

# **UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**

**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA**

**PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS  
AMBIENTALES**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE**

**DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**Análisis del funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera  
con base en sistemas de flujo como eje integrador**

**PRESENTA:**

**ELDA BARBOSA BRIONES**

**CO-DIRECTOR DE TESIS:**

Dr. Antonio Cardona Benavides

**CO-DIRECTOR DE TESIS:**

Dr. Carlos Alfonso Muñoz Robles

**ASESOR:**

Dr. Humberto Reyes Hernández

**JUNIO DE 2019**

# **CRÉDITOS INSTITUCIONALES**

**PROYECTO REALIZADO EN:**

**UASLP**

**CON FINANCIAMIENTO DE:**

**Proyecto CONACYT – FORDECYT. Convocatoria: 2012 – 01. Clave: 190966**

**Responsable técnico: Dra. María Isabel Lázaro Báez**

**A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:**

**"Análisis, diagnóstico y desarrollo de estrategias para el aprovechamiento sostenible de agua y energía en la industria minera, con un enfoque multidisciplinario y formación de recursos humanos en Ciencias de la Tierra"**

**AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS**

**Becario No. 230422**

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS**

**DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

## **DEDICATORIA**

*De nuevo a ti y a nuestros hijos.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Esta tesis ha sido fruto de la ayuda y apoyo de muchas personas, a las que estoy profundamente agradecida.

Al CONACYT por concederme una beca de doctorado para estudiar en los PMPCA.

Agradezco a mis directores de tesis, Carlos Muñoz y Antonio Cardona, su apoyo desde el inicio de este trabajo, por sus correcciones tan puntuales, su permanente disposición y su infinita paciencia ante mis circunstancias, así como mi asesor, Humberto Reyes por ser parte de mi comité de tesis.

A los compañeros que me ayudaron en la tarea de campo, Omar Alejandro Carrizales de la Cruz, Sócrates Alonso Torres, Dario del Ángel Cauich Kau, Jorge Guillermo Rodríguez Herrera, Mario Alberto Hernández Infante, Joaquín Ibarra Sustaita y Javier Rivas Arcos, a pesar de tantas simulaciones de lluvia y muestras de esorrentía es preferible trabajar de sol a sol que estar fuera de casa más tiempo.

Gracias a Azalea Ortiz Rodríguez por su disposición y asesoría en los temas de conectividad, así como proporcionarme el software necesario para procesar mis datos.

A mis compañeros y amigos del pmpca, Kary, Mariana, Mariana Buendía, Lulú, Gabriel, Caro por compartir sus conocimientos conmigo y alentarme a seguir en este proceso y a todo el personal de la Agenda Ambiental.

Muy especialmente, agradezco a mi esposo, mi hijo, madre, hermanos por su apoyo a través del proceso del doctorado y a todas las personas que siempre tuvieron una palabra de apoyo.

## RESUMEN

El funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera (subterránea y a cielo abierto) es importante para conocer la eficiencia del sistema para retener recursos. El objetivo de esta tesis fue investigar la escorrentía y erosión, con base en sistemas fuente-sumidero, y a partir de aquí conocer la cobertura del suelo de parches e inter-parches, y usar este factor como parte del análisis multicriterio para mapear las zonas potenciales de recarga de agua subterránea desde el punto de vista de los sistemas de flujo, desde una perspectiva eco-hidrológica.

Las respuestas hidrológicas y de erosión de parches de vegetación e inter-parches en los diferentes tipos de vegetación (matorral desértico rosetófilo, matorral desértico micrófilo y matorral crassicaule) se compararon utilizando simulaciones de lluvia en pequeña escala (parcelas de 245 mm de diámetro) en dos microcuencas semi-áridas con actividad minera del centro de México: Cerro de San Pedro y Villa de la Paz. Se aplicó un promedio de intensidad de lluvia de  $76.54 \text{ mm h}^{-1}$  ( $DE=12.45 \text{ mm h}^{-1}$ ), la tasa y duración se asemejan a los eventos de tormentas naturales con un período de retorno de 10 años en las áreas de estudio. Se identificaron tres tipos de parches e inter-parches, de acuerdo con su capacidad para retener recursos: parches densos, parches de cobertura media e inter-parches. Los inter-parches produjeron más escorrentía y sedimento que los parches densos, lo que confirma que los parches e inter parches son unidades funcionales desde una perspectiva eco-hidrológica, con una influencia generalizada en las características hidrológicas del suelo, independientemente del tipo de vegetación. La menor cantidad de escorrentía y producción de sedimentos se relacionaron con altas coberturas de hojarasca, fragmentos de roca y menor densidad aparente del suelo.

Se utilizaron imágenes de satelitales de alta resolución (WorldView-2) y fotografías aéreas históricas para mapear la cobertura del suelo y evaluar sus cambios espacio-temporales en las dos zonas de estudio en diferentes periodos, Cerro de San Pedro 1970-2015 y Villa de la Paz 1983-2014. El uso de imágenes de alta resolución aumentó el detalle espacial (0.5 m) en comparación de la información histórica disponible. Se realizó un mapa de cobertura del suelo con una precisión del 85 % en Cerro de San Pedro y de 89 % en Villa de la Paz. Para cada zona de estudio se obtuvo una matriz de transición para conocer el cambio espacio-temporal de la cobertura de suelo de parches e inter-parches para dos fechas de estudio. En las fechas más recientes para las dos zonas de estudio la cobertura del suelo disminuyó. Las causas potenciales de esta disminución de la cobertura de suelo son los cambios de uso de suelo debido a la minería. Se evaluó la conectividad hidrológica usando el índice de conectividad (IC) y FlowLength. La conectividad medida con el índice de conectividad IC fue mayor para 2015 que para 1970 en Cerro de San Pedro y mayor en 2014 que en 1983 para Villa de la Paz. El promedio de la longitud de flujo medido con FlowLength fue mayor en 2015 y 2014, respectivamente.

A partir del conocimiento de los sistemas de flujo de las zonas de estudio y de percepción remota (PR) y sistemas de información geográfica (SIG), se realizó un análisis multicriterio considerando diversos factores que influyen en la recarga de agua subterránea, dentro de estos factores se incluyó el mapa de la cobertura de suelo de parches e inter-parches. En el cálculo de los pesos de cada capa analizada resultó que la cobertura de suelo de parches e inter-parches, la pendiente y la geología son los de mayor peso y por tanto tienen mayor influencia en el análisis. Los resultados mostraron que tanto para Cerro de San Pedro como para Villa de la Paz las zonas potenciales de recarga de agua subterránea son la parte baja de

las cuencas donde se encuentran aluvión y conglomerado polimítico, las pendientes más bajas y donde el uso de suelo es la producción de cosechas. En Cerro de San Pedro es agricultura de temporal y riego y en Villa de la Paz únicamente de temporal.

