

Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias

**INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES**

Mendoza, Argentina.



**TESIS DE GRADO**

*EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE FUNCIONES ECOSISTÉMICAS EN LA CUENCA DEL RÍO TUNUYÁN  
SUPERIOR, MENDOZA*



Tesinista: Yamina Micaela Rosas

Director: Leandro Mastrantonio

2016

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis padres, Rosana y Rubén y a mis hermanos, Ismael y Maira, por su amor y apoyo incondicional en todo este camino.

A mis abuelos, Carmen, Susana y Carlos por sus gestos de amor y acompañamiento.

A mi novio, Juan Manuel por siempre estar presente y apoyarme en todas las aventuras que me propongo.

A Leandro, por sus enseñanzas, consejos y por su dedicación a esta Tesina.

A mis amigas de la infancia Paula, Carla, Cecilia y Ana Laura por sus palabras y sonrisas y esta hermosa amistad durante tantos años.

A mis amistades de la facultad (Daniela, Pilar, Pehuén, Maite, Cibele, Sabri, Emilce y Anita) que siempre estuvieron presentes. Por sus charlas, almuerzos y momentos inolvidables.

A la Facultad de Ciencias Agrarias y todos sus profesores que me enseñaron y me permitieron conocer y amar esta increíble carrera.

## CONTENIDOS

<b>1. Introducción .....</b>	<b>6</b>
<b>2. Hipótesis y fundamentos.....</b>	<b>7</b>
<b>3. Objetivos generales y específicos .....</b>	<b>9</b>
<b>4. Marco teórico .....</b>	<b>9</b>
<b>5. Descripción del área de estudio.....</b>	<b>20</b>
5.1 Flora .....	20
5.2 Clima .....	21
5.3 Geomorfología .....	21
5.4 Suelo .....	22
5.5 Hidrología .....	22
5.6 Aspectos Socio - Económicos .....	22
<b>6. Materiales y métodos .....</b>	<b>23</b>
6.1 Identificación y distribución de los Tipos de Ecosistemas Dominantes (TED).....	24
6.2 Estimación de las Funciones Ecosistémicas.....	24
6.2.1 Protección de Acuíferos por Cobertura (PAC) .....	24
6.2.2 Infiltración y Escurrimiento Superficial (ES) .....	30
<b>7. Resultados y discusión .....</b>	<b>35</b>
7.1 Identificación de los Tipos de Ecosistemas Dominantes (TED) .....	35
7.2 Funciones Ecosistémicas.....	36
7.2.1 Protección de Acuíferos por Cobertura (PAC) .....	36
7.2.1.1 Profundidad del acuífero (D).....	36
7.2.1.2 Recarga (R) .....	37
7.2.1.3 Litología del acuífero (A) .....	38
7.2.1.4 Texturas del suelo (S) .....	39
7.2.1.5 Pendiente del terreno (T).....	40
7.2.1.6 Naturaleza de la zona no saturada (I) .....	41

7.2.1.7 Conductividad Hidráulica (C).....	42
7.2.1.8 Índice DRASTIC .....	43
7.2.1.9 Nivel de insumos necesarios (Pi).....	44
<b>Mapa de Función Ecosistémica: Protección de Acuíferos por Cobertura .....</b>	<b>45</b>
7.2.2 Infiltración y Escurrimiento Superficial (ES).....	48
7.2.2.1 Grupos Hidrológicos.....	48
7.2.2.2 Usos/Cobertura .....	49
7.2.2.3 Curva Número (CN) .....	50
7.2.2.4 Pérdida Inicial por Infiltración y Evapotranspiración (IE) .....	51
7.2.2.5 Precipitaciones .....	53
<b>Mapas de Función Ecosistémica: Infiltración y Escurrimiento Superficial.....</b>	<b>56</b>
7.3 Validación del protocolo ECOSER e identificación de sus limitaciones y virtudes .	62
<b>8. Conclusiones.....</b>	<b>64</b>
<b>9. Bibliografía.....</b>	<b>67</b>

## **RESUMEN**

El conocimiento de las funciones ecosistémicas y su distribución es de importancia para la evaluación de la provisión de los servicios ecosistémicos y constituye una herramienta para el ordenamiento territorial del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad funcional de ecosistemas de la Cuenca del Río Tunuyán Superior a través del protocolo ECOSER. Se analizaron las funciones de Protección de Acuíferos por Cobertura e Infiltración y Ecurrimiento Superficial, proponiendo para este último diferentes situaciones de precipitación. Se obtuvo una gran variabilidad espacial de las capacidades funcionales sobre toda la extensión de la cuenca. En cuanto a la Protección de Acuíferos, la mayor vulnerabilidad se encontró sobre la zona alta de la misma, sin embargo el factor determinante de la mayor o menor capacidad funcional fue el uso del suelo. Por otra parte, frente a las situaciones de precipitación propuestas para la evaluación de Infiltración y Ecurrimiento Superficial, el factor que mayor influencia presentó sobre las escorrentías para los casos de promedios anuales y el mes de marzo, fueron las máximas y mínimas precipitaciones, siendo el uso del suelo poco significativo. Mientras que para la tercera situación de un evento de 50 mm de precipitación, fue el uso Agrícola el que se destacó por sus altos valores de infiltración. Se considera oportuno aprovechar estos resultados para la determinación de los servicios ecosistémicos generados en la cuenca.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, funciones ecosistémicas, variabilidad espacial.

## 1. Introducción

Los ecosistemas naturales desempeñan un papel esencial en la regulación y el mantenimiento de los procesos ecológicos y los sistemas de soporte de vida en la tierra. El mantenimiento de la biosfera, único sistema de soporte de vida de la humanidad, depende de un delicado equilibrio entre muchos procesos ecológicos (De Groot, 2002).

La humanidad obtiene beneficios de una multitud de recursos y procesos que son suministrados por los ecosistemas naturales, denominados colectivamente como servicios ecosistémicos (SE) (Daily, 1997). La degradación de los ecosistemas del mundo durante los últimos cincuenta años, debido a la expansión urbana, la intensificación agrícola y la industrialización ha llevado a una disminución importante de la prestación de estos servicios, produciéndose grandes compensaciones entre los SE, en gran parte debido al uso de la tierra y a los cambios en la gestión de las mismas (Foley et al., 2005). Por ejemplo, la producción agrícola ha aumentado la provisión de alimentos, pero a costa de degradar la calidad del agua y el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero.

Los SE no son algo dado por " la naturaleza " o ecosistemas como tales. Más bien, son las consecuencias de la relación entre los procesos ecosistémicos y los componentes que los humanos consideran ser valioso para sus necesidades y deseos. Sólo lo que es valioso, necesario o requerido por los seres humanos puede ser llamado un servicios de los ecosistemas (Jax, 2010).

Las evaluaciones biofísicas de los SE varían según el modo en que las funciones son integradas para estimar la provisión de servicios y con su capacidad para tomar en cuenta la influencia de las propiedades locales y del contexto espacial sobre la capacidad funcional de un mismo tipo de ecosistema. Un mismo tipo de SE resulta de la variación independiente de un conjunto de funciones ecosistémicas y, a su vez, una misma función

ecosistémica puede sustentar en forma variable a distintos SE (Scott et al. 1998). Debido a diferentes procesos de flujo lateral (e.g., el transporte de sedimentos y nutrientes y el flujo de individuos de plantas, animales y humanos) (Van Noordwijk et al. 2004), los métodos basados estrictamente sobre las propiedades locales de los ecosistemas y que ignoran la configuración espacial de los ecosistemas dentro del territorio (Wang et al. 2006) carecen de sensibilidad frente a variaciones en los contextos ecológicos y socioeconómicos capaces de modificar la influencia del ambiente local.

El desafío clave de hoy es la formulación de políticas para evitar o reducir la degradación incesante de los ecosistemas y sus servicios, cumpliendo con las crecientes demandas de la sociedad por bienes y servicios. Desde Millennium Ecosystem Assessment (MAE, 2005) los servicios que los ecosistemas naturales entregan están siendo cada vez más reconocidos (Haines-Young y Potschin, 2011; Seppelt et al. 2011). Esto es apoyado por un rápido crecimiento en la cantidad de literatura y modelos que clasifican, cuantifican y valoran los SE. Los trabajos relacionados, tanto los de carácter científico como los orientados a políticas públicas han experimentado un notable desarrollo durante la primera década del siglo XXI (Fisher et al. 2009, Vihervaara et al. 2010), impulsados por iniciativas internacionales como la Evaluación del Milenio de NNUU (Millennium Ecosystem Assessment) y el proyecto The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB).

## **2. Hipótesis y fundamentos**

En este trabajo se plantea la hipótesis de que existen diferencias en la generación de Funciones Ecosistémicas en la Cuenca del Río Tunuyán Superior según los usos del suelo. Esta afirmación se basa en los siguientes elementos.

Desde 1960, los países de América Latina registraron un crecimiento económico desequilibrado que llevó años más tarde, a reformas del ajuste estructural y a la liberación comercial, generando la pérdida del proteccionismo en la agricultura, la reducción del

financiamiento a ese sector y la falta de priorización en política ambiental. Esto provocó una profunda crisis agrícola y ecológica (Rubio, 2001; Escalante et al. 2008; Lazos Chavero, 2008). El resultado fue una modificación acelerada de los ecosistemas y un profundo deterioro ambiental. Este se hace evidente en la transformación de los ambientes naturales en zonas agrícolas y ganaderas, con el objetivo de satisfacer tanto la demanda interna como la de las exportaciones (PNUMA, 2007). La búsqueda de alternativas para enfrentar esta problemática ambiental ha llevado al reconocimiento de la estrecha dependencia que existe entre las características y procesos de los ecosistemas y de aquellos propios de las sociedades humanas.

En la década del 90 del siglo pasado se aplicaron políticas neoliberales en Argentina, y en los sectores frutícola, vitivinícola y agroindustrial en general, iniciando una fuerte reestructuración, orientada a la producción de frutas y de vinos finos para el mercado externo. El Valle de Uco, Oasis Centro de Mendoza en la cuenca del Río Tunuyán Superior, se vio afectado por este proceso que generó la internacionalización del capital y sus consecuencias territoriales, sociales y ambientales. Si bien los efectos de este hecho agroindustrial asumen en este lugar características espectaculares por sus dimensiones y tecnología, el balance de las consecuencias en el ambiente local plantea muchos interrogantes tanto sobre la degradación del medio natural como su inserción en el ambiente socioeconómico (Furlani de Civit et al, 2004).

En este contexto, se habla de servicios ecosistémicos hacia la sociedad enfatizando la interdependencia que existe entre sistemas ecológicos y sistemas sociales (Daily; 1997, Díaz et al. 2006). Dicha relación de dependencia ya había sido señalada en el ámbito de la ecología por Odum (1959) y Holling (1973), quienes advirtieron cómo la masiva intervención humana en los sistemas biofísicos dirigida a maximizar la obtención a corto plazo de determinados beneficios estaba socavando la provisión sostenida en el medio y largo plazo de los mismos (Vihervaara et al. 2010).

### **3. Objetivos generales y específicos**

#### Objetivo general:

-Evaluar la capacidad funcional de ecosistemas de la Cuenca del Río Tunuyán Superior.

#### Objetivos específicos:

-Establecer la distribución espacial de tipos de ecosistemas dominantes y de variables biofísicas.

-Estimar índices de funciones ecosistémicas.

### **4. Marco teórico**

El concepto de servicios ecosistémicos surge del movimiento ambientalista de Estados Unidos en la década de 1970 (Daily, 1997), pero también de la conceptualización creciente en la integración de los sistemas naturales y sociales (Odum, 1989). Estos se definen como los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas (Daily, 1997; Boyd y Banzhaf, 2007; Quétier et al. 2007; Luck et al. 2009; Quijas et al. 2010). Servicios tales como la alimentación y el suministro de bioenergía, la regulación del clima y las comodidades del paisaje que se generan en las zonas terrestres cultivados y naturales, son esenciales para el bienestar de la humanidad (MEA, 2005). Más aun, la definición de los tipos de SE del MEA (2004) reconoce la existencia de servicios de soporte que se identifican de forma directa con el intercambio de materia y energía del ecosistema (Virginia y Wall, 2001).

Millenium Ecosystem Assesment (2005) clasifica a los servicios en tres categorías:

**De provisión**, tal como la producción de materias primas, de agua y combustibles, utilizadas directamente por los seres humanos;

**De regulación y soporte**, relacionado con procesos que afectan el clima, los ciclos hidrológicos, ciclos biogeoquímicos y la formación de suelos;

**De servicios culturales**, referido a beneficios educativos, científicos, estéticos y artísticos.

Al respecto, Figueroa (2007) señala que **los servicios de provisión** incluyen productos o bienes tangibles que se obtienen de los ecosistemas, y que en su mayoría forman parte de un mercado estructurado; que **los servicios culturales** están muy ligados a los valores humanos, su identidad y su comportamiento. Respecto de los **servicios de regulación** menciona que entre ellos existen algunos llamados servicios de base o soporte, que son necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas y para una adecuada producción de SE y cuyo efecto sobre el bienestar de las personas y la sociedad se manifiesta en el largo plazo a través del impacto en la provisión de otros bienes y servicios como la regulación climática e hídrica.

La creación de este término trasciende la necesidad de conservar la naturaleza y su biodiversidad por sí mismas (Daily, 1997; MEA, 2003), sugiere una alternativa para mostrar que la conservación de los ecosistemas no es sólo una aspiración ética de la sociedad, sino también una necesidad estrechamente ligada a la satisfacción de las necesidades básicas de la vida humana. Uno de los atractivos del concepto es su relación directa con el funcionamiento y la integridad estructural de los ecosistemas. Se incluyen en el beneficio que brindan los SE a los distintos actores o sectores de la sociedad, así como las complejas interacciones tanto positivas como negativas entre servicios y entre

actores o sectores de la sociedad (MEA, 2003; Maass et al. 2005; Rodríguez et al. 2006; Quétier et al. 2007). Estos contienen los siguientes beneficios (MEA, 2003; Maass et al. 2005):

- i) Los bienes o recursos naturales como el agua o los alimentos.
- ii) Los procesos ecosistémicos que regulan las condiciones en los que los humanos habitan, como la regulación del clima o de la erosión.
- iii) La contribución de los ecosistemas a experiencias que benefician directa o indirectamente a las sociedades, como el sentido de pertenencia o la recreación.
- iv) Los procesos ecológicos básicos que permiten que se provean los anteriores.

Los SE son cruciales para el desarrollo económico y el bienestar social (Costanza et al. 1997), y su producción depende de la estructura y procesos dentro de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2003). No obstante, estos han sido por lo general ignorados y no se los ha considerado en la toma de decisiones, lo que ha llevado frecuentemente a su degradación, con un impacto negativo para la sociedad. La intervención humana en la naturaleza está guiada por la obtención de determinados tipos y cantidades de servicios ecosistémicos mediante la intensificación de las funciones ecosistémicas que los proveen, siendo éstas según Teeb (2010) “un subconjunto de las interacciones entre los procesos y estructuras ecosistémicas que sustentan la capacidad de un ecosistema para proveer bienes y servicios”.

En la literatura ecológica, el término “funciones del ecosistema” ha sido sujeto a diversas contradictorias e interpretaciones. A veces, el concepto se utiliza para describir el funcionamiento interno del ecosistema (por ejemplo, mantenimiento de flujos de energía,

ciclado de nutrientes, interacciones de la red alimentaria), y, a veces se relaciona con los beneficios obtenidos por los seres humanos desde las propiedades y procesos de los ecosistemas (por ejemplo, la producción de alimentos y tratamiento de residuos), cada función es el resultado de procesos naturales del subsistema ecológico total del cual es parte. Los procesos naturales, a su vez, son los resultados de interacciones complejas entre los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas. Algunos de los procesos más importantes que podemos mencionar son: la transformación de energía, principalmente de radiación solar, en biomasa (productividad primaria); almacenamiento y transferencia de minerales y energía en las cadenas alimentarias (productividad secundaria); ciclos biogeoquímicos; mineralización de la materia orgánica en los suelos y sedimentos; y la regulación del sistema climático físico. Una vez que las funciones de un ecosistema son conocidos, la naturaleza y la magnitud del valor puede ser analizado y evaluado a través de los bienes y servicios proporcionados por las funciones del ecosistema (De Groot, 2002).

La idea principal aquí es que el concepto de los bienes y servicios de los ecosistemas es inherentemente antropocéntrico: es la presencia de seres humanos como agentes de valoración que permite la traducción de estructuras ecológicas básicas y procesos en entidades cargadas de valor. El creciente conocimiento y cuantificación de estos servicios, además de la estimación de su valor económico, proveen una base importante para cambiar las preferencias de la sociedad en cuanto a su conservación y manejo. Sin embargo, esto requiere que además del trabajo científico se realice la correspondiente difusión y transferencia de este conocimiento, de modo que sea considerado para la correcta toma de decisiones (Lara, 2011).

La “Cascada de los Servicios Ecosistémicos” (CSE) conecta lógica y sucintamente las estructuras y procesos ecosistémicos con los elementos que afectan el bienestar humano a través de una especie de “cadena de producción” (Figura 1). De esta manera, la CSE demuestra que se requieren estructuras funcionales de un ecosistema para la generación

de servicios ecosistémicos y de los consiguientes beneficios asociados a ellos (Haines-Young y Potschin, 2010). En otras palabras, la CSE revela que para obtener un flujo continuo de SE se requiere proteger y conservar los ecosistemas y la biodiversidad que les dan sustento.

