aumentaron el rodeo (habiendo caído a nivel provincial y nacional) sino que también se produjo una intensificación de la producción. Esa afirmación se basa en el aumento de la relación (novillo + novillito)/vaca, indicativa de la presencia de una mayor proporción de animales destinados a engordar⁴⁴.

El conflicto socio ambiental actual

El “nuevo” manejo de la ganadería bovina tiene implicancias no sólo ecológicas sino también sociales, ya que está generando restricciones crecientes en la superficie disponible, condicionando el tradicional aprovechamiento del monte por parte de las familias campesinas, que van paulatinamente perdiendo acceso a lugares de pastoreo. Así se está frente a lo que puede definirse como un conflicto socio-ambiental⁴⁵ (REDAF, 2009).

La base de dicho conflicto puede encontrarse en la coexistencia de dos modelos de desarrollo mutuamente excluyentes (Silvetti *et al.*, 2011). El primer modelo privilegia los modos de vida campesina, priorizando el aprovechamiento del bosque de manera sostenible (no siempre

⁴⁴ Una menor relación (novillo+novillito)/vaca es indicativa de mayor actividad de cría, que es la actividad típica de las zonas marginales de producción, y la de menor demanda de calidad ambiental.

⁴⁵Una situación de conflicto socio-ambiental aparece cuando la contraposición y confrontación de posiciones, intereses y necesidades refiere al uso y acceso a determinados recursos naturales o servicios de los ecosistemas, o bien las implicancias que un determinado uso tenga sobre la condición de los ecosistemas (por ejemplo degradación y contaminación), limitando la posibilidad de que otros lo usen (Tapella, 2011).

observado en la práctica), su valoración como bien público, y la priorización de los pequeños productores. El segundo, orientado hacia el mercado, prioriza las ganancias y los bienes de cambio sobre los bienes de uso, con estrategias orientadas a expandir la frontera agrícola y aumentar la productividad, dándole menos importancia a las implicancias ambientales y sociales que el modelo conlleva.

Como reacción a los proyectos productivos de los sectores “capitalistas”, surgieron movimientos de resistencia de organizaciones campesinas y ambientalistas, que están tratando de consolidar un programa común, pero en general han desplegado estrategias individuales o familiares, y no han logrado que el gobierno se haga eco de sus reclamos. Por su parte, los productores grandes, cuentan con el apoyo de asociaciones representativas del sector de larga trayectoria, con mayor nivel de organización y poder de *lobby*.

Los principales actores de este conflicto pueden agruparse entonces en dos: los ganaderos capitalistas, representados por las sociedades rurales nucleadas en la Confederación de Asociaciones Rurales de la Tercera Zona (CARTEZ) y otras entidades representativas de productores agropecuarios por un lado, y por otro los pequeños productores campesinos, apoyados por el Movimiento Campesino de Córdoba, algunas instituciones ambientalistas y sectores universitarios, muchos de ellos agrupados en la Comisión de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (COTBN). De forma menos visible también están los ladrilleros. Más adelante se describen las principales características de cada uno de estos actores.

4.1.2 Aspectos Legales

En un marco general, la referencia a la protección del ambiente aparece en la Constitución Nacional de la República Argentina, que enuncia como derecho un ambiente “apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”, así como “la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica” (Art. 41)⁴⁶.

⁴⁶Art. 41.- Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley.

Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales.

Particularizando en lo que atañe a la reglamentación ambiental para el caso en estudio, la legislación vigente en relación a los bosques nativos y el régimen de propiedad de la tierra son considerados los aspectos más relevantes. Y en ambos casos –para Córdoba- existen escenarios conflictivos.

Ley de Bosque Nativos

Como se menciona en el Capítulo 1, desde 2005 existe en Córdoba una ley que prohíbe (por 10 años) la tala de los bosques nativos de la provincia⁴⁷. Dicha ley se implementó (sin resultados) con el fin de tener tiempo para definir un plan de manejo de conservación y explotación sustentable de estos bosques.

A nivel nacional, el antecedente directo es la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos (Nº 26.331/2007, conocida como “Ley Bonasso”) en la que se dispone que todas las provincias deben realizar un ordenamiento territorial de sus bosques, teniendo en cuenta las necesidades ecológicas y productivas de cada región. Esa ley contó con un amplio apoyo por parte de las organizaciones ambientalistas

Cumpliendo con los plazos establecidos a nivel nacional, la provincia de Córdoba sancionó la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Córdoba (Nº 9.814/2010), en donde se establece que quedan sometidos al régimen de dicha Ley “todos los bosques nativos existentes en el territorio provincial -cualquiera sea su origen-, así como todos los que se formaren en el futuro”. Entre los aspectos sobresalientes de esta ley se encuentran la delimitación de áreas de distintos niveles de protección, Roja: alta, Amarilla: media y Verde: baja y las actividades factibles de ser realizadas en cada una de ellas (Anexo IA).

Cabe destacar que para afectar en la redacción de la ley aparecieron los dos grupos mencionados anteriormente, con posiciones distintas tanto por la delimitación de las áreas como por las actividades permitidas: la Comisión de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (COTBN), integrada por representantes de universidades, ONG, Parques Nacionales, el

Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquéllas alteren las jurisdicciones locales.

Se prohíbe el ingreso al territorio nacional de residuos actual o potencialmente peligrosos, y de los radiactivos.

⁴⁷Como antecedente está la **Ley Nº 8066 (Uso y aprovechamiento de bosques provinciales)**, sancionada en 1991, en la que se declara de interés Público la conservación, protección, estudio, enriquecimiento, mejoramiento y ampliación de los bosques del territorio provincial naturales e implantados, así como también el fomento de la forestación y la integración adecuada de la industria forestal. También se crea el Fondo Forestal.

Movimiento Campesino de Córdoba (MCC) y otro integrado por representantes de productores agropecuarios, mayormente ganaderos bovinos, representados por la Confederación de Asociaciones Rurales de la Tercera Zona (CARTEZ). Se destaca que el primero de estos grupos había desarrollado su proyecto siguiendo los lineamientos de la Ley Bonasso en cuanto a la necesidad de que la propuesta sea participativa, ya que desarrolló un proceso de consulta y debate sin precedentes en la provincia de Córdoba.

Con la sanción de la Ley se favoreció al proyecto de los productores agropecuarios. Ante esa situación la COTBN argumenta que la protección establecida en la Ley Provincial es inferior a la de la Ley Nacional⁴⁸, ya que –entre otras cosas- habilita actividades de aprovechamiento en zonas rojas, donde la ley nacional sólo permite actividades de conservación.

Esta ley ha sido apelada y los puntos conflictivos son:

- Veda total vs. desmonte selectivo (en zonas Rojas).
- Considerar o no los derechos de los poseedores ancestrales.
- Incorporación o no de exóticas para el enriquecimiento en las zonas rojas.
- Garantizar o no la participación popular a través de talleres de consultas⁴⁹.
- Grado de pendiente de la superficie a desforestar (lo que implica la recategorización de las zonas).

Así en la propia redacción/implementación de la ley se evidencian los conflictos entre las preferencias por los bienes económicos y los servicios ambientales, siendo -en el caso de la ley sancionada en Córdoba- una muestra del poder de los *lobbies* de mayor influencia económica, que lograron revertir el trabajo de una comisión especialmente conformada para estudiar el ordenamiento territorial de los bosques nativos. Por otra parte, como crítica a la postura de la COTBN, se señala la falta de flexibilidad que tuvo para negociar la incorporación de los intereses de otros los grupos.

⁴⁸Ley 26.331 Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos

⁴⁹La Ley General del Ambiente establece tres mecanismos de participación ciudadana: 1- Participación en las propuestas de planes y programas de ordenamiento territorial, 2. Consultas públicas previa a la audiencia pública y 3. Audiencia pública.

La ley tal cual fue promulgada, favorece al uso principalmente ganadero del bosque, ya que permite la remoción del arbustal en los sectores de alto y medio valor de conservación, implicando una mayor presión sobre este estrato, considerado “marginal” por los productores ganaderos, pero priorizada por los capricultores dada su capacidad de ofrecer mayor cantidad de servicios ecosistémicos más allá de los propiamente forrajeros.

Lo que se privilegió al optar por la versión “CARTEZ” de la Ley de Bosques, es el derecho sobre la propiedad privada de la tierra frente al interés público, y el derecho a la rentabilidad (de sectores más concentradores de capital) por sobre la conservación de los ecosistemas.

Tenencia de la tierra

El otro problema que aflora como consecuencia del avance de la frontera agropecuaria es el de la tenencia de la tierra. En el norte de Córdoba -que hasta hace algunos años atrás era considerada una zona marginal e improductiva- este problema se fue agudizando por “la expansión de la frontera agrícola, y la ausencia de una política regulatoria de la titularidad de la tenencia de la tierra de las comunidades campesinas, además de su abandono por parte de las instancias del Poder Judicial” (Mengo 2009). Según un informe de la organización de Campesinos Unidos del Norte de Córdoba (OCUNC) la falta de títulos alcanza a más del 60% de los campos de los departamentos del norte de la provincia. La posesión legal (ocupación por más de 20 años) aunque está reconocida en el derecho de propiedad, no les da a los campesinos la seguridad suficiente (por falta de apoyo legal/judicial) para oponer sus derechos frente a terceros y evitarlos desalojos forzosos.

Esta información –sobre régimen de tenencia- no se condice con los datos del último Censo Nacional Agropecuario publicado (2002), si bien marca una notable diferencia entre los valores promedios provinciales y los departamentos abarcados en este proyecto. Así para toda la provincia las explotaciones agropecuarias (EAPs) con régimen de tenencia (no de propiedad) alcanzaban el 1,8% en cuanto a número y 0,81% en relación a superficie, siendo estos valores de 7,85% y 4% para Cuenca de Cruz del Eje. Estos datos no disminuyen la importancia de lo que está ocurriendo, pero sí ayuda a poner en perspectiva las fuerzas de cada una de las partes.

El escenario entonces se caracteriza por una mayor concentración de la tierra y de capitales, generando numerosos conflictos sociales relacionados con la expulsión de pequeños productores y pobladores de zonas rurales de la zona (Barchuck *et al.*, 2010)

4.2 Principales Interesados y actores

4.2.1 Modalidad participativa del estudio

Muchas veces se considera como único camino con rigor científico a las generalizaciones basadas en muestras probabilísticas, que respetan pautas rigurosas para ser consideradas válidas (muestras estratificadas, al azar, sistemáticas, etc.). No obstante, ese tipo de muestreos puede presentar limitaciones para abarcar la dinámica social o los sentidos por lo que los actores orientan sus acciones.

Una alternativa es el muestreo no probabilístico, como se propone para este caso, y específicamente una muestra “evaluada”, en la que se identifican atributos relevantes para seleccionar a los informantes/entrevistados (productores ganaderos, productores caprinos, técnicos, funcionarios) (Guber (2004), citado por Tapella, (2011)). En este tipo de muestreo se prioriza la condición de que la muestra sea *significativa*, por sobre la condición de *representativa* (en términos de magnitud cuantitativa de la muestra).

En cuanto a las generalizaciones que se puedan asumir con este tipo de estudios cualitativos, si bien son menos explícitas que en los casos de muestreos estandarizados y probabilísticos, sí existen posibilidades para hacerlas. Payne y Williams (2005) definen a estas generalizaciones como “moderadas” (*moderatum generalization*), y las limitan en tiempo y espacio, aplicándolas a contextos locales, social económica y culturalmente acotados. Ese alcance se ajusta al propuesto para este estudio.

Para seleccionar a los informantes primero se diferenciaron grupos de acuerdo a las estrategias de uso del bosque o modos de vida, apelando a información bibliográfica y entrevistas exploratorias con técnicos y funcionarios que actúan en la zona. Luego de este proceso, se aplicaron entrevistas en profundidad a productores ganaderos, caprinos, técnicos de instituciones públicas y privadas, funcionarios provinciales y locales y representantes de productores. En estas entrevistas se procuró identificar los diferentes usos y valoraciones que cada uno tenía sobre los usos del bosque.

El número de entrevistados no fue previamente especificado, sí se identificaron informantes clave idóneos y se fue avanzando con nuevas entrevistas hasta llegar a la *saturación*, es decir, cuando ya no se agrega información adicional. Se realizaron 20 entrevistas en profundidad.

Una alternativa a las entrevistas, de la que se esperaría un resultado similar, hubiera sido la realización de grupos focales. Con ese método se puede movilizar un mayor número de actores en menos encuentros, pero no se optó por la misma ya que requiere más de un responsable para su correcta realización.

El producto esperado de la participación de los actores locales fue una selección de criterios con los que posteriormente se evaluaron las alternativas (no su valoración, salvo en los casos de criterios culturales), y la valoración cualitativa de las alternativas propuestas (para la matriz de equidad).

4.2.2 División Política y autoridades de aplicación

La autoridad sobre el uso de los bosques (fuera de los ejidos municipales o comunales), es ejercida por el gobierno provincial, a través de la Secretaría de Ambiente de la provincia. Esa Secretaría depende directamente del poder ejecutivo de la provincia.

Cabe aclarar que a nivel subnacional, la República Argentina se divide política y territorialmente en provincias, y éstas a su vez en partidos o en departamentos (según la provincia). Córdoba se divide en departamentos. La cuenca de Cruz del Eje abarca –parcialmente- cinco departamentos: Cruz del Eje, Pocho, Minas, San Alberto y Punilla. A su vez estos departamentos están divididos en Pedanías. No obstante esa división, no existe una autoridad departamental o por pedanía, sino que existen intendentes y jefes comunales que corresponden a las municipales (ciudades y pueblos) y comunas. La autoridad de estos jefes comunales e intendentes se extiende hasta donde llegan los servicios que prestan.

4.2.3 Actores Sociales

Para la selección de los participantes, se tomó como base el análisis institucional, y se priorizó a aquellos que claramente evidenciaban un rol e interés en el uso y/o conservación del bosque, ya sea porque son productores con una clara estrategia productiva en la zona y dependen del bosque chaqueño, o porque son técnicos de instituciones que tienen un rol respecto al uso y acceso a los servicios ambientales. Por eso se descartaron los productores no vinculados directamente al uso del bosque (horticultura bajo riego, olivicultores) y a asociaciones no relacionadas a la temática (clubes).

Los involucrados en el problema de la deforestación de los bosques de la cuenca de Cruz del Eje -a nivel local- pueden agruparse en dos conjuntos según la capacidad/interés de accionar sobre la toma de decisiones: los interesados, que son todos aquellos afectados de alguna manera por el problema, y los actores que son los que intentan influir en la toma de decisiones.

Entre los primeros están los pobladores (urbanos) en general de los territorios involucrados, y entre los segundos los productores agropecuarios (en forma individual y en representaciones gremiales), los ladrilleros, agencias del estado y la Comisión de Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo (COTBN).

Dentro de la COTBN, si bien hay instituciones que no actúan en forma directa a nivel local (universidades, fundaciones, agencias de estado, entre otros) también incluye a movimientos campesinos y representantes de pobladores originarios.

En este trabajo se tuvieron en cuenta en forma directa las opiniones y posturas de los “actores”, ya que son considerados interlocutores preparados para entrar en el diálogo sobre el tema en cuestión. En la descripción que sigue de los actores, se destaca el perfil más característico y que los identifica, ya que en general, y como estrategia de subsistencia entre los más pequeños, son productores pluriactivos, que pueden producir también pequeños animales de granja para autoconsumo y ventas eventuales, o realizar alguna actividad forestal extractiva. La información que sigue se basa en entrevistas a técnicos, productores y otras fuentes de información secundaria

Productores caprinos: En general hacen producciones de subsistencia, con muy baja tecnología y combinan una estrategia de producción para el mercado, sumadas a actividades productivas orientadas al autoconsumo. Su uso de los bosques depende de una amplia variedad de servicios ecosistémicos. Por lo general tienen problemas con los títulos de propiedad de las tierras que trabajan⁵⁰, y en muchos casos usan al bosque como si fuera comunal, pero con acuerdo de los dueños, y en algunos casos sujeto a acuerdos de parentesco y vecindad (Silveti, 2010). Defienden el mantenimiento del bosque, pero ejercen una enorme presión sobre el mismo. La producción caprina es su actividad principal, con rebaños que van de 80 a 150 cabras, y en algunos casos con vacunos como actividad secundaria. Parte de estos productores están agrupados en la Asociación de Productores del Noroeste de Córdoba (APENOC), que busca –entre otras cosas- la distribución equitativa de la tierra. La mayoría de las familias dentro de este subsistema productivo tienen necesidades básicas insatisfechas, con deficiente infraestructura de servicios y precario acceso a la salud primaria y educación (Tapella, 2011)

Productores bovinos: Estos productores pueden ser medianos o grandes, y su producción se orienta principalmente al mercado.

⁵⁰ Silveti (2010) indica que la falta de títulos saneados mantiene a estas familias en un estado de vulnerabilidad jurídica constante, agravada en las últimas décadas por la presión de los productores de ganadería de cría bovina que buscan acceder a las tierras

Los sistemas productivos medianos son en general familiares capitalizados (Tapella 2011) que poseen rodeos que van de 100 a 500 cabezas y el nivel tecnológico es heterogéneo. En algunos casos tienen ovejas o cabras como actividad secundaria y pueden aprovechar el bosque (varillas y postes) para el mantenimiento de sus corrales. El manejo productivo se basa en el aprovechamiento del pastizal natural, con algún complemento en épocas de invierno o sequía. Por las características extensivas de la producción los campos deben estar alambrados (tienen límites definidos). Su postura frente al manejo del bosque es “mantener los árboles”, pero no el resto de los estratos, es decir tienen interés en modificar el bosque, quitando el estrato arbustivo, y en algunos casos realizando el desmonte total. Consideran que la conservación de los bosques en estado “natural” sería asignarles un uso ineficiente (en términos de desarrollo económico). Estos productores son propietarios de sus tierras y tienen los títulos de propiedad saneados. Muchos pertenecen a asociaciones de importancia productiva y política. En relación a aspectos sociales, se trata de familias de recursos medios, sin necesidades básicas insatisfechas y con mayor nivel de capitalización que los capricultores.