**Palabras clave:** funcionamiento hidrológico, escorrentía y sedimento, cobertura del suelo, conectividad hidrológica, recarga de agua subterránea

## ABSTRACT

Hydrological functioning in catchments with mining activity (underground and open pit) is not well understood in semi-arid zones of Mexico. The objective of this thesis was to investigate runoff and erosion on ecohydrological source-sink systems and the cover of patches and inter-patches and to use this factor as part of a multicriteria analysis to map potential groundwater recharge zones from the point of view of flow systems.

The hydrological and erosional responses of vegetation patches and inter-patches in three different types of vegetation (rosetophilous desert shrubland, microphyllous desert shrubland and crassicaulescent shrubland) were compared using small-scale rainfall simulation (245 mm diameter plots) in two semi-arid catchments with mining activity in central of Mexico, Cerro de San Pedro and Villa de la Paz. An average rainfall intensity of  $76.54 \text{ mm h}^{-1}$  was applied ( $SE = 12.45 \text{ mm h}^{-1}$ ); the rate and duration are similar to the events of natural storms with a return period of 10 years in the study areas. Three types of patches and inter-patches were defined according to their capacity to retain resources, from high to low retention capacity: dense patches, medium coverage patches and inter-patches. Inter-patches produced highest runoff and sediment, while dense patches produced the least, which confirms that the patches and inter patches are functional units from an eco-hydrological perspective regardless of the vegetation type. Low runoff and sediment production were related to high litter cover, stone fragments and low soil bulk density.

High resolution satellite images and historical aerial photographs were used to map land cover and evaluate its spatial-temporal changes in the two study zones in different periods, Cerro de San Pedro (1970-2015) and Villa de la Paz (1983-2014). The use of images at the high-resolution WorldView-2 increased the spatial detail (0.5 m) compared to the available



historical information. A map of ground cover was made with an accuracy of 85% in Cerro de San Pedro and 89% in Villa de la Paz. For each study area, a transition matrix was obtained to know the spatio-temporal change of patches and inter-patch cover. In the most recent dates for the two study areas, ground cover decreased. The potential causes of the increase in ground cover were greater changes in land use due to mining. Hydrological connectivity was evaluated using the connectivity index (CI) and FlowLength. Hydrological connectivity measured with the IC connectivity index was higher for 2015 than for 1970 in Cerro de San Pedro and higher in 2014 than in 1983 for Villa de la Paz. The average flow length measured with FlowLength was higher in 2015 and 2014, respectively.

From the knowledge of the flow systems of the study areas and remote sensing (RS) and geographic information systems (GIS), a multi-criteria analysis was carried out considering various factors that influence the groundwater recharge, within these factors the map of ground cover of patches was included and inter-patches. In the calculation of the weights of each layer analyzed, it turned out that the geology and the ground coverage of patches and inter-patches are the heaviest and therefore have the greatest influence in the analysis. The results showed that for both Cerro de San Pedro and Villa de la Paz the potential groundwater recharge zones are the lower part of the catchments where alluvium and polymictic conglomerate are found, the lower slopes and where the land use is the agriculture. In Cerro de San Pedro is seasonal agriculture and irrigation and in Villa de la Paz only temporary.

**Keywords:** hydrological functioning, runoff and sediment, ground cover, hydrological connectivity, groundwater recharge

## CONTENIDO

<b>DEDICATORIA</b>	<b>i</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>ii</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>iii</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>vi</b>
<b>CONTENIDO</b>	<b>viii</b>
<b>Capítulo 1. Funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Introducción general</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Planteamiento del problema</b>	<b>4</b>
<b>1.3 Justificación</b>	<b>4</b>
<b>1.4 Objetivos de la tesis</b>	<b>5</b>
1.4.1 Objetivo General	5
1.4.2 Objetivos específicos	5
<b>1.5 Área de estudio</b>	<b>5</b>
<b>1.6 Esquema de la tesis</b>	<b>8</b>
<b>Capítulo 2. Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico</b>	<b>9</b>
<b>2.1 Introduction</b>	<b>11</b>
<b>2.2 Methods</b>	<b>14</b>
2.2.1 Study areas	14
2.2.2 Site selection	16
2.2.3 Identification of patches and inter-patches	18
2.2.4 Soil surface characteristics and rainfall simulations	19
2.2.5 Data analysis	22
<b>2.3 Results</b>	<b>24</b>
2.3.1 Level 1: Ground cover and soil surface properties in patches and inter-patches	24
2.3.2 Level 1: Hydrological response in patches and inter-patches within vegetation types	26
2.3.3 Level 2: Hydrological and erosional responses by vegetation type and landscape characteristics	30
2.3.4 Hydrological response as influenced by ground cover and soil surface properties	32
2.3.5 Soil surface assessment vs infiltration and sediment production	34
<b>2.4 Discussion</b>	<b>34</b>
2.4.1 Hydrological response in patches and inter-patches by vegetation type	34
2.4.2 Vegetation type, landscape organization, and hydrological and erosional responses	36
2.4.3 Hydrological response as influenced by ground cover and soil surface properties	38
2.4.4 Soil surface assessment vs infiltration and sediment production	39
<b>2.5 Conclusions</b>	<b>40</b>
<b>Capítulo 3. Evaluación de la conectividad hidrológica en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México</b>	<b>42</b>

<b>3.1</b>	<b>Introducción</b>	<b>44</b>
<b>3.2</b>	<b>Materiales y métodos</b>	<b>47</b>
3.2.1	Área de estudio	47
3.2.2	Modelos digitales de elevación	48
3.2.3	Procesamiento de imágenes de satélite y fotografías aéreas	49
3.2.4	Mapas de cobertura superficial del suelo	50
3.2.5	Cambios espacio - temporales en la cubierta de parches e inter-parches	51
3.2.6	Características de la superficie del suelo y simulaciones de lluvia	52
3.2.7	Evaluación de la conectividad hidrológica	52
3.2.7.1	Índice de Conectividad (IC)	53
3.2.7.2	Flowlength	54
3.2.8	Cambios y patrones espaciales de la conectividad hidrológica	55
<b>3.3</b>	<b>Resultados</b>	<b>56</b>
3.3.1	Cartografía de la cobertura superficial del suelo y cambios espacio-temporales	56
3.3.2	Conectividad hidrológica	59
3.3.2.1	Índice de Conectividad (IC)	59
3.3.2.2	Flowlength	62
3.3.2.3	Correlación entre el índice de conectividad (IC) y Flowlength	65
<b>3.4</b>	<b>Discusión</b>	<b>66</b>
3.4.1	Cambio espacio-temporal de parches e inter-parches	66
3.4.2	Conectividad hidrológica	68
<b>3.5</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>72</b>
<b>Capítulo 4. Zonas potenciales de recarga de agua subterránea en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México</b>		<b>73</b>
<b>4.1</b>	<b>Introducción</b>	<b>74</b>
<b>4.2</b>	<b>Área de estudio</b>	<b>76</b>
<b>4.3</b>	<b>Metodología</b>	<b>79</b>
4.3.1	Factores que influyen en las zonas potenciales de agua subterránea	79
4.3.2	Preparación de las capas temáticas	80
4.3.3	Determinación de pesos	81
4.3.4	Mapas de las zonas potenciales de agua subterráneas	82
<b>4.4</b>	<b>Resultados</b>	<b>83</b>
4.4.1	Mapas temáticos	83
4.4.1.1	Geología	83
4.4.1.2	Cobertura de suelo de parches e inter-parches	84
4.4.1.3	Uso de suelo	85
4.4.1.4	Densidad de drenaje	85
4.4.1.5	Suelo	85
4.4.1.6	Pendiente	86
4.4.1.7	Densidad de lineamiento	86
4.4.1.8	Resistividad	87
4.4.2	Mapas de las zonas potenciales de agua subterránea	87
4.4.2.1	Cerro de San Pedro	87
4.4.2.2	Villa de la Paz	88
<b>4.5</b>	<b>Discusión</b>	<b>89</b>
<b>4.6</b>	<b>Conclusiones</b>	<b>92</b>