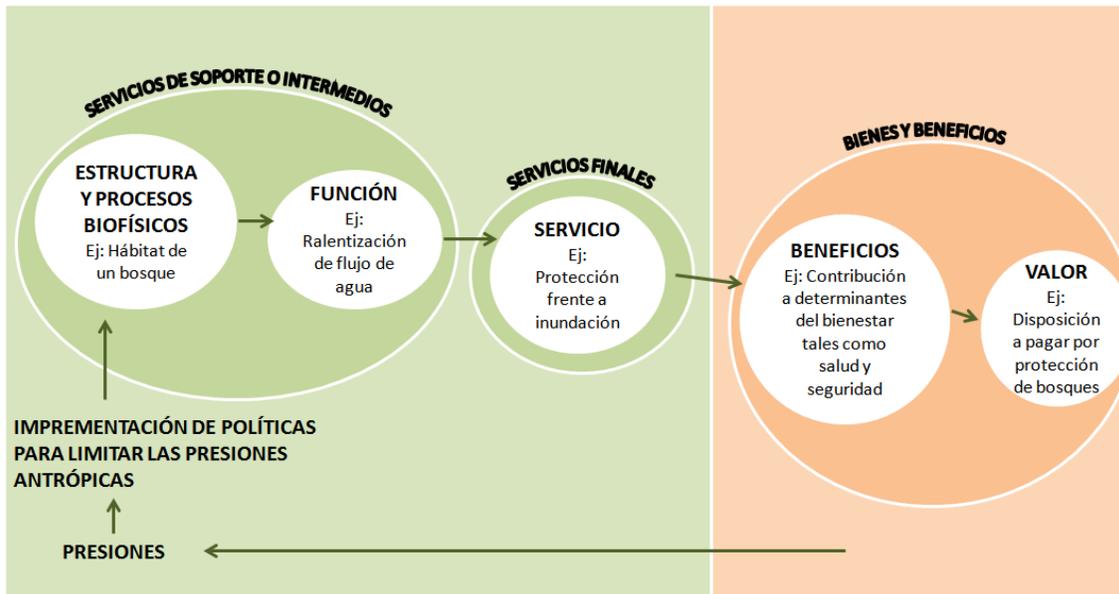


Figura 1: Cascada de los Servicios Ecosistémicos. Fuente: Haines-Young y Potschin (2010)

Debe tenerse en cuenta que los procesos de los ecosistemas y los servicios no siempre se corresponden uno a uno, a veces un solo servicio ambiental es el producto de dos o más procesos, mientras que en otros casos un único proceso contribuye a más de un servicio. Además, el análisis de las funciones y los servicios involucra diferentes escalas, en particular la escala física de la función de los ecosistemas en sí, y la escala a la que los seres humanos valoramos los bienes y servicios proporcionados (De Groot, 2002).

Un aspecto clave en la evaluación de los SE es cuantificar en qué medida un proceso determinado como el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N y el balance de C, entre otros, se ven afectados por diferentes tipos de intervenciones antrópicas entre las que se pueden destacar la implantación de bosques artificiales, construcción de carreteras y expansión agrícola, además de cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores socioeconómicos (Paruelo

2010). El caso más llamativo es el de la agricultura: la manipulación de una parte de los ecosistemas terrestres para maximizar los rendimientos de ciertas especies en detrimento de otras. Ésta implica la modificación deliberada de un conjunto de estructuras y procesos ecosistémicos a múltiples escalas espaciales y temporales, lo que a su vez afecta al resto de las estructuras y procesos en diversas escalas provocando alteraciones de los patrones de organización en intensidad y dirección variable, que pueden dar lugar incluso a variaciones significativas de la “ventana de viabilidad” de los sistemas objeto de intervención (Ulanowicz, 1997).

La importancia relativa de un ecosistema para la sociedad como proveedor de SE resulta de una combinación entre la percepción social acerca de la importancia relativa de esos SE y la capacidad intrínseca de ese ecosistema para proveer los distintos tipos de SE. La importancia relativa o “valor” de un tipo de SE para la sociedad (valor social) depende del nivel de conciencia o percepción de la sociedad sobre la capacidad relativa de ese SE para satisfacer sus necesidades. En contraste, la capacidad intrínseca de un ecosistema para proveer SE puede ser evaluada a través del reconocimiento, la cuantificación y la integración del conjunto de procesos biofísicos que lo soportan, en forma independiente de la percepción de la sociedad sobre su importancia relativa (Latterra et al, 2011).

Así como la distribución y la tasa de provisión de los SE varía en el tiempo y en el espacio (Costanza et al. 1997, King y Wainger 1999, Kremen 2005), la demanda y el acceso a los SE también varían dentro y entre las sociedades humanas (e.g., Chan et al. 2007, Jansson et al. 1999). Esa influencia de las dimensiones temporal, espacial y social de los SE restringe la confiabilidad de las transferencias del valor de los servicios brindados por ecosistemas semejantes entre regiones con realidades ecológicas, productivas y sociales diferentes.

Los métodos de valoración cuantitativa no monetarios consisten en evaluaciones biofísicas de procesos ecosistémicos capaces de soportar bienes y servicios que satisfacen

necesidades humanas. Las evaluaciones biofísicas de los SE varían según el modo en que las funciones son integradas para estimar la provisión de servicios y con su capacidad para tomar en cuenta la influencia de las propiedades locales y del contexto espacial sobre la capacidad funcional de un mismo tipo de ecosistema (Latterra et al., 2011).

La cuantificación explícita y mapeo de servicios ecosistémicos (SE) son aspectos claves para la implementación del enfoque de SE en la toma de decisiones (Burkhard et al., 2013; Daily y Matson, 2008). El avance en el conocimiento científico y las nuevas herramientas en torno a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) sentaron las bases para el crecimiento exponencial de los métodos de mapeo en la última década (Nelson y Daily, 2010; Seppelt y et al., 2011).

Uno de los métodos de valoración cuantitativa no monetarios que realiza evaluaciones biofísicas de procesos ecosistémicos, es el protocolo ECOSER (Latterra et al., 2015), éste es una herramienta que está orientada tanto al soporte de la toma de decisiones sobre uso del suelo, como a la investigación e integración disciplinaria y colaboración científica entorno a los “flujos de funciones (FE) y servicios ecosistémicos (SE)”, su interacción y su “captura por la sociedad”, así como la “vulnerabilidad socio-ecológica (VSE)” bajo distintos escenarios de pérdida de SE. Básicamente, esta herramienta consiste en un protocolo o conjunto de procedimientos que permiten evaluar y mapear SE y estimar la vulnerabilidad socio-ecológica frente a la pérdida de los mismos, consistentes en:

- i) La cuantificación y representación espacial del flujo de SE.
- ii) El grado de exposición del flujo de SE ante escenarios de cambio, tomando en consideración el tipo de presión y su magnitud.

- iii) La sensibilidad del sistema socio-ecológico (SSE) frente a un escenario de cambio, expresada como el cambio marginal en el flujo de los beneficios derivados de SE a la sociedad.
- iv) La “capacidad adaptativa del SSE” frente a la pérdida del flujo de un dado SE y sus beneficios bajo distintos escenarios de cambio en el uso del suelo.

Éste protocolo se compone de dos etapas o módulos (Figura 2): 1) la evaluación y mapeo funcional del paisaje donde el producto generado son los mapas de FE, diferentes SE y sus beneficios asociados; 2) la evaluación de la VSE frente a la pérdida de beneficios derivados de los SE.

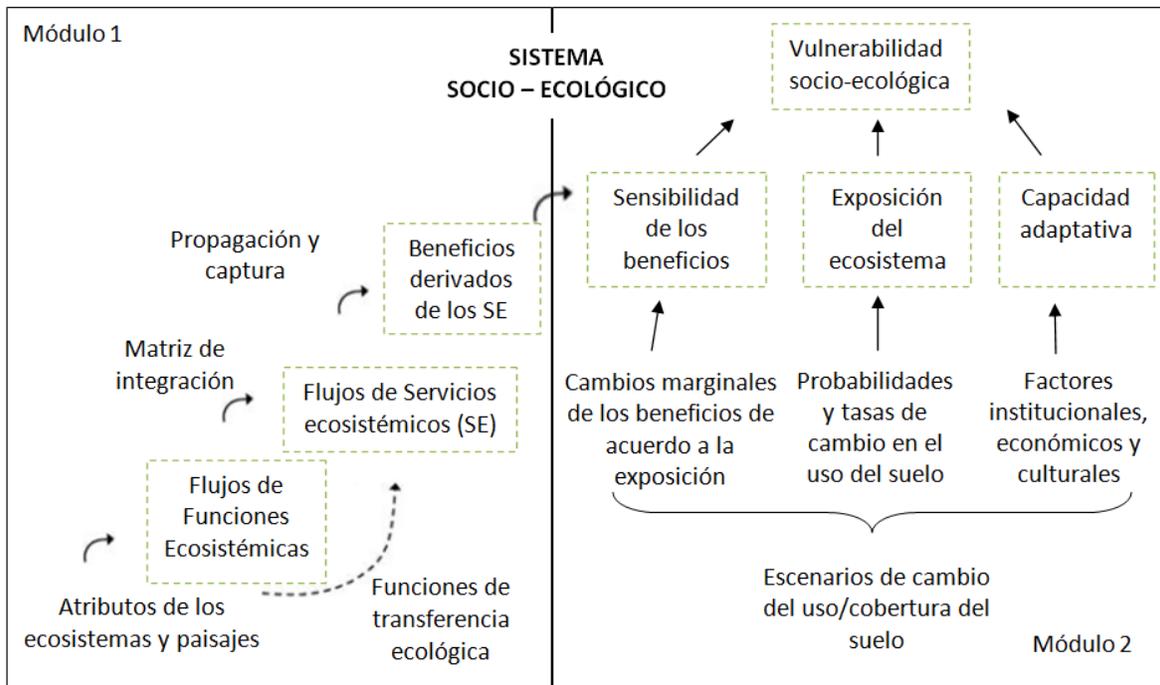


Figura 2: Diagrama de flujos del protocolo ECOSER para la evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (SE) y estimación de la vulnerabilidad socio-ecológica (VSE) a la pérdida de los mismos

El Módulo 1 conduce a la cuantificación, la integración y la cartografía de los diferentes componentes de la cascada de SE (Haines-Young y Potschin, 2010). Esto se realiza a partir de tres pasos principales que consideran: a) la evaluación de las FE y/o paisajes, a partir de la selección de atributos que se combinan dentro de variables sustitutas o *proxys* basadas en índices o modelos de procesos para representar FE (o SE intermedios, Fisher y col., 2009) b) la evaluación de SE a partir de la o las FE que los soportan (considerando que en general, un SE dado resulta de la interacción entre distintas FE), y c) la evaluación de los beneficios que se derivan de los SE considerando que estos se propagan espacialmente y son capturados por beneficiarios tanto directos como indirectos. Como suele ocurrir con los SE culturales, cuando las FE no son conocidas o poseen alta incertidumbre, el SE puede derivarse directamente de los atributos de ecosistemas y del paisaje a través de funciones de transferencia ecológica, es decir, la extrapolación de los valores de referencia del SE dentro de las categorías de cobertura del paisaje.

El Módulo 2 se encuentra vinculado al Módulo 1 y se compone de tres elementos principales: a) la exposición, b) sensibilidad y c) la capacidad adaptativa. Los elementos expuestos al cambio de cobertura de suelo son en este caso los SE y el bienestar humano (medido en beneficios). La sensibilidad, por su parte es el cambio marginal esperado en los beneficios de los SE, frente a un escenario de cambio de uso o cobertura de suelo.

Para el presente trabajo se abordará el primer módulo en la generación de funciones ecosistémicas o también llamados “servicios ecosistémicos intermedio”, siendo estas según el protocolo ECOSER (Latterra et al, 2015), atributos y procesos físicos, químicos y biológicos que contribuyen al auto mantenimiento de los ecosistemas y que soportan el flujo de servicios ecosistémicos.

ECOSER propone un conjunto de FE que presentan distinta relevancia como soporte de distintos SE. Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento

disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés. De acuerdo a esos criterios, se plantean una serie de indicadores y modelos de funciones consideradas importantes para la evaluación de la capacidad funcional de los paisajes/ecosistemas.

Luego de consultas a expertos y observaciones de las características hidrologías, geológicas y aspectos socio – económicos principalmente en el ámbito agrícola de la Cuenca del Río Tunuyán Superior, se decidió evaluar las Funciones Ecosistémicas de Protección de Acuíferos por Cobertura e Infiltración y Escurrimiento Superficial.

#### **Protección de Acuíferos por Cobertura (PAC)**

El agua subterránea es la fuente de agua más importante y, en muchos casos, la única fuente usada para consumo humano, producción agrícola e industrial. La vulnerabilidad de los acuíferos frente a la contaminación es una propiedad intrínseca del medio. Es una propiedad relativa, no medible y a dimensional y su evaluación se realiza admitiendo que es un proceso dinámico e iterativo. La vulnerabilidad puede ser intrínseca (condicionada por las características hidrogeológicas del terreno) y específica (cuando se consideran factores externos como la climatología o el propio contaminante) (Martínez et al., 1998).

Aquellas zonas donde el acuífero es muy vulnerable a la contaminación, determinados tipos de cobertura vegetal (ej. bosques o pastizales) pueden ejercer un rol importante de protección. Si bien no existen estudios locales sobre la dependencia de la calidad de agua sobre la cobertura vegetal, puede asumirse que la relevancia de los ecosistemas en la protección de la calidad del agua subterránea en un pixel depende del riesgo intrínseco del acuífero a ser contaminado (Lattera et al., 2012).

Exceptuando las áreas protegidas, el sector rural se encuentra en su mayor parte bajo algún uso productivo (agrícola, ganadero o forestal). Para estimar la función ecosistémica de protección de acuíferos se asume que cada cobertura vegetal presenta una determinada capacidad de protección (en función del nivel de agroquímicos que requiera para el desarrollo de la actividad productiva) y que dicha protección cobra mayor relevancia en los pixeles más vulnerables (Laterra et al, 2014).

### **Infiltración y Esguerrimiento Superficial**

Hay muchos caminos que el agua puede tomar en su ciclo continuo desde que cae de la atmosfera como precipitación hasta que regresa a la misma como vapor. La vegetación desempeña un papel importante en este ciclo a través del intercambio de energía, agua, carbono, y otras sustancias (Zhang et al., 1999). Su rol principal sobre la circulación del agua es la partición de las precipitaciones en “flujos valorativos” que retornan a la atmosfera y “flujos líquidos” que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente, alcanzan el océano (Jobbagy, 2011).

Si bien el clima y la topografía son considerados factores de primer orden en el control de las condiciones hidrológicas (Sorensen et al., 2006). El tipo de cobertura es capaz de incidir sobre la estabilidad de los caudales y de los reservorios a través de su influencia sobre la proporción de agua de lluvia infiltrada, pero la influencia de un mismo tipo de cobertura varía con la intensidad de la tormenta, con atributos físicos del suelo y con la topografía (Laterra, 2011).

Muchas investigaciones se llevaron a cabo para cuantificar el impacto de la vegetación sobre los cambios en el balance agua de una cuenca y los resultados indican que tales cambios son relevantes. El cambio en el balance hídrico depende de un gran número de factores incluidos el patrón espacial de la vegetación, los suelos, el acuífero y los patrones de lluvias. Es complejo y costoso reunir toda esta información en cuencas a

una escala significativa, pero este conocimiento es crítico para la gestión de tierras (Zhang et al., 1999).

## 5. Descripción del área de estudio

El área de estudio corresponde a la subcuenca del río Tunuyán Superior, que incluye al Valle de Uco, entre los 33° 08' y 34° 04' de latitud Sur y los 69° 22' y 68° 58' de longitud Oeste (Figura 3). La superficie total de la cuenca del río Tunuyán es de 14.040 km<sup>2</sup>. Los límites de la cuenca son los correspondientes al contacto litológico entre el relleno cuaternario y terciario (Martinis et al, 2002), sin embargo, el límite sur se restringió al área cultivada por no estar claro el contacto litológico.

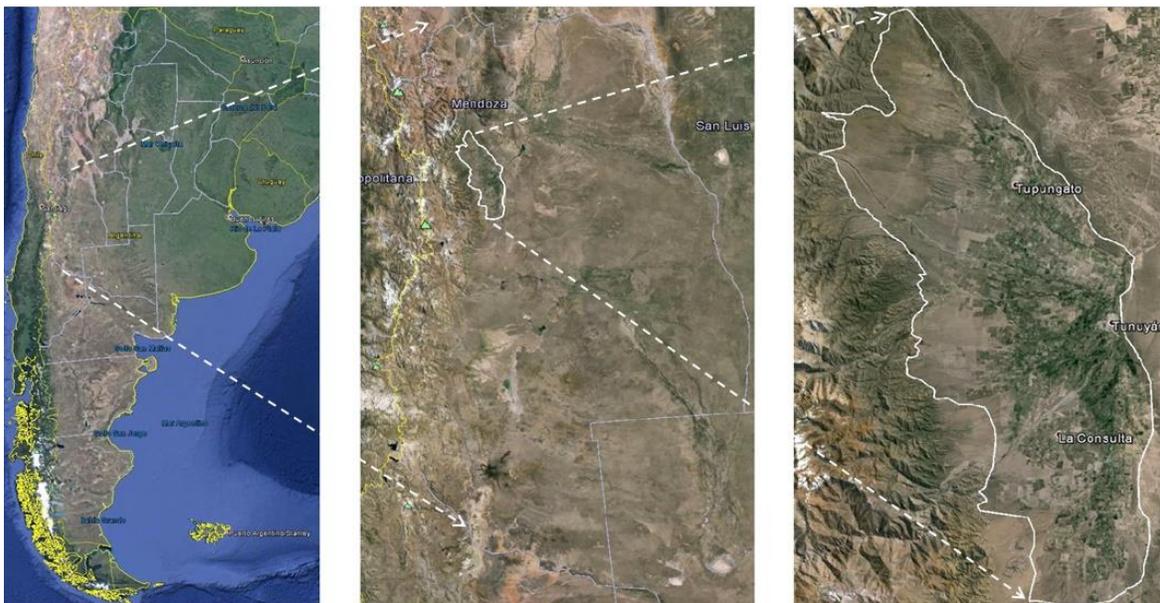


Figura 3: Ubicación de la zona de estudio. Fuente: Google Earth Pro

### 5.1 Flora

La cuenca se encuentra representada hacia el oeste por la región “Estepa alto andina”, mientras que hacia el este, por la región “Monte y Cardonales de la Prepuna” (Roig et al., 1996). La vegetación varía según la latitud, siéndole propias las estepas arbustivas de los faldeos de las montañas con influencia del monte en las zonas más bajas, las especies características son *Larrea divaricata* y *L. cuneifolia*. Los bosques conformados

por árboles cuyas copas normalmente no se tocan, están constituidos principalmente por *Prosopis flexuosa* var. *flexuosa*. En los bolsones se destacan las comunidades pedemontanas con sus diferentes niveles y de ríos temporarios, donde las plantas resisten la acción violenta de los aluviones. Algunos bolsones, como el de San Carlos, enmarcado por el cordón andino al oeste y las Huayquerías al este, presentan pampas altas cubiertas por extensos pastizales de *Stipa spp.*

## **5.2 Clima**

Su clima es continental, mesotermal y árido, según la clasificación de Papadakis e índices de Knoche, De Martonne, Thornwaite y Blair. La temperatura media es próxima a los 15°C, con máxima y mínima absolutas de 38 °C y -12 °C, respectivamente. Las precipitaciones anuales suman 320 mm como promedio y se distribuyen presentando una mayor frecuencia, intensidad y cantidad en los meses de verano. La radiación solar es intensa y el porcentaje de nubosidad es bajo. Todo ello contribuye a que sus suelos sean decrepitos, deficitarios en materia orgánica y, consecuentemente, no estructurados en general (Martinis et al, 2002).