Los productores ganaderos grandes tienen explotaciones dedicadas exclusivamente a la cría bovina y usualmente se trata de grandes productores que se instalaron en la zona, empujados por el avance de la frontera agrícola. Son propietarios o arrendatarios⁵¹ de grandes superficies. Manejan un nivel tecnológico mayor, y en general están asesorados por profesionales, participando la familia en el rol gerencial. Las necesidades básicas de estos productores están ampliamente satisfechas.

Ladrilleros: Son trabajadores de larga data en la zona. Usan como combustible para la cocción de los ladrillos leña que obtienen de los bosques, por lo que se oponen a la prohibición del uso del bosque. Las características de la producción de ladrillos son retratadas en una nota periodística:

“La ancestral actividad, que constituye uno de los sellos identificatorios de la región, se viene instrumentando en forma rudimentaria, y en nada se diferencia de lo que era hace un siglo.

Los típicos cortaderos, donde el sudor pareciera ser parte de la amalgama ladrillera, se caracterizan por la falta de infraestructura moderna y sólo las manos del hombre

⁵¹ Alquilan campos

logran plasmar el producto final, con el común denominador del caballo y el pisadero.” (La Voz del Interior, 27/07/07)

Productores forestales: No se desarrolla en general como actividad única e históricamente ha sido una actividad extractiva, y no de manejo. Los productos que se obtienen del bosque son postes, varillas, leña y carbón,

Comisión de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (COTBN): es un espacio participativo que acompañaba la aplicación de la Ley de Bosques Nativos en Córdoba y pretendía asesorar técnicamente al Estado provincial para realizar el ordenamiento. Su presidente es la Dra. Alicia Barchuck (Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba). Entre sus integrantes hay numerosos representantes de distintos instituciones universitarias, Ecosistemas Argentinos; APROAS; Foro de los Ríos; Agencia Córdoba Turismo; Instituto Nacional contra la Discriminación, el Racismo y la Xenofobia (INADI, Delegación Córdoba); Federación Agraria; Centro de Derechos Humanos y Ambiente (CEDHA); Secretaría de Ambiente del gobierno de Córdoba, etc. Su principal enfrentamiento es con los productores bovinos. Esta comisión, si bien actuó con criterios técnicos, aparecen en algunos casos visos ideológicos, caracterizando, por ejemplo a los pequeños productores como “conservadores del ambiente” en contraposición a los grandes productores, situación muchas veces dudosa. Su posición es abiertamente a favor de las “pequeñas comunidades campesinas”, que apunta ciertamente a la sustentabilidad social, aunque en la realidad estas comunidades no garantizan necesariamente la sustentabilidad ambiental.

4.3 Evaluación Multicriterial

Como se indica en el capítulo anterior, una evaluación multicriterial significa evaluar alternativas utilizando criterios diversos, sin forzar la conmensurabilidad. En los apartados que siguen se describen los criterios utilizados y las alternativas que se plantean en este caso, así como la valoración de los criterios que se utilizará para conformar la matriz de impacto.

4.3.1 Construcción de la Matriz de Impacto: criterios y alternativas

Los criterios para evaluar las alternativas de uso del bosque están centrados mayormente en la provisión de bienes y servicios ambientales en las preferencias sociales a escala local. Esto se debe a que los procesos y los servicios de los ecosistemas generalmente se expresan con mayor solidez y se observan con mayor claridad a escalas espaciales determinadas. Además, la condición que los servicios considerados sean principalmente locales se sustenta en tratar de encontrar una propuesta aceptada localmente para contribuir a la conservación de los bosques, por lo que es de esperar que para encontrar el apoyo en la población, los bienes provistos y los

servicios del ecosistema que se traten de preservar deben ser percibidos localmente. Autores como Michaelidou *et al.*(2002), resaltan la necesidad de priorizar los estudios entre el bienestar de la comunidad y la viabilidad de los ecosistemas a escala local.

Los criterios seleccionados para analizar a las alternativas propuestas se clasificaron en las tres categorías convencionales: económica, social y ambiental; pero siendo esta clasificación no exhaustiva, se agregó –con ánimo de enfatizar su consideración- una cuarta categoría vinculada a lo cultural⁵².

En los apartados que siguen se desarrollan los criterios e indicadores, las alternativas de uso y los valores de umbrales de preferencia.

Crterios

La propuesta es evaluar alternativas de usos del bosque, utilizando para evaluar los criterios que los actores identificaron como importantes. Con ese fin se entrevistaron informantes claves quienes coincidieron en los siguientes temas de interés: la distribución de la tierra (tenencia o uso); la retención de pobladores; la disponibilidad de agua, el mantenimiento del bosque (mayormente estrato arbóreo); la viabilidad económica y la identidad de la región (en contra de los que vienen de afuera a “aprovechar para comprar campos baratos”).

Los entrevistados fueron productores locales, representantes del Ministerio de Agricultura, de la Cooperativa local, integrantes de la COTBN, asesores técnicos y especialistas que trabajan en la zona, y un representante del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), delegación Cruz del Eje.

A los aspectos surgidos de las entrevistas se sumaron la seguridad alimentaria, la biodiversidad y el balance de carbono. Estos tres últimos servicios no fueron mencionados en forma espontánea, pero son considerados de importancia pública, y si la evaluación que se propone sirve para la toma de decisiones a nivel público, se considera pertinente, incorporar estos criterios que implican una visión de más vasto alcance.

La valoración de los indicadores, se calculó en base a parámetros técnicos –cuando fue posible- ya que esta valoración no puede ser controlada por los grupos de interés. Esto no responde a una postura tecnocrática, sino a evitar caer en las “profecías autocumplidas”. Las

⁵² Cultura: Conjunto de modos de vida y costumbres, conocimientos y grado de desarrollo artístico, científico, industrial, en una época, grupo social, etc.

consideraciones ideológicas o políticas quedan incluidas en la determinación de los criterios de la matriz de impacto, no en su valoración y más explícitamente en la matriz de equidad.

Indicadores

Teniendo en cuenta los criterios acordados para la evaluación de alternativas, se buscaron indicadores que los representen. Los mismos fueron seleccionados de manera que tengan las características deseables de robustez y simplicidad requeridas para cualquier indicador, y que además de permitan las comparaciones entre alternativas. En la tabla 4.1 se resumen los criterios y el indicador elegido para medir cada uno, la unidad de medida y el objetivo (minimizar o maximizar).

Tabla 4-1 Criterios de evaluación e indicadores

Criterio	Indicador	Unidad	Objetivo
Sociales			
Distribución de la tierra	Tamaño mínimo necesario de la explotación que garantice ingreso	ha	Minimizar
Retención de pobladores	Mano de obra requerida	Personas/ha	Maximizar
Seguridad alimentaria	Provisión periódica de alimento	Cualitativa	Maximizar
Dependencia/Apoyo institucional	Erogaciones estatales	\$/ha/año	Minimizar
Económicos			
Viabilidad económica.	Ingresos Netos	\$/año	Maximizar
Barrera de ingreso	Inversiones privadas	\$	Minimizar
Ambientales			
Presencia del estrato arbóreo	% cobertura arbórea	%	Maximizar
Biodiversidad	Índice de riesgo de intervención del hábitat	%	Minimizar
Disponibilidad de agua	Demanda de agua	l/ha/año	Minimizar
Efecto invernadero	Balance de Carbono	T/ha/año	Maximizar
Culturales			
Identidad	Valor simbólico de la producción	cualitativa	Maximizar
Preferencia	Actividad de preferencia	cualitativa	Maximizar

Los indicadores pueden ser muy interdependientes, por ejemplo, los ingresos dependen del tamaño, al igual que las inversiones tanto públicas como privadas. Se eligió fijar como restricción al “ingreso neto” en un valor (arbitrario) de dos salarios mínimos anualizados, y en función de eso calcular el resto de los indicadores, es decir, dejar como dependientes (del ingreso) al tamaño, y a las inversiones. Se consideró importante dejar que el tamaño varíe, para poner más en evidencia el efecto sobre el criterio “distribución de la tierra” de cada alternativa.

A continuación se explicitan los **indicadores** considerados, y entre paréntesis el **criterio que representa**.

Tamaño mínimo de explotación (DISTRIBUCIÓN DE LA TIERRA): A partir de cada uno de los sistemas de producción propuestos como alternativas, se determina el tamaño mínimo necesario para que con esa producción y tamaño se garantice el nivel de ingresos establecido como restricción (dos salarios mínimos). El fundamento es que mientras menor sea al tamaño de explotación requerido para lograr dichos ingresos, es más posible una mayor distribución de la tierra (*ceteris paribus*).

Mano de obra requerida (RETENCIÓN DE POBLADORES): Los valores de este indicador también se calculan a partir de los sistemas de producción planteados. Los sistemas más demandantes de mano de obra (por ha) van a retener más pobladores en un área determinada. Se expresa en empleados cada 100 ha, dadas las características extensivas de las producciones.

Seguridad alimentaria: Hay producciones que por características propias (tiempos biológicos, presencia y tipo de animales, etc.) son capaces de proveer alimentos de manera más estable que otras, o en forma más variada, dando la posibilidad a los productores de tener una menor dependencia para su alimentación de insumos externos o de los mercados. Este indicador se valora en términos cualitativos, de acuerdo a una escala provista por el modelo, con nueve niveles que van desde “perfecto” hasta “extremadamente malo”. Este criterio permite incorporar al análisis características de las producciones que apuntan a un desarrollo del territorio, con una visión más endógena.

Erogaciones estatales (DEPENDENCIA INSTITUCIONAL): El apoyo por parte del Estado a cualquiera de las alternativas planteadas, implica erogaciones de distintos niveles, según el tipo de producción. Esta dependencia de pagos por parte del Gobierno es considerada negativa –en este análisis- a los fines de evaluar la sustentabilidad de las propuestas, dada la volatilidad de las políticas públicas en el largo plazo. Se calculan a partir de las disposiciones oficiales (leyes de fomento) que prevén apoyo a cualquiera de estos tipos de producción, y se expresa en pesos por ha. De destaca que los productores zonales no visualizan esto como negativo.

Ingresos Netos (VIABILIDAD ECONÓMICA): este indicador es el que se fija en forma arbitraria (en dos salarios mínimos) para cuando el régimen productivo está estabilizado. Este criterio es fijado como variable independiente y a partir del mismo se calculan el resto de los indicadores vinculados con la producción. En la matriz además sirve para marcar la diferencia con no usar el bosque ni recibir PSA. No obstante tratarse de un criterio fijo y de igual valor para todas las

producciones, se incorporará la variabilidad en los ingresos para cada tipo de producción, de acuerdo a las características propias de cada una.

Inversiones privadas (BARRERAS DE INGRESO): Para calcular el valor de este indicador se consideran las inversiones necesarias para empezar una producción desde el inicio, considerando un nuevo uso del bosque. Las inversiones muy altas van en detrimento de la posibilidad de iniciar la actividad. En este caso, a las inversiones totales necesarias para cada actividad se le descuentan las que pueden ser absorbidas por el Estado en base a la legislación presente (Leyes de promoción). Las inversiones se expresan por explotación y el objetivo es minimizarlas.

Porcentaje de cobertura arbórea (PRESENCIA DE ESTRATO ARBÓREO): Este criterio expone la preferencia de los pobladores por la presencia de árboles, no así de los arbustos. Se define como la proyección vertical de las copas sobre el terreno y se expresa en porcentaje de superficie cubierta (Díaz, 2003). El valor de este indicador varía según el manejo que se proponga del bosque para cada actividad, y que queda definido en las propuestas de manejo. El objetivo es maximizarlo.

Riesgo de Intervención del Hábitat (BIODIVERSIDAD): Apunta a generar un índice relativo que valore el impacto negativo que impone un sistema productivo sobre la biodiversidad del lugar. Se parte del supuesto que el hombre realiza intervenciones de distinta magnitud sobre el hábitat y, en una proporción equivalente, afecta a la biodiversidad del lugar. La metodología para su cálculo es la propuesta por el Agroecoindex® (Viglizzo, 2002), y se expone en el Anexo Indicadores.

Demanda de agua (DISPONIBILIDAD DE AGUA): Para calcular el valor se consideran el tipo y la carga animal, y la temperatura. La relevancia del indicador se evidencia si se considera que no existe mucha disponibilidad de agua superficial, por lo que la misma debe ser provista para los animales, y en algunas épocas del año compite con el agua para riego y para consumo humano. Se expresa en l/ha.

Balance de gases invernaderos: Este indicador no surgió claramente de las entrevistas, pero se considera una responsabilidad de quienes toman las decisiones tener en cuenta este factor, que difícilmente sea considerado localmente. Los valores se calcularon a partir de los datos de captura de carbono del trabajo de Calvo *et al.* (2006) para la zona; de las mediciones de generación de metano por fermentación entérica y estiércol de Berra y Finster (2008), de los valores de conversión a CO₂ equivalentes propuestos por el Grupo Intergubernamental de

Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) y de la metodología propuesta en el Agroecoindex® (Viglizzo, 2002). (Anexo Indicadores)

Valor simbólico de la producción (IDENTIDAD): La idea de este indicador ya fue propuesto por Funtowicz, *et al.* (1998) y sus valores se recaban a partir de las entrevistas que busca captar los niveles de identificación que existen entre las distintas actividades propuestas y la idiosincrasia de los productores. La inclusión de este indicador apunta a la idea de que el desarrollo del territorio debe estar fuertemente ligado a lo local y no necesariamente vincularse a las demandas globales (Ramírez, 2011).

Actividad de preferencia: Con este indicador (surgido de las entrevistas) se busca poner de manifiesto la preferencia por un tipo de trabajo antes que otro (por ej., trabajar con bovinos antes que caprinos), más allá de la rentabilidad que resulte de cada uno o la opción de no trabajar el bosque. La demanda de tiempo (estacionalidad), y el esfuerzo físico varía según el tipo de producción que se esté realizando. Tener en cuenta las preferencias de los pobladores resulta muy importante al momento de implementar una recomendación o una política pública.

Los dos indicadores anteriores se valoran en términos cualitativos, siguiendo la escala propuesta por el modelo (al igual que el indicador “seguridad alimentaria”).

Fuentes de Información para la valoración técnica de los criterios

Se consultó a especialistas en producción caprina, bovina y forestal respecto al manejo más adecuado para la zona, dadas las restricciones de modelo y la posibilidad real de llevarlos a cabo. De allí se obtuvieron los valores de los indicadores tamaño, mano de obra requerida, inversiones totales, costos totales y porcentaje de cobertura arbórea. Los valores de inversión y costos públicos se calcularon a partir de las respectivas leyes de fomento a la ganadería bovina y caprina y a la explotación forestal. Los precios son promedios históricos. El consumo de agua, balance de carbono y riesgo de intervención de hábitat, se calcularon en base a los parámetro técnicos antes mencionados en la descripción de cada uno.

Con respecto a los indicadores que intentan reflejar el valor simbólico de la producción y las actividades de preferencias se recurrió al método cualitativo de entrevistas en profundidad, en las cuales se identificó la percepción y los intereses. Se optó por la flexibilidad versus la estandarización de procedimientos y por profundidad de pocos casos versus una amplia cobertura. Así, este enfoque priorizó la búsqueda de la comprensión de la complejidad, el detalle y el contexto más que la generalización, como está explicado anteriormente.

Una alternativa a las entrevistas en profundidad era la realización de una encuesta; no obstante, se escogieron las entrevistas -a riesgo de ser criticadas por su falta de

representatividad estadística-, priorizando la obtención de opiniones de temas tan complejos como el desarrollo sostenible y ofreciendo un tiempo de reflexión, niveles de información y de discusión adecuados para construir un conocimiento relevante. En términos de Gamboa (2003) los cuestionarios codificados, “si bien nos darán datos estadísticamente representativos, no serán lo que la gente piensa sino lo que la población no ha tenido tiempo de pensar”. Por otro lado, están las limitaciones de tiempo y económicas que restringen en cierta forma la extensión del trabajo de campo.

Alternativas

Como las alternativas de usos del bosque son infinitas, se escogieron cinco que son casi paradigmáticas, y que representan en forma más “pura” los intereses de los grupos que están en la zona. Estas **alternativas** son: (a) dejar los bosques sin uso; (b) dejar los bosques y hacer un pago por servicios ambientales; (c) hacer ganadería bovina sustentable (silvopastoril); (d) hacer ganadería caprina sustentable (silvopastoril), y (e) hacer aprovechamiento forestal. No se plantea el desmonte total, por estar prohibido.

El planteo técnico de cada alternativa, responde a las características agroecológicas de la región, respetando las limitantes ambientales y los usos y costumbres de la zona, es decir que son viables de aplicar en el corto plazo. A partir de los mismos obtuvieron los indicadores económicos, sociales y ambientales. De las leyes de fomento a la ganadería bovina, caprina y forestal, se calculó cuánto representaría el apoyo del Estado.

Teniendo en cuenta las definiciones de los criterios escritos precedentemente y las alternativas propuestas como manejo, a continuación se presenta el cuadro que resume los parámetros que describen en términos de esos criterios a cada una de las alternativas citadas:

Alternativa 1: Mantener el bosque sin uso.

Esta primera alternativa, representa la de mínima intervención, tanto a nivel de uso como de aportes para la conservación. Permite la conservación natural del bosque o, si se tratara de un fachinal⁵³, su recuperación. (Tabla 4.2)

Ningún tamaño garantiza ingresos, porque lo para ese criterio se asigna arbitrariamente uno que supere largamente al tamaño máximo entre los resultantes del resto de las actividades.