<b>Capítulo 5. Discusión y conclusiones finales</b>	<b>93</b>
5.1 Introducción	93
5.2 Resumen de resultados y discusión	94
5.3 Conclusiones finales	96
<b>Referencias</b>	<b>98</b>

## **Capítulo 1. Funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera**

### ***1.1 Introducción general***

Las zonas áridas y semi-áridas ocupan casi la mitad de la superficie de la Tierra y algunas de ellas tienen la mayor densidad de población, por ejemplo, India y China (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La combinación de estos factores hace de estos lugares especialmente vulnerables, con miras a la desertificación (Piuigdefábregas y Mendizábal, 1998).

Una de las causas principales de la desertificación es la sobreexplotación y la pérdida de recursos vitales para los ecosistemas (agua, suelo y nutrientes) por encima de un umbral crítico, lo que provoca que estos sistemas se degraden y desertifiquen (Ludwig y Tongway, 1995b). Por lo tanto, el conocer y entender los factores y procesos para preservar los recursos en estos ecosistemas es la clave para prevenir, mitigar y corregir los procesos de degradación.

Una de las funciones principales de los ecosistemas semiáridos es la conservación de agua, por lo que la captura de suelo y nutrientes que arrastra la escorrentía con un factor determinante para su preservación. En este sentido, la vegetación juega un papel muy importante, ya que es uno de los factores clave para el control de los procesos hidrológicos.

Las plantas son las encargadas de distribuir la precipitación, al interceptarla en su copa, que escurra hacia abajo y se infiltre, para posteriormente sea absorbida por la vegetación y devolverla a la atmósfera por medio de la evapotranspiración, o favorecer en la escorrentía o la infiltración, además de modificar la intensidad con la que la lluvia cae a la superficie. Además, gracias a la hojarasca y las plantas muertas se modifican las propiedades de la

superficie del suelo, ayudando a mejorar la capacidad de infiltración y reduciendo la escorrentía y pérdida de suelo.

En zonas áridas y semi-áridas, la distribución espacial de la vegetación es un factor determinante para la conservación de agua en el sistema, ya que influye en varios componentes del balance hídrico (escorrentía, evapotranspiración o percolación profunda, precipitación e infiltración) (Kurc y Small, 2007).

Además, debido a la escasez de lluvia, en las zonas áridas y semi-áridas la escasa vegetación controla los flujos de agua y los recursos que traslada (semillas, agua, nutrientes, suelo, etc.), ya que esta está organizada de tal manera que se distribuye en manchones separados por suelo desnudo (Piuigdefábregas y Sánchez, 1996).

Comúnmente, se generan los sistemas fuente-sumidero en donde los manchones de vegetación, también llamados parches, son los sumideros por obstaculizar los flujos de escorrentía superficial juntos con los demás elementos que arrastra (suelo, nutrientes, semillas), mientras que las áreas de suelo desnudo actúan como fuentes (Tongway y Ludwig, 1997). La aportación de recursos que hacen las fuentes a los sumideros aumenta la disponibilidad de recursos para la vegetación y su desarrollo.

Los patrones de distribución espacial de la vegetación y el funcionamiento hidrológico son fundamentales para los ecosistemas áridos y semi-áridos (Kéfi et al., 2007). Es por esto que se ha propuesto el uso de índices de los patrones espaciales de la vegetación como indicadores del funcionamiento hidrológico, ya que cuantificar los flujos de agua y sedimento es un trabajo muy costoso, y el uso de este tipo de indicadores ayudan a la toma de decisiones en la gestión del territorio.

Desde hace tiempo hay un creciente interés por las interacciones entre los procesos hidrológicos y ecológicos, principalmente en ecosistemas áridos y semi-áridos, lo que lleva a poner interés en la eco-hidrología, cuyo principal objetivo es estudiar dichas interacciones. Una vez definido el funcionamiento eco-hidrológico, es importante analizar y entender los diversos factores que favorecen la recarga de agua subterránea en estos ecosistemas, ya que muchas veces los sistemas de flujo no son locales sino regionales; el agua de lluvia sirve únicamente para abastecer las necesidades de la vegetación junto con el agua freática. Las unidades de escasa permeabilidad son de gran importancia en la dinámica del agua subterránea, sobre todo en el tiempo de residencia de los diferentes sistemas de flujo (local, intermedio y regional).

Determinar las zonas de recarga de agua subterránea mediante exploración de campo y monitoreo de pozos es muy costoso, al igual que la cuantificación de sistemas de flujo y sedimentos, es por esto que el uso de tecnologías como la percepción remota y los sistemas de información geográfica son esenciales para mapear y obtener esta información a un bajo costo.

Esta tesis tiene como objetivo principal el estudio del papel de los patrones de distribución de la vegetación y el suelo desnudo en el control de la escorrentía y sedimento, así como el análisis y aplicación de indicadores para cuantificar ese papel y cómo influye esta distribución en el mapeo de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea. Se espera que contribuya al conocimiento de los procesos eco-hidrológicos y de la implementación de tecnologías para el desarrollo de este tipo de estudios.

## ***1.2 Planteamiento del problema***

El funcionamiento eco-hidrológico de una cuenca depende de las actividades que ahí se desarrollan, una de estas actividades puede ser la minería, la cual causa importantes alteraciones en los ecosistemas, principalmente en el agua, debido a las modificaciones de la vegetación, topografía y cauces de agua, entre otras.