## **5.3 Geomorfología**

El Valle de Uco, desde el punto de vista geomorfológico, es considerado como una llanura o planicie agradacional pedemontana y forma parte de la Depresión de los Huarpes - Graben de Tunuyán, constituyendo un elemento negativo, deprimido y más o menos aplanado. Representa una gran depresión que fuera rellenada continuamente con depósitos aluviales desde el Terciario al Cuaternario. Más precisamente es una de las unidades geomórficas de la Depresión de los Huarpes que, ubicada en su extremo norte, se conoce como "Bajada Joven al Graben de Tunuyán" (Martinis et al, 2002).

#### **5.4 Suelo**

Las acumulaciones de detritos rocosos forman suelos pedregosos sueltos e inmaduros. Estos se originan a partir del holoceno antiguo (cuaternario), sobre limos y arenas finas depositadas antes y después del primer y segundo estadio glaciario. La zona del Valle de Uco descansa sobre una serie de conos de deyección tanto del río Tunuyán, como de los ríos y arroyos afluentes de él. En algunos departamentos es factible hallar areniscas consolidadas, y amplios depósitos eólicos de loess y limos, como así mismo médanos activos. Hacia el oeste predominan los suelos pedregosos, superficiales y ricos en arenas; mientras que hacia el Este, en las llanuras, de pendiente muy leve, los suelos predominantes son franco-arenosos, franco-limosos y franco-arcillosos (Abraham, 2000).

#### **5.5 Hidrología**

La cuenca se alimenta, principalmente, del agua de deshielo aunque también del agua proveniente del llano. Está conformada por una gran cantidad de arroyos y ríos entre los que se destacan, el río Las Tunas que corre, en sentido noroeste-sudeste, el río Grande que desemboca en el Tunuyán en cercanías de la población homónima y drena las aguas provenientes del cordón del Portillo sobre su falda oriental, y finalmente el río Tunuyán que se forma de la unión del río Alto Tunuyán con los ríos Salinillas y Colorado (Martini et al, 2002).

#### **5.6 Aspectos Socio - Económicos**

Sobre esta cuenca se ha desarrollado uno de los principales oasis de la región. Estos espacios irrigados, tanto rural como urbano, se contrastan según el aprovechamiento del recurso hídrico, creado artificialmente por el hombre. A partir del siglo XVIII se empezó a cultivar alimentos para ganado que eran trasladados a Chile dando lugar a la formación de villas del floreciente Valle de Uco. Éste se caracterizó por la instalación de potreros y estancias utilizando las abundantes aguas del río y los numerosos arroyos y vertientes de la región para la producción de frutales de pepita (peras y

manzanas), sobre todo en Tunuyán, y una viticultura con pequeños productores de variedades viníferas de calidad en San Carlos y Tupungato. A partir de 1997, ingresan importantes inversiones extranjeras mediante tres modalidades: asociación con empresas locales, compra de firmas, o implementación de emprendimientos totalmente nuevos (Furlani de Civit et al, 2001). Por lo que en los últimos años, la expansión del área de cultivo irrigado en la zona ha sido considerable. Se trata de un área que posee una aptitud excepcional para la producción de uvas finas de vinificar (Gutierrez de Manchón et al., 1999).

En la actualidad, un tercio del área implantada se dedica a los viñedos, la mayor parte de variedades finas. Se destacan las variedades Chardonnay, Merlot, Malbec, entre otras; este rubro productivo es el responsable de la expansión del Valle hacia el pedemonte. Otro tercio son frutales: durazneros y ciruelos de variedades para consumo en fresco o industria, perales, manzanos y nogales. Un 24% son huertas dedicadas a producción de papa, ajos, zapallo y tomate. Un 10% son forestaciones de álamo y el resto corresponde a forrajeras de corte o pastoreo, oleaginosas para semilla y plantas aromáticas (Pizzolato, 2012).

## **6. Materiales y métodos**

A continuación se detallan los pasos llevados a cabo en la evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas de la Cuenca del Rio Tunuyán Superior, a partir de la metodología que propone el protocolo ECOSER (Latterra et al., 2014):

Se compilaron los siguientes datos de la zona de estudio:

- i. Textura de suelos: de 393 perfiles distribuidos dentro de la cuenca.
- ii. Coberturas del terreno:

- Cualitativas: urbanizado, cultivado (discriminado por tipo de cultivo), vegetación nativa.
  - Cuantitativas: índices verdes, calculados a partir de imágenes satelitales.
- iii. Modelo digital de elevaciones: obtenido de <http://earthexplorer.usgs.gov/>, con una resolución espacial de 30 m.

Para todos los análisis se utilizaron los *softwares* QGis 2.1.2 ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)) y SagaGis ([www.saga-gis.org](http://www.saga-gis.org)).

### **6.1 Identificación y distribución de los Tipos de Ecosistemas Dominantes (TED)**

Se procedió al estudio de una imagen satelital de la zona de estudio, obtenida del satélite LANDSAT 8 el 22/02/2015. Se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), pudiéndose estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación basado en valores de las bandas del espectro electromagnético que la vegetación emite o refleja.

Próximo a esto se procedió a la identificación de los Tipos de Ecosistemas Dominantes (TED). Para esto se realizó en primer lugar una clasificación no supervisada, pero no se obtuvo una diferencia importante entre los TED, generando grandes desvíos. Se decidió realizar una clasificación supervisada con el método de la distancia mínima, obteniéndose finalmente los TED Agroecosistema y Nativo.

### **6.2 Estimación de las Funciones Ecosistémicas**

#### **6.2.1 Protección de Acuíferos por Cobertura (PAC)**

El grado de vulnerabilidad del acuífero puede expresarse mediante índices. Los más utilizados son GOD (Foster, 1987) y DRASTIC (Aller et al., 1987), los cuales consideran las características físicas propias del marco hidrogeológico que afectan a los potenciales

procesos de contaminación del agua. El método DRASTIC clasifica y pondera parámetros intrínsecos, reflejo de las condiciones naturales del medio y es el más difundido para determinar la vulnerabilidad de acuíferos. DRASTIC valora como parámetros:

- **D** (profundidad del nivel piezométrico),
- **R** (recarga),
- **A** (litología del acuífero),
- **S** (naturaleza del suelo),
- **T** (pendiente del terreno),
- **I** (naturaleza de la zona no saturada),
- **C** (Conductividad Hidráulica).

El cálculo de la función ecosistémica PAC se realiza mediante la Ecuación 1:

$$PAC_i = 1 - (ID_{rel_i} * P_i) \quad \text{Ecuación 1}$$

$PAC_i$  es la protección de acuíferos por cobertura en el pixel  $i$ ,  $P_i$  es un factor que refleja el rol de protección de la cobertura vegetal en el pixel  $i$  en función del nivel de insumos necesarios para el desarrollo de la actividad productiva, se asume que un ecosistema más complejo (en términos de su funcionamiento y estructura) requiere menos insumos para llevar a cabo una actividad productiva, tomando valores de 0-1.  $ID_{rel_i}$  es el índice DRASTIC relativizado empleado como medida de la vulnerabilidad del acuífero en el pixel  $i$ . El DRASTIC toma valores de 23-226 que luego deben relativizarse en una escala de 0-1. A cada uno de los siete parámetros se les asigna un valor en función de los diferentes tipos y rangos definidos (Tabla 1). Además, al valor de cada parámetro se aplica un factor de ponderación entre 1-5 que cuantifica la importancia relativa entre ellos y puede modificarse en función del contaminante (Tabla 2).

El cálculo del índice DRASTIC se realiza mediante la Ecuación 2:

$$ID = D_i * D_w + R_i * R_w + A_i * A_w + S_i * S_w + T_i * T_w + I_i * I_w + C_i * C_w$$

*Ecuación 2*

Siendo “i” el pixel evaluado y “w” el factor de ponderación de cada parámetro (Tabla 2).

La **Profundidad del Acuífero** ( $D_i$ ) representa el espesor de suelo que debe atravesar el contaminante antes de alcanzar al agua subterránea, el valor más alto de reclasificación se determina cuando el acuífero se encuentra a muy poca profundidad. La **Recarga Neta** ( $R_i$ ) indica la tasa de infiltración por unidad de superficie, para valores superiores a 255 mm de infiltración se da el valor máximo de puntuación. **Litología del Acuífero** ( $A_i$ ) representa la capacidad del medio poroso y/o fracturado para transmitir los contaminantes, los valores son asignados de acuerdo a la litología de la zona. El parámetro **Naturaleza del Suelo** ( $S_i$ ) se refiere a la zona no saturada y representa la capacidad del suelo en frenar el movimiento de los contaminantes, el valor se establece de acuerdo a la textura del suelo, las texturas gruesas como arenas y gravas obtienen la máxima puntuación. La topografía representa la **Pendiente de la Superficie** ( $T_i$ ) según la cual se incrementa o disminuye el escurrimiento superficial. Si las pendientes son bajas, mayor es la probabilidad de infiltración de contaminantes por lo tanto se determina una mayor puntuación. **Naturaleza de la Zona No Saturada** ( $I_i$ ) representa la textura del suelo de la zona no saturada y por último la **Conductividad Hidráulica del Acuífero** ( $C_i$ ) constituye la capacidad del acuífero en transmitir horizontalmente los contaminantes, a mayor conductividad mayor puntuación.

Tabla 1: Rango de valores ponderados de los parámetros empleados en el Índice DRASTIC (Aller et al., 1987)

Profundidad del acuífero (D)		Naturaleza del suelo (S)		Pendiente de la superficie (T)		Conductividad hidráulica del acuífero (C)	
Rango (m)	Valor	Rango	Valor	Rango (%)	Valor	Rango (m/día)	Valor
0 – 9	35	Areno-francoso	16	0 - 2	10	41 – 82	24
9 – 15	25	Franco-arenoso	12	2 - 6	9	>82	30
15 – 23	15	Arenoso	10	6 - 12	5		
23 – 30	10	Franco -limoso	8	12 -18	3		
> 30	5			>18	1		
Recarga neta (R)				Litología del acuífero (A)			
Rango (mm)	Valor			Descripción			Valor
0-50	4			Ígneas/metamórficas alteradas			12
				Caliza			18
				Arena y grava			24
Naturaleza de la zona no saturada (I)							
Descripción		Valor					
Capa confinada		5					
Esquistos y pizarras		15					
Arena y grava		40					

Tabla 2: Índices de ponderación empleados en el Índice DRASTIC (Aller et al., 1987)

Parámetro	Índice de ponderación (w)
D – Profundidad del acuífero	5
R – Recarga	4
A –Litología del acuífero	3
S – Naturaleza del suelo	2
T – Pendiente del terreno	1
I – Naturaleza de la zona no saturada	5
C – Conductividad hidráulica	3

### **1° Cálculo de índice DRASTIC:**

Los valores de los parámetros para la zona de estudio, quedaron determinados de la siguiente manera.

**-Profundidad del acuífero:** Se generó una capa raster a partir de la digitalización del mapa “Curvas de igual profundidad del agua subterránea” confeccionado por INA – Centro Regional Andino (Martinis et al., 2002). La profundidad toma valores de 100 a 0 metros, los cuales fueron trazados en 5 polígonos y clasificados de acuerdo a la Tabla 1.

**-Recarga:** Se trabajó sobre los datos de altura de profundidad del nivel estático del agua subterránea. Los datos fueron proporcionados por el Centro Regional Andino del INA, obteniéndose el mapa de cota de agua de cada año en estudio, luego se establecieron las variaciones de cota cada 5 años entre 1990, 1995, 2001, 2006 y 2011. Se obtuvo el mapa de cotas en m/año para los 21 años tomados a consideración. Finalmente se multiplicó este último mapa con el mapa de coeficiente de almacenaje, el cual se consideró 0,009 para el acuífero libre y 0,001 para el acuífero confinado (Teruya, 2015).

**-Litología del acuífero:** A partir de la digitalización del mapa “Unidades Hidrogeológicas del Valle de Uco” realizado por INA – Centro Regional Andino (Martinis et al., 2002), se procedió a la reclasificación de la litología del acuífero según Tabla 1, obteniendo el raster correspondiente.

**-Naturaleza del suelo:** A partir de los 393 perfiles de suelos del área de estudio de la base de datos de la Cátedra de Edafología, se aplicó un análisis geoestadístico de las variables granulométricas (contenido de arcilla, limo americano y arena americana). Se obtuvieron los correspondientes variogramas y los parámetros de modelos esféricos. Luego se interpoló mediante kriging ordinario, para obtener las

superficies de interpolación. A partir de éstos, se generó un mapa raster de clases de textura, el cual se reclasificó según los valores de la Tabla 1.

**-Pendiente del terreno:** Se obtuvo a partir de la reclasificación del MED descargado según la Tabla 1.

**-Naturaleza de la zona no saturada:** Para este parámetro, se realizó la digitalización de los mapas de “Acuífero confinado y libre” junto con las “Unidades Geomorfológicas de Valle del Uco” confeccionados por el INA - Centro Regional Andino (Martinis et al, 2002). La naturaleza del material se clasificó según la Tabla 1 y se obtuvo su correspondiente raster.

**-Conductividad hidráulica:** Se obtuvo la capa raster correspondiente, a partir de la conductividad definida según Martinis et al. (2002) de 41–82 m/día y mayor a 82 m/día para acuífero confinado y acuífero libre, respetivamente.

**2° Cálculo para la Cobertura (LULC):** Se obtuvo a partir de la reclasificación del índice verde NDVI (*normal difference vegetation index*), diferenciando dos tipos de uso/cobertura de la tierra (conocida también por sus siglas en inglés LULC- land use land cover). Se asignó a cada cobertura un valor de “P” (factor de Ecuación 1) el cual representa el rol de protección de la cobertura vegetal en el pixel *i* en función del nivel de insumos necesarios para el desarrollo de la actividad productiva. Este factor toma valores de 0 a 1. Cuando el factor es cercano a 1 significa que dicho ecosistema es el que requiere mayor cantidad de insumos (agroquímicos) para el desarrollo de la actividad, por lo tanto si la cobertura se encuentra en pixeles muy vulnerables no ejerce ningún tipo de protección. Mientras que si el factor es cercano a 0 implica que la cobertura no requiere de insumos (potenciales contaminantes) y ejerce una fuerte protección al acuífero (Lattera, 2014). Para asignar el factor *P<sub>i</sub>* se consideró usar una modificación de los valores que se encuentran en el protocolo ECOSER. Los cultivos en el protocolo poseen un valor

de  $P_i=95\%$  y suponiendo que el uso de agroquímicos es menor por los tipos de cultivos presentes en la zona de estudio, se eligió un valor de  $P_i$  de 70%. En el caso del Monte Nativo se utilizó un  $P_i=5\%$ , debido a la presencia de escasa ganadería extensiva (Teruya, 2015).

**3° Cálculo de la función Protección del Acuífero por Cobertura:** Finalmente a partir de los datos obtenidos, se aplicó la Ecuación 1 y se obtuvo el raster de la función correspondiente.

### 6.2.2 Infiltración y Escurrimiento Superficial (ES)

Existen varios métodos para evaluar y modelar los balances de agua, los cuales difieren en su complejidad y cantidad de datos necesarios. Uno de los más difundidos y utilizados es el método de la Curva Número (CN) desarrollado por el Soil Conservation Service (SCS) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Alonso, 2001). El CN es un índice empírico cuyo objetivo es calcular la precipitación neta o escorrentía generada por una tormenta y representa la probabilidad de que la lluvia se convierta en escurrimiento como resultado del tipo de cobertura vegetal y su interacción con propiedades del suelo (NRCS, 1986).

La ecuación básica de este método es:

$$ES = \frac{(P - 0,2IE)^2}{P + 0,8IE} \quad \text{Ecuación 3}$$

en donde ES es el escurrimiento superficial (mm), P es la precipitación en mm de un evento de lluvia dado, e IE es la pérdida inicial por infiltración y evapotranspiración, calculada como:

$$IE = \frac{25400}{(254 + CN)} \quad \text{Ecuación 4}$$

siendo CN el valor de curva número para determinado tipo hidrológico de suelo, condición de humedad previa y uso de la tierra. Un CN de valor 100 representa una condición nula de retención potencial ( $IE=0$ ), esto es, una cuenca completamente impermeable. Contrariamente, un número de curva de valor 0 corresponde a una retención potencial ilimitada ( $S=\infty$ ), esto es, una cuenca capaz de retener toda precipitación (Alonso, 2001).

Los factores que determinan el valor de la Curva Número son: el **Uso del suelo y cobertura vegetal**, el **Grupo hidrológico de suelo** el cual presenta diferentes categorías de tipo hidrológico según su textura, la **Condición de humedad del suelo**, la cual se observa en la cuenca de drenaje antes de que ocurra el escurrimiento y la **Pendiente**.

### **1° Cálculos para la Curva Número (CN)**

- **Usos/Cobertura:** A partir del análisis del raster de NDVI anteriormente obtenido, se diferenciaron las zonas con uso agrícola de uso nativo y urbanizado. Se obtuvo un raster de clases de cobertura.