⁵³ Se denomina así al bioma caracterizado por la predominancia de una estepa cerrada, con pastos altos y duros e imbricación arbustiva. En Argentina los fachinales son frecuentes en muchas zonas de la llanura chacopampeana

Esta alternativa no genera empleo ni ingresos y no provee de alimentos. Tampoco hay aportes del Estado ni inversión privada. La cobertura arbórea es la que existe en promedio actualmente en esos bosques, no se altera la biodiversidad y el balance de carbono está dado por la captura actual, de acuerdo a las mediciones de Calvo *et al.* (2006). La identificación con la cultura es mala (los pobladores están acostumbrados a producir, y en general no se prefiere dejar el bosque sin uso).

Tabla 4-2 Indicadores para la alternativa de mantener el bosque sin uso

Indicador	Nombre	Tipo	Función de membrecía	Definición		Valor
				Intervalo	Parámetros	
Tamaño mínimo*	Sin Uso	Numérico	-	-	-	2000
Empleo		Numérico	-	-	-	0
Seguridad alimentaria		lingüística				Extremadamente mala
Aportes del Estado		Numérico	-	-	-	0
Ingresos Netos	nada	Numérico		-	-	0
Inversión Privada		Numérico	-	-	-	0
Cobertura arbórea	Aprox40	Fuzzy	Simétrica		25 – 35%	30%
Inter. hábitat	Biodivers.	Numérico	-	-	-	0%
Consumo agua	nada	Fuzzy	Triangular			0
Balance de CO ₂		Fuzzy	Triangular		0,66 – 2,17	1,79
Identificación con la cultura		Lingüística				Muy mala
Preferencia		Lingüística				+ o – mala

Fuente: Elaboración propia

Alternativa 2: Mantener el bosque más pago por servicios ambientales

En esta segunda alternativa, el planteo en cuanto a los niveles de conservación del bosque y su no-uso son similares a los de la primera alternativa, pero en este caso se contempla que el estado, a través de mecanismos existentes -aunque no aplicados-, pague a los propietarios de los bosques por su conservación. (Tabla 4.3)

El tamaño se calcula considerando un pago de 33,85 pesos por ha. El total de los ingresos proviene de los aportes del estado. Para el cálculo del pago por servicios ambientales se tomó el 70% de la partida presupuestaria nacional⁵⁴ correspondiente a Córdoba para este concepto (el 30 por ciento restante se destina a mejorar las herramientas para gestionar y controlar el

⁵⁴El monto asignado por la Nación para el año 2011 es de \$19.710.307.

cumplimiento de la ley, como sistemas informáticos y cartográficos, GPS, sobrevuelos), más la partida asignada para bosques nativos en el presupuesto provincial (\$602.000) y se la dividió por el total de ha remanentes de bosque nativo (unas 600.000 ha). Existen antecedentes de pagos por servicios ambientales en bosques nativos de \$50/ha en otra provincia (Salta, al NO de Argentina), y en 2011 en Córdoba se pagaron \$30/ha en algunas explotaciones. Esos valores de pago por ha se tomaron como rango para estimar la variabilidad en los ingresos privados y aportes del estado, con forma de una distribución triangular (no simétrica).

Tabla 4-3 Indicadores para bosque sin uso más pago por servicios ambientales

Indicador	Nombre	Tipo	Función de membresía	Definición		Valor
				Intervalo	Parámetros	
Tamaño mínimo	PSA	Numérico	-	-	-	1477
Empleo		Numérico	-	-	-	0
Seguridad alimentaria		lingüística				Extremadamente Mala
Aportes del Estado		Fuzzy/Num	triangular	30-50		33,85
Ingresos Netos	nada	Fuzzy	triangular	\$44.313- \$73.850		50.000
Inversión Privada		Numérico	-	-	-	150.000
Cobertura arbórea	Aprox40	Fuzzy	simétrica		25 – 35%	30%
Interven. Hábitat	Biodiver	Numérico	-	-	-	0%
Consumo agua	nada	Fuzzy	triangular			0
Balance de CO ₂		Fuzzy	triangular		0,66 – 2,17	1,79
Identificación con la cultura		Lingüística				Muy mala
Preferencia		Lingüística				Moderada

Fuente: Elaboración propia

Cabe aclarar que para valorizar los servicios ambientales del bosque sigue el criterio de lograr una recomendación factible y aplicable en el corto plazo en base a los elementos existente. Es así que sin necesidad de recurrir a discusiones de políticas, metodologías, o criterios, la Ley de Bosques ya tiene asignado un valor a esos servicios. No se descarta proposición de metodologías más elaboradas a los fines de fijar este valor en un futuro, ya que ahora excede los objetivos de este trabajo.

En cuanto a las inversiones privadas se considera el alambrado perimetral del predio para evitar la entrada de animales de producción de otros campos. No se genera empleo y no hay consumo adicional de agua. La cobertura arbórea es la misma que en el caso anterior, al igual que el balance de carbono.

Alternativa 3: Producción silvopastoril bovina.

El planteo corresponde a una ganadería de cría, cuyos productos finales son los terneros destetados y las vacas viejas. El manejo implica la selección del plantel de madres (quedando en el campo las vacas más jóvenes) y la venta anual de todos los terneros dejando solamente aquellas terneras hembras destinadas a reemplazo. El control sanitario es relativamente simple, con desparasitado interno y externo en forma periódica y vacunación contra aftosa.

Un manejo sustentable de la actividad bovina en la zona implica una carga animal relativamente baja comparada con otras zonas productoras. Con un manejo adecuado el planteo productivo es de una vaca cada diez ha, con un porcentaje de terneros destetados de 60%, manejado sobre el bosque (controlado) y con suplementación en la alimentación (granos y forraje) en épocas puntuales. El rodeo se completa teniendo en cuenta que por cada vaca de cría (que pesa unos 450 kg c/u) hay 0,2 vaquillonas de un año (180 kg), 0,2 vaquillonas de dos años (230 kg) y 0,2 toros (650 kg).

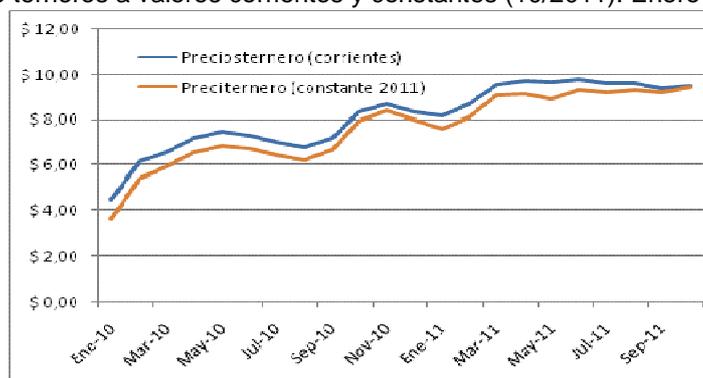
El manejo del bosque para esta actividad conlleva la eliminación del estrato arbustivo para permitir el crecimiento de las pasturas y el ingreso de los animales. La cobertura arbórea se mantiene de acuerdo al estado actual del bosque en un 25% aproximadamente. Eso determina el valor de 58,65% en el índice de intervención antrópica (Ver ANEXO II.2)

El agua para los animales proviene de perforaciones y se calcula que la necesidad de la misma está entre el 10 y el 12% del peso de la carga animal. Así, con una vaca cada diez ha, y haciendo la proyección del peso rodeo (incluyendo vaquillonas y toros) se obtiene una demanda por ha de 2580 l \pm 10%.

La producción por vaca de cría es de 150 kg (peso de un ternero destetado). Considerando que la carga animal es de una vaca cada diez ha, y que el porcentaje de terneros destetados es del 60%, la producción se calcula en 12 kg/ha.

Para el cálculo de los ingresos se consideraron los precios promedios históricos de los últimos dos años. El rango de variabilidad de los ingresos está dado por los precios más altos y más bajos históricos de ese período. El precio del kg de ternero se fijó en \$7,50 (\pm \$2) y el de las vacas en \$4,50 (rango \$4 - \$5,50). Para los costos se tomó en cuenta la mano de obra y la sanidad. Con el tamaño de rodeo resultante (115 animales) el productor no necesita empleados. Se consideró el costo del trabajo de manejo de los animales al valor de un salario de trabajador rural. (\$2.836 mensuales). Los insumos sanitarios se valoraron en \$25 por animal.

Figura 4-1. Precio de terneros a valores corrientes y constantes (10/2011). Enero 2010 a Octubre 2011.



Fuente: elaboración propia en base a datos de IPCVA e INDEC

La infraestructura requerida es el alambrado perimetral (lo que genera uno de los conflictos con los cabriteros que usa en bosque como si fuera comunal) y alambrados internos para dividir en predio en por lo menos cuatro potreros⁵⁵. Adicionalmente se requiere de un corral de encierre y aguadas. El valor de esta infraestructura se estimó en \$140.000. El valor estipulado del rodeo es de \$200.000, por lo que la inversión privada total para esta alternativa es de \$340.000.

Tabla 4-4 Indicadores para la producción silvopastoril bovina

Indicador	Nombre	Tipo	Función de membrecía	Definición		Valor
				Intervalo	Parámetros	
Tamaño mínimo	Bovino	Numérico				1.077
Empleo		Numérico				0,12
Seguridad alimentaria		Lingüística				Moderada
Aportes del Estado		Fuzzy/Num	-	-	-	54
Ingresos Netos	Nada	Fuzzy	Triangular	± 10%	\$25.775 - \$79.069	\$50000
Inversión Privada		Numérico	-	-	-	350.000
Cobertura arbórea	Aprox 40	Fuzzy	Simétrica	± 5 ptos.	20 – 30%	25%
Interv. hábitat	Biodiver	Numérica	-	-	-	58,65%
Consumo agua	Nada	Fuzzy	Simétrica	± 10%	2322 - 2830	2580
Balance de CO ₂		Fuzzy	Triangular		1,15-3,28	2,26
Identificación con la cultura		Lingüística				Buena
Preferencia		Lingüística				Muy buena

Fuente: Elaboración propia

⁵⁵Terreno cercado con pastos para alimentar y guardar el ganado.

La seguridad alimentaria se considera moderada, ya que el aprovechamiento de los animales está sujeto a disponibilidad de un freezer o la asociación con otras familias para la carneada de un animal.

La inversión pública, de acuerdo a los alcances de la Ley Ganadera de Córdoba corresponde a los gastos de suplementación de los animales (alimentación adicional).

Alternativa 4: Producción silvopastoril caprina

El manejo que se plantea para la producción caprina corresponde a uno adaptado a las mismas características agroecológicas que las planteadas para el caso de los bovinos. Una de las diferencias en cuanto al uso del bosque es que las cabras se alimentan también de vegetación arbustiva, por lo que se conserva este estrato en mayor proporción que en el caso de la producción bovina, quedando el bosque algo más denso, lo que se refleja en un indicador más bajo en intervención del hábitat que el que aparece en el caso de producción bovina.

Para lograr un ingreso neto de \$50.000/año es necesario vender 382 crías a un precio promedio de \$170/cría (U\$S 40) y un costo estimado en el 30% del ingreso bruto.

Tabla 4-5 Producción silvopastoril caprina

Indicador	Nombre	Tipo	Función de membrecía	Definición		Valor
				Intervalo	Parámetros	
Tamaño mínimo	Caprino	Numérico	-	-	-	346
Empleo		Numérico	-	-	-	0,86
Seguridad alimentaria		Lingüística				Muy Buena
Aportes del Estado		Fuzzy/Num	-	-	-	Muy buena
Ingresos Netos		Numérico		-	-	
Inversión Privada		Numérico	-	-	-	200.000
Cobertura arbórea	Aprox40	Fuzzy	Simétrica	5 ptos.	20 - 30	25%
Interve. hábita	Biodiver	Numérico	-	-	-	50,96%
Consumo agua	nada	Fuzzy	Triangular	± 10%	2134- 2609	2372
Balance de CO ₂		Fuzzy	Triangular		1,25-3,39	2,37
Identificación con la cultura		Lingüística				Buena
Preferencia		Lingüística				+o- buena

Fuente: Elaboración propia

Con esos parámetros se calculan el tamaño y composición del rebaño: una cabra puede tener entre 1 – 1,5 crías/parto/año y 1,25 partos/madre/año (1,5 – 1) en función de las características

del año y manejo del hato⁵⁶. Como índice de reproducción para un hato con un manejo correcto y posible, en las condiciones de Cruz del Eje se puede calcular 1,4 crías por madre/año. Se tomó como tasa de reposición media anual en función de vida útil el 17%. La tasa de mortandad es variable entre años, fecha de nacimiento y sistema, y se consideró 10% para crías, y para adultos 6%. Así, el número de madres y el tamaño del rebaño se calcula como sigue (Tablas 4.6 y 4.7):

Teniendo en cuenta la restricción respecto al nivel de ingresos netos esperados, el tamaño mínimo de la explotación debe ser de 346 ha, considerando una carga animal de un equivalente cabra por ha. El empleo requerido es de un encargado (dueño) más un empleado cada 200 cabras, por lo que se calculan tres empleos permanentes para esta producción.

La infraestructura requerida es la del alambrado perimetral más el corral de encierre.

Tabla 4-6. Cálculo del número de madres

Rebaño	Cabras	Crías/parto	Partos/año	Crías/año	Ajuste mortandad (10%)	Ajuste por reposición (17%)
Parámetros	1,00	1,50	1,25	1,88	1,69	1,40
Cabras	273	409,5	1,25	512	461	382

Fuente: elaboración propia

Tabla 4-7. Cálculo del tamaño del rodeo

Categoría	Proporcional	Cantidad
Cabras	1	273
Cabrillas	17%	43
Reposición por mortandad	6%	16
Machos	4%	11

Fuente: Elaboración propia

Alternativa 5: Aprovechamiento forestal.

Las leyes en vigencia no permiten la tala de árboles para producción de madera en bosque nativos. El único aprovechamiento permitido es la extracción de leña caída o ramas muertas. Para hacer un uso sustentable con esta actividad, y considerando el crecimiento del bosque en la cuenca Cruz del Eje, sería necesario disponer de un campo con 30 parcelas, hacer uso de una parcela al año y volver a la misma al cabo de 30 años. Si se considera que el precio de la

⁵⁶Invierno (abril-mayo): mayor proporción de partos múltiples y mayor mortandad. Primavera (octubre –diciembre): menor tasa de nacimiento y menor mortandad.

tonelada de leña es \$50, que tiene un costo aproximado de \$15 (incluyendo mano de obra) y que de una ha se pueden extraer 30 t de leña, para lograr ingresos de \$50.000 se necesitan parcelas de 48 ha, lo que implica un campo de 1440 ha. Esta actividad genera el empleo equivalente a tres personas en forma permanente, y la inversión necesaria es en motosierras para esos empleados, además del alambrado perimetral (\$ 150.000).

Tabla 4-8 Producción forestal

Indicador	Nombre	Tipo	Función de membrecía	Definición		Valor
				Intervalo	Parámetros	
Tamaño mínimo	Forestal	Numérico	-	-	-	1440
Empleo		Numérico	-	-	-	0,21
Seguridad alimentaria		Lingüística				Mala
Aportes del Estado		Fuzzy/Num.	-	-	-	0
Ingresos Netos	nada	Numérico		-	-	50.000
Inversión Privada		Numérico	-	-	-	150.000
Cobertura arbórea	Aprox40	Fuzzy	Simétrica	± 5 ptos.	30-40	35%
Interven. hábitat	Biodiver	Numérico	-	-	-	3,37%
Consumo agua	nada	Fuzzy	Triangular	0		0
Balance de CO ₂		Fuzzy	Triangular		3,6-3,7	3,66
Identificación con la cultura		Lingüística				+ó- mala
Preferencia		Lingüística				+ó- mala

Fuente: Elaboración propia

Umbral de preferencia de los indicadores

La comparación apareada de alternativas se realiza en base al conjunto de los criterios de evaluación elegidos. Para hacer esta comparación se calcula un índice de preferencia que surge de: a) el *número* de criterios a favor de cada alternativa, y b) la *intensidad de preferencia* de cada criterio individual (Funtowicz *et al.*, 1998), como se explicitó en el capítulo 3.

Las seis relaciones de preferencia que se plantean son:

» “mucho mejor que”

« “mucho peor que”

> “mejor que”

< “peor que”

≈ “aproximadamente igual a”

== “igual a”

La construcción de estas seis relaciones requiere el uso de umbrales (el parámetro C en el método NAIADE) para cada indicador. Estos umbrales indican qué distancia debe haber entre un valor y otro para que cambie la relación de preferencia de un indicador (Tabla 4-7).

Tabla 4-7 Umbrales críticos de los indicadores

Indicador	Unidad	$\mu ==$	$\mu \approx$	$\mu > y \mu <$	$\mu \gg y \mu \ll$
Tamaño mínimo	ha	50	100	200	333
Empleo	Cant./100ha	0,05	0,10	0,20	0,33
Seguridad alimentaria*	lingüística	0,08	0,19	0,25	0,37
Costo+Inversión pública	\$/ha	5	7.5	10	15
Ingresos Netos	\$/año	2000	5000	10000	16.666
Inversión Privada	\$	5.000	10.000	20.000	40.000
Cobertura arbórea	%	3	6	8.5	10
Intervención hábitat	%	7.5	15	25	30
Consumo agua	l/ha/año	150	250	500	900
Balance de carbono	T/ha/año	0,1	0,2	0,5	0,8
Identificación con la cultura*	lingüística	0,08	0,19	0,25	0,37
Preferencia*	lingüística	0,08	0,19	0,25	0,37

Referencia: m== igual, m≈ aproximadamente igual, m> mejor, m< peor, m>> mucho mejor, m<< mucho peor

* valores por defecto para variables cualitativas

Por ejemplo, y para este caso, si la diferencia en el "tamaño mínimo requerido" entre dos alternativas es menor a 50 ha, el modelo considera que los valores son "iguales". Si la diferencia en cambio, estuviera entre 200 y 333 ha, se consideraría que -para ese criterio-, el sistema con el menor tamaño mínimo requerido es "mejor" que la alternativa con el que se lo está comparando.

Los valores asignados a los umbrales son subjetivos –a menos que se indique lo contrario- pero están transparentados en el modelo. Para la situación "mucho mejor/peor", el programa toma por defecto un tercio del valor de referencia.