La principal problemática es que los patrones de distribución de la vegetación pueden ser patrones disfuncionales, en los que se pierden los recursos y esto puede llegar a la desertificación y una gran erosión, lo cual es un problema ambiental, ya que las minas a cielo abierto modifican muchísimo la cobertura vegetal, la topografía, cauces de agua y otros factores. La disfuncionalidad de los ecosistemas hace que se pierdan recursos y se puede llegar a la desertificación y entonces esto es un problema en las zonas áridas que hay que atender.

## ***1.3 Justificación***

Son muchas las actividades que pueden modificar el cambio en el funcionamiento hidrológico en una cuenca, como son los cambios de uso de suelo tanto para asentamiento humanos, para la industria, la minería, etc. Todos estos cambios causan importantes alteraciones en los ecosistemas, en la hidrología, la vegetación, la topografía, suelo, geología y otros. La minería como cualquier cambio de uso de suelo también provoca estas alteraciones afectando la funcionalidad eco-hidrológica. Y todo este estudio puede servir como base para los planes de abandono de minas para hacer restauración ecológica porque con esto se pueden sentar las bases de cómo es un sistema funcional y entonces restaurar.



## ***1.4 Objetivos de la tesis***

### **1.4.1 Objetivo General**

El objetivo general de la tesis fue investigar el funcionamiento hidrológico en cuencas semi-áridas con actividad minera con base en sistemas de flujo como eje integrador en el centro de México. La comparación de los diferentes tipos de vegetación proporciona información sobre las características eco-hidrológicas.

### **1.4.2 Objetivos específicos**

1. Comparar las propiedades eco-hidrológicas a nivel de parche en relación con la cobertura del suelo y a nivel del tipo de vegetación mediante el análisis del funcionamiento del paisaje (LFA).
2. Evaluar los cambios espacio-temporales de la conectividad hidrológica para dos zonas con actividad minera: Cerro de San Pedro (1970–2015) y Villa de la Paz (1983–2014).
3. Identificar las zonas potenciales de recarga de agua subterránea en Cerro de San Pedro y Villa de la Paz.

## ***1.5 Área de estudio***

El estudio fue realizado en dos áreas con actividad minera. La primera, Villa de la Paz, comprende una extensión de 26.24 km<sup>2</sup> en donde se desarrolla minería subterránea (Figura 1). Las pendientes varían de 0° en la parte este a 74° al oeste. La elevación varía de 1,653 a 2,620 msnm. La mayor parte de la subcuenca analizada tiene afloramientos de rocas calcáreas del Cretáceo superior y en la parte más baja existen sedimentos del cuaternario, que consisten principalmente de limos calcáreos y arcillas (Barboza-Gudiño et al., 2004). Esta zona tiene clima seco templado (BS<sub>0</sub>kw (x')) según la clasificación de Köppen modificada por García

(1973b), con una temperatura media anual que oscila entre 16°C y 18°C, y una precipitación anual de 486 mm. El tipo de suelo predominante es xerosol calcico, y una pequeña porción de la parte occidental es leptosol, ambos de textura media. Los tipos de vegetación son matorral desértico rosetófilo y matorral desértico micrófilo; el uso de la tierra es agrícola de secano, pecuario con pastoreo extensivo y la minería (INEGI, 2002).

La segunda área de estudio, Cerro de San Pedro, tiene una extensión de 32.96 km<sup>2</sup> y se práctica la minería a cielo abierto (Figura 1). Las pendientes del terreno varían de 0° a 74°. La elevación oscila entre los 1,839 y los 2,359 msnm. La porción alta y media está constituida por rocas calcáreas del Cretácico, en la parte baja de la cuenca se identifican rocas volcánicas del Terciario y afloran además en la zona de piedemonte conglomerados Polimícticos del Mioceno-Plioceno, mientras que en la porción más baja de la cuenca y a lo largo de las principales cauces, se identifican sedimentos aluviales, coluvión y sedimentos de relleno de fosa tectónica (Labarthe-Hernández y Tristán-González, 1978; Labarthe-Hernández et al., 1982; SGM, 2002). El clima es seco templado (BS<sub>0</sub>kw) según la clasificación de Köppen modificada por García (1973b), con una temperatura media anual oscila entre los 12°C y 18°C y una precipitación anual de 304.5 mm. El tipo de suelo dominante es el leptosol eútrico, y en la parte baja de la subcuenca consiste en planosol mólico y xerosol háplico; de textura media. El tipo de vegetación es principalmente matorral desértico rosetófilo, seguido en área por matorral crasicale y matorral desértico micrófilo y el uso de suelo es de pastoreo extensivo y minería (INEGI, 2002).