- **Grupo Hidrológico:** Se reclasificaron las texturas obtenidas con el método DRASTIC de la cuenca en estudio, generando una capa raster con tres tipos de grupo hidrológico A, B y C. El grupo D no se hace presente en esta cuenca. Los grupos se diferencian debido a las siguientes características:

Grupo A: suelos con bajo potencial de escurrimiento por su gran permeabilidad y con elevada capacidad de infiltración, aún cuando estén húmedos. Se trata principalmente de suelos profundos y con texturas gruesas (arenosa - arenofrancosa).

Grupo B: suelos con moderada capacidad de infiltración cuando están saturados. Principalmente consisten en suelos de mediana a alta profundidad, con buen drenaje. Sus texturas son moderadamente gruesas (franca, franco-arenosa).

Grupo C: Suelos con escasa capacidad de infiltración una vez saturados. Su textura va de moderadamente fina a fina (franco-arcillosa, franco - limosa). También se incluyen aquí suelos que presentan horizontes someros bastante impermeables.

Se realizó una tabla cruzada, multiplicando los raster de uso y tipo hidrológico del suelo, obteniéndose la intersección entre el uso/cobertura y el grupo hidrológico, con el fin de asignarles valores únicos a los píxeles de cada combinación. La interacción Urbano – Grupo hidrológico C no se encuentra en el área de estudio (Tabla 3).

*Tabla 3: Valores asignados a cada una de las clases de combinaciones de grupo hidrológico y uso/cobertura*

Usos/Cobertura	Grupo Hidrológico		
	A	B	C
Agrícola	1	10	100
Urbano	2	20	-
Nativo	3	30	300

Posteriormente se realizó la reclasificación (Tabla 4) a partir de la curva número para suelos cultivados de Hydrologic National Engineering Handbook (2004). Siendo para éste la cobertura tipo “agrícola” una mezcla de arbustos, hierbas y pastos, mientras que la cobertura “nativo” representa la combinación de arbustales desérticos, halófitos, resinosas y jarillales. Se consideró para elegir el valor de CN los porcentajes de cobertura vegetal, siendo 50% – 70% para el primer tipo de cobertura, mientras que para el nativo se determinó entre 30% – 70% debido a que según Zivkovic (2013) la cobertura media en el Monte es de 31,4 %.

Tabla 4: Valores de curva número para cada una de las clases de combinación de grupo hidrológico y uso/cobertura

Usos/Cobertura	Grupo Hidrológico		
	A	B	C
Agrícola	39	61	73
Urbano	59	74	-
Nativo	55	72	81

Los valores de CN van de 0-100. Valores altos significan un mayor escurrimiento (poca infiltración, pendientes elevadas) y valores bajos de CN garantizan altas tasas de infiltración (poco escurrimiento y erosión hídrica baja).

- **Condición de humedad del suelo:** Se consideró la condición hidrológica promedio AMC II. Esta indica condiciones de humedad antecedentes normales del suelo.

- **Pendiente:** El modelo original no contempla la pendiente del terreno entre sus parámetros, debido a que en los EEUU las tierras cultivadas se encuentran comprendidas, en pendientes menores a 5 %, y dentro de ese rango no tienen mayor influencia en el número de curva. En nuestro caso particular, las pendientes obtenidas fueron predominantemente del 2%, es por esto que tampoco se consideró en el modelo.

### **2° Cálculos para la Pérdida Inicial por Infiltración y Evapotranspiración (IE)**

Se aplicó la Ecuación 4 al raster de la Curva Número, obteniéndose los valores de IE.

### **3° Cálculos para el Escurrimiento Superficial (ES)**

- **Precipitaciones:** A partir de los datos de precipitación (1997 – 2014) de siete estaciones pluviométricas de la cuenca a cargo la Dirección de Agricultura y Contingencias Climáticas de Mendoza (Quiroz, 2015) se plantearon tres situaciones en la zona de estudio: el promedio de precipitaciones anuales; el promedio del mes de máxima

precipitación y un evento homogéneo de 50 mm en la cuenca. Sobre cada escenario se aplicó un análisis geoestadístico: se obtuvieron los variogramas correspondientes, utilizando modelos esféricos, y posteriormente se realizó la interpolación mediante krigeado ordinario.

Finalmente se aplicó la Ecuación 3, obteniéndose el raster de Escurrimiento Superficial.

## 7. Resultados y discusión

### 7.1 Identificación de los Tipos de Ecosistemas Dominantes (TED)

En el mapa de NDVI de la Figura 4 puede observarse que los valores más altos de índice se encuentran al este de la cuenca, donde se localiza la mayor cantidad de emprendimientos agrícolas, mientras que los valores más bajos se concentran al oeste de la misma, en la cual predomina la vegetación nativa.

Posteriormente se obtuvo el mapa de Tipos de Ecosistemas Dominantes, se distinguen en éste dos tipos de TED. En color rojo el ecosistema dominante “Nativo” y en verde el ecosistema dominante “Agroecosistema”, se observa una mayor distribución de este último en la zona centro – este de la cuenca en estudio.

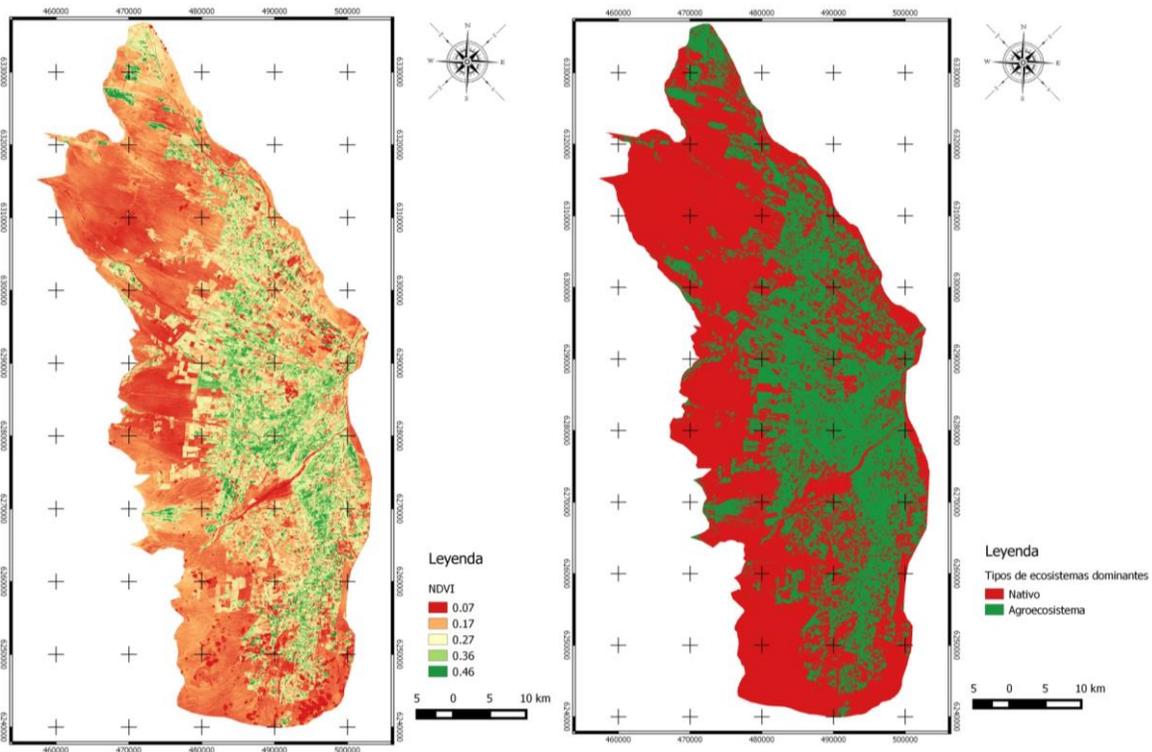


Figura 4: Índice de Vegetación Diferenciada Normalizada (NDVI) y Tipos de Ecosistemas Dominantes

## 7.2 Funciones Ecosistémicas

### 7.2.1 Protección de Acuíferos por Cobertura (PAC)

Se describen a continuación los mapas generados para cada factor de índice DRASTIC. Y finalmente se expone el mapa de la función Protección de Acuíferos por Cobertura.

#### 7.2.1.1 Profundidad del acuífero (D)

En el mapa correspondiente al parámetro D de la Figura 5, se visualizan cinco rangos de profundidad. La zona de mayor profundidad (>30 m) se identifica en color verde y representa el menor valor en el mapa de reclasificación, mientras que la menor profundidad (9 - 0 m) corresponde al máximo valor en la reclasificación.

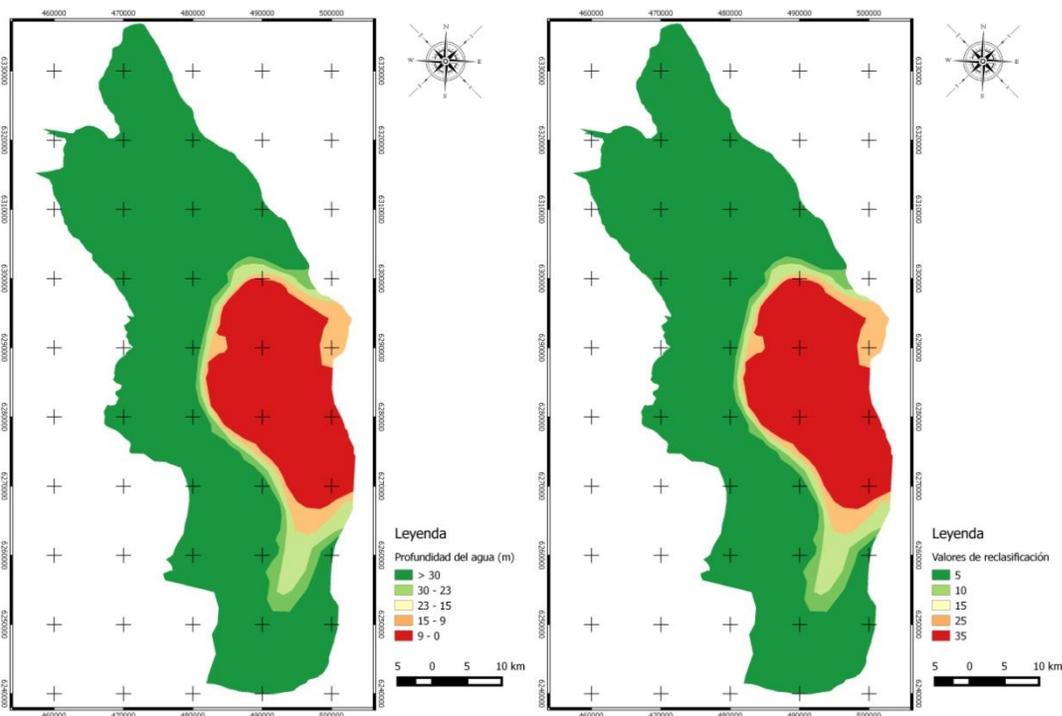


Figura 5: Profundidad del acuífero (m) y Valores de reclasificación

### 7.2.1.2 Recarga (R)

Los valores de cota analizados para los diferentes años, determinaron zonas de descarga y zonas de recarga. En el mapa de Recarga y descarga de la Figura 6, se encuentran valores en el rango de  $-10$  mm a  $28,5$  mm. Se considera un valor de reclasificación de 4 para el único rango de recarga encontrado de  $0$  mm a  $28,5$  mm, según Tabla 1.

A modo representativo, se colocó en el mapa de reclasificación el valor 0 para las zonas de descarga, las cuales no son consideradas para el análisis del Índice DRASTIC.

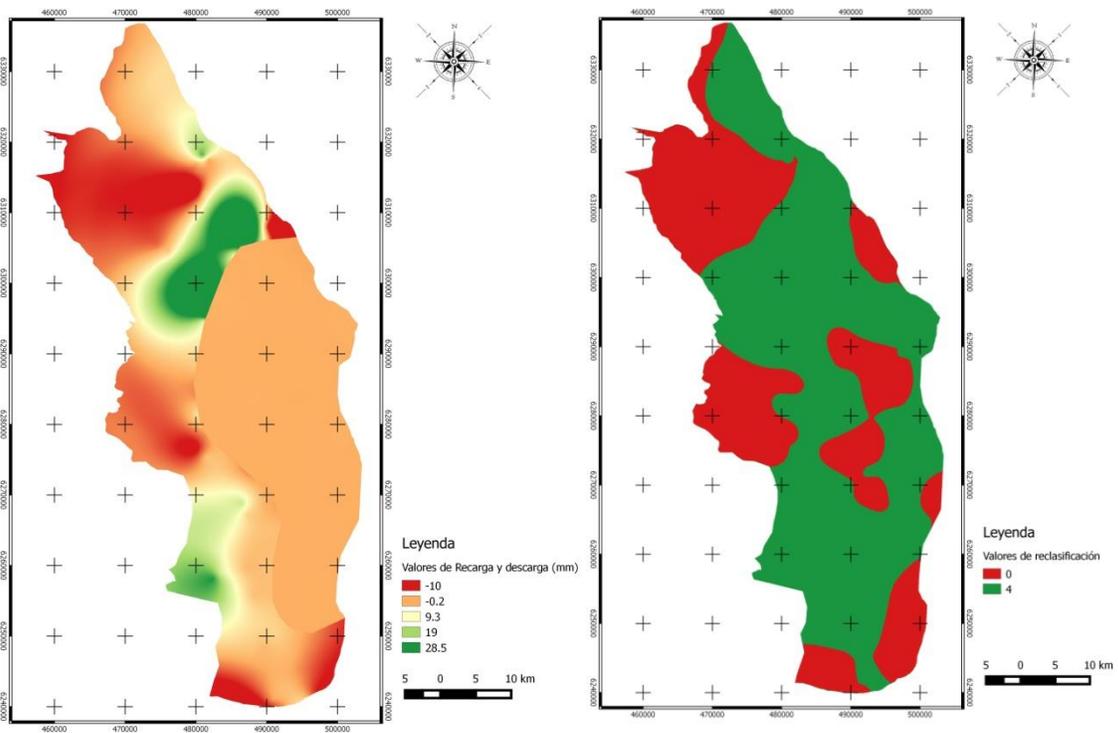


Figura 6: Valores de Recarga, descarga (mm) y Valores de reclasificación

### 7.2.1.3 Litología del acuífero (A)

En la Figura 7 se diferencian tres tipos de litología del acuífero. Aquellas zonas con rocas ígneas/metamórficas alteradas representan las formaciones del Chillante y Terciario y poseen el menor valor en el mapa de reclasificación. En amarillo se encuentran las zonas de material caliza perteneciente a la formación El Zampal, mientras que los materiales arena y grava en la zona oeste representan la formación Bajadas Pedemontanas de la cuenca, ésta última cuenta con el valor más alto de reclasificación.

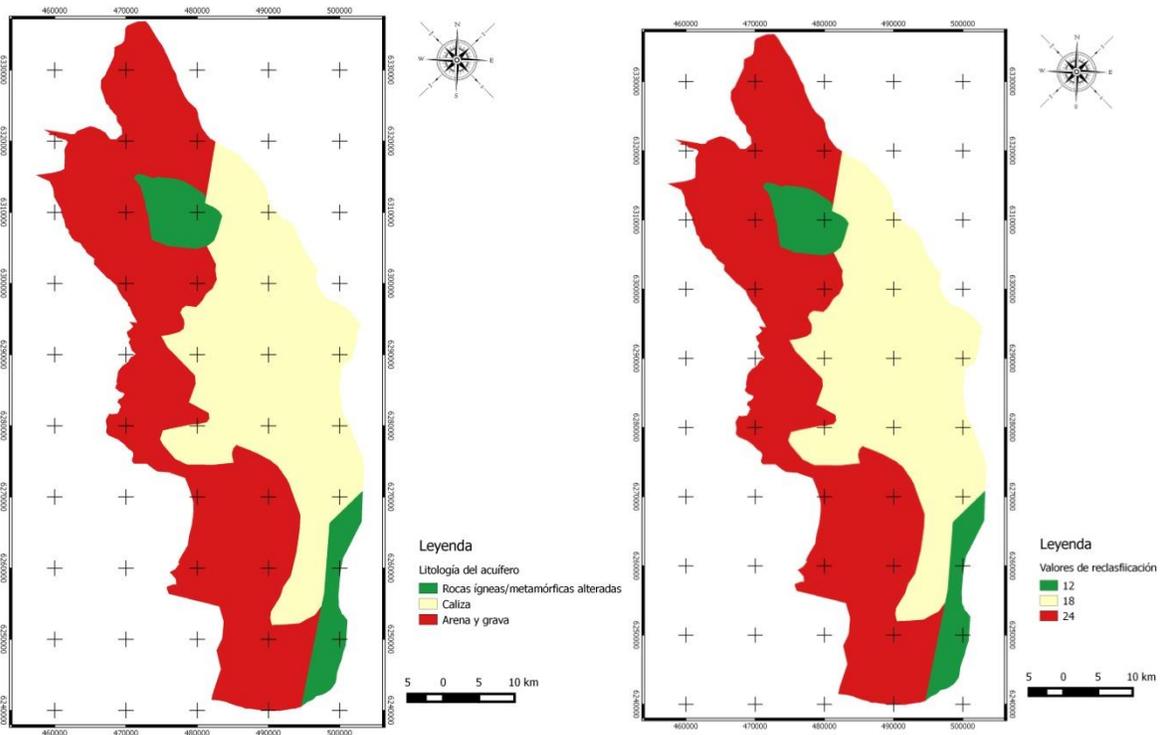


Figura 7: Litología del acuífero y Valores de reclasificación

### 7.2.1.4 Texturas del suelo (S)

El mapa de texturas de suelos de la Figura 8 diferencia cuatro clases de texturas presentes en la cuenca. La textura que más predomina es la franco-arenosa distribuida en toda la extensión de la misma, mientras que las restantes se encuentran en menor proporción, siendo la franco-limosa la de menor importancia real. La textura que contribuye en mayor medida al índice DRASTIC es la areno-francosa, obteniendo el valor más alto en el mapa de reclasificación, debido a que estos suelos poseen una elevada macroporosidad y por lo tanto una gran permeabilidad, siendo relevante su influencia en la vulnerabilidad del acuífero.