El método NAIADE no contempla en forma directa la ponderación de los criterios, como se destacara anteriormente, pero la determinación de los umbrales permitiría en cierta forma incorporar esa posibilidad. Por ejemplo, si el criterio es menos importante que otros para la elección de alternativas, entonces los valores de sus umbrales para pasar de un nivel de preferencia a uno mayor, deberían ser relativamente altos. Eso requeriría de diferencias muy importantes para que ese criterio sea tomado en cuenta (o tenga peso) en la agregación de los mismos. Si las diferencias entre las alternativas para ese criterio no son significativas, no tendrá mucho peso en el ordenamiento final. Esta decisión, si bien es arbitraria, se aplica solo en el criterio "Balance de Carbono" ya que el mismo fue incluido sin haber sido calificado

fehacientemente como relevante por los involucrados en el uso del bosque, y por tener menor impacto a nivel local.

4.4 Conclusiones

El objetivo de este capítulo, como se indica al inicio del mismo, es hacer un planteo de la situación actual (problemática) de forma tal que permita analizar las opciones de uso del suelo de la manera lo más objetiva e integral posible, y considerando que los procesos biofísicos en curso (degradación ambiental) deben ser abordados en el contexto de sus motivaciones y sus respuestas socioeconómicas. También se propone aquí encontrar, en forma participativa, criterios para evaluar esas opciones.

Del análisis institucional se desprende que el área en la que se desarrolla el proyecto es en la actualidad considerada como un “espacio problemático”, que muestra un estado de desarrollo socio-económico inferior al promedio de la provincia y una situación ambiental frágil. La historia muestra que este no fue siempre el caso, habida cuenta de la importancia que tuvo la zona en la época de la Colonia. Pero el modelo agro-exportador por el que optó el país para su desarrollo económico, transformó a la zona en un espacio marginal. Por otro parte, la forma en que se colonizó y explotó esta tierra, generó que muchos los ocupantes (campesinos) carezcan aún hoy de los títulos de propiedad de las mismas. Con el advenimiento de la expansión de la frontera agrícola desatada en los años noventa –impulsada por el concepto de Desarrollo Territorial Rural, de corte neoliberal-, los productores de ganado bovino comenzaron a ejercer presión sobre este territorio, compitiendo con los campesinos (cabriteros) por el uso de los recursos, y dando lugar a un conflicto socio-ambiental.

Este conflicto emerge cuando campesinos se ven impedidos de desarrollar su actividad productiva como venían haciéndolo históricamente, situación que, salvo esporádicas menciones en los medios, tiene muy bajo perfil. Pero, la necesidad de la provincia de dictar su Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos, genera que la problemática de la zona, tome estado público –habida cuenta que la actividad ganadera muchas veces implica desmonte-, y se evidencie el conflicto entre los diferentes interesados sobre el uso del territorio.

Con esos antecedentes, la intervención del Estado –si así lo decidiera, y dentro de lo que la ley le permite-, para incentivar uno u otro tipo de producción a través de políticas públicas, requiere que se cuente con **información sobre la situación que sea expedita, razonablemente objetiva y que abarque las dimensiones de interés de los afectados.**

Para tratar de generar información con esas características, y además hacer comparaciones razonables entre las opciones, se trabajó en conjunto con las partes interesadas (actores), en el

intento de “bajar” al terreno de lo posible y aceptable (por parte de la comunidad) los criterios de valoración de las alternativas de uso del territorio. Se realizaron entrevistas de las que surgieron los criterios referidos, y con esos criterios se seleccionaron doce (12) indicadores para los que, además de los requisitos usuales de simplicidad y robustez, se buscó la característica de facilidad de cálculo y aplicación, para que puedan ser computados en tiempos acorde a los tiempos “políticos” que a veces tiene la toma de decisiones, como se indicó más arriba.

Los criterios adoptados reflejan en forma exhaustiva la situación, ya que contemplan aspectos sociales (empleo, distribución de la tierra, seguridad alimentaria, dependencia del estado), económicos (viabilidad económica, barreras a la entrada), ambientales (biodiversidad, cobertura arbórea, efecto invernadero, consumo de agua) y culturales, como la preferencia e identificación. Este rango de criterios constituye una novedad para el abordaje de la problemática, ya que análisis previos usualmente se enfocan en una o dos de estas dimensiones, pero no las cuatro simultáneamente. El trabajo con enfoque multicriterial llevado a nivel de valoración de indicadores también es inédito.

Cada uno de estos criterios podría ser evaluado por un sinnúmero de indicadores de mayor o menor complejidad, más aun considerando la amplitud de posibilidades que da el *software* del modelo en cuanto a los valores que pueden tomar las variables. El principio adoptado para la selección fue que -además de reflejar fehacientemente la variabilidad entre las opciones- los mismos fueran simples de calcular y entendibles para no especialistas, como son muchas veces quienes toman decisiones políticas. Esto no los hace menos rigurosos, ya que con frecuencia la simplicidad se deriva de que para su cálculo se utiliza información secundaria científicamente probada.

El resultado de esta etapa es el planteo de cada una de las cinco alternativas de uso del bosque en términos de los doce indicadores elegidos de los criterios surgidos de las entrevistas. Se destaca que los criterios fueron valorados en términos técnicos y no por los mismos interesados, para evitar caer el “profecías auto cumplidas”.

CAPÍTULO 5: Resultados y Discusión

Análisis de las alternativas de uso del Bosque en Cruz del Eje

En este capítulo se presentan los resultados de aplicar el método NIAIDE de agregación a los criterios de evaluación descritos y valorados anteriormente. Como se indica en el capítulo 3, en este método se toma en cuenta la valoración de dichos criterios con la particularidad de considerar también la intensidad de preferencia de cada criterio. Como primer producto se obtiene el ranking de las alternativas tomando todas las dimensiones del análisis. Posteriormente, -y para entender mejor las razones de las decisiones- se analizan por separado los resultados que se derivarían si se consideran en forma independiente los aspectos socioeconómicos, ambientales y culturales. Al final del apartado se presentan ejercicios de sensibilidad sobre los parámetros manipulables del sistema.

En una segunda parte busca identificar la distancia (diferencia) entre las posiciones de los actores (matriz de equidad), y se presenta el dendrograma de coaliciones.

5.1 Matriz de Impacto

5.1.1 Definición de los parámetros de cálculo del NIAIDE

En primer término, y a los fines de entender los alcances de la agregación⁵⁷ de los criterios se presenta una breve explicación de las implicancias de los parámetros que son posibles de manipular con el software NIAIDE.

Como se explica más abajo, la variación en el nivel de los parámetros α y τ del modelo adquiere relevancia en relación a dos aspectos: la inclusión o no del criterio en la comparación entre dos alternativas (α), y en el nivel de compensación que pueda aceptarse entre criterios (τ)

Parámetro α : Factor de Mínimo requerimiento para las relaciones fuzzy

Este es el mínimo requerimiento impuesto a los criterios para ser agregados. Es decir, sólo los criterios cuyos índices de credibilidad están por sobre el umbral de α serán contados

⁵⁷Por "agregación" se entiende a la consideración en conjunto de las comparaciones de todos los indicadores.

positivamente en el proceso de agregación (serán tomados en cuenta en las comparaciones). Así, a medida que se asignan valores más altos a α , aumenta la intensidad de preferencia o indiferencia⁵⁸, necesaria para que los criterios sean contabilizados en el proceso de agregación. El valor que puede tomar α varía entre 0 y 1. Con valores mayores a 0,5 se está exigiendo mayores distancias que las definidas por los umbrales de preferencia para decir que una alternativa es *mucho mejor, mejor, aproximadamente igual, igual, peor o mucho peor* que otra. En el ejercicio “base” el α elegido es 0,5

Parámetro: Operador para la determinación del grado de compensación

El operador utilizado en este ejercicio es el de Zimmermann-Zysno ya que permite manejar el grado de compensación entre los criterios en el proceso de agregación, a través del *grado de compensación* τ , que puede variar entre 0 (mínima compensación) y 1 (máxima compensación). El permitir una compensación limitada, evita que una característica sobresaliente del sistema “tape completamente” el mal desempeño de otra; y por otro lado, permitir que cierta compensación avale la “negociación” entre distintos criterios.

5.1.2 Matriz con valoración técnica de los indicadores

El modelo se corrió con las cinco alternativas y los doce criterios de evaluación descritos en el capítulo 4. El valor de α , que es la línea de cruce o límite mínimo de credibilidad se fijó en 0,5 (como se indica anteriormente), al igual que el operador Zimmermann-Zysno, permitiendo cierto grado de compensación entre las variables. Ambos parámetros se modifican en el análisis de sensibilidad.

La figura 5.1 muestra la matriz de impacto en NIADE, con los criterios (primera columna) y alternativas (primera fila). Cada criterio incluye –al ser “cargado” en el *software* la característica de cuali o cuantitativo, el objetivo (maximizar/minimizar) y los umbrales de preferencia que se describen en el capítulo anterior. (Ver Anexo III).

⁵⁸ Intensidad: distancia entre alternativas para un criterio determinado.

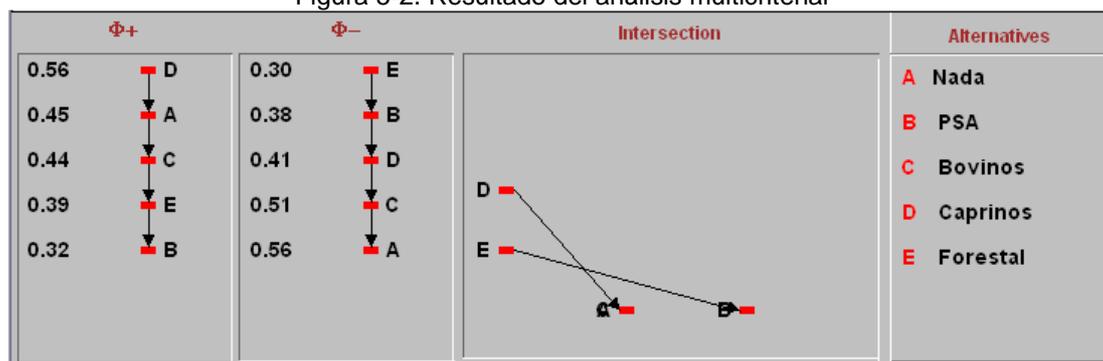
Figura 5-1. Matriz de Impacto en NIAIDE

Alternativas Criterios	Nada	PSA	Bovinos	Caprinos	Forestal
Tamaño	2000	1477	1077	346	1440
Empleo	0	0	0.1	0.86	0.21
Seguridad alimentaria	Extremely Bad	Extremely Bad	Moderate	Good	Very Bad
Inversión pública	0	33.85	20	30	20
Ingresos	0	\$50.000	\$50.000	\$50.000	\$50.000
Inversión privada	0	150000	350000	200000	155000
Cobertura arbórea	30%	30%	25%	25%	35%
Agua	0	0	2580 litros	2372 litros	0
Balance de Carbono	1.78	1.78	2.25	2.37	3.66
Intervención hábitat	0	0	58.65	50.96	3.37
Identidad	Extremely Bad	Extremely Bad	Good	Good	More or Less Bad
Preferencia de trabajo	Very Bad	Moderate	Very Good	More or Less Bad	Moderate

Fuente: Salida programa NIAIDE

Una vez ingresados los parámetros de cálculo, los resultados que arroja NIAIDE, muestran a la opción D –Producción Silvopastoril caprina- en el primer lugar del ranking (Figura 5.2). La segunda opción es la producción forestal (E), quedando en un tercer plano la producción bovina y el no uso del bosque, con y sin pago por servicios ambientales (C, B y A respectivamente).

Figura 5-2. Resultado del análisis multicriterial

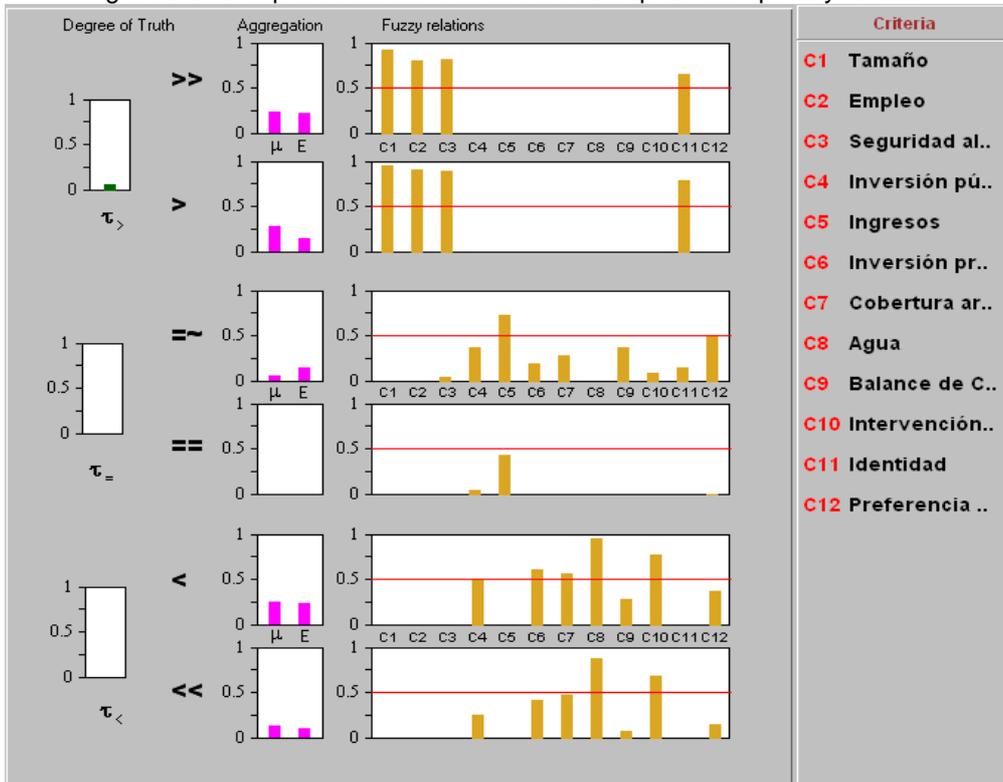


Fuente: Salida programa NIAIDE

En la comparación apareada entre las alternativas rankeadas en los dos primeros lugares puede observarse que la producción caprina aparece como mucho mejor que la forestal en lo que respecta a generación de empleo, tamaño, seguridad alimentaria e identidad. Se observan

pocas diferencias en lo referido a ingresos y las variables ambientales en general son peores o mucho peores que la de la producción forestal.

Figura 5-3. Comparación entre alternativas silvopastoril caprina y forestal



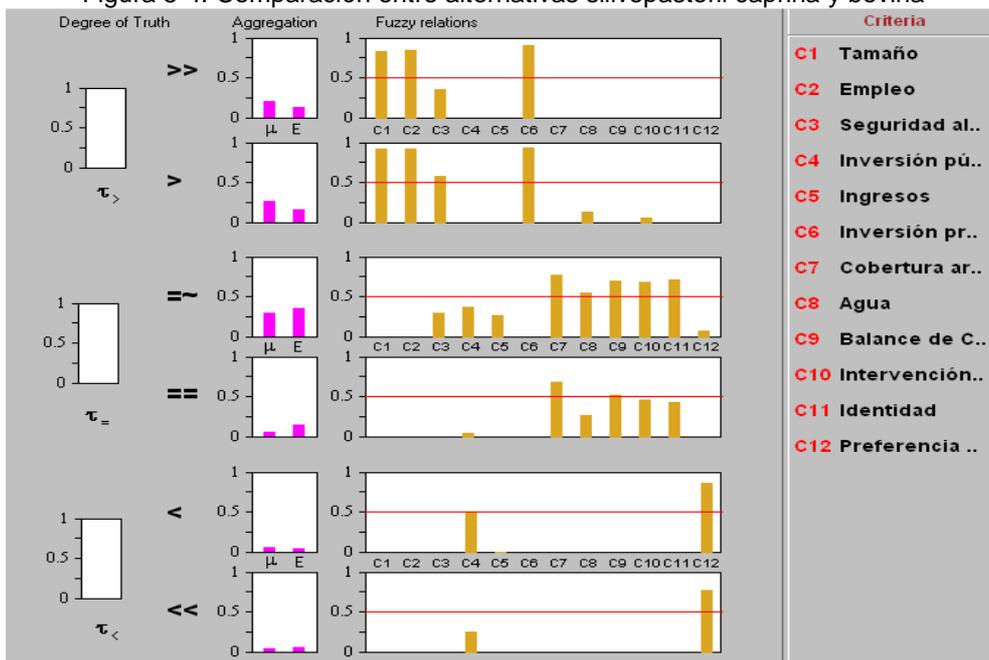
Fuente: Salida programa NAIADE

El cotejo entre las producciones caprinas y bovinas, muestra que la producción bovina sólo supera a la caprina en las preferencias de los productores (Figura 5.4), siendo la caprina igual o superior en el resto de los criterios.

En cuanto a la comparación de la producción caprina con la alternativa de pago por servicios ambientales, esta última, como es de esperar supera la primera en algunos criterios ambientales (consumo de agua e intervención del hábitat) y en lo que se refiere a inversión privada.

Si se repite la evaluación pero sin incorporar los criterios que involucran la valoración del balance de carbono, biodiversidad y seguridad alimentaria (que no habían surgido espontáneamente en las entrevistas), no se altera el orden obtenido inicialmente, sólo cambian marginalmente los índices del ranking. Así, y con esos criterios y valores, el interés privado y el interés social se muestran en línea.