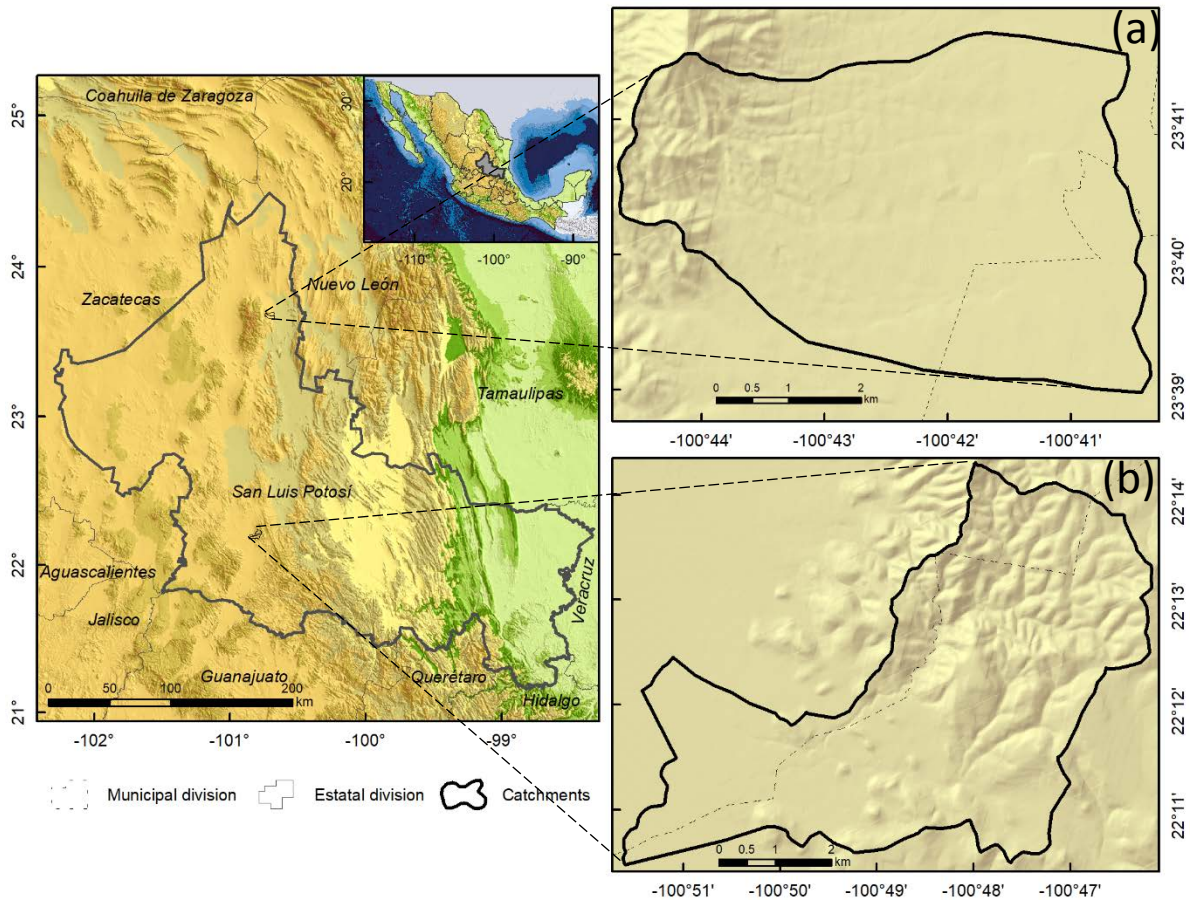


Figura 1. Área de estudio (a) Microcuenca de Villa de la Paz; (b) Microcuenca de Cerro de San Pedro.

## 1.6 Esquema de la tesis

En el Capítulo 2 denominado *Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico*, se analizaron las respuestas hidrológicas y erosivas utilizando simulación de lluvia en pequeña escala en parches de vegetación e inter-parches en diferentes tipos de vegetación. Este capítulo proporciona información sobre la función eco-hidrológica de los sistemas fuente-sumidero en zonas áridas y semi-áridas. Este capítulo ya se encuentra publicado en la revista *Journal of Arid Environments* con la siguiente referencia:

- Barbosa-Briones, E., Cardona-Benavides, A., Reyes-Hernández, H., Muñoz-Robles, C. (2019). Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 168, 36-45.  
doi:10.1016/j.jaridenv.2019.05.005.

El Capítulo 3, Evaluación de la conectividad hidrológica en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México, se identificaron los cambios espacio-temporales en la cobertura del suelo y se evaluaron los cambios en la conectividad hidrológica usando el Índice de Conectividad (IC) y FlowLength para las dos zonas de estudios en las fechas de estudio. Como la cobertura del suelo es uno de los controles principales de la escorrentía y la producción de sedimentos, se mapeo a partir de imágenes satelitales de alta resolución detectadas remotamente para predecir la distribución espacial de la cobertura del suelo a escala de laderas, así como de imágenes históricas para comparar resultados.

En el Capítulo 4, Mapeo de las áreas potenciales de recarga de agua subterránea basado en PR y SIG en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México, se integra el procedimiento de mapeo de las zonas potenciales de agua subterránea a partir de diversos factores que influyen en este proceso y haciendo un análisis multicriterio.

## **Capítulo 2. Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico**

Elda Barbosa-Briones<sup>a</sup>, Antonio Cardona-Benavides<sup>b</sup>, Humberto Reyes-Hernández<sup>c</sup>, Carlos Muñoz-Robles<sup>d</sup>

<sup>a</sup> Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Agenda Ambiental, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Manuel Nava #201, 2do piso, Zona Universitaria, C. P. 78210, San Luis Potosí, México.

<sup>b</sup> Área de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Manuel Nava #8, Zona Universitaria, C. P. 78290, San Luis Potosí, México.

<sup>c</sup> Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Industrias #101-A, Fracc. Talleres, C. P. 78399, San Luis Potosí, México.

<sup>d</sup> Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair #200, Col. Del Llano, C. P. 78377, San Luis Potosí, México.

Correspondence to: C. Muñoz-Robles. Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair #200, Col. Del Llano, C. P. 78377, San Luis Potosí, México.

e-mail: [carlos.munoz@uaslp.mx](mailto:carlos.munoz@uaslp.mx); [cmunoz.robles@gmail.com](mailto:cmunoz.robles@gmail.com)

## ABSTRACT

Vegetation patterns in arid and semi-arid regions create source–sink systems with vegetated patches capturing the resources produced by inter-patches. Patches and inter-patches are the fundamental hydrological units, and their properties can be scaled up to describe ecohydrological functioning at the hillslope or catchment levels. The objective was to compare ecohydrological properties at the patch level in relation to ground cover and at the vegetation type level using landscape function analysis (LFA). Runoff and sediment production were measured in vegetation types of rosetophilous desert shrubland, microphyllous desert shrubland and crassicaulescent shrubland. Inter-patches (cover =  $12.54\% \pm 2.35\%$  SE) had the highest runoff rates and sediment production, while medium coverage patches (cover =  $43.68\% \pm 2.37\%$  SE) and dense cover patches (cover =  $83.56\% \pm 2.48\%$  SE) produced less runoff and sediments. Runoff, sediments and landscape organization were similar between vegetation types. High litter and stone fragment cover and low soil bulk density were associated with low runoff and sediment production. The LFA infiltration and stability indices explained 10 and 19% of the variability of infiltration and sediment production, respectively. Our results show that vegetation types function similarly, but the hydrological and erosional responses of patches and inter-patches are fundamental to supporting ecohydrologically-based management and restoration plans.

**Keywords:** landscape function analysis; rainfall simulation; runoff; soil surface properties; sediment production.

## **2.1 Introduction**

Arid and semi-arid zones occupy approximately 41% of the earth's land surface (Reynolds et al., 2007) and comprise water-controlled ecosystems where the growth of vegetation is controlled by infrequent, discrete, and largely unpredictable water inputs (Noy-Meir, 1973). The magnitude of vegetation growth pulses are, in turn, limited by the availability of soil moisture due to scarce precipitation and high evapotranspiration rates (Rodriguez-Iturbe, 2000).

Hydrological and ecological processes are closely linked in arid and semi-arid zones because the spatial and structural configuration of vegetation and runoff processes are determined by ecohydrological interactions (Ludwig et al., 1999). These interactions generate a heterogeneous distribution of vegetation that is often characterized by a two-phase mosaic in which vegetation patches (formed by a single plant or a combination of several plants) are interspersed with a low cover matrix (Montaña et al., 2001). As a result, surface redistribution of water runoff and sediments is one of the main mechanisms that influence the ecohydrological functioning of patchy dryland landscapes (Franz et al., 2012; Ludwig et al., 2005). Relatively bare areas or inter-patches have low infiltration rates and are sources of runoff, sediments, and nutrients that accumulate in patches or sinks (e.g. under canopies of shrubs and trees, and in dense grass swards). Patches have different surface conditions, as they are covered with litter and herbage, and typically have higher infiltration rates due to lower soil bulk density, and greater surface roughness, aggregate stability and porosity (Greene et al., 1990; Tighe et al., 2009).