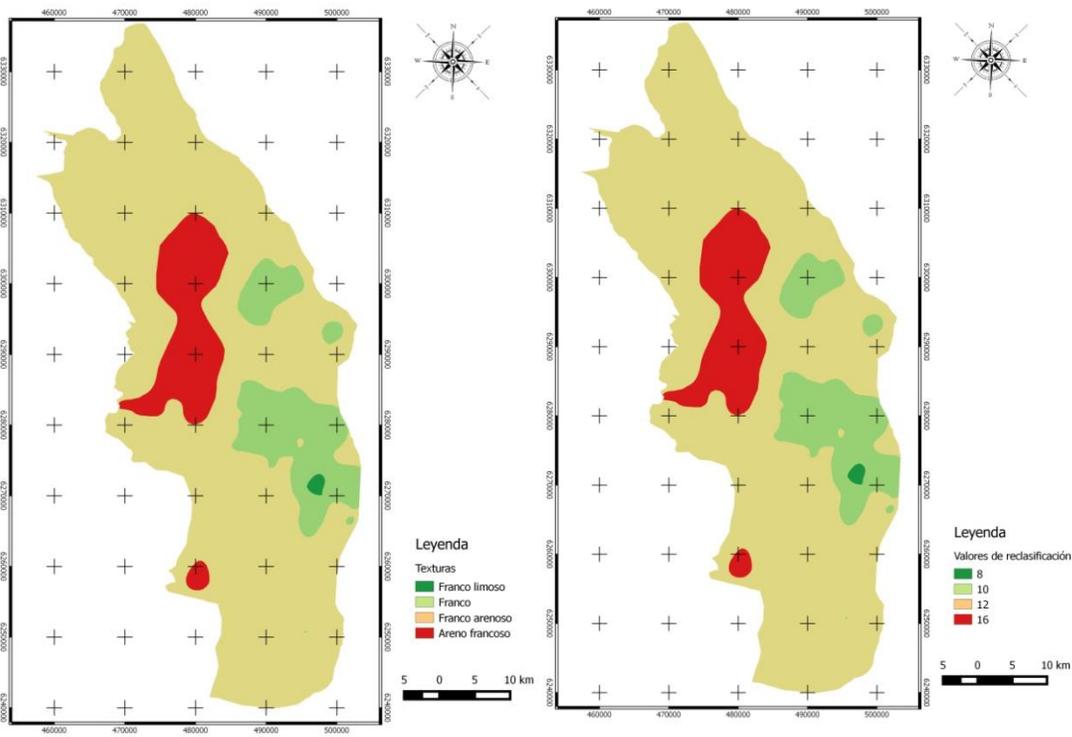


Figura 8: Texturas de suelo y Valores de reclasificación

### 7.2.1.5 Pendiente del terreno (T)

En el mapa de pendientes del terreno (Figura 9) se pueden identificar zonas con valores menores al 2% hasta mayores al 18%. Los valores máximos en el mapa de reclasificación corresponden a las zonas de menor pendiente, mientras que las pendientes mayores contienen los valores de reclasificación más bajos. Es importante destacar que en la cuenca predominan los valores de baja pendiente.

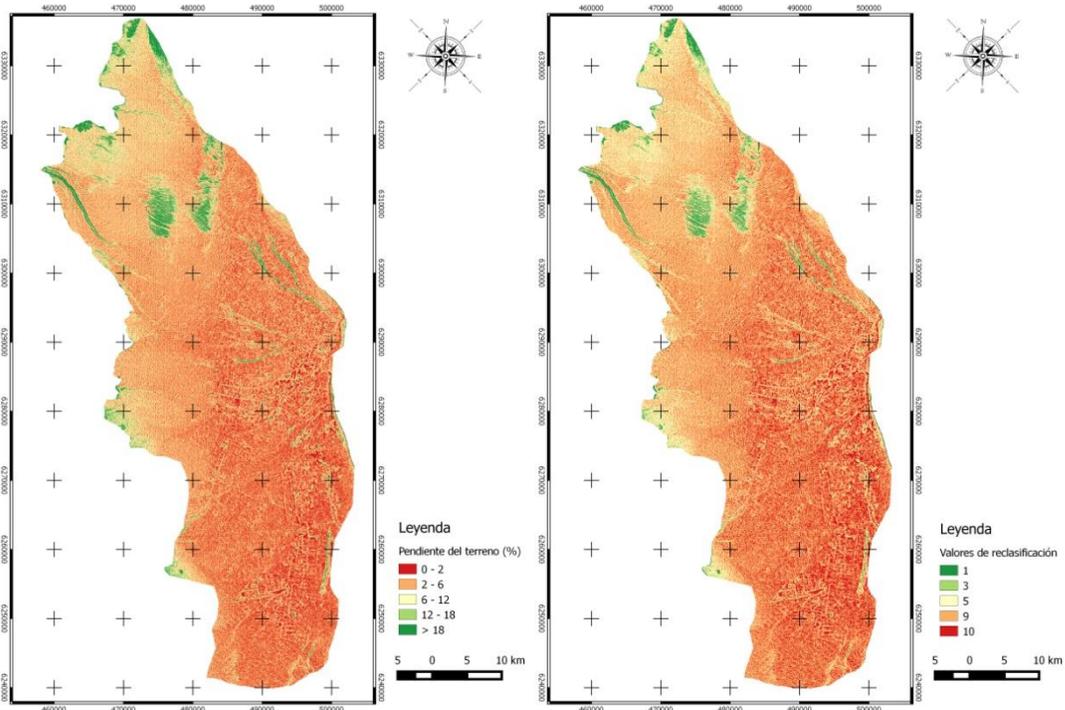


Figura 9: Pendiente del terreno (%) y Valores de reclasificación

### 7.2.1.6 Naturaleza de la zona no saturada (I)

En la Figura 10 se visualizan tres granulometrías de suelo en el mapa de Naturaleza de la zona no saturada: capa confinada, esquistos y pizarras, arena y grava. El menor valor en el mapa de reclasificación corresponde a la capa confinada, mientras que a la arena y grava se le asigna el mayor valor. Esto se debe a que ese tipo de material presenta una macroporosidad de importancia, contribuyendo en mayor medida al índice.

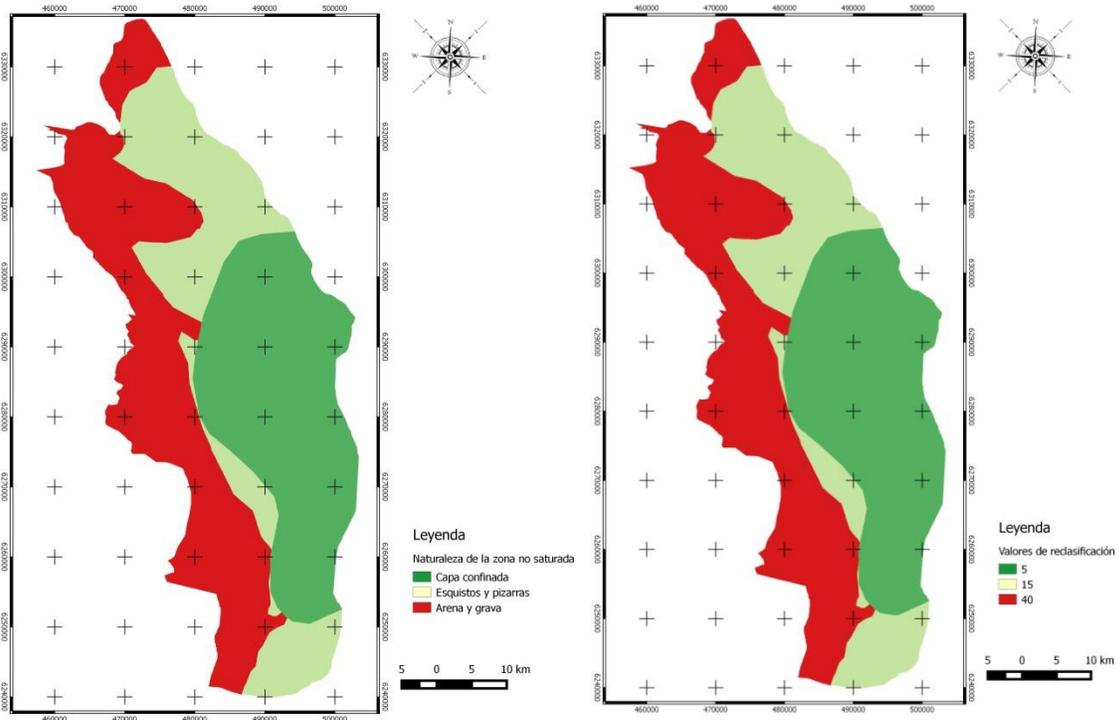


Figura 10: Naturaleza de la zona no saturada y Valores de reclasificación

### 7.2.1.7 Conductividad Hidráulica (C)

En el mapa de conductividad hidráulica (Figura 11) se distingue la zona del acuífero confinado con un rango de 41-82 m/día, obteniendo un valor de 24 en el mapa de reclasificación. Por otra parte la zona de acuífero libre presenta una conductividad mayor a 82 m/día, con un valor de reclasificación de 30 (Martinis et al., 2002).

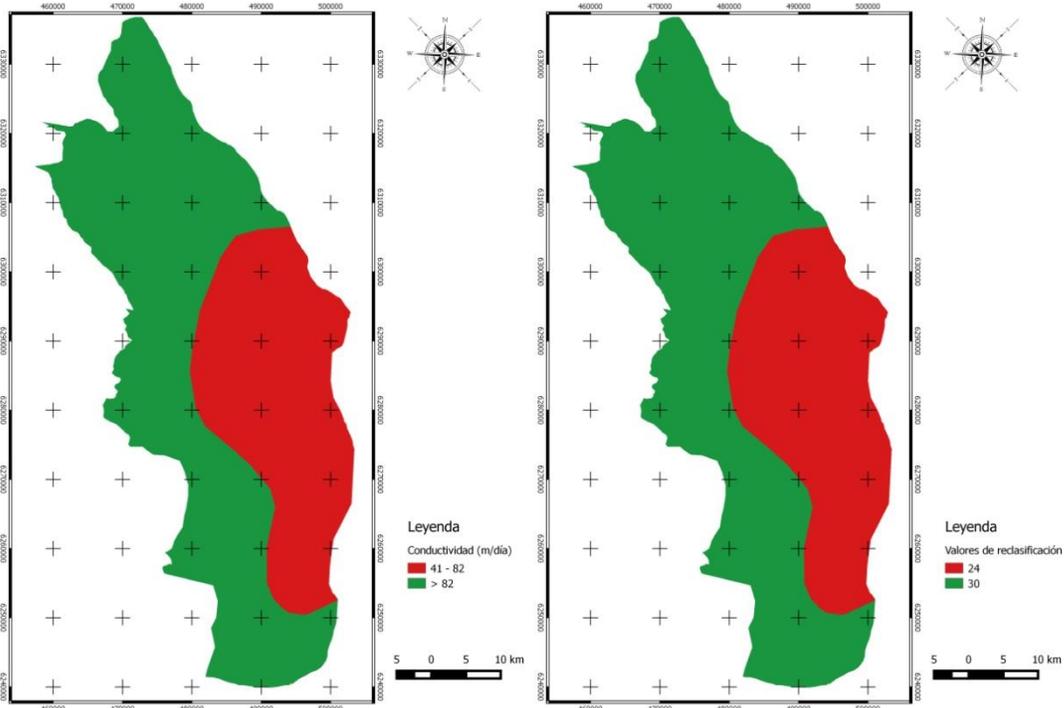


Figura 11: Conductividad hidráulica (m/día) y Valores de reclasificación

### 7.2.1.8 Índice DRASTIC

La Figura 12 comprende los mapas de Índice DRASTIC ponderado y relativizado. Puede observarse en el mapa del Índice DRASTIC ponderado la zona de mayor vulnerabilidad del acuífero (rojo) al oeste de la cuenca. Esto se debe a que presenta los valores de reclasificación más altos de la mayoría de los parámetros estudiados: Litología del acuífero, Textura del suelo, Pendiente, Naturaleza de la zona no saturada y Conductividad hidráulica. Mientras que se presenta una franja de menor vulnerabilidad con valores cercanos a 72 que delimita al acuífero confinado el cual presenta una vulnerabilidad media a alta. Cabe destacar que en el mapa del Índice DRASTIC relativizado, considerando que cero es la nula vulnerabilidad y uno la máxima, se establecieron valores de 0,24 a 0,50 en la cuenca en estudio.

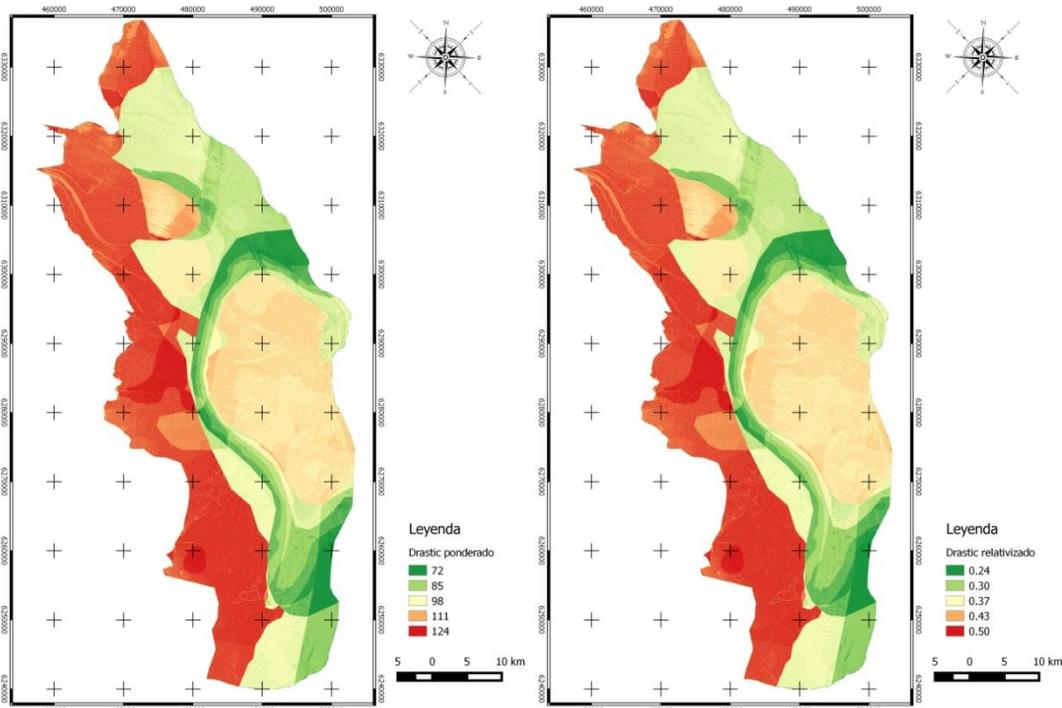


Figura 12: Índice DRASTIC ponderado y relativizado

### 7.2.1.9 Nivel de insumos necesarios (Pi)

En el mapa de la Figura 13 se distinguen dos tipos de Uso/Cobertura, los cuales representan el rol de protección en función del nivel de insumos necesarios para el desarrollo de la actividad productiva (Pi). En color rojo se distinguen las zonas de mayor uso de insumos, correspondientes al uso/cobertura Agrícola, debido a los tipos de cultivos presentes en la zona de estudio se asigna un Pi de 70%, mientras que las zonas de insumos mínimos o nulos se visualizan en color verde y corresponden al uso/cobertura Nativo, en este caso se utilizó un Pi=5%, ya que la presencia de ganadería extensiva es escasa (Teruya, 2015).

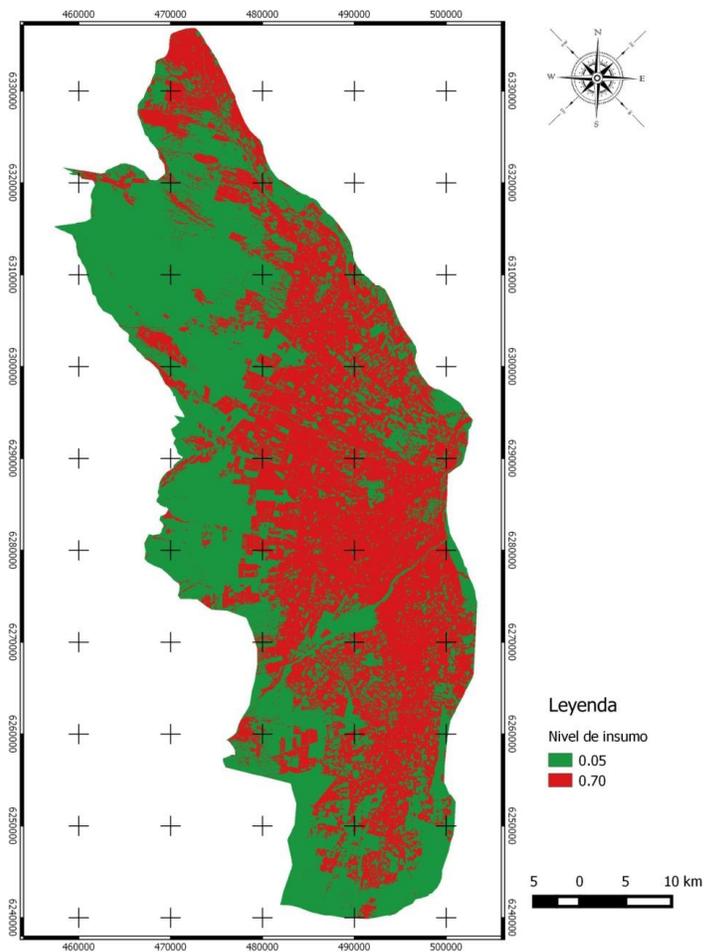


Figura 13: Nivel de insumos

## **Mapa de Función Ecosistémica:**

### **Protección de Acuíferos por Cobertura**

En la Figura 14 se observan, diferentes valores de la función ecosistémica según subáreas.