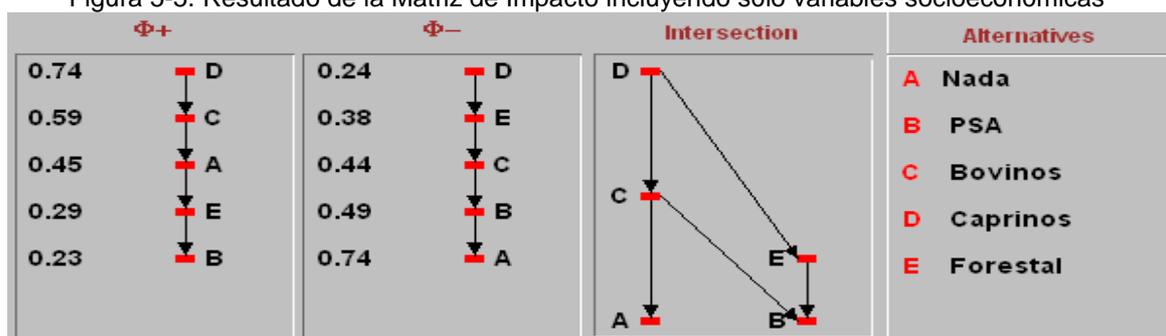
Figura 5-4. Comparación entre alternativas silvopastoril caprina y bovina



Fuente: Salida programa NAIAD

Si el planteo del problema se hace **sólo en términos socioeconómicos**—como es más probable que lo haga un productor en forma individual-, es decir, sin incluir variables ambientales, la producción caprina sigue siendo la alternativa rankeada más alta, pero en cambio la producción silvopastoril bovina supera a la producción forestal, como se observa en la figura 5.5

Figura 5-5. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables socioeconómicas

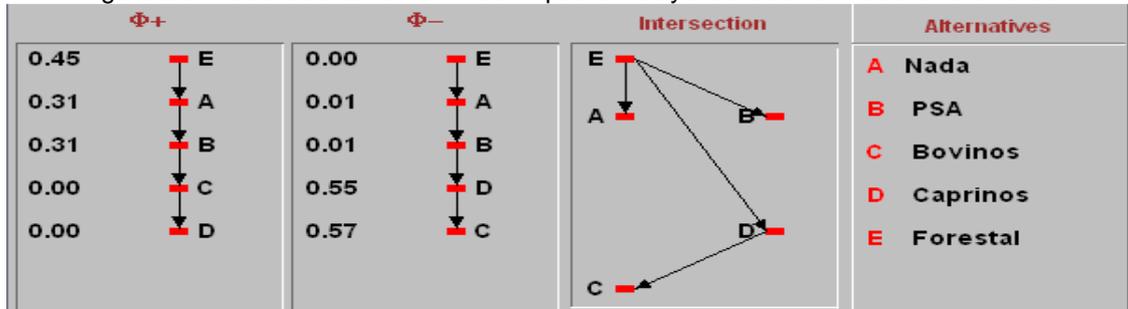


Fuente: Salida programa NAIAD

Cuando se evalúa **sólo en términos de los criterios ambientales**, la opción de más alto ranking es la producción forestal, ya que en la forma en que está planteada, implica una intervención mínima que eventualmente significa una mejora en el bosque, ya que la extracción

de leña seca, altera muy poco el hábitat y produce una mejora en el estado general del bosque para la captura de carbono (figura 5.6)

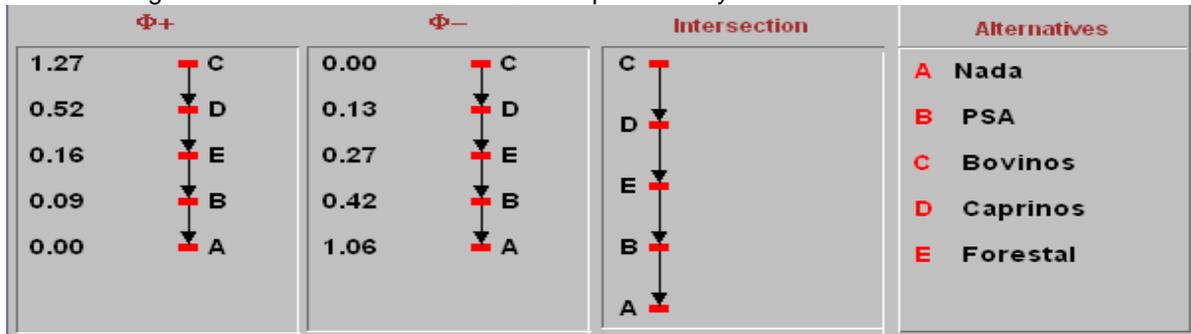
Figura 5-6. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables ambientales



Fuente: Salida programa NAIADE

Si bien las variables culturales consideradas son sólo dos, tomando sólo a ellas en cuenta, las preferencias se alteran, apareciendo en primer lugar la producción silvopastoril bovina (Figura 5.7). Esto es coherente con lo que aparece en el análisis institucional, donde se muestra por un lado que hay tradición de producción bovina –que otorga un cierto *status*-, y por otro que este tipo de producción es preferida al ser menos demandante de esfuerzo físico que la producción caprina.

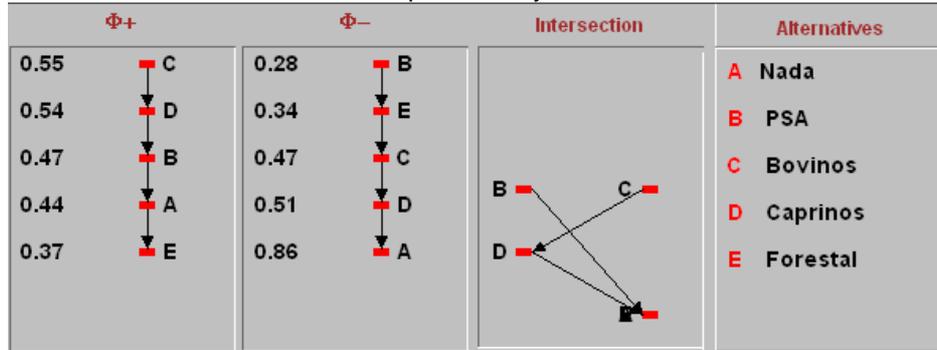
Figura 5-7. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables culturales



Fuente: Salida programa NAIADE

Otro análisis posible es tratar de emular una posición en donde sólo prime el interés económico individual. Para esto se evaluaron las alternativas teniendo en cuenta el tamaño requerido, empleo pero minimizándolo -con la perspectiva de que a menos empleados menos problemas potenciales-, la inversión pública pero vista como positiva ya que implica menos inversión privada, los ingresos, y la preferencia, para no aislar la preferencia de los intereses (Figura 5-8).

Figura 5-8. Resultado de la Matriz de Impacto incluyendo sólo variables de interés individual



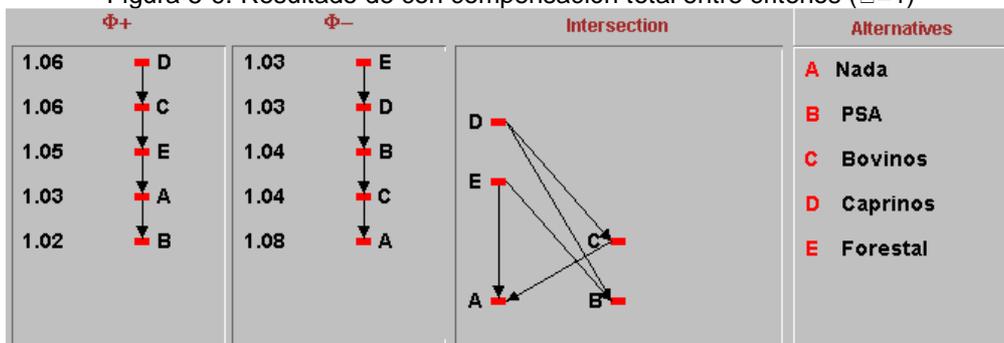
Fuente: Salida programa NIAIDE

Para ese caso aparecen como elegidas la producción ganadera bovina y el pago por servicios ambientales. En ambos casos se observa estas alternativas requieren un menor nivel de empleo, que a título “empresarial” puede ser visto como una ventaja. La producción caprina (que aparece en un segundo plano) es superada en cuanto a preferencia por tipo de actividad por la bovina, y requiere más inversiones privadas que el pago por servicios ambientales.

5.1.3 Análisis de sensibilidad

El primer análisis de sensibilidad que se realizó fue con respecto a la compensabilidad entre los criterios, es decir haciendo variar el operador para la determinación del grado de compensación (τ). Si se elimina la posibilidad de compensar un criterio con otro, no varía el ranking final de alternativas en cuanto al orden que aparece en el primer análisis. Si por el contrario se permite la compensación total entre los criterios, la producción silvopastoril caprina sigue apareciendo como preferida, pero la producción bovina supera al no-uso del bosque, con o sin pago por servicios ambientales. (Figura 5-9)

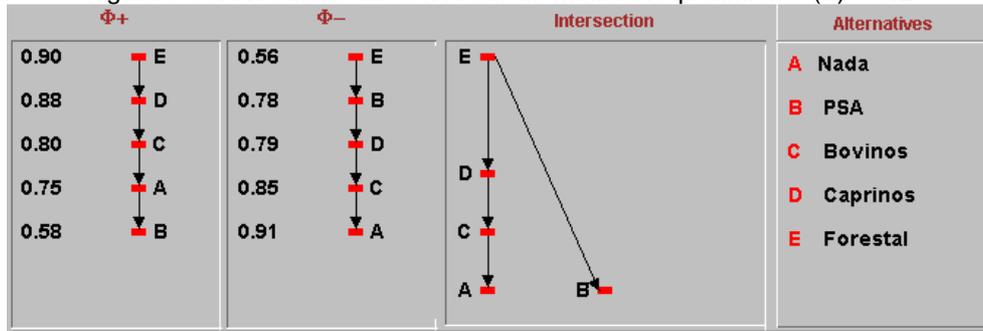
Figura 5-9. Resultado de con compensación total entre criterios ($\square=1$)



Fuente: Salida programa NIAIDE

Otra posibilidad para sensibilizar el análisis es hacer variar el factor de mínimo requerimiento (α). Si se analiza la situación empleando un $\alpha=0,2$, la primera posición en el ranking es la producción forestal (Figura 5-10).

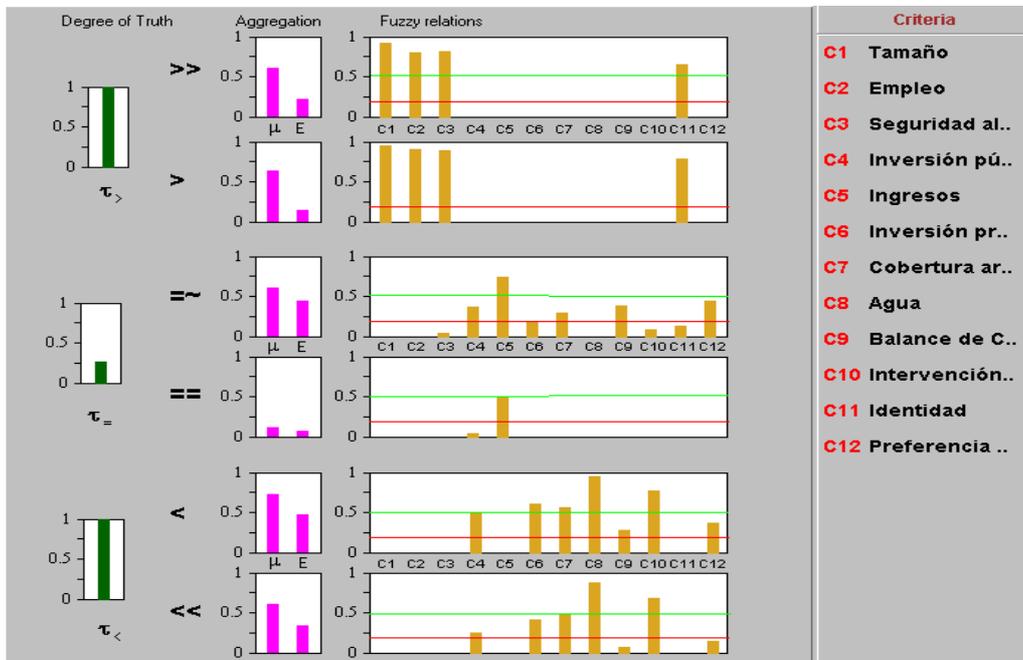
Figura 5-10. Resultado de con factor de mínimo requerimiento (α) = 0.2



Fuente: Salida programa NIAIDE

Un α bajo implica –en la práctica- que para la agregación de las alternativas, no influyen mucho las distancias que pueda haber para un criterio entre una y otra. Esto es, se relajan las exigencias para considerar si un criterio es igual o mucho mejor o peor en una alternativa que en otra. En la Figura 5.11 puede observarse el efecto de bajar el α en la comparación entre las producciones de caprinos y forestal.

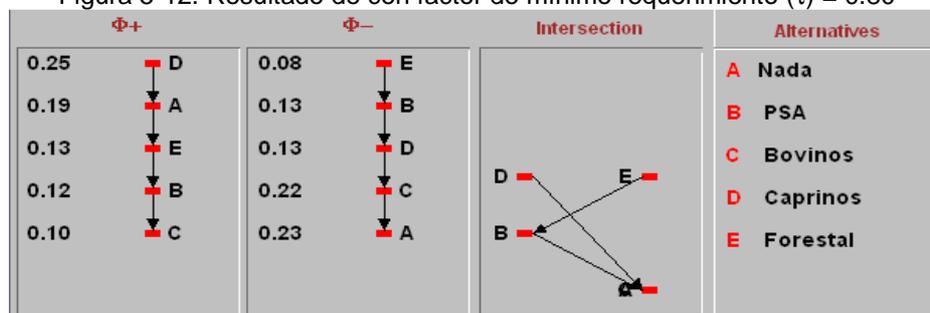
Figura 5-11. Comparación entre producción de con factor de mínimo requerimiento (α) = 0.20



Fuente: Salida programa NIAIDE

La línea verde es $\alpha=0,50$, y la roja es $\alpha=0,20$. Al relajarse el parámetro, los criterios ambientales como cobertura arbórea, uso del agua, y nivel de intervención son considerados “mucho mejores” en el caso de la producción forestal, cuando antes calificaban como “mejores”, y el balance de carbono es considerado “mejor” cuando antes no alcanzaba los umbrales como para ser tomado en cuenta (los bosques maduros y de zonas semiáridas no captan mucho carbono). Con valores de α altos, se pone más énfasis en los requerimientos de las distancias para comparar las alternativas. Para $\alpha=0,80$, el ranking iguala en el primer lugar a las alternativas de producción forestal y caprinas, seguidas por la producción bovina, dejando en último lugar al no uso del bosque, con y sin pago por servicios ambientales. (Figura 5.12)

Figura 5-12. Resultado de con factor de mínimo requerimiento (τ) = 0.80



Fuente: Salida programa NAIAD

En este caso, pocos criterios entran en juego en la agregación, siendo tamaño, empleo y seguridad alimentaria los que aparecen a favor de la producción caprina comparada con la forestal, y alguno de los factores ambientales a favor de la producción forestal. Comparando las producciones caprina y ovina con este nivel de α , los criterios que se consideran en la comparación son el tamaño, empleo e inversión privada (a favor de los caprinos) y la preferencia a favor de la producción bovina. Si la comparación es entre la producción forestal y la bovina, como es de esperar, la forestal es mucho mejor que la bovina en lo que respecta a inversión privada, consumo de agua, es mejor en intervención del hábitat, y son iguales en términos de inversión pública. El resto de los criterios no llegan al umbral para ser tenidos en cuenta.

5.2 Matriz de equidad

El segundo tipo de análisis que permite el método es el de las relaciones entre los actores del conflicto, que se resume en la matriz de equidad. En ella se pretende sintetizar las posiciones de los interesados. En esta matriz se incluyen las preferencias de los grupos de interés sobre las alternativas de elección (Figura 5-12). A partir de ésta información se construye una matriz

de equidad (o matriz de similitud), que identifica cuán cerca o lejos estás las opiniones de los distintos grupos, y se grafica en un dendrograma (Figura 5-13)

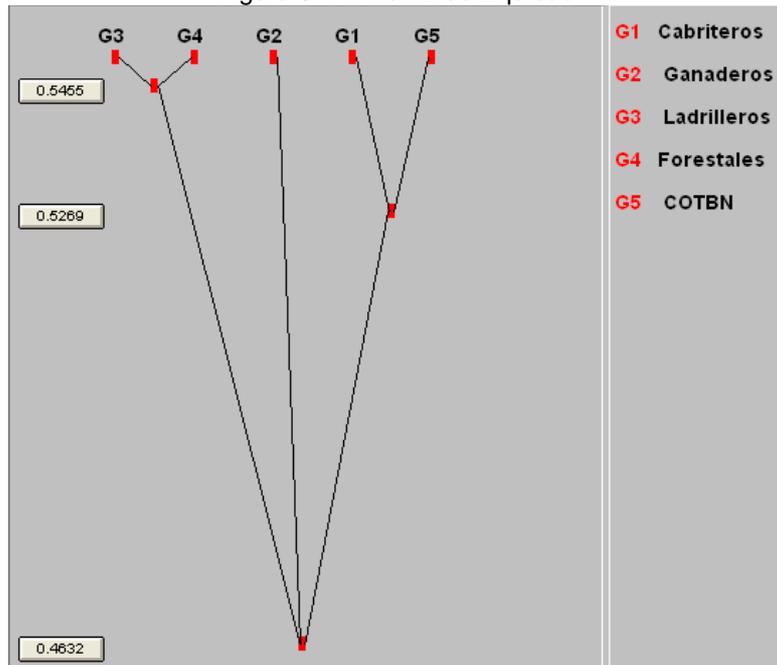
Figura 5-13. Matriz de Equidad

Alternatives Groups	Nada	PSA	Bovinos	Caprinos	Forestal
Cabriteros	Bad	Moderate	Extremely Bad	Perfect	Bad
Ganaderos	Extremely Bad	Moderate	Perfect	More or Less Bad	Extremely Bad
Ladrilleros	Extremely Bad	Very Bad	More or Less Good	More or Less Good	Very Good
Forestales	Extremely Bad	Moderate	Bad	Bad	Perfect
COTBN	More or Less Good	Very Good	Extremely Bad	Very Good	Good

Fuente: Elaboración en base a entrevistas. Salida programa NAIADDE

El Dendrograma de Coaliciones permite visualizar cómo se estructuran los potenciales intereses comunes entre los grupos (Figura 5-13).