As patches regulate runoff and erosion in semi-arid environments, ecohydrological function (i.e., the ability of the soil and vegetation to respond to stress and disturbance; Tongway and

Ludwig, 2007) will depend to a certain extent on the quantity and spatial distribution of patches that effectively retain runoff, sediments, and nutrients. Therefore, patch scale properties should be scaled up to the hillslope or catchment level to account for the effects of the spatial arrangement and size of patches as well as the length and the connectivity of runoff source areas (Maneta et al., 2008; A. G. Mayor et al., 2011) on the potential of landscapes to provide ecosystem functions (Berdugo et al., 2017; Ruiz-Sinoga et al., 2010). For instance, a functional landscape is resilient and capable of retaining sufficient water and nutrients to regenerate and provide ecosystem services on which other ecosystem services depend, such as soil generation, nutrient cycling, and primary production services (Read et al., 2016). However, degradation processes such as accelerated soil erosion caused by overgrazing and mining produce dysfunctional landscapes, which lose vital resources, decreasing the ecosystem's capacity to provide environmental services such as water and nutrients for plant growth.

Therefore, knowledge of an ecosystem's ability to retain resources at the patch and landscape scales is necessary to provide a basis for land management and restoration measures. The landscape function analysis (LFA) model enables a quantified assessment of landscape organization and function. First, patch characteristics such as type, size, and frequency are identified; second, 11 attributes of soil surface condition are assessed to derive three indices that describe how resources are retained, used, and cycled (D. J. Tongway y Hindley, 2004). The LFA soil infiltration index and the soil stability index are of special interest from an ecohydrological perspective, as they quantify the degree to which the soil partitions rainfall into plant-available water and runoff which may be lost from the system, as well as the capacity of the soil to resist erosive forces (D. J. Tongway y Hindley, 2004). Although these



two LFA indices are used to evaluate rangeland and mining rehabilitation worldwide (Eldridge et al., 2011; Maestre y Puche, 2009; Palmer et al., 2001), their validation with field measurements is limited (Maestre y Puche, 2009), and therefore, determination of their feasibility for assessing and monitoring landscape function under conditions different from those for which they were conceived is needed.

Although approximately 70% of Mexico is constituted by arid and semi-arid ecosystems, little is known about the ecohydrological function of patchy desert shrublands. Some studies have focused on the characterization of soil moisture and soil erosion in vegetation patches and inter-patches (Castellanos et al., 2016; Vásquez-Méndez et al., 2010). However, no attempts have been made to test the magnitude of runoff and sediment at the patch scale in the source–sink systems of central Mexico, nor to explore their relationship with the characteristics of soil surface condition or with the landscape organization of vegetation patches. As mining is an important activity in these arid and semi-arid areas, it is vital to provide an ecohydrological foundation for the restoration of functional vegetation patches at the landscape scale to achieve ecosystems that contribute to providing landscape stability and to facilitate the regeneration of fundamental ecological processes (Sänger y Jetschke, 2004).

Most hydrological patch-scale studies have been undertaken on flat terrain or gentle slopes; only a few have investigated hydrological responses on steeper slopes, such as the studies by Merino-Martín et al. (2012) and Moreno-de las Heras et al. (2010). In this study, we provide insights into the hydrological and erosional properties of vegetated patches and inter-patches, and the role of landscape organization in the ecohydrological function of three vegetation types on hilly terrain (i.e., midslope ridges and open slopes) that can be used as references in mining reclamation: rosetophilous desert shrubland, microphyllous desert shrubland, and

crassicaulescent shrubland. The objectives of the study were to: (1) compare hydrological responses of average runoff, runoff initiation, peak runoff, and total sediment production of patches (dense and medium ground cover) and inter-patches within vegetation types, (2) compare hydrological responses, sediment production, and landscape characteristics between vegetation types, (3) identify the ground cover elements controlling runoff and sediment production, and (4) assess the usefulness of LFA soil surface assessment to evaluate and monitor infiltration and soil stability in the region. We expect that these semi-arid landscapes function as source–sink systems in which dense vegetated patches produce less runoff and sediments than inter-patches, and that these hydrological and erosional responses are mainly controlled by surface characteristics that can be rapidly assessed by LFA at the local scale. We also expect that landscape characteristics such as patch number and area and landscape organization differ between vegetation types and affect hydrological responses and sediment production.

## **2.2 *Methods***

### **2.2.1 Study areas**

Runoff and sediment production of patches and inter-patches were evaluated in two sub-catchments. The first, Villa de la Paz, is located between latitudes 23° 39' and 23° 42' N and longitudes 100° 40' and 100° 45' W (Figure 2), within the Sierra Madre Oriental physiographic province. The geology is constituted by Cretaceous limestone outcrops in the western part and Tertiary conglomerates and Quaternary deposits toward the east, distributed along elevations from 1,653 to 2,620 masl. The climate is dry temperate (BS0kw(x')) according to the classification of Köppen modified by García (1973a), with a mean annual temperature that ranges between 16 °C and 18 °C, and a mean annual rainfall of 463 mm.

Mean annual evaporation is 450 mm. Most soils in the area are calcareous xerosols and leptosols of medium texture.

The second study area is Cerro de San Pedro, located between latitudes 22° 10' and 22° 14' N and longitudes 100° 46' and 100° 52' W and comprises an area of 32.96 km<sup>2</sup> (Figura 2). Cerro de San Pedro is situated within the physiographic provinces of Mesa del Centro to the southwest, and Sierra Madre Oriental in the northeast, with elevation between 1,839 and 2,359 masl. The upper and middle sections of the subcatchments are located in hilly terrain constituted of sedimentary rocks of Mesozoic limestone–shale types of the Cretaceous system, and the lower part is constituted of extrusive igneous rocks, as well as Cenozoic soil of the Quaternary system. The climate is dry temperate (BS0kw; García, 1973), with mean annual temperature between 13 °C and 21 °C and mean annual rainfall of 330 mm. Mean annual evaporation is 650 mm. The dominant soil types are medium-textured leptosols, mollic planosols and haplic xerosols.

The main vegetation types in both sites are rosetophilous desert shrubland, microphyllous desert shrubland, and crassicaulescent shrubland according to the classification system of Velázquez et al. (2016). Land uses include crop agriculture and extensive grazing; one underground mine is currently operating in Villa de la Paz, while mining, both open and underground, is close to its abandonment phase in Cerro de San Pedro.