Hacia el oeste se presenta en mayor medida el TED Nativo con los valores de la función más altos, cercanos a 1. Mientras que los valores más bajos, alrededor de 0,66, se encuentran en parches sobre la misma zona pedemontana, siendo representados por el TED Agroecosistema. Estas diferencias tan grandes en áreas cercanas se deben principalmente al efecto que genera el tipo de uso/cobertura de suelo, ya que los valores máximos de índice DRASTIC (Figura 12) se encuentran en ambos, indicando una alta vulnerabilidad del acuífero en toda la zona oeste de la cuenca.

Como puede verse en el mapa de la Figura 13 de Nivel de insumos necesarios para mantener la actividad productiva (Pi), habría un nulo o muy bajo uso de insumos para el TED Nativo, mientras que el TED Agroecosistema demanda un mayor uso de insumos. Algunas zonas con un  $P_i = 0,7$ , se encuentran dentro del área de mayor Índice DRASTIC. Se presentan emprendimientos agrícolas actuales, que debido al cambio del uso del suelo y al incremento de uso de insumos de producción respecto al TED Nativo, aumentan el riesgo de contaminación del acuífero, coincidiendo con Klug (2009) para el condado de Houston, donde las áreas de mayor riesgo en su mayoría son de tierras de cultivo.

Se concluye que, debido a las características intrínsecas de la zona aluvional, la vulnerabilidad del acuífero es alta, como lo indica el Índice DRASTIC ponderado en la Figura 12, coincidiendo con los valores encontrados por Fernandes (2014) para la cuenca hidrológica del Rio Cabril en el norte de Portugal, donde los valores de índice alcanzaron a 159 en las zonas aluvionales. Pero el papel fundamental de la cobertura vegetal y la

actividad económica predominante modifican la capacidad del área en brindar la función ecosistémica, concordando con los valores encontrados por Teruya (2015) en la zona alta de la subcuenca del Arroyo Grande en Tunuyán.

Como segunda subárea, se encuentra la zona centro-este representada principalmente por el TED Agroecosistema. Se visualizan valores medio de la función, alrededor de 0,74. Respecto al Índice DRASTIC el único parámetro que contribuye en mayor medida, es la Profundidad del Acuífero, el cual presenta valores de 0 m, debido a que en esta zona existe surgencia del agua subterránea y se le asigna el valor de reclasificación máximo, concluyendo una vulnerabilidad media del acuífero. Estos resultados también fueron obtenidos por Teruya (2015).

En cuanto a los factores externos, se visualiza en el mapa de Tipos de Ecosistemas Dominantes (Figura 4) una mayor cantidad de TED Agroecosistema en relación con el TED Nativo, y a su vez el mapa de Nivel de insumos necesarios para mantener la actividad productiva (Figura 13) indica un elevado uso de insumos, contribuyendo al riesgo de contaminación de acuíferos. Sin embargo las características intrínsecas del área permiten mantener una mediana protección del acuífero.

Es importante resaltar la tercer subárea, la cual se encuentra en la transición entre los TED Agroecosistema y Nativo, se hallan valores medios a altos de Protección de Acuíferos, próximos a 0,82. Debido a las características intrínsecas de la zona se obtiene el valor más pequeño del índice, indicando la zona de menor vulnerabilidad. Existe en ésta una gran variación de la profundidad del acuífero en distancias cortas, además de contener el límite entre los acuíferos libre y confinado, así como también el cambio de Conductividad Hidráulica. Sin embargo la transición entre los TED Nativo y Agroecosistema, generan una disminución en la provisión de la función.

Al observar toda la cuenca que incluye al Valle de Uco, se encuentran diferencias marcadas de vulnerabilidad del acuífero, remarcando la gran heterogeneidad espacial de la zona, mientras que Klug (2009) para el Condado de Houston determinó una variedad de susceptibilidad relativa con zonas de alto riesgo ampliamente dispersos en todo el condado.

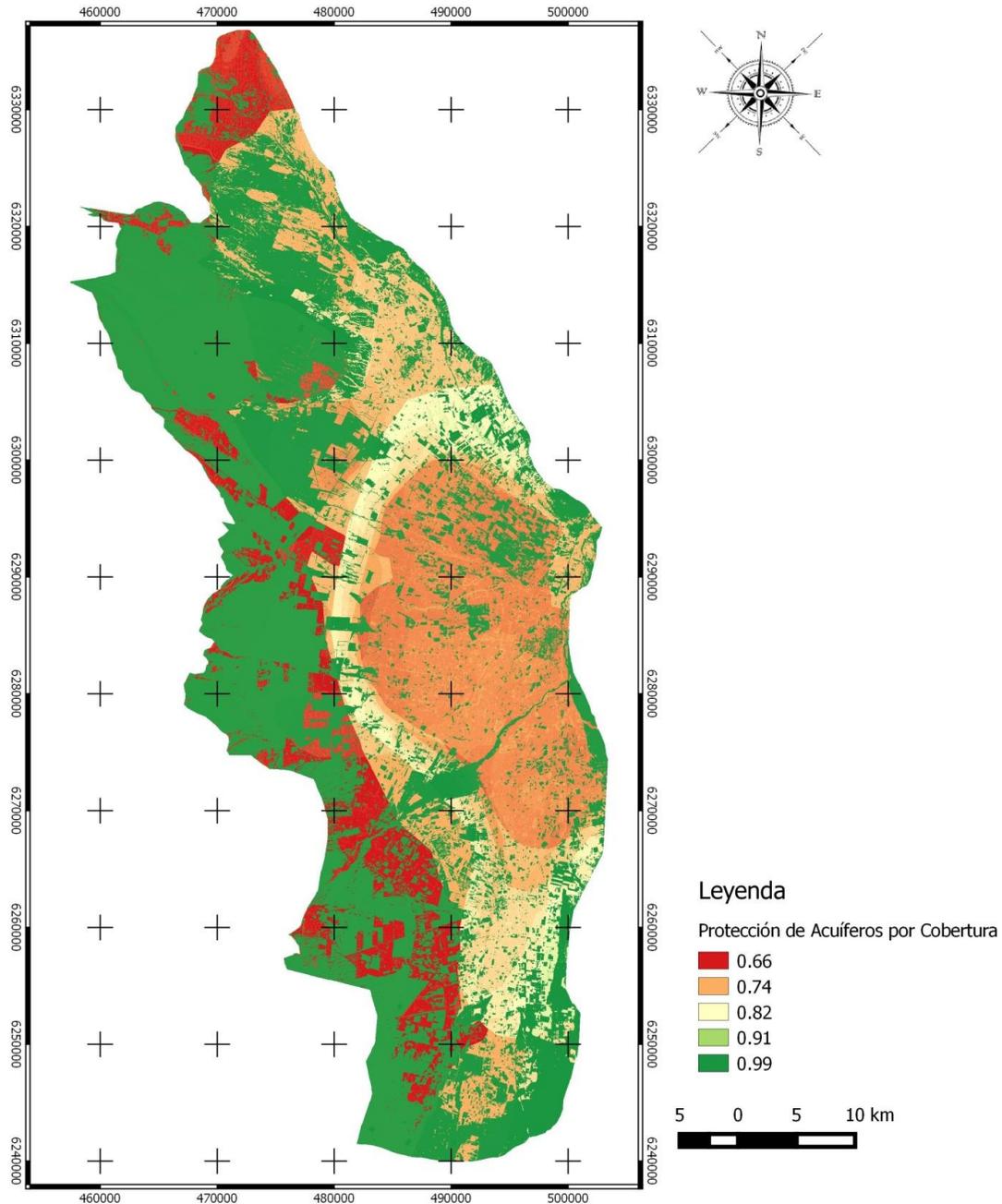


Figura 14: Función Ecosistémica Protección de Acuíferos por Cobertura

## 7.2.2 Infiltración y Esgurrimiento Superficial (ES)

Se expondrán los mapas obtenidos de los factores que afectan la función en estudio, obteniéndose finalmente el mapa de infiltración y escurrimiento superficial.

### 7.2.2.1 Grupos Hidrológicos

El mapa de la Figura 15 representa los diferentes grupos hidrológicos considerados en la cuenca en estudio: grupo A (arenoso a areno – francoso), grupo B (franco a franco – arenoso) y grupo C (franco – arcilloso a franco – limoso). Puede visualizarse que el grupo B es el que mayor distribución real tiene en la cuenca.

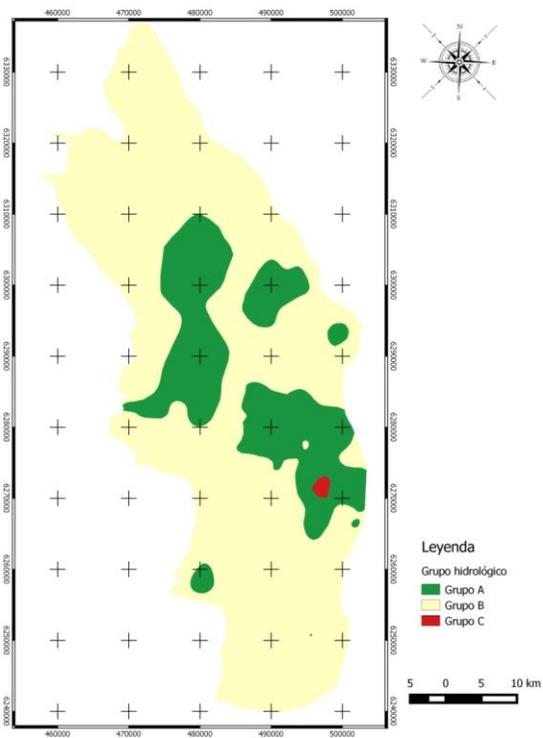


Figura 15: Grupos hidrológicos del suelo

### 7.2.2.2 Usos/Cobertura

La Figura 16 representa los tres tipos de usos/coberturas que existen en la cuenca del Río Tunuyán Superior. El Urbano, contiene los asentamientos más importantes y se visualiza en color rojo, por otra parte, se encuentran los usos Agrícola y Nativo, de color verde y amarillo respectivamente.

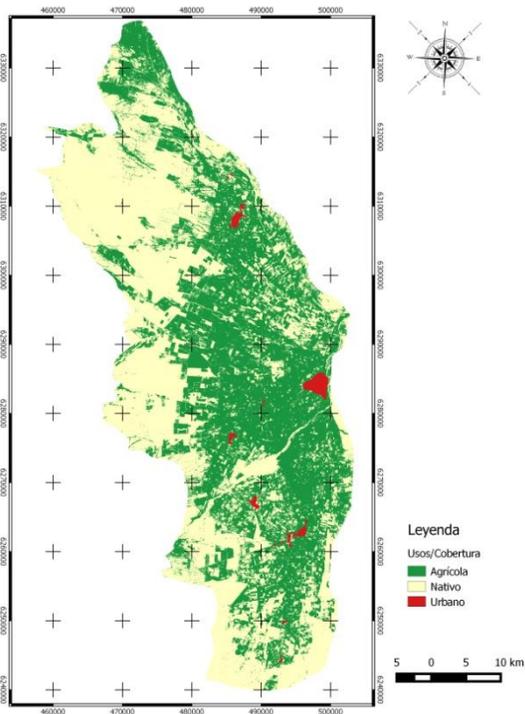


Figura 16: Usos/Cobertura

### 7.2.2.3 Curva Número (CN)

A partir de la intersección entre los mapas Grupos Hidrológicos y Usos/Cobertura, se obtuvo el mapa CN (Figura 17). Puede visualizarse que el valor más bajo corresponde a la intersección Agrícola – Grupo A la cual representa la condición más alta de retención potencial de precipitación, mientras que las siguientes combinaciones presentan valores más altos de CN, siendo el mayor para la intersección Nativo – Grupo C. Cabe recordar que la intersección Urbano – Grupo C no se encontró en la cuenca en estudio.

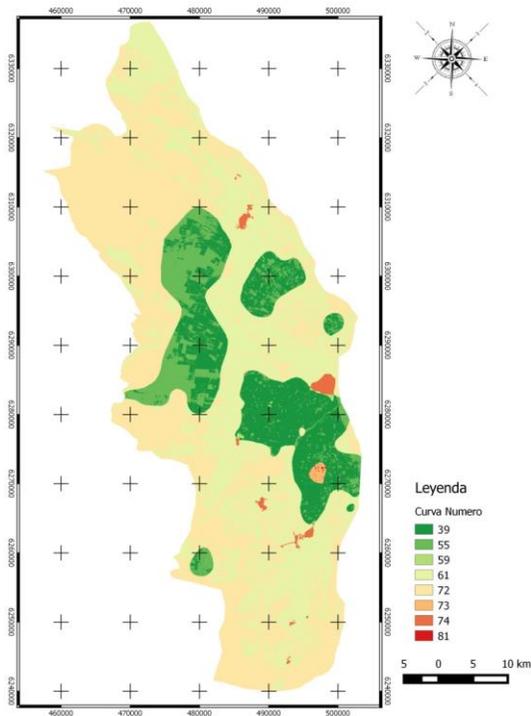


Figura 17: Curva Número

#### 7.2.2.4 Pérdida Inicial por Infiltración y Evapotranspiración (IE)

El mapa de la Figura 18 es producto de la aplicación de la ecuación 4, obteniéndose las zonas de mayor y menor IE. Las zonas de color verde oscuro presentan los valores más altos y se encuentran principalmente sobre los suelos del Grupo A, siendo el mayor valor correspondiente al uso Agrícola. Se encuentra el caso puntual en la intersección Nativo – Grupo C, donde están los valores más bajos, alrededor de 75,8 mm.

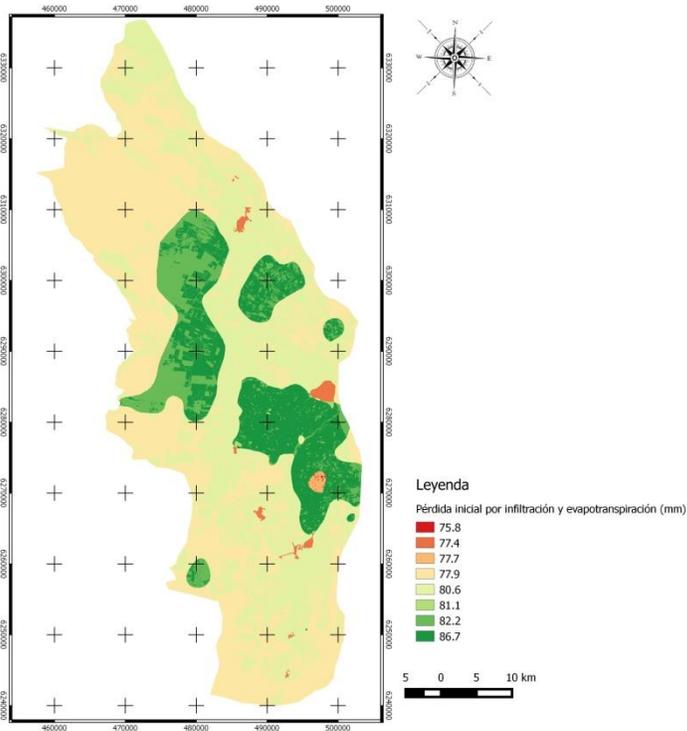


Figura 18: Pérdida inicial por infiltración y evapotranspiración (mm)

Para una mejor interpretación se encuentra a continuación la Tabla 5 donde se presentan las interacciones con sus correspondientes CN y el IE ordenados de forma descendente respecto a la capacidad de infiltración.

*Tabla 5: Intersección Uso – Grupo hidrológico, Curva Número y Pérdida por Infiltración y Evapotranspiración.*

<b>Interacción</b>	<b>CN</b>	<b>IE</b>
Agrícola – Grupo A	39	86.7
Nativo – Grupo A	55	82.2
Urbano – Grupo A	59	81.1
Agrícola – Grupo B	61	80.6
Nativo – Grupo B	72	77.9
Agrícola – Grupo C	73	77.7
Urbano – Grupo B	74	77.4
Nativo – Grupo C	81	75.8

A partir de los mapas anteriores podemos visualizar que en todas las interacciones con el grupo hidrológico tipo A, el cual corresponde a los suelos de mayor macroporosidad, contienen los valores más bajos de CN y las mayores pérdidas iniciales por infiltración y evapotranspiración, siendo el mayor valor de éstas para el uso Agrícola. Sin embargo la combinación Urbano–Grupo A se encuentra en dos casos puntuales, de baja proporción respecto al total de la cuenca.

Los valores intermedios corresponden en su mayoría a los suelos del grupo B, los cuales presentan una macroporosidad intermedia. Es importante destacar la interacción Agrícola–Grupo C la cual posee un IE mayor que la interacción Urbano – Grupo B, esto permite indicar que el uso del suelo y su mayor impermeabilización debido al acondicionamiento urbano, genera una menor pérdida por infiltración a pesar de poseer suelos con mayor macroporosidad.

Por último se resalta la interacción Nativo-Grupo C que posee el menor IE, sin embargo sólo se encuentra en casos puntuales, debido a que este tipo de grupo hidrológico no está distribuido en gran medida sobre la cuenca en estudio. Lo mismo

puede decirse de la interacción Agrícola - Grupo C, la cual se encuentra en una mayor proporción sobre la cuenca, respecto a la anterior, aunque sigue siendo poco significativa.

Se considera que las interacciones que más contribuyen a las escorrentías debido a su mayor valor de CN y su mayor distribución en la cuenca son las correspondientes a los grupo hidrológicos B (texturas franco a franco – arenoso) y los usos Urbano, Nativo y Agrícola, que presentan de forma creciente la mayor capacidad de retención potencial de precipitación.

#### ***7.2.2.5 Precipitaciones***

A los fines de este trabajo, se consideraron tres posibles situaciones de precipitación en la cuenca de estudio.

##### **1°CASO:** Promedio de precipitaciones anuales.

En la figura 19 se observa una gran heterogeneidad en los valores de precipitación de la cuenca en estudio, sin embargo se destacan dos situaciones extremas. Las máximas precipitaciones cercanas a los 360 mm corresponden al color rojo y se ubican sobre la ciudad de Tunuyán, mientras que los valores mínimos se presentan en color verde y ocupan la zona de La Consulta y Altamira, donde existen usos Agrícolas, Nativos y Urbanos.