Figura 5-14. Matriz de Equidad



Fuente: Salida programa NAIADDE

Ese esquema refleja bastante –como era de esperar- las posiciones que se evidencian en la realidad, principalmente la cercanía entre cabriteros y la COTBN, y la distancia de éstos con los productores bovinos. Sería de esperar una mayor afinidad entre los productores forestales y la COTBN, pero se puede entender a esa baja afinidad en el hecho que la COTBN apoyaría el uso

del bosque para otras opciones como el no-uso o en el uso por parte de los productores caprinos.

5.3 Conclusiones

La aplicación de un método de agregación como el NAIADDE hace accesible el análisis de una situación con un enfoque multidimensional. Las comparaciones de diversas alternativas basadas en criterios no conmensurables sería de otro modo una tarea compleja, poco transparente, y lenta para los tiempos que puede requerir la toma de una decisión. La simplificación de su aplicación gracias al desarrollo del *software* permite además el estudio por separado de cada una de las dimensiones para lograr una mejor comprensión del problema.

La aplicación de este análisis a la Cuenca de Cruz del Eje muestra a la producción silvopastoril caprina como la más adecuada según los criterios de evaluación elegidos, y en segundo lugar a la producción forestal. La producción caprina no siempre supera a las otras si se analizan las diferentes dimensiones en forma independiente (socioeconómicas, ambientales, culturales), ya que la producción forestal está mejor posicionada cuando se consideran sólo criterios ambientales; y la producción bovina si toman en cuenta sólo los indicadores culturales.

Se observa que la opción de producir cabras (D) aparece primera en el ranking de la mejores $\phi_{(+)}$ pero no en el de las “menos malas” $\phi_{(-)}$, y de la misma forma, el resto de las alternativas no mantienen el mismo orden. Esto muestra lo complejo que puede resultar la toma de decisiones, resaltando las bondades del método, al brindar una técnica de agregación de criterios

Un punto a destacar es que no usar el bosque, con o sin pago por servicios ambientales, no resultó una buena opción. Esto puede responder a varias razones. Primero, en términos socioeconómicos, el bajo pago establecido hasta ahora hace que la superficie requerida para garantizar ingresos sea superior a la necesaria para otras producciones; además no genera empleo ni provee alimentos. En términos ambientales, siendo una zona semiárida y degradada, las propuestas de producción tienen impacto en la biodiversidad, pero no tanto en lo que es cobertura arbórea o balance de carbono comparadas con el no uso del bosque.

La producción bovina y el pago por servicios ambientales aparecen como alternativas “preferidas” si se emplean en la evaluación sólo criterios “individualistas” y “empresariales”. En eso se evidencia la raíz del conflicto socio-ambiental que existe en la zona, en donde el avance de la ganadería bovina genera exclusión de los campesinos, y problemas ambientales en el mediano plazo.

Respecto de las coaliciones posibles que muestra el análisis, se observa la mayor afinidad entre forestales y ladrilleros, habida cuenta de la estrecha relación entre los productos de unos y las necesidades de insumos de los otros. Aunque con menor grado, también aparece afinidad entre los integrantes de la COTBN y los cabriteros. Esta correspondencia pareciera estar más justificada en razones no manifestadas directamente en las entrevistas (¿ideológicas?) o no captadas por este estudio, dado que de acuerdo a las posturas que defienden, la COTBN parecería estar –en sus principios- más cerca de la actividad de los forestales, con el esquema de producción que se plantea en este trabajo.

La baja posibilidad de coalición entre las distintas alternativas productivas, se deriva del carácter mutuamente excluyente de cada una, según lo planteado en este estudio.

CAPÍTULO 6: Conclusiones

Conclusiones

La presión sobre el uso de los recursos naturales y los problemas que esto acarrea no escapa a ningún observador. La deforestación es una de las manifestaciones de esta presión, cuyos efectos negativos son evidentes en un mediano-largo plazo, pero en el corto plazo generalmente significa ganancia económica para quien la realiza una.

La zona noroeste de la provincia de Córdoba, Argentina, no es la excepción a esa realidad, presentando una tasa de deforestación de sus bosques nativos varias veces superior al promedio nacional. Una posibilidad de ralentizar o detener el derrotero que siguen los bosques nativos está en la aplicación de políticas públicas que efectivamente incentiven su conservación o su uso sustentable. Para ello es crucial tener una visión completa de la situación, incorporando las opiniones y saberes de los actores de ese territorio, y valorando de la forma más objetiva posible las diferentes dimensiones del problema, a través de indicadores consistentes.

En este trabajo se abordó el problema de la deforestación en la cuenca Cruz del Eje, en el marco de un conflicto socio-ambiental manifiesto. Este conflicto se evidencia en dos niveles: el primero en términos público vs. privado, en donde los intereses particulares –producción agropecuaria en general- provocaron y provocan un alto nivel de deforestación, con consecuencias ambientales para la sociedad en su conjunto hartamente conocidas, y con poca reacción por parte del Estado para evitar que esto se acentúe; el segundo nivel, es entre agentes privados, derivado principalmente de la falta o indefinición de la propiedad de la tierra. Esta indefinición en parte es consecuencia del escaso valor que tenían las tierras, que llevó a la permanencia de campesinos en los lugares donde la familia era empleada (sin ser propietarios), o a su ocupación, sin que hubiera mayores conflictos por esto inicialmente. Con la expansión de la frontera agrícola, comenzó la presión por ocupar el territorio con producción bovina (que antes se asentaba en otros espacios) cerrando el uso del monte y limitando los espacios para el desarrollo de la ganadería caprina. Los “nuevos” ganaderos excluyen a los pequeños capricultores, que tienen tenencia precaria y pierden el acceso al uso de los servicios ecosistémicos.

Así, la producción bovina generó posiciones enfrentadas a nivel tanto público como privado, que se “encontraron” cuando se debatió la Ley de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la Provincia de Córdoba. La no manifestación previa de este conflicto puede

responder a la asimetría de poder existente, en donde los pequeños productores, en muchos casos, dependen de los grandes para contar con ingresos extras a su actividad.

Esta situación se desarrolla en una zona marcada por su escaso desarrollo socioeconómico - comparado con otras regiones de la provincia y del país-, y vulnerable en términos ambientales. En un contexto más macro, gran parte del problema es consecuencia de la expansión de la frontera agrícola, que es alentada desde diferentes instituciones públicas y privadas por la bonanza económica que le genera al país enmarcada en el enfoque de Desarrollo del Territorio Rural, que promueve la producción de commodities exportables.

En esta Tesis se procuró comparar alternativas de uso sustentable del bosque nativo en la cuenca Cruz del Eje, considerando las dimensiones económicas, sociales, ambientales y culturales, y seleccionar la más adecuada **para recomendar su incentivo utilizando políticas públicas (Leyes de fomento) ya existentes**. En otras palabras, tratar de determinar la mejor asignación para el uso de recursos naturales, humanos y económicos de la zona, **con información y recursos disponibles en el corto plazo**.

Innegablemente, el método para seleccionar esa alternativa debe ser diferente a los métodos que buscan tener elementos para decisiones exclusivamente privadas. En los casos de evaluaciones privadas, en donde está en juego la factibilidad de “existencia” de la empresa, y si esta depende de sus resultados económicos, la valoración que prima será la económica, debiendo incorporar en las decisiones cuestiones ambientales que afectan “internamente” la empresa, en donde el grado de compensación con criterios sociales, culturales y ambientales – cuando no representan un factor de inviabilidad en el corto/mediano plazo- es relativamente bajo. Para el caso de análisis de políticas públicas, la internalización de las consecuencias del uso se da sobre una base mucho más amplia de afectados, territorio y de “efectos”; y debería corresponder a un horizonte más prolongado, lo que permite incluir más criterios y niveles de compensación distintos, pero sin dejar de tener en cuenta la necesidad de su viabilidad en términos económicos.

El aporte de este trabajo es el logro de una recomendación para incentivar algún tipo de actividad sobre otra a partir de los recursos públicos que se destine a los programas de fomento existentes, y así frenar lo que parece un derrotero inexorable: el aumento de las exclusiones y de la desigualdad. Para llegar a esa recomendación se incorpora el cotejo simultáneo de aspectos económicos, sociales, ambientales y culturales, con la consideración de los intereses de los actores y el interés público, en el marco de los principios de la economía ecológica. Esta combinación de condiciones es inédita para los análisis efectuados hasta ahora en la zona.

El proceso metodológico propuesto en esta tesis reviste una importancia igual o mayor que los resultados, en tanto lo que se busca es probar que con mecanismos relativamente poco onerosos (en términos económicos y de tiempo) es posible plantear y evaluar situaciones sobre las que se deben tomar decisiones de políticas públicas. La metodología presentada tiene carácter democrático al considerar los intereses de los afectados, y apeló a las entrevistas para captar esos intereses. Los intereses quedaron plasmados en los criterios con que se evaluaron las alternativas planteadas, y la valoración se realizó seleccionando indicadores que se calcularon -salvo en el caso de los culturales- en base a parámetros técnicos. Esto tiene que ver con las nuevas formas de hacer política, donde se integran los conocimientos académicos con las tradiciones.

Entre los posibles métodos multicriteriales, la adopción del NIADE se fundamentó en la versatilidad para incorporar variables, además de la forma de manejar las incertidumbres, que ayuda a evitar supuestos. El hecho de evitar los supuestos, y la exposición de los valores de los indicadores le dio el carácter de transparente.

Pero, la resolución matemática del método no lo exime de presentar cierto grado de subjetividad, sobre todo al momento de determinar los umbrales de preferencia de los indicadores. Por eso, la exposición de los valores utilizados es de gran importancia, para acotar las suspicacias respecto a los resultados.

En cuanto al caso estudiado, la recomendación que surge de este estudio es que **la actividad más adecuada para incentivar en la zona es la producción silvopastoril ganadera caprina** que, con un planteo productivo sustentable ambientalmente, refleja indicadores socioeconómicos más adecuados que las alternativas, teniendo en cuenta en conjunto el interés público como privado. El ranking se completa con la producción forestal en segundo lugar, y la producción silvopastoril ganadera, y el no uso del bosque, con y sin pago por servicios ambientales en tercer lugar.

Se observa que la opción de producir cabras (D) aparece primera en el ranking de la mejores $\phi_{(+)}$, pero no en el de las "menos malas" $\phi_{(-)}$, y de la misma forma, el resto de las alternativas no mantienen el mismo orden. Esto muestra lo complejo que puede resultar la toma de decisiones, resaltando las bondades del método, al brindar una técnica de agregación de criterios. La opción silvopastoril caprina es bastante consistente en los análisis de sensibilidad

Una apreciación que se puede hacer de este ranking, es que es preferible —en este planteo— producir antes que dejar el bosque sin utilizar, aún teniendo la opción de recibir pagos por servicios ambientales que garanticen ingresos. El monto de los pagos propuestos por el

gobierno resultan insuficientes para que la opción de “no usar al bosque” a cambio de recibir estos pagos resulte atractiva, además de no generar empleo, no proveer alimentos ni favorecer la distribución de la tierra.

Otra observación de los análisis realizados es que bajo criterios estrictamente “individualistas” la preferencia por la producción bovina y el pago por servicios ambientales se imponen sobre las otras alternativas. Esto parece reflejar en parte lo que está ocurriendo, en donde la política actual de pago por servicios ambientales es errática y poco confiable, por lo que la opción restante -la producción de bovinos- está avanzando sobre las otras, habia cuenta el mayor poder económico que poseen esos productores.

La presentación final del ranking no agota la potencialidad del método, que más allá de este producto sirve como un proceso que fortalece la racionalidad en la toma de desiciones.

Referencias

- AGNU (1992). *Declaración de Río sobre el medio ambiente y el desarrollo. 27 Principios*. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro, Junio 1992.
- Azqueta, D. A. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, España.
- Ballesteros, M.H. (2008). Economía Ambiental y Economía Ecológica: Un balance crítico de su relación. *Economía y Sociedad* 33 y 34, 55 – 65
- Barba-Romero, S. y Pomerol, J.C. (1997). Decisiones Multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica. Universidad de Alcalá.
- Barchuk, A.; Britos, de la Mata, E. (2009). Diagnóstico de la cobertura de bosques nativos de la provincia de Córdoba en Sistemas de Información Geográficos. Inédito. Grupo de Ordenamiento Territorial Participativo, Universidad Nacional de Córdoba
- Barchuk, A.; Barri, F.; Britos, A.; Cabido, M.; Tamburini, D. (2010). Diagnóstico y perspectivas de los bosques en Córdoba. *Hoy la Universidad*. Noviembre
- Baumol, W. J.; Oates, W.E. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press.
- Becerra, V. (2006). *Asistencia técnica para la formulación de la estrategia de desarrollo regional de la provincia de Córdoba*. PROINDER.
- Berbotto, L.; Berniell, L.; Brassiolo, P.; Dvorking, M.; Garzón, J.; de la Mata, D. y Suárez Migliozi, J. (2004). *Lineamientos para contribuir al desarrollo económico y social del departamento Cruz del Eje*. Anexos. Fundación Mediterránea, Córdoba.
- Berra, G.; Finster, L. (2008). Emisiones de gases de efecto invernadero en el sector ganadero argentino. INTA Castelar. Disponible en www.unsam.edu.ar/escuelas/posgrado/clases/berraganaderia.pps (Junio 2011)
- Bishop, J. (Ed). (1999). *Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries*. International Institute for Environment and Development, London.
- Bishop J. y Landell-Mills N. (2003). Los servicios ambientales de los bosques: información general. En: La venta de servicios ambientales forestales. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Blackstock, K.L.; Kelly, G.J.; Horsey, B.L. (2007). Developing and applying a framework to evaluate participatory research for sustainability. *Ecological Economics*, 60 (4), 726-742.

Bono, J; Parmuchi, M. G.; Strada, M.; Montenegro, C.; Manghi, E. y Gasparri, I. (2004). *Mapa forestal provincia de Córdoba. Actualización año 2002*. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.

Boulding, K. (1966). The economics of the coming spaceship earth, Recuperado de dieoff.org/page160.htm (Mayo 2010)

Brown, T.; Bergstrom, J.C y Loomis, J.B. (2006). *Ecosystem Goods and Services: Definition, valuation and provision*. Discussion paper at the Rocky Mountain Research Station, Colorado. USA.

Cabido, M. y Zak, M. (2010). Deforestación, agricultura y biodiversidad, en *Hoy La Universidad Digital*. Disponible en: www.hoylauniversidad.unc.edu.ar/2010/junio/deforestacion-agricultura-y-biodiversidad-apuntes (Septiembre 2010)

Cabrera, A. L. (1976) *Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería* (Tomo2, fasc. 1) Segunda ed. Ed. Acme, Buenos Aires.

Calvo, S.; Coirini, R.; Reynero, N.; Salvador, L.; Visintini, A.; von Müller, A. (2006). Valorización de uso directo e indirecto del bosque nativo. Una experiencia en la pedanía Chancani, provincia de Córdoba. Presentado en XXXVII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. ISSN 1666-0285

Calvo, S.; Salvador, L.; González Palau, C.; Iglesias, D. (2008). La cadena de carne bovina en la provincia de Córdoba. Implicancias para el desarrollo territorial, en *El Balance de la Economía Argentina 2008*. Instituto de Investigaciones Económicas. Bolsa de Comercio de Córdoba. 19A1 - 19A27

CEDLAS y Banco Mundial (2011). Base de Datos Socioeconómicos para América Latina y el Caribe. Disponible en www.sedlac.econo.unlp.edu.ar/esp/estadisticas.php (Febrero 2011)

Colby, M.E. (1991). La administración ambiental en el desarrollo: evolución de los paradigmas. *El Trimestre Económico*, Vol. LVIII (3) Num. 231. México. Julio-Septiembre 1991

Conrero, M.; Daghero, A.; Benito, M.; Romero, C.; Deza, C.; Roberi, A.; Ruosi, G. (2007) Plan de Desarrollo Local para el Departamento Cruz Del Eje: Una Experiencia Participativa. Trabajo presentado en IV Encuentro Nacional de Docentes Universitarios Católicos. Disponible en www.enduc.org.ar/enduc4/index.htm (Noviembre 2010)

Constanza R. Y Folke C. (1997). Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainability as goals, en Daily, G. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.

Cornes, R.; Sandler, T. (1996). *The theory of externalities, public goods and club goods*. Cambridge University Press. Segunda Edición.

Daily, G.C. (1997) Introduction: what are ecosystem services. In Daily, C.G. (ed), *Natures Services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 1-10.

Daly, H.; Farley, J. (2004). *Ecological Economics: principles and applications*. Island Press.

De Marchi, B.; Funtowicz, S.; Lo Cascio, S. y Munda, G. (2000). Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics*, 34 (2) 267-282.

De Prada, J.; Farhed, S.; Bravo-Ureta, B.; Degioanni, A. y Cantero A. (2009). El impacto económico de la agricultura en la degradación de los humedales: Modelo teórico y valoración empírica en el sur de Córdoba, Argentina. En XL Reunión Anual de la AAEA, Bahía Blanca, Argentina.

Díaz, R. (2003). Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural de Chaco Árido (Argentina). *Agriscientia*, XX, 61-68.

Dirección General de Estadísticas y Censos de la Provincia de Córdoba. (2011). Producto Geográfico Bruto. Disponible en web2.cba.gov.ar/actual_web/estadisticas/producto_bruto/index.htm (Diciembre 2010)

Erlich, P. (1989). The limits to substitution: Meta-resource depletion and a new economic-ecological paradigm. *Ecological Economics* 1, 9-16

FAO. (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma: FAO.