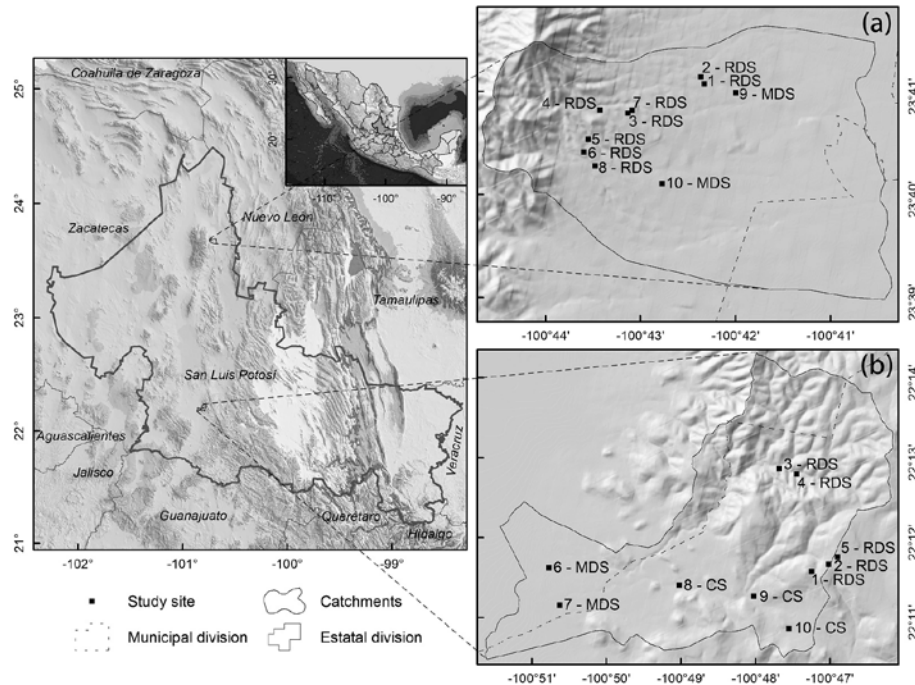


Figura 2. Study areas (a) Villa de la Paz; (b) Cerro de San Pedro and study sites: RDS=rosetophilous desert shrubland (n = 13); MDS=microphyllous desert shrubland (n = 4); CS=crassicaulescent shrubland (n = 3).

### 2.2.2 Site selection

To assess ecohydrological function and provide landscape reference conditions and insights on post-mining reclamation, all sampling sites were located outside of the operational area of mines, where vegetation is better conserved. Ten sampling sites were selected at each study area, according to the proportion of the area covered by the vegetation types (Table 1). In total, 13 sites were located in rosetophilous desert shrubland, four sites in microphyllous desert shrubland, and three sites in crassicaulescent shrubland. No sampling sites were located inside the operating areas of the mines, as vegetation has been removed, and the topography has been modified.

Table 1. Characteristics of study sites. All sites were on silty loam soils (ISSS soil texture class), except site 4 at Cerro de San Pedro, which was on loam textured soil.

Area	Vegetation type <sup>a</sup>	Site number	Dominant species	Slope %
Villa de la Paz	Rosetophilous desert shrubland	1	<i>Agave lechuguilla</i> <i>Dyssodia acerosa</i>	12.29
		2	<i>Agave lechuguilla</i>	17.64
		3	<i>Agave lechuguilla</i>	18.82
		4	<i>Agave lechuguilla</i>	19.93
		5	<i>Agave striata</i> <i>Karwinskia mollis</i>	18.40
	6	<i>Opuntia sp.</i> <i>Agave striata</i>	20.28	
	7	<i>Agave lechuguilla</i>	18.13	
	8	<i>Agave lechuguilla</i>	12.92	
	Microphyllous desert shrubland	9	<i>Dyssodia acerosa</i> <i>Prosopis laevigata</i>	17.22
		10	<i>Larrea tridentata</i> <i>Jatropha dioica</i>	16.04
Cerro de San Pedro	Rosetophilous desert shrubland	1	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Agave salmiana ssp. crassispina</i> <i>Opuntia hyptiacantha</i>	14.86
		2	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Agave salmiana ssp. crassispina</i> <i>Opuntia hyptiacantha</i>	8.19
		3	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Opuntia rastrera</i>	15.97
		4	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Opuntia rastrera</i>	16.32
		5	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Agave Lechuguilla</i>	12.85
	Microphyllous desert shrubland	6	<i>Larrea tridentata</i>	12.85
		7	<i>Larrea tridentata</i>	17.29
	Crassicaulescent shrubland	8	<i>Jatropha dioica</i>	15.21
		9	<i>Mimosa biuncifera</i> <i>Opuntia leucotricha</i>	15.56
		10	<i>Agave salmiana ssp. crassispina</i> <i>Agave Lechuguilla</i>	11.25

<sup>a</sup> Vegetation types according to Velázquez et al. (2016)

### 2.2.3 Identification of patches and inter-patches

At each site, patches and inter-patches were identified along two 50 m landscape function analysis transects oriented downslope. Patch type, size and distance between patches were recorded. Patches were defined as features that are permanent in time and show evidence of resource accumulation and retention, and inter-patches were identified as zones where resources are freely transported by water or wind (D. J. Tongway y Hindley, 2004).

To characterize hydrological and erosional responses, patches and inter-patches were classified into three categories according to the observed retention/accumulation characteristics provided by the total amount of plant canopy cover, litter, biological crusts, and stones (Table 2): dense patches (mean cover=83.56%±2.48% SE), medium coverage patches (mean cover=43.68%±2.37% SE) and inter-patches (mean cover=12.54%±2.35% SE).

Table 2. Definitions of patches and inter-patches. Adapted from Muñoz-Robles et al. (Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia 2011a).

Patch type	Definition
Inter-patch	Predominantly a smooth bare surface with very little or no visual evidence of resource retention <sup>a</sup> . Ground cover less than 30%. Comprises only shrub inter-spaces.
Medium-coverage patch	Micro-topography and ground cover components with some visual evidence of resource retention <sup>a</sup> . Does not have strong inter-patch or dense patch characteristics. Ground cover from 30% to 60%. Comprises only shrub inter-spaces.
Dense patch	Micro-topography and ground cover components with strong visual evidence of resource retention <sup>a</sup> . Ground cover more than 60%. Comprises spaces under shrubs or grass tussocks.

<sup>a</sup> Visual evidence of resource retention was defined as one or more of the following: deposition of sediments, deposition of litter with evidence of *in-situ* decomposition and incorporation into soil, evidence of seed lodgment in the soil surface, presence of herbaceous cover, and/or changes in surface hardness, micro-topography or soil friability that indicated relatively high soil porosity compared with other areas within the site.