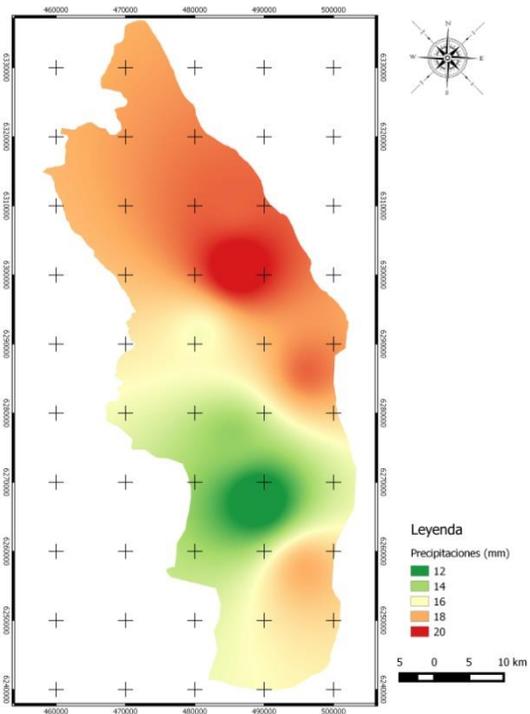


Figura 20: Promedio de precipitaciones del mes de marzo

**3°CASO:** Un evento de precipitación homogénea en la cuenca de 50 mm.

## **Mapas de Función Ecosistémica:**

### **Infiltración y Esguerrimiento Superficial**

**1°CASO:** Considerando promedio de precipitaciones anuales de la cuenca en estudio.

Frente a promedios anuales de precipitaciones de la cuenca se observa en la Figura 21, una gran heterogeneidad de esguerrimiento superficial. Sin embargo se encuentran dos zonas contrastantes para analizar:

La primera presenta la mayor infiltración y por lo tanto la menor esguerrentía, representada en color verde. En esta zona se encuentran los tres tipos de usos, siendo predominantes el Agrícola y Nativo, sobre texturas francas y franco – arenosas correspondientes al grupo B. Se encuentran valores intermedios de CN y de IE, sin embargo el factor que genera un menor esguerrimiento superficial es la menor precipitación presente en el área. La segunda zona corresponde a la de mayor esguerrentía, por lo tanto la de menor infiltración, representada en color rojo. Se encuentran valores intermedios de CN y IE sobre el grupo hidrológico B y usos de suelo principalmente Agrícola y Urbano, este último representado por la ciudad de Tunuyán la cual contiene una extensión considerable sobre la cuenca. Cabe recordar que los valores más bajos de IE se obtuvieron para la interacción Urbano – Grupo B. Las precipitaciones en esta área son las mayores, generando mayor esguerrentía.

Es importante destacar que este modelo no considera la pendiente del terreno cuando ésta es menor al 5% (Latterra, 2014). Para la cuenca en estudio se obtuvo en el análisis del índice DRASTIC valores del 2% en la mayor extensión de la cuenca (Figura 9), por lo cual, la pendiente no permite establecer diferencias de esguerrentía, mientras que Kurczyn (2007) para el Valle de Guadalupe, México obtuvo los mayores valores de

escorrentía para las zonas de pendiente > 25% y una vegetación predominante de maleza de pastos y hierbas.

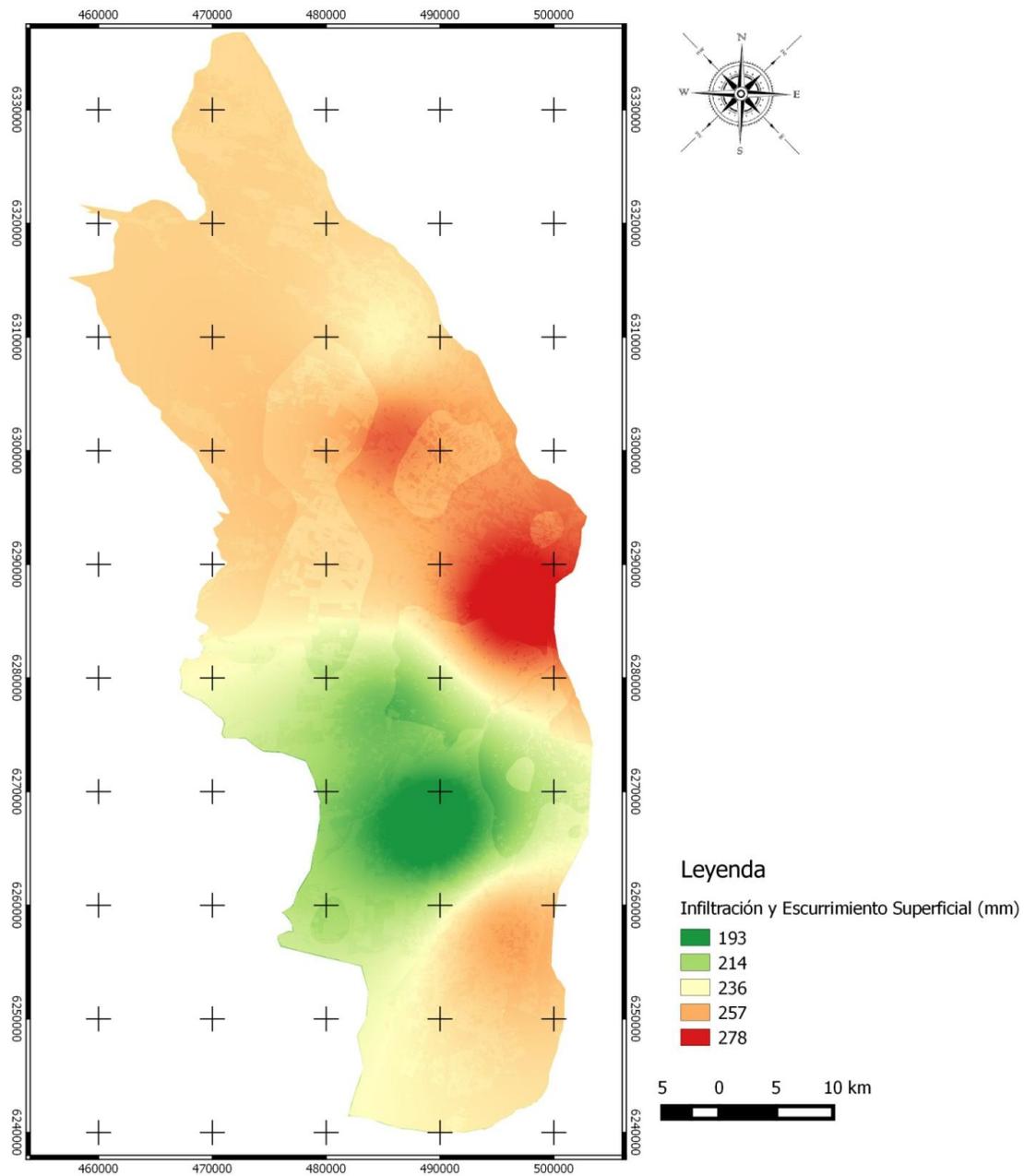


Figura 21: Función Infiltración y Escurrimiento Superficial para precipitaciones anuales

**2°CASO**: Considerando mes de máximas precipitaciones (marzo).

Para este segundo caso, presentado en la Figura 22, se vuelve a visualizar una gran heterogeneidad en casi toda la cuenca pero con valores muy pequeños de escorrentía o prácticamente cero. Sin embargo se marcan dos áreas de máximo escurrimiento, representadas en color rojo:

El área que se encuentra al norte de la cuenca presenta pérdidas iniciales por infiltración y evapotranspiración intermedias debido a los usos/cobertura Agrícola y Nativo bajo un suelo tipo B (texturas franca a franco-arenosa), sin embargo las altas precipitaciones determinadas para el lugar generan mayores escorrentías. Se visualiza alrededor de ésta zona un cambio abrupto en los valores de ES, esto se debe a la presencia de texturas más gruesas sobre el suelo, presentando los valores más altos de IE y como resultado menores escorrentías.

La otra superficie de color rojo que se ubica al sur y que destaca importancia, contiene los tres tipos de usos del suelo sobre el grupo hidrológico B, sin embargo es el Urbano, representado por La Consulta, el que presenta los valores más bajo de IE. En esta zona las precipitaciones son las menores respecto al resto de la cuenca, pero debido a la impermeabilización de estas áreas la infiltración se ve condicionada, obteniendo los valores más altos de ES. Esto también se destaca para la ciudad de Tunuyán, la cual presenta valores de escorrentía medios, cercanos a 0,16 mm, más allá de no encontrarse dentro las zonas de mayor precipitación.

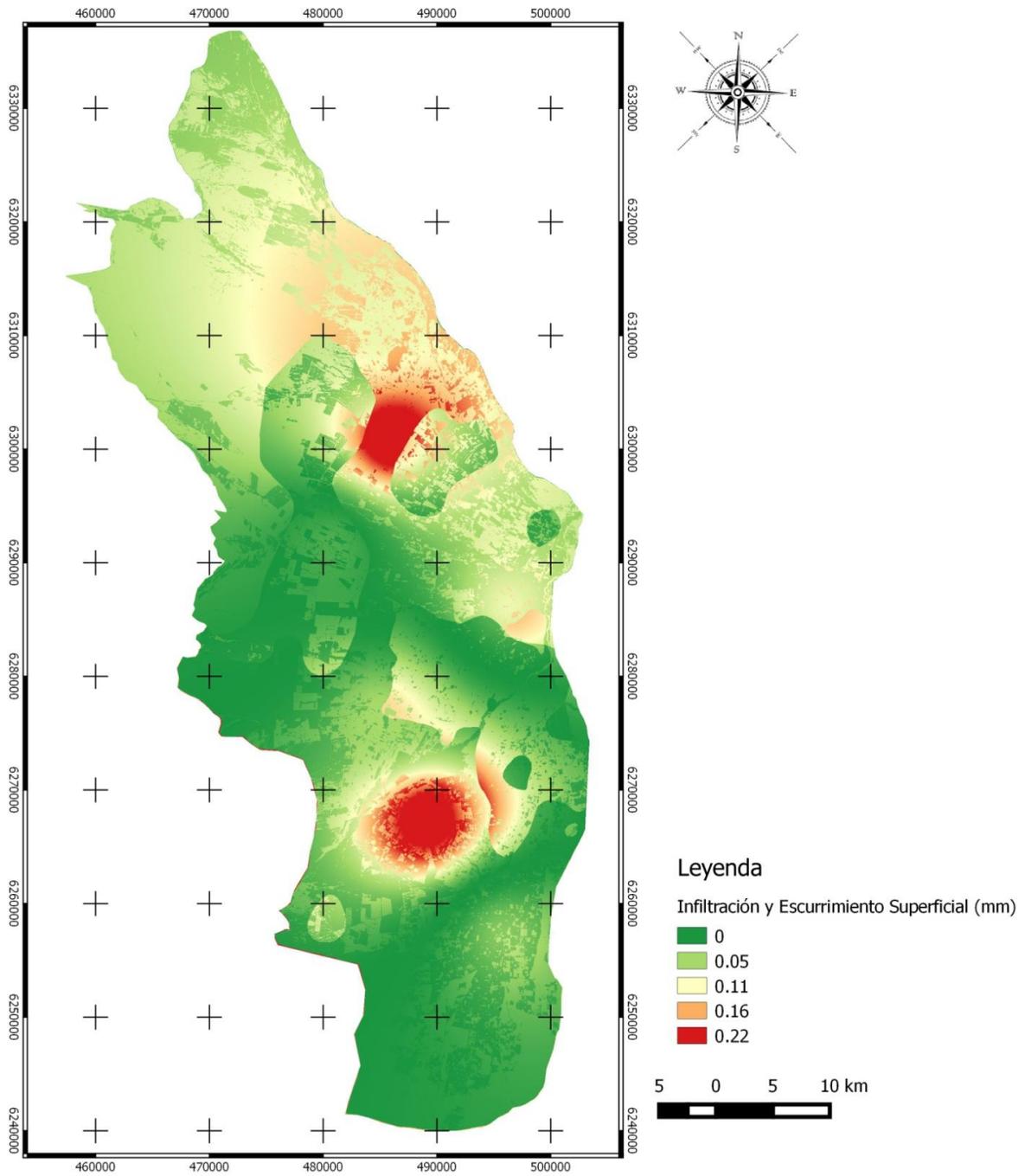


Figura 22: Función Infiltración y Escurrimiento Superficial para precipitación máxima mensual

**3°CASO:** Considerando el caso particular de un evento de precipitación de 50 mm homogéneo en toda el área.

Este último caso (Figura 23) considera el escurrimiento superficial para un evento de 50 mm que cae sobre la cuenca en forma homogénea.

De forma decreciente, se visualizan las zonas de mayor ES sobre las áreas de uso Nativo, Urbano y Agrícola en suelos tipo B. Berlanga (2011) para la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste en México, para una precipitación de 71 mm presentó la mayor escorrentía para el grupo hidrológico D que se encuentra en mayor proporción en esa cuenca, en ambos estudios el mayor escurrimiento se presentó sobre diferentes usos Agrícola y Nativo en aquellos suelos granulométricamente más finos.

Los valores intermedios corresponden a la interacción Nativo–Grupo A, principalmente se encuentran en la zona oeste de la cuenca donde predomina éste tipo de uso/cobertura. Finalmente los menores valores de ES, corresponden a la interacción Agrícola–Grupo A.

Se considera que, debido a la poca cobertura vegetal del monte Nativo acompañada de una textura moderadamente fina del suelo, presenta las mayores escorrentías de la cuenca frente a un evento de 50 mm. Es importante mencionar que estas zonas se encuentran aguas arriba del uso Agrícola, condicionando el manejo de los caudales de agua superficiales, y aumentando la presión sobre los cauces que conducen el agua hacia el este de la cuenca. Esto se ve reflejado en las afirmaciones de Daniel Pizzolato, jefe de la Agencia de Extensión Rural del INTA La Consulta, para el diario del Valle de Uco (2014): “Los terraplenes (instalados con los nuevos emprendimientos agrícolas) impiden que el agua siga su curso habitual; entonces baja mucha más agua por donde históricamente no bajaba, desembocando por ejemplo hacia Vista Flores o Tupungato, donde los cauces se ven desbordados”.

Mientras que frente a los diferentes grupos hidrológicos, es el uso Agrícola el que presenta menores escorrentías superficiales.

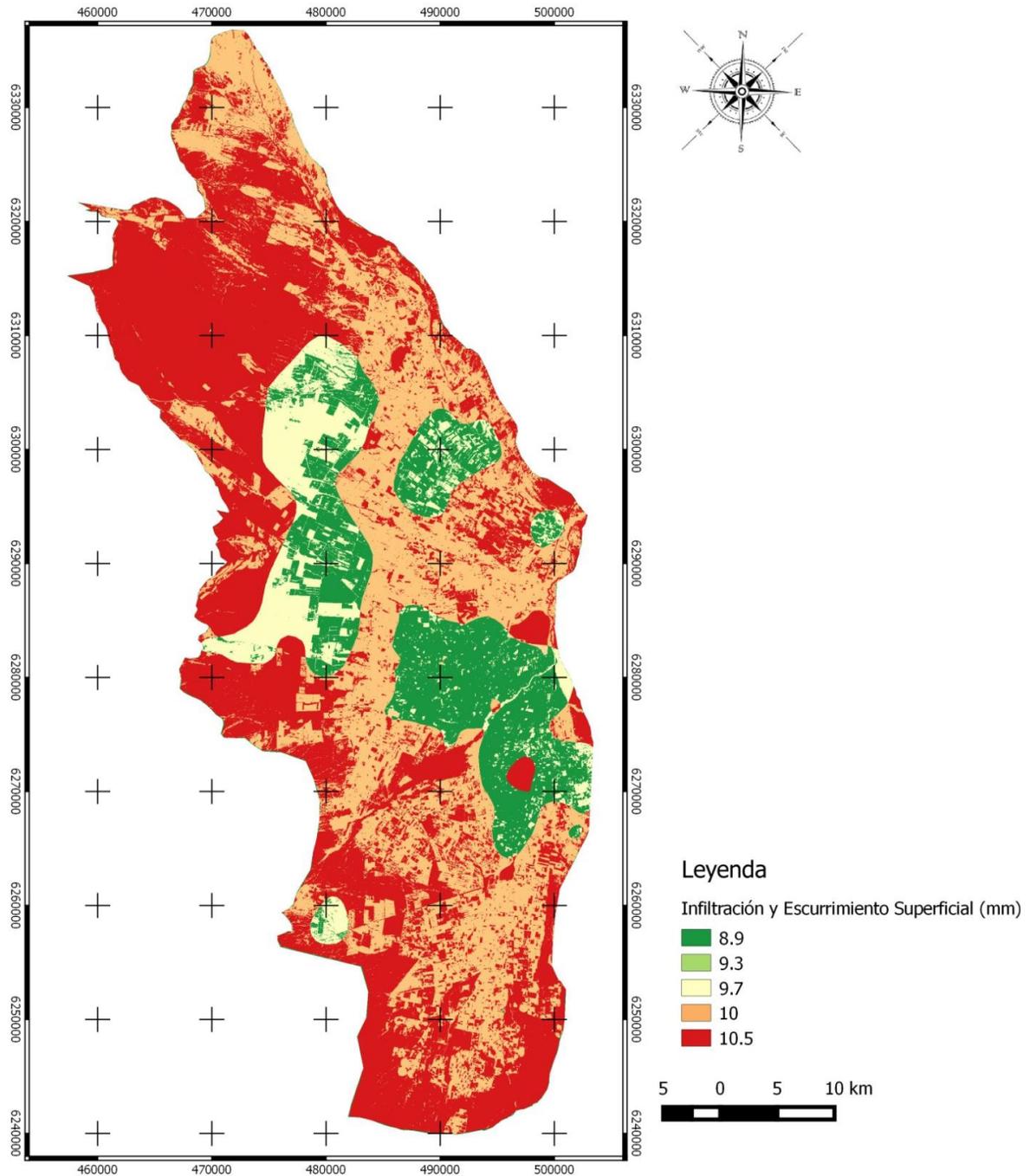


Figura 23: Función Infiltración y Escorrimento Superficial para una precipitación de 50 mm

El modelo del número de curva no está diseñado para producir estimaciones exactas de los volúmenes de escurrimiento (Harbor, 1994). De hecho, la aplicación de este modelo bajo antecedentes de humedad del suelo con condiciones normales (AMC II) y un valor de la razón de abstracción inicial ( $\lambda$ ) de 0,2 tiende a sobrestimar los volúmenes de escurrimiento (Silveira et al., 2000; Patil et al., 2008; Shi et al., 2009). El valor de  $\lambda$  de 0,2 es uno de los supuestos más ambiguos del modelo original del número de curva.