Farber, S.; Constanza, R.; Wilson, M. (2002) Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41, 375-392.

Fuente Carrasco, M. E. (2008). La economía ecológica: ¿un paradigma para abordar la sustentabilidad? *Argumentos*, 21, 75-99.

Fundación Barrioche (2008). Argentina: Diagnóstico, Prospectivas y Lineamientos para Definir Estrategias Posibles ante el Cambio Climático. Proyecto realizado para Endesa Cemsa S.A. Disponible en: www.endesacemsa.com (Octubre 2010)

Funtowicz, S.; De Marchi, B.; Lo Cascio, S. and Munda, G. (1998) *The Troina Water Valuation Case Study*, Reporte Final. Disponible en www.landecon.cam.ac.uk/up211/PGR06/readings/VALSE_CHP9.pdf (Marzo 2011)

Fürst Edgar (1997). *El cambio ecológico estructural en un mundo de globalización. Implicaciones interpretativas sobre el significado del espacio ambiental para el proceso de desarrollo en el Hemisferio Sur*. Documento de trabajo del Proyecto Cambio Estructural en la Economía y el Ambiente. CINPE-UNA. Heredia, Costa Rica.

Gallopín G. (2006). Los indicadores de Desarrollo Sostenible aspectos metodológicos y conceptuales. Ponencia realizada para el seminario de Expertos sobre Indicadores de Sostenibilidad en la Formulación y Seguimiento de Políticas. Santiago Chile

Gamboa Jiménez, G. (2003) *Evaluación Multicriterio Social de Escenarios de Futuro en la XIª Región de Aysen, Chile*. Trabajo de Investigación. Inédito. Disponible en <http://www.iecep.net/> (Julio 2011)

García Teruel, M. (2003). Apuntes de Economía Ecológica. *Boletín Económico del ICE*, 2767, 69-75.

Ghida Daza, C.; Sánchez, C. (2009). Zonas Agroeconómicas Homogéneas: Córdoba, área de influencia de la EEA INTA MANFREDI. Manfredi, Córdoba (AR): INTA EEA Manfredi. Cartilla Manfredi No. 3. Disponible en www.inta.gov.ar/manfredi/info/boletines/cartilla_dig_manfredi/cartilla_digital_1_08.htm (Agosto 2010).

Gironés, X.; Madrid, D. y Valls, A. (2008) Comparación de dos Métodos de Toma de Decisiones Multicriterio: MACBETH y PROMETHEE. Departament d'Enginyeria Informàtica i Matemàtiques, Tarragona. Disponible en deim.urv.cat/recerca/reports/DEIM-RR-08-004.pdf (Agosto 2011)

Georgescu-Roegen, N. (1976). *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard University Press, Cambridge, MA.

Guber, R. (2004) *El Salvataje Metropolitano. Reconstrucción del conocimiento social en el trabajo de campo*. Buenos Aires. Editorial Paidós.

Hartley Ballesteros, M. (2008). Economía ambiental y economía ecológica: Un balance crítico de su relación. *Economía y Sociedad*, 33 y 34, Enero – Diciembre de 2008: 55 – 65.

Hueting, R., Reijnders, L., Jan Lambooy, B. and Jansen H. (1998). The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25 (1), 31-35.

Ibarra Zavala, Darío. (2013). El modelo de crecimiento económico Solow-swan aplicado a la contaminación y su reciclaje. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(15), 08-24. Recuperado en 12 de octubre de 2014, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322013000100002&lng=es&tlng=es.

INDEC. (1988) Censo Nacional Agropecuario

INDEC. (2001) Censo Nacional de Población

INDEC. (2002) Censo Nacional Agropecuario

Lara, A. y Urrutia R. (2012) En P. Servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile: estado del arte y desafíos. En Latta, E. G. Jobbágy, y J. M. Paruelo (Edits.), *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento*, 69-84. Buenos Aires, Argentina: INTA.

- Linares Llamas, P. (1999). *Integración de Criterios Medioambientales en Procesos de Decisión. Una aproximación Multicriterio a la Planificación Integrada de Recursos Eléctricos*. Tesis Doctoral. Disponible en www.oa.upm.es/766/1/PEDRO_LINARES_LLAMAS.pdf (Enero 2011)
- Martínez-Alier, J. (1999). *Introducción a la economía ecológica*. Barcelona: Rubes Editorial.
- Martínez-Alier, J. (1998). *Curso de Economía Ecológica*. Serie de textos básicos para la formación ambiental (1). PNUMA.
- Martínez-Alier, J., O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26, 277–286.
- Meadows, D.; Meadows, D.L.; Randers, J. and Behrens, W.W.III. (1972). *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- Mengo, R.I. (2009). Argentina: Córdoba, deforestación y consecuencias socio ambientales. Disponible en www.biodiversidadla.org/content/view/full/52704 (Marzo 2011)
- Mensa González, F. (2002). Programa de Fortalecimiento y diversificación de Actividad Productiva Cruz del Eje. Córdoba. IV Seminario Nacional de la Red de Centros Académicos para el Estudio de Gobiernos Locales. Disponible en biblioteca.municipios.unq.edu.ar/modules/mislibros/archivos/mensagonzalez.pdf (Mayo 2010)
- Michaelidou, M.; Decker, D. y Lassoie, J. (2002) The interdependence of ecosystem and community viability: a theoretical framework to guide research and application, *Society and Natural Resources* 15, 599-616.
- Millenium Ecosystem Assessment, (2003). *Ecosystem and human well-being: A framework for assessment*. Island Press.
- Washington. D.C. Mitchell, R.C. and Carson R.T. (1989). *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Resources for the future, Washington D.C.
- Ministerio de Salud y Ambiente De la Nación. (2005) Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Parque Chaqueño. Disponible en www.medioambiente.gov.ar (Diciembre 2009).
- Montenegro, C.; Gasparri, I.; Manghi, E.; Strada, M.; Bono, J. y Parmuchi M.G. (2004) *Informe sobre deforestación en Argentina*. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Munda, G. ; Nijkamp, P. and Rietveld, P. (1994). Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics* 10 (2), 97-112
- Munda, G. (1995). *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Theory and Applications in Ecological Economics*. Physica-Verlag, Heidelberg

Munda, G. (1995). NAIADE Manual and Tutorial – Version 1.0 ENG. Joint Research Centre of the European Commission. Disponible en www.aiaccproject.org/meetings/Trieste_02/trieste_cd/Software/NAIADE/naiade.PDF (Enero 2011)

Munda, G. (2004). Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational research consequences. *European Journal of Operational Research* 158, 662-677

Municipalidad de Cruz Del Eje. Historia de Cruz del Eje. Disponible en www.cruzdeleje.gov.ar/historia.php (Febrero 2011)

Partridge, E. and Rolston, H. (1986). Values in Nature: An Exchange. Disponible en www.igc.org/gadfly (Octubre 2009)

Naumann, M. y Madariaga M., (2003). Atlas Argentino, SAYDS, INTI, GTZ, Buenos Aires, Disponible en www.medioambiente.gov.ar/bosques/bosques_nativos/parque_chaquenio/default.htm (Diciembre 2010)

Norgaard, R.B. (1994). *Development betrayed. The end of progress and coevolutionary revisioning of the future*, Routledge, Londres. Citado por Fuente Carrasco, M. (2008)

Odum H.Y. y Odum E.C. (1981). *Hombre y Naturaleza. Bases Energéticas*. Ediciones Omega, Barcelona. Citado por Fuente Carrasco (2008)

Patterson, M. (1998). Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics* 25, 105–126.

Payne, G. and Williams, M. (2005). Generalizations in Qualitative Research. *Sociology* 39 (2), 295-314

Pearce, D. (1990). An economic approach to saving the tropical forests. Trabajo presentado por el autor para la University of Oxford Economic Research Associates, Londres.

Pearce, D. and Moran, D. (1994). *The Economic Value of Biodiversity*. The World Conservation Union, Londres

Pearce, D.W. y Turner R.K. (1995). *Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente*. Colegio de Economistas de Madrid - Celeste Ediciones, Madrid.

Penna, J. y Cristeche, E. (2008). *La valoración de servicios ambientales: diferentes paradigmas*. Serie Documento de Trabajo Nº 2 - PPR AEES1 “Análisis Socioeconómico de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales”. INTA.

Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial, [PEA²]. (2010) *Situación actual de la provincia de Córdoba. Dimensión ambiental y territorial*. Inédito.

Prato, T. and Herath, G. (2007) Multiple-criteria decision analysis for integrated catchment management. *Ecological Economics* 63. 627–632

Quintero Soto, L. y Fonseca Hernández, C. (2008). Revisión de las Corrientes Teóricas Sobre el Medio Ambiente y los Recursos Naturales en *Revista Digital Universitaria*. Vol.9 Número 3.

Ramírez Miranda, C. A. (2011). Crítica al establishment del desarrollo en el campo: nueva ruralidad y desarrollo territorial rural. *Estudios Latinoamericanos*, (27-28), 107-128.

REDAF. (2009) *Conflictos sobre tenencia de la tierra y ambientales en la región del Chaco Argentino*. Red Agroforestal Chaco Argentina. Disponible en <http://redaf.org.ar/observatorio/> (Febrero 2011)

Romano, S. (2002). *Economía, Sociedad y Poder en Córdoba. Primera Mitad del Siglo XIX*. Ferreyra Editor, Córdoba, Argentina. Citado por Silvetti, F (2010)

Saaty, T.L. (1995). *Decision Making for Leaders: The Analytical Hierarchy Process for Decisions in a Complex World*, RWS Publications, 3er Ed. Pittsburg, U.S.A.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, (2010). *Indicadores de Desarrollo Sustentable*. Disponible en www.ambiente.gov.ar (Enero 2011)

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Ministerio de Salud de la Nación (2009). *Cambio Climático en Argentina*. Disponible en www.ambiente.gov.ar (Enero 2011)

Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable (1999). *Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas*. Préstamo BIRF N° 4085-AR. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Gerencia Técnica Bosques Nativos, Dirección de Bosques.

Silvetti, F. (2010). *Estrategias Campesinas, Construcción Social del Hábitat y Representaciones sobre la Provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Árido, un Análisis Sociohistórico en el Departamento Pocho (Córdoba, Argentina)*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Silvetti, F y Cáceres, D. (1998). Una perspectiva sociohistórica de las estrategias de reproducción social de los pequeños productores del Noroeste de Córdoba. *Debate Agrario* 28. 103-127. Citado por Silvetti (2010).

Silvetti, F.; Soto, G.; Cáceres, D. y Cabrol, D. (2011). Conflicto socio ambiental y políticas públicas. El caso de la Ley para la Protección de Bosques Nativos de la Provincia de Córdoba (N° 9814/2010). Ponencia presentada en las VII Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales, Centro Interdisciplinario de Estudios agrarios (CIEA), Facultad de Ciencias Económicas, UBA, Buenos Aires.

Solow, R. M. (1986). "On the Intergenerational Allocation of Natural Resources". *The Scandinavian Journal of Economics. Growth and Distribution: Intergenerational Problems*. 88 (1): 141-149.

Tapella, E. (2011) Heterogeneidad social y valoración diferencial de servicios ecosistémicos. En abordaje multi-actoral en el oeste de Córdoba (Argentina). Tesis Doctoral

Tell, S. (2008). *Córdoba Rural, Una Sociedad Campesina: 1750-1850*. Prometeo Libros. Buenos Aires. Argentina. Citado por Silveti (2010)

Turner, K. (1999). Environmental and Ecological Economics Perspectives. En van Denn Bergh, Jeroen C.J.M (1999 ed.), *Handbook of environmental and resource economics*. Edward Elgar Publishing.

Unidad Provincial del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (2009). Departamento Cruz del Eje, Córdoba. Caracterización del sector agropecuario. Disponible en www.magya.cba.gov.ar/uploaded/Cruz%20del%20Eje%202009.pdf (Diciembre 2009)

United Nations. (2001). Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. New York.

Venkatachalam, L. (2007). Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological Economics* 61. 550-558.

Viglizzo, E. (2002). *Manual del Agro-Eco-Index 1.0*. Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires

Viglizzo, E.; Frank, F. y Cabo, S. (2009). Software Agroecoindex. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Disponible en www.inta.gov.ar/anguil/info/agrecoindex/Modelo/AgroEcoIndex%202009.xls (Septiembre 2011)

Villacis Cruz, B. A. (2005). *La crisis del oro azul: Un análisis de la sustentabilidad del agua en la ciudad de Quito*. Quito: FLACSO - Sede Ecuador. Disponible en flacsoandes.org/dspace//handle/10469/269 (Julio 2011)

Zhang, X. and Lu, X. (2010). Multiple criteria evaluation of ecosystem services for the Ruoergai Plateau Marshes in southwest China. *Ecological Economics* 69(7), 1463-1470

ANEXO I

Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia De Córdoba

Categorías de Conservación del Bosque Nativo

Artículo 5º.- Apruébase el Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la Provincia de Córdoba de acuerdo a las siguientes categorías de conservación:

a) Categoría I (rojo): sectores de bosques nativos de muy alto valor de conservación que no deben transformarse.

Se incluyen áreas que por sus ubicaciones relativas a reservas, su valor de conectividad, la presencia de valores biológicos sobresalientes y/o la protección de cuencas que ejercen, ameritan su persistencia como bosque a perpetuidad, aunque estos sectores puedan ser hábitat de comunidades indígenas y campesinas y pueden ser objeto de investigación científica y aprovechamiento sustentable.

Se incluyen en esta categoría los bosques nativos existentes en las márgenes de ríos, arroyos, lagos y lagunas y bordes de salinas.

Quedan excluidos de esta categoría aquellos sectores de bosques nativos que hayan sido sometidos con anterioridad a un cambio de uso del suelo, con excepción de aquellos casos en que hayan sido en violación a la normativa vigente al momento del hecho;

b) Categoría II (amarillo): sectores de bosques nativos de mediano valor de conservación que pueden estar degradados o en recuperación, pero que con la implementación de actividades de restauración pueden tener un valor alto de conservación y que podrán ser sometidos a los siguientes usos: aprovechamiento sustentable, turismo, recolección e investigación científica, en los términos de la presente Ley.

Quedan excluidos de esta categoría aquellos sectores de bosques nativos que hayan sido sometidos con anterioridad a un cambio de uso del suelo, con excepción de aquellos casos en que haya sido en violación a la normativa vigente al momento del hecho, y

c) Categoría III (verde): sectores de bosques nativos de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad dentro de los criterios de la presente Ley.

Quedan excluidos de esta categoría aquellos sectores de bosques nativos que hayan sido sometidos, con anterioridad, a un cambio de uso del suelo con excepción de aquellos casos en que hayan sido en violación a la normativa vigente al momento del hecho.

Criterios de Sustentabilidad Ambiental para el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos

1) Superficie: es el tamaño mínimo de hábitat disponible para asegurar la supervivencia de las comunidades vegetales y animales. Esto es especialmente importante para las grandes especies de carnívoros y herbívoros.

2) Vinculación con otras comunidades naturales: Determinación de la vinculación entre un parche de bosque y otras comunidades naturales con el fin de preservar gradientes ecológicos completos. Este criterio es importante dado que muchas especies de aves y mamíferos utilizan distintos ecosistemas en diferentes épocas del año en búsqueda de recursos alimenticios adecuados.

3) Vinculación con áreas protegidas existentes e integración regional: La ubicación de parches de bosques cercanos o vinculados a áreas protegidas de jurisdicción nacional o provincial como así también a monumentos naturales, aumenta su valor de conservación, se encuentren dentro del territorio provincial o en sus inmediaciones. Adicionalmente, un factor importante es la complementariedad de las unidades de paisaje y la integración regional, consideradas en relación con el ambiente presente en las áreas protegidas existentes y el mantenimiento de importantes corredores ecológicos que vinculen a las áreas protegidas entre sí.

4) Existencia de valores biológicos sobresalientes: son elementos de los sistemas naturales caracterizados por ser raros o poco frecuentes, otorgando al sitio un alto valor de conservación.

5) Conectividad entre eco regiones: los corredores boscosos y riparios garantizan la conectividad entre eco regiones permitiendo el desplazamiento de determinadas especies.

6) Estado de conservación: la determinación del estado de conservación de un parche implica un análisis del uso al que estuvo sometido en el pasado y de las consecuencias de ese uso para las comunidades que lo habitan. De esta forma, la actividad forestal, la transformación del bosque para agricultura o para actividades ganaderas, la cacería y los disturbios como el fuego, así como la intensidad de estas actividades, influyen en el valor de conservación de un sector, afectando la diversidad de las comunidades animales y vegetales en cuestión. La

diversidad se refiere al número de especies de una comunidad y a la abundancia relativa de éstas. Se deberá evaluar el estado de conservación de una unidad en el contexto de valor de conservación del sistema en que está inmerso.

7) Potencial forestal: es la disponibilidad actual de recursos forestales o su capacidad productiva futura, lo que a su vez está relacionado con la intervención en el pasado. Esta variable se determina a través de la estructura del bosque (altura del dosel, área basal), la presencia de renovales de especies valiosas y la presencia de individuos de alto valor comercial maderero. En este punto es también relevante la información suministrada por informantes claves del sector forestal provincial habituados a generar planes de manejo y aprovechamiento sostenible, que incluya la provisión de productos maderables y no maderables del bosque y estudios de impacto ambiental en el ámbito de las provincias.

8) Potencial de sustentabilidad agrícola: consiste en hacer un análisis cuidadoso de la actitud que tiene cada sector para ofrecer sustentabilidad de la actividad agrícola a largo plazo. La evaluación de esta variable es importante, dado que las características particulares de ciertos sectores hacen que, una vez realizado el desmonte, no sea factible la implementación de actividades agrícolas económicamente sostenibles a largo plazo.

9) Potencial de conservación de cuencas: consiste en determinar la existencia de áreas que poseen una posición estratégica para la conservación de cuencas hídricas y para asegurar la provisión de agua en cantidad y calidad necesarias. En este sentido tienen especial valor las áreas de protección de nacientes, bordes de cauces de agua permanentes y transitorios y la franja de "bosques nublados", las áreas de recarga de acuíferos, los sitios de humedales o Ramsar, áreas grandes con pendientes superiores al cinco por ciento (5%), etc.

10) Valor que las Comunidades Indígenas y Campesinas dan a las áreas boscosas o sus áreas colindantes y el uso que pueden hacer de sus recursos naturales a los fines de su supervivencia y el mantenimiento de su cultura: En el caso de las Comunidades Indígenas y dentro del marco de la Ley Nacional N° 26.160, se deberá actuar de acuerdo a lo establecido en la Ley Nacional N° 24.071, ratificatoria del Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo (OIT). Caracterizar su condición étnica, evaluar el tipo de uso del espacio que realizan, la situación de tenencia de la tierra en que habitan y establecer su proyección futura de uso, será necesario para evaluar la relevancia de la continuidad de ciertos sectores de bosque y generar un plan de acciones estratégicas que permitan solucionar o al menos mitigar los problemas que pudieran ser detectados en el mediano plazo.

ANEXO II

Indicadores

Balance de Gases de Efecto Invernadero

El balance de gases de efecto invernadero se obtiene a partir de una adaptación de la metodología propuesta por el IPCC en 1996, que consiste en la suma y resta de los valores estimados para las distintas fuentes de emisión y secuestro de dichos gases. Los tres gases considerados en este indicador son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), y el óxido nitroso (N₂O), aunque se totalizan los resultados en toneladas de equivalente CO₂ (emitido o secuestrado) por unidad de espacio y tiempo (T/ha/año). Para realizar esto, se convierten el metano y el óxido nitroso, afectándolos por su potencia invernadero, de 21 y 310 veces el potencial correspondiente al CO₂, respectivamente.

Cálculo de emisión de CH₄

El CH₄ está vinculado a la presencia de rumiantes. La emisión de este gas proviene, para estos casos, de dos fuentes principales: fermentación entérica (CH₄-FE) y la fermentación fecal (CH₄-FF). Esos valores dependen de la cantidad y tipo de animales y de la alimentación.

$$\text{CH}_4 = (\text{CH}_4\text{-FE}) + (\text{CH}_4\text{-FF})$$

Cálculo de la emisión de N₂O

La emisión de gases invernadero por generación de óxido nitroso son los más complejos de todo el proceso, no obstante, algunos de ellos han podido ser simplificados a través de tablas de emisión (Agroecoindex®).

Las vías principales de emisión para las condiciones de este trabajo son: emisiones directas por heces y orina (N₂O-HO), y las emisiones indirectas por volatilización, lavado e infiltración de las excreciones animales (N₂O-VLI).

$$\text{N}_2\text{O} = (\text{N}_2\text{O-HO}) + (\text{N}_2\text{O-VLI})$$

Se estima que los animales eliminan en forma directa aproximadamente 0,02 kg de N₂O por kg de N excretado como heces y orina. Los valores de N excretado (kg N/cabeza/año) dependen del tipo de ganado y del tipo de alimentación, al igual que la emisión de CH₄.

$$\text{N}_2\text{O} - \text{HO} = \text{N}_{\text{Excretado}} \times 0,2$$

Las emisiones indirectas por volatilización, lavado e infiltración reflejan el N₂O que se pierde y provienen fundamentalmente del N amoniacal (N-NH₃). El factor de emisión sugerido es de 0,01 kg N₂O por kg N-NH₃, la fracción de NH₃ que se estima es de 0,2 kg N-NH₃ por kg de N excretado (Agroecoindex®).

$$N_2O-VLI = N_{\text{Excretado}} \times 0,01 \times 0,2$$

Cálculo de emisión y secuestro de CO₂

Se estima la emisión y el secuestro de CO₂, a partir de dos componentes de su balance: el cambio en el stock de C del suelo(CO₂ -SC), los cambios en el stock de C de la biomasa(CO₂ -BIO).

$$CO_2 = (CO_2 -SC) + (CO_2 -BIO)$$

Cambio en el Stock de C del suelo

El indicador de cambio en el stock de C del suelo se expresa en toneladas de C perdido (o ganado) por ha y por año. Debido a que generalmente es difícil encontrar análisis de contenido de C provenientes de años anteriores, de manera que permitan calcular un cambio en el tiempo, se utilizó una metodología de estimación sencilla, basada en el uso de la tierra en cada unidad de superficie (Viglizzo *et al.*, 2009).

La unidad de expresión utilizada es la toneladas de C por ha (hasta 30 cm de profundidad). Para convertir el % de materia orgánica (MO) -la forma más común de expresar el C del suelo- en T/C/ha se deben realizar el siguiente cálculo:

$$\frac{C(T)}{ha} = \frac{MO \times 0,58 \times 10 \times DA \times 0,3 \times 10.000}{1000}$$

- 0,58 es el factor promedio para convertir % de materia orgánica. en % de C
- 10 para pasar de % a g.kg-1 (o sea a ‰)
- DA(densidad aparente del suelo) para cuantificar cuál es el contenido desuelo en el perfil, y poder cuantificar el contenido neto de C
- 0,3 porque está referido a los primeros 30 cm del suelo (suelo vegetal)
- 10.000 para referirlo a valores por hapara pasar de kg a toneladas

La fórmula simplificada es: T/C/ha = %MO× DA×17,4

El período de cálculo utilizado para medir la variación es de 20 años (duración considerada suficiente como para detectarla), y se estima el mismo como la diferencia entre el stock de C estimado para cada extremo del período, dividida por la cantidad de años:

$$\text{Cambio Stock C} = \frac{\text{Stock}_{\text{actual}} - \text{Stock}_{\text{previo}}}{20}$$

donde el stock actual es el estimado para el año de evaluación, y el stock previo corresponde al del otro extremo del período en cuestión. Ya que tanto el stock previo como el stock actual son, en la mayoría de los casos, desconocidos, se parte de un valor estimado, expresado en toneladas de C por ha de suelo hasta 30 cm de profundidad.

El valor a utilizar corresponde al stock de C estimado para la década de 1950, mediante la estimación de cambios a partir del contenido de C considerado como original (0,55 del stock inicial). Esto permite realizar tres iteraciones de alrededor de 20 años cada una: 1968–1948, 1988–1968 y 2008–1988, y calcular el indicador como la diferencia anual entre los dos últimos extremos designados (2008 y 1988).

A partir de la metodología que utiliza el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC 1996), se estima el stock de C para cada uno de los extremos de los períodos, utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Stock}_{\text{actual}} = \text{Stock}_{\text{previo}} \times U \times L \times R$$

El primero de los tres coeficientes multiplicativos, el factor uso de la tierra (U), surge del tipo de uso que ha tenido cada fracción de tierra en el período analizado en cada caso (Se obtiene de una tabla desarrollada en el manual del Agroecoindex®) Se utiliza éste para que el valor del stock de C aumente (valores mayores a 1) o disminuya (menores a 1) de acuerdo a los distintos usos de la tierra. Por su parte, el factor labranza (L) utilizado tuvo un valor 1 en los potreros en los que se realiza labranza convencional y un valor 1,1 cuando se utiliza siembra directa o cuando no se realizan labores algunas. Finalmente, el factor rastrojo (R) se utiliza para estimar el aporte relativo de la vegetación remanente (no cosechada o no comida por el ganado). Se utilizaron, para éste, valores de 0,80 a 2,19, de acuerdo a las características del manejo de los mismos (Se obtiene de una tabla desarrollada en el manual del Agroecoindex®).

Para los períodos de los cuales no se cuenta con datos del uso de la tierra, se utilizan las mismas proporciones de cada uso de la tierra que en la actualidad, mientras que los coeficientes correspondientes a las labranzas y a los manejos de los rastrojos deben ser seleccionados de acuerdo a las prácticas agrícolas predominantes en tales períodos (por ejemplo: no había siembra directa en 1960).

La tabla II-1 muestra el balance de carbono para las distintas alternativas de uso del bosque, considerando la captura por parte del bosque (Calvo *et al.* 2006), y la emisión o captura del suelo y de los animales de acuerdo a las ecuaciones previas.

Los balances pueden ser positivos, negativos o neutros. Si el balance es positivo, quiere decir que el establecimiento está actuando como emisor de Equivalente CO₂ (o sea, de gases invernaderos). Si el balance es negativo, actúa como sumidero de CO₂, es decir que está secuestrando gases invernaderos.

Tabla II-1 Cálculo del balance de Carbono de para los distintos usos del bosque

	Emisión GEI sector Ganadero				Captura del Bosque			Balance		
	F. Entérica	Estiercol	Carga/ha	CO ₂ equiv.[Tn /ha/año]	Bueno	Medio	Malo	Bueno	Medio	Malo
	CH ₄ [kg/cab/año]		[cab/ha]	/ha/año]	C [Tn/ha/año]			CO ₂ [Tn/ha/año]		
equivalencia	21,00	21,00			3,66	3,66	3,66			
Sin Uso					0,59	0,49	0,18	2,17	1,788	0,66
PSA					0,59	0,49	0,18	2,17	1,788	0,66
Vacunos	51,40	1,00	0,20	0,22	0,96	0,68	0,37	3,29	2,262	1,15
Caprinos	5,00	0,14	1,00	0,11	0,96	0,68	0,37	3,40	2,373	1,26
Forestal					1,00	1,00	1,00	3,66	3,660	3,66

N de Heces y Orina (kg/cab/año): 40

Fuente: Elaboración propia

Riesgo de Intervención del Hábitat

Como se indica en el texto este indicador fue propuesto por Viglizzo *et al.* (2002) en su metodología de medición de impacto de las actividades agropecuarias llamada Agroecoindex.

El nivel de perturbación por uso de la tierra es estimado comparando, mediante el uso de coeficientes que se describen más abajo, la vegetación actual con la vegetación potencial (la vegetación que se supone que habría si el hombre no hubiese intervenido en el proceso sucesional). La comparación se realiza a través de "Puntos de Impacto", donde las mayores puntuaciones pueden ser entendidas como mayores efectos negativos sobre la biodiversidad (Viglizzo *et al.*, 2002).

Los coeficientes utilizados para lograr esta comparación son: a) cantidad de especies; b) origen; c) periodicidad; d) organización en estratos verticales; e) organización en sub-estratos verticales.

Cantidad de especies: se asume que una mayor cantidad equivale a una mayor capacidad de albergar organismos. Por lo tanto, un cambio en la misma, equivale a un cambio (aumento o disminución) en la cantidad de organismos que pueden prosperar en determinado ambiente. Este es el coeficiente que se considera de mayor importancia relativa, y se asignan 10 puntos de impacto si existe un cambio significativo (tanto pérdida como ganancia de especies) en la cantidad de especies debido a la intervención humana y 0 puntos si no hay cambio.

El **origen de las especies** es el segundo punto, y se asignan 7,5 puntos de impacto si una proporción significativa de las especies presentes en la vegetación actual son introducidas a un determinado ecosistema. Se parte del supuesto que la vegetación nativa, al haber coexistido con la fauna nativa, tiene mayor capacidad de servirle de hábitat que la vegetación exótica.

Periodicidad de la vegetación dominante: si la vegetación potencial era perenne y es reemplazada por especies anuales (aún si fueran nativas), se asignan 5 puntos de impacto. Lo mismo sucede si la vegetación potencial era mayoritariamente anual y pasa a ser perenne. Este coeficiente está basado en los mismos supuestos que el anterior.

Con respecto al **nivel de organización vertical**, se asume que una mayor cantidad de estratos (a saber: herbáceo (o arbóreo o arbustivo solos)= 1; arbustivo y herbáceo (o arbóreo y herbáceo o arbóreo y arbustivo)= 2; y los tres (arbóreo, arbustivo y herbáceo)= 3) se corresponde con una mayor disponibilidad de sitios para su utilización como hábitats naturales. Por consiguiente, un cambio en este número determina un cambio en la capacidad de provisión de refugio y alimento de los ecosistemas. Se asignan 2,5 puntos de impacto cuando esto ocurre.

La **organización en sub-estratos** (en estratos dentro de los estratos anteriores) tiene un nivel de importancia relativa menor, pero merece ser tomada en cuenta. En este coeficiente se incluyen cambios en la cantidad de sub-estratos dentro de alguno (o algunos) de los estratos principales. Así por ejemplo, el reemplazo de varias especies de árboles (con alturas significativamente distintas) por una sola especie uniforme en altura, confiere al potrero en cuestión, 1 punto de impacto (además de los correspondientes por la pérdida en cantidad de especies).

Para obtener el valor del indicador de impacto sobre el hábitat, se divide a la suma de los coeficientes de cada potrero por 26 (para obtener un valor de cero a cien). Para el caso de las alternativas propuestas, el impacto resultó como se observa en la tabla II-2

Tabla II-2 Índice de intervención de hábitat

Coeficientes	Rango	Impacto	Sin uso	PSA	Bovinos	Caprinos	Forestal
Cantidad de especies	0-100	10	0	0	70	50	5
Origen de las especies	0-100	7,5	0	0	50	50	0
Periodicidad de la vegetación dominante	0-100	5	0	0	50	50	5
Nivel de organización vertical	0-100	2,5	0	0	60	60	5
Organización en sub-estratos	0-100	1	0	0	50	50	0
Riesgo de Intervención	0-100		0,00%	0,00%	58,65%	50,96%	3,37%

Fuente: Elaboración propia en base a Agroecoindex©

ANEXO III

Modelo NAIADE

12 Cruz del Eje

PARAMETERS

100 100 2 0.5 2 0.5

ALTERNATIVES 5

1 4 Nada 1

1 4 PSA 1

1 8 Bovinos 1

1 9 Caprinos 1

1 9 Forestal 1

CRITERIA 12

2 6 Tamaño 82 Requerimiento mínimo de tierra para lograr una producción sostenible económicamente 3 ha 4 0 333 200 100 50

2 6 Empleo 54 PPersonas necesarias para llevar adelante la producción 15 Personas/100 ha 4 1 0.33 0.2 0.1 0.05

2 21 Seguridad alimentaria 63 PPosibilidad de provisión de alimentos a partir de la producción 1 5 1 0.37 0.25 0.19 0.08

2 17 Inversión pública 30 AAportes monetarios del Estado 8 \$/ha/año 8 0 15 10 7.5 5

2 8 Ingresos 115 FFlujo de ingresos provenientes de la producción o aportados por el Estado (PSA). Incluye la variabilidad esperada. 5 \$/año 8 1 16666 10000 5000 2000

2 17 Inversión privada 62 IInversión inicial necesaria para llevar a cabo la producción. 9 \$/empresa 4 0 50000 35000 20000 10000

2 17 Cobertura arbórea 39 Cobertura de la proyección de la sombra 2 % 6 1 10 8.5 6 3

2 4 Agua 56 CConsumo de agua por parte de los animales en producción 9 l/ha/año 8 0 900 500 250 150

2 18 Balance de Carbono 90 Resultado de la captura de carbono por la vegetación y la emisión por parte de los animales 9 T/C/ha-1 8 1 3 2 1 0.5

2 20 Intervención hábitat 95 Indicador de intervención respecto a la biodiversidad, siguiendo los conceptos del AGROECOINDEX 1 4 0 33 25 15 7.5

2 9 Identidad 87 RReconocimiento de la actividad como característica de la zona por parte de los actores 1 5 1 0.37 0.25 0.19 0.08

2 22 Preferencia de trabajo 59 qPreferencia manifiesta por el tipo de actividad productiva 1 5 1 0.37 0.25 0.19 0.08

GROUPS 5

3 10 Cabreros 1

3 10 Ganaderos 1

3 12 Ladrilleros 1

3 10 Forestales 1

3 6 COTBN 1

IMPACTMATRIX

4 2000
4 1477
4 1077
4 346
4 1440
4 0
4 0
4 0.1
4 0.86
4 0.21
5 13 Extremely Bad 8
5 13 Extremely Bad 8
5 8 Moderate 4
5 4 Good 2
5 8 Very Bad 7
4 0
4 33.85
4 20
4 30
4 20
4 0
6 7 \$50.000 10 44313 73850 50000
6 7 \$50.000 10 25775 79069 50000
6 7 \$50.000 10 45000 55000 50000
6 7 \$50.000 10 45000 55000 50000
4 0
4 150000
4 350000
4 200000
4 155000
6 3 30% 12 25 35
6 3 30% 12 25 35
6 3 25% 10 20 30 25
6 3 25% 10 20 30 25
6 3 35% 12 30 40
4 0
4 0
6 11 2580 litros 12 2322 2838
6 11 2372 litros 12 2135 2609
4 0
6 4 1.78 10 0.66392 2.17404 1.78791
6 4 1.78 10 0.66392 2.17404 1.78791
6 4 2.25 10 1.14693 3.28547 2.25774
6 4 2.37 10 1.25907 3.39791 2.36988
6 4 3.66 10 3.6 3.7 3.66
4 0
4 0
4 58.65

4 50.96
4 3.37
5 13 Extremely Bad 8
5 13 Extremely Bad 8
5 4 Good 2
5 4 Good 2
5 16 More or Less Bad 5
5 8 Very Bad 7
5 8 Moderate 4
5 9 Very Good 1
5 16 More or Less Bad 5
5 8 Moderate 4

EQUITYMATRIX

5 3 Bad 6
5 8 Moderate 4
5 13 Extremely Bad 8
5 7 Perfect 0
5 3 Bad 6
5 13 Extremely Bad 8
5 8 Moderate 4
5 7 Perfect 0
5 16 More or Less Bad 5
5 13 Extremely Bad 8
5 13 Extremely Bad 8
5 8 Very Bad 7
5 17 More or Less Good 3
5 17 More or Less Good 3
5 9 Very Good 1
5 13 Extremely Bad 8
5 8 Moderate 4
5 3 Bad 6
5 3 Bad 6
5 7 Perfect 0
5 17 More or Less Good 3
5 9 Very Good 1
5 13 Extremely Bad 8
5 9 Very Good 1
5 4 Good 2

END