Aún con sus limitaciones, éste modelo constituye un instrumento para generar indicadores de los impactos relativos del cambio de las coberturas y usos del suelo sobre los patrones de escurrimiento (Harbor, 1994).

### **7.3 Validación del protocolo ECOSER e identificación de sus limitaciones y virtudes**

La validación de la metodología planteada por el protocolo ECOSER (Teruya, 2015), permite identificar las siguientes virtudes.

La aplicabilidad a un amplio rango de casos, incluyendo la capacidad de adaptación y ajuste de las funciones ecosistémicas a las condiciones particulares de cada sitio y en su contexto espacial. Por otra parte, la posibilidad y/o necesidad de llevar a cabo un trabajo interdisciplinario, no sólo para su aplicación, sino también para la construcción del protocolo. Quizá sea el más importante por la nueva complejidad de las problemáticas ambientales.

La posibilidad de formar parte de las herramientas utilizadas para la toma de decisiones sobre el uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural.

Se distingue la importancia en la adquisición de nuevos conocimientos más detallados y profundos del Monte Nativo de zonas áridas, en su capacidad de generar funciones ecosistémicas, útiles en dos aspectos. El primero en la optimización de procesos

de adaptación frente a los impactos causados y pronosticados por el cambio climático y el segundo en ampliar el conocimiento, poco desarrollado, sobre los beneficios que pueden brindar estos ecosistemas al momento de decidir su conservación. También se puede utilizar como herramienta para evaluar formas de producción del Agroecosistema que posibiliten la sustentabilidad de la cuenca.

Una virtud a resaltar es la incorporación del valor social, con metodología orientada a reflejar valores basados sobre el bien común y no su valoración individual desde el punto de vista monetario, normalmente utilizado en los estudios ambientales. Reconociendo que para la sociedad no todo tiene un precio o puede ser medido en términos económicos.

Entre las limitaciones del protocolo encontramos la concepción antropocéntrica en la que se basa, al valorar los servicios en función de los múltiples beneficios que ofrecen los ecosistemas a la sociedad o la utilización del concepto de SE vinculando explícitamente a los ecosistemas con las necesidades o bienestar humano. Esto genera un vacío sobre SE que benefician el funcionamiento del ecosistema, es decir brindan un servicio al ecosistema, por ejemplo la biodiversidad o la presencia de una especie clave que sostiene otras en el ecosistema, pudiendo ser dejados de lado en la planificación, cuando actúan en forma sinérgica o complementaria con los servicios que en función de lo que percibe el hombre sí generan un beneficio. Quizás lo que se considera como función ecosistémica o “servicio intermedio” puede ser un servicio ecosistémico funcional al ecosistema y perderse de vista su importancia.

Siguiendo con la concepción antropocéntrica, los servicios relevantes y funciones ecosistémicas elegidos para su cuantificación, en algunos casos están condicionados por un interés académico o definidos únicamente por la visión de los actores captadores de beneficios.

Otro tema es cuál es el concepto de beneficio o qué se considera bienestar humano, cuando para algunos algo puede contribuir a un beneficio mientras que lo mismo para otros es un perjuicio.

También un aspecto limitante, que se relaciona con la información disponible, es la necesidad de poseer un buen conocimiento y realizar una abundante recopilación de datos.

## **8. Conclusiones**

La Cuenca del Río Tunuyán Superior se encuentra bajo grandes cambios de usos del suelo, siendo los grandes emprendimientos agrícolas los que generan mayores presiones sobre el monte nativo modificando el suelo, la biodiversidad, la provisión de agua y las dinámicas económicas de la región entre otros.

Es importante destacar el papel fundamental que presenta la cobertura vegetal en la función Protección de Acuíferos, principalmente en la zona alta de la cuenca donde existe una gran vulnerabilidad debido a las características intrínsecas del mismo.

Se considera importante preservar el monte nativo en esta zona alta de la cuenca debido a la protección que realiza sobre los acuíferos.

Es substancial regular las actividades agrícolas, así como también controlar el avance de esta frontera sobre el monte nativo.

La zona centro – este presenta condiciones de baja vulnerabilidad, lo que permite soportar actividades económicas agrícolas ya establecidas, generando valores medios de la función de protección.

Se primordial incentivar prácticas agrícolas compatibles con las características naturales del área que permitan aprovechar las particularidades intrínsecas de ésta y aumentar la función.

Respecto a la función Infiltración y Escurrimiento Superficial, los tres casos propuestos desarrollaron diferencias significativas en la cuenca bajo estudio.

En cuanto a los promedios anuales de precipitaciones, las escorrentías estuvieron marcadas por los puntos de mayor y menor precipitación principalmente, siendo muy afectada la ciudad de Tunuyán por su tipo de uso y la presencia de mayores precipitaciones.

Mientras que para el mes de máxima precipitación, se presentó el caso de mayores escorrentías en zonas de menores precipitaciones, consideramos que el factor que estaría determinando la mayor escorrentía en la zona, sería el uso Urbano.

Por otra parte, para la simulación de 50 mm de precipitación de forma homogénea, es la zona alta de la cuenca con uso Nativo la que presentó una menor función de infiltración, mientras que el uso Agrícola presentó los valores de mayor función. Siendo este patrón el mismo para los diferentes grupos hidrológicos del suelo.

Se concluye que frente a una precipitación de esta envergadura, sería la parte alta de la cuenca, la zona que estaría influyendo a las inundaciones en el llano y los Agroecosistemas estarían compensando estas escorrentías, con su mayor función de infiltración. Las modificaciones de los cauces naturales que se encuentran dentro de los sistemas agrícolas, impiden que el agua siga su curso natural y la conducen hacia cauces que no soportan los grandes volúmenes de agua que bajan desde el Pedemonte, generando sobrecargas y desbordes. Por lo tanto se considera que es este el factor que conducen las inundaciones en las zonas llanas de la cuenca.

Es necesario regular las modificaciones que el sistema agrícola realiza sobre los cauces naturales para poder canalizar estos volúmenes de agua y evitar las inundaciones en el llano.

Se deja abierta la posibilidad de trabajar sobre la provisión de los SE que éstas funciones integran, y poder complementar este trabajo de tesina.

Esta Tesina de Grado se llevó a cabo bajo el concepto de desarrollo sustentable el cual promueve el uso, la manipulación y la transformación de los recursos naturales y de los SE de manera tal que se permita que las futuras generaciones puedan hacer uso de éstos para satisfacer sus necesidades.

## 9. Bibliografía

- ABRAHAM, E. (2000). Geomorfología de la provincia de Mendoza. En: ABRAHAM, E. y F. RODRÍGUEZ (Eds.) Argentina, Recursos y problemas ambientales de la zona árida. Primera parte: Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja. PAN. IADIZA. Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Granada, pp. 29-48.
- ALLER, L; Bennet, T; Lher, J; Petty, R, 1987. DRASTIC A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U.S. EPA Rep. 600/2-87-035 Ada Oklahoma.
- ALONSO, R., 2001. Consideraciones acerca de los límites de aplicaciín del método del número de curva del Soil Conservation Service. *Cienc. y Tec.* 66, 92–97.
- BERLANGA, C. 2011. Patrones de escurrimiento en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, asociados a cambios de uso del suelo: Una aproximación con el modelo del número de curva. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* Volumen 63, núm. 1, p. 39-52
- BOYD, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- BURKHARD, B; Crossman, N; Nedkov, S; Petz, K; Alkemade, R, 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.* 4, 1-3.
- CHAN, K., R. Pringle, J. Ranganathan, C. Boggs, Y. Chan, 2007. When agendas collide: Human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21:59-68.
- COSTANZA, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- DAILY, G. (ed.). 1997. Introduction: What are ecosystem services. Island Press, Washington, D.C.
- DAILY, G., Matson, P., 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 9455-9456.

- DE GROOT, Rudolf S. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393–408.
- DÍAZ, S., J. Fargione, F. Stuart Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4:1300-1305.
- ESCALANTE, R., L.M. Galindo y H. Catalán. 2008. Una visión global de las tendencias de la agricultura, los montes y la pesca en América Latina y El Caribe. UNAM-FAO.
- FERNANDES, L. 2014. DRASTIC and GOD vulnerability maps of the Cabril River Basin, Portugal. *Civil Engineering Engenharia Civil. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto*, 67(2), 133-142, apr. Jun.
- FIGUEROA, E. 2007. Análisis económico y estudio de factibilidad para el financiamiento del Sistema de Áreas Protegidas del Proyecto GEF/PNUD: Construyendo un Sistema Nacional de Áreas Protegidas Comprensivo para Chile. Programa de PNUD. Global Environmental.
- FISHER, B., R. Kerry Turner and P. Morling 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643–653.
- FOLEY, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570e574.
- FOSTER, S., 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy., in: *Proceedings and Informations / TNO Committee on Hydrological Research* 38. pp. 36–86.
- FURLANI de Civit, M.E.; Gutierrez M.J. 2004. Visión sobre cambios territoriales y sociales en Mendoza. *Revista Theomai*. Universidad Nacional de Quilmes. theomai@unq.edu.ar ISSN: 1515-6443.
- FURLANI de Civit, M.E.; Molina de Buono, G. 2001. Territorios organizacionales y desarrollo local, en, Furlani de Civit, M.E., Molina de Buono, G., *Aclaraciones sobre áreas de influencia frente a efímeros territorios organizacionales*. Mendoza, Ex Libris, pp. 19-37.

- GUTIERREZ DE MANCHÓN, M.J.; Furlani de Civit, M.E. 1999. Problemas urbanos de una metrópolis regional: Mendoza., en, Furlani de Civit, M.E., Gutierrez de Manchón, M.J., Mendoza, una Geografía en transformación. Mendoza, Ex Libris, pp. 13-25.
- HAINES-YOUNG, R., Potschin M. 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). London: European Environment Agency.
- HAINES-YOUNG, R., Potschin, M. 2010. *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being*, in Raffaelli, D. G. and Frid, C. L. J. (eds) *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (Cambridge: Cambridge University Press/British Ecological Society), pp. 110-139. [http://www.nottingham.ac.uk/CEM/pdf/Haines-Young&Potschin\\_2010.pdf](http://www.nottingham.ac.uk/CEM/pdf/Haines-Young&Potschin_2010.pdf)
- HARBOR, J., 1994, A practical method for estimating the impact of land use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology: Journal of the American Planning Association, 60, 95-108.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics 4:1-23.
- HYDROLOGY NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK. 2004. Hydrologic Soil – Cover Complexes. Chapter 9. Department of Agriculture. EE.UU.
- JANSSON, A., C. Folke, J. Rockström y L. Gordon. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: The case of the Baltic Sea drainage basin. Ecosystems 2:351-366.
- JAX, K., 2010. Ecosystem Functioning. Cambridge University Press, Cambridge.
- JOBBAGY, E., 2011. Servicios hidricos de los ecosistemas y su relacion con el uso de la tierra en la llanura Chaco- Pampeana, in: Valoracion de Servicios Ecosistemicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial.
- KING, D.M. y L. Wainger. 1999. Assessing the Economic Value of Biodiversity Using Indicators of Site Conditions and Landscape Context. University of Maryland Center for Environmental Science. [www.ecosystemvaluation.org](http://www.ecosystemvaluation.org) (último acceso: 04/11/2010).

- KLUG, J.L. 2009. Modeling the Risk of Groundwater Contamination Using DRASTIC and Geographic Information Systems in Houston County, Minnesota. Volume 11, Papers in Resource Analysis. 12 pp. Saint Mary's University of Minnesota University Central Services Press. Winona, MN.
- KREMEN, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- KURCZYN, J. A. 2007. Evaluación del escurrimiento superficial en el noreste del Valle de Guadalupe, B.C., México, usando el método de curvas numeradas y datos de satélite. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 24, núm. 1, p. 1-14.
- LARA, 2011. Servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile: estado del arte y desafíos. Capítulo 3. Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA.
- LATERRA, P., Castellarini, F., y Orúe, E. 2011. Ecoser: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. Capítulo 16 Pp. 359-390 en: Laterra, P., Jobbágy, E.G. y Paruelo, J.M. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- LATERRA, P., Orue, M.E., Booman, G.C., 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154, 56–67.
- LATERRA, P., Nahuelhual L., Barral P. y Carmona A. 2014. ECOSER: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial.
- LATERRA, P., P. Barral, A. Carmona, L. Nahuelhual. 2015. ECOSER: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial. <http://eco-ser.com.ar/>.
- LAZOS, Chavero, E. 2008. La fragilidad de la biodiversidad: Semillas y suelos entre una conservación y un desarrollo empobrecido. Pp. 457-487 en: Seefoó, J.L. (ed.). Desde los colores del maíz: Una agenda para el campo mexicano. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán. México.

- LUCK, G.W., R. Harrington, P.A. Harrison, P.A. Kremen, C. Berry, et al. 2009. Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience* 59:223-235.
- MAASS, J.M., P. Balvanera, A. Castillo, G.C. Daily, H.A. Mooney, et al. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17.
- MARTINEZ, M., Delgado, P., Fabregat, V., 1998. Aplicación del Método DRASTIC para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal, in: *Jornadas Sobre La Contaminación de Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente*. Valencia IH-GE, Valencia, pp. 413–420.
- MARTINIS, N., Alvarez, A., Hernández, J., Villalba, J. 2002. Proyecto: Evaluación hidrogeológica de la cuenca del Valle de Uco. Tomo 1, 2 y 3. Publicación Interna IT N° 15-CRA. Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino. 520pp.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, D.C. World Resources Institute. EE.UU.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2004. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report*. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment Millennium Ecosystem Assessment. 219 pp.
- NATIONAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (NRCS), 1986. *Technical Report 55, Urban Hydrology for Small Watersheds*. Washington, DC.
- NELSON, E., Daily, G., 2010. Modelling ecosystem services in terrestrial systems. *F1000 Biol. Rep.* 2, 53.
- ODUM, E.P. 1959. *Fundamentals of ecology*, 2nd ed. W.B. Saunders Company. Philadelphia.
- ODUM, E.P. 1989. *Ecology and our endangered life support system*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. EE.UU.

- PARUELO, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero?
- PATIL, J.P., Sarangi, A., Singh, A. Ahmad, T., 2008, Evaluation of modified CN methods for watershed runoff estimation using a GIS-based interface: Biosystems Engineering, 100, 137-146.
- PIZZOLATO, D. 2012. Reestructuración de los sistemas agroalimentarios y diferenciación social agraria en el Valle de Uco, Mendoza. Implicancias para la extensión Rural. Estrategias y Experiencias para el trabajo en extensión.
- PNUMA. 2007. América Latina y el Caribe, perspectivas del medio ambiente mundial. Phoenix Design, Randers, Dinamarca.
- QUÉTIER, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. Gaceta Ecológica 84-85:17-26.
- QUIJAS, S., B. Schmid y P. Balvanera. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. Basic and Applied Ecology 11: 582-593.
- QUIROZ, J (2015) Estimación del factor erosividad de las precipitaciones “r”, en el oasis centro de Mendoza. Tesina de Grado. Universidad Nacional de Cuyo.
- ROIG, F. A; E. E. Martínez Carretero y E. Méndez. 1996. Mapa de vegetación de Mendoza, a escala 1:250.000 (en colores) diciembre. Computarizado.
- RUBIO, B. 2001. Explotados y excluidos. Campesinos latinoamericanos en la fase agroexportadora neoliberal. Plaza y Valdes Ed., México, D.F. México.
- SCOTT, M.J., G.R. Bilyard, S.O. Link, C.A. Ulibarri, H.E. Westerdahl, et al. 1998. Valuation of Ecological Resources and Functions. Environmental Management 22:49-68.
- SEPPELT, R, Fath B, Burkhard B, Fisher JL, Grêt-Regamey A, Lautenbach S, et al. 2011. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. Ecol Indic 21:145–54.
- SEPPELT, R., Dormann, C., Eppink, F., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. J. Appl. Ecol. 48, 630-636.

- SHI, Z.H., Chen, L.D., Fang, N.F., Qin, D.F., Cai, C.F., 2009, Research on the SCS-CN initial abstraction ratio using rainfall-runoff event analysis in the Three Gorges Area, China: *Catena*, 77, 1-7.
- SILVEIRA, L., Charbonnier, F., Genta, J.L. 2000, The antecedent soil moisture condition of the curve number procedure: *Hydrological Sciences Journal*, 45, 3-12.
- SORENSEN, R., Zinko, U., Seibert, J., 2006. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10, 101–112.
- TEEB. 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation.
- TERUYA, J. 2015. Evaluación biofísica de servicios ecosistémicos en la cuenca del A° Grande, Tunuyán, Mendoza. Tesina de Grado. Universidad Nacional de Cuyo.
- ULANOWICZ, R.E. 1997. Limitations on the connectivity of ecosystem flow networks, in Rinaldo, A. and A.A. Marani. 1997, pp 125-143.
- VAN NOORDWIJK, M., J. Poulsen y P. Ericksen. 2004. Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:19-34.
- VIHERVAARA, P., M. Rönkä and M. Walls 2010. Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers. *Ambio* 39:314–324.
- VIRGINIA, R.A. y D.H. Wall. 2001. Ecosystem function. Pp. 345-352 en: Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, EE.UU.
- WANG, Z., B. Zhang, S. Zhang, X. Li, D. Liu, et al. 2006. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112:69-91.
- ZHANG, L., Dawes, W., Walker, G., 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance.
- ZIVKOVIC, L MARTÍNEZ CARRETERO, E., DALMASSO, A., ALMIRÓN, M. 2013. Carbono acumulado en la biomasa vegetal de la reserva de Villavicencio (Mendoza-Argentina). ISSN 0373-580 X *Bol. Soc. Argent. Bot.* 48 (3-4): 543-551.