For each transect, the number of patches, the landscape organization index and average inter-patch length were computed using an Excel spreadsheet included in the LFA manual. The landscape organization index is the proportion of cumulative patch length compared to the total length of the transect; low values indicate barer transects, while high values indicate more patches in the transect (D. J. Tongway y Hindley, 2004). In our sites, barer transects were dominated by a high proportion of bare soil, which is related to high runoff and erosion as there are fewer obstructions to surface flow, while patchier transects had a higher patch density formed by shrubs or dense grass tussocks, which reduce connectivity of runoff sources and lead to a higher landscape functionality.

#### **2.2.4 Soil surface characteristics and rainfall simulations**

Before each rainfall simulation, the percentage of total coverage (plants, litter, biological crust, and stone fragments) was estimated visually within each rainfall simulation plot. Although stone fragments can obstruct surface flow in some cases, due to their size (<2 cm), in the study site they did not show evidence of resource accumulation and were not permanent in time; thus, they were not considered as patches. However, stone fragments may influence runoff and erosion (Kumar et al., 2005) and their relationships with hydrological and erosional responses were further analyzed. Finally, the slope was measured manually with a level, and soil roughness was measured using the chain method (Saleh, 1993).

Adjacent to each rainfall simulation plot, a superficial soil sample was taken and stored in sealed bags for further analysis. Soil samples were weighed before and after air drying (40 °C for 48 h), and moisture content was determined on an oven dried (48 h at 105 °C) subsample. Subsequently, soil bulk density and the percentage of clay, silt and sand of each

sample were calculated by granulometric analysis by hydrometer and pipette methods in the Laboratory of Soil Physics at the Colegio de Postgraduados. Soil texture was classified using the International Society of Soil Science system (ISSS, 1929).

A total of 120 rainfall simulations, six simulations per site (two replicates per patch type and inter-patch; Table 2) were undertaken to measure runoff and total sediment production using a Cornell Sprinkle Infiltrator type rain simulator (Ogden et al., 1997), developed by Soil Health Lab of Cornell University (Figure 2). The Cornell Sprinkle Infiltrator is cheap, robust, and simple to operate and is easily transported to remote areas. It works by gravity through the formation of droplets that pass through a drip tube with long spiral capillaries, which are controlled by a bubble tube (pipette) that also serves to set the rainfall intensity by modifying its height. The rainfall simulator was calibrated to deliver  $70 \text{ mm h}^{-1}$ ; field rainfall simulations lasted 30 min with an average intensity of  $76.54 \text{ mm h}^{-1}$  (SD =  $12.45 \text{ mm h}^{-1}$ ). This rate and duration resemble natural rainstorm events with a 10-year return period in the study areas (SCT, 2015).

Each rainfall simulation plot was delimited by a 245 mm diameter metal ring inserted into the ground to a depth of 7 cm. The rings have an outlet in their walls that was placed on the downslope side to enable collection of the runoff with a hose. In dense patches under shrubs, the plots were placed adjacent to the plant stems, as the rainfall simulator characteristics prevented its installation above shrub canopies (Figure 3). However, this location of the rainfall simulator allowed the assessment of the hydrological effect of litter, branches and other surface cover elements that form surface patches. Plots of medium coverage patches and inter-patches were located in the inter-spaces between shrubs or grass tussocks. During the simulation, the time to runoff was recorded, and runoff was measured every minute until



the end of the simulation. Average runoff rate, peak runoff, and infiltration rates ( $\text{mm h}^{-1}$ ) were computed for each simulation plot. An aliquot of  $\approx 50$  ml of the total drained runoff volume was taken for each plot, stored and transported to the laboratory where the samples were weighed, dried in an oven at  $105\text{ }^{\circ}\text{C}$  for 48 h and re-weighed to obtain the sediment concentration ( $\text{g L}^{-1}$ ), which was multiplied by runoff to obtain total sediment production ( $\text{g m}^{-2}$ ). The rainfall simulations were undertaken from January to March 2016.

The LFA infiltration and stability indices were computed at each rainfall plot according to the methods proposed by Tongway and Hindley (2004). Both indices required the assessment and scoring of 11 individual surface characteristics: soil cover, basal cover of perennial grasses and shrub canopy cover, litter coverage and degree of decomposition, biological crust cover, crust brokenness, erosion type and severity, deposited materials, soil surface roughness, surface resistance to disturbance, slake test and soil texture.

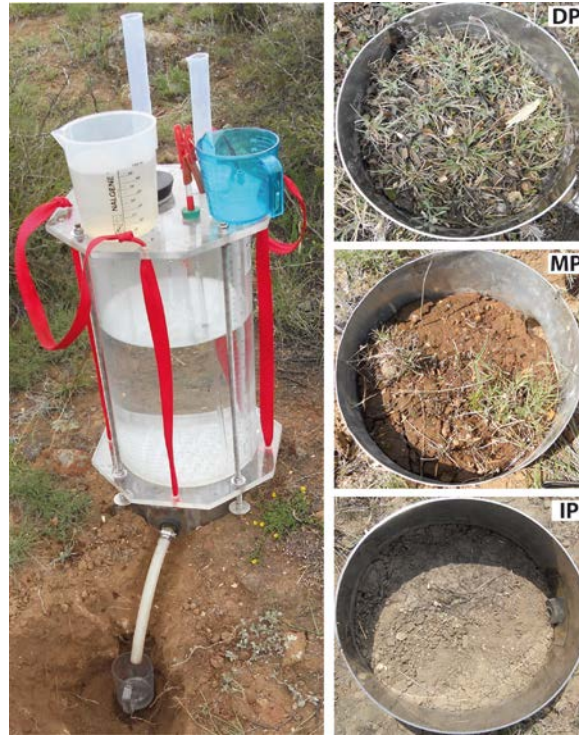


Figura 3. Cornell Sprinkle Infiltrometer used in rainfall simulations. Examples of dense coverage patches (DP), medium coverage patches (MP) and inter-patches (IP) are shown enclosed by the 24 mm diameter rings.

### 2.2.5 Data analysis

Mixed linear models were fitted using R version 2.9.0 (R Development Core Team, 2009) at two levels of analysis, patch level and vegetation type level. For the patch level, site was used as a random factor; this allowed partitioning of variation caused by confounding factors such as climate or land use (e.g. grazing pressure), differences between sites, and vegetation types (Pineiro y Bates, 2000). Ground cover and hydrological and erosional responses were then compared between patches and inter-patches within vegetation types. To analyze the effect of vegetation type on average runoff and total sediment production (vegetation type analysis), the hydrological and erosional responses measured in rainfall simulation plots were corrected by weighting each response variable by the proportions of each patch type and inter-patch

per site ( $n = 20$ ) measured along the LFA transects. Fixed effects were vegetation type and patch type, to account for any systematic variation due to patch type, and site was specified as a random effect. A third mixed model was run to account for differences between vegetation types in terms of number of patches, total patch area, average inter-patch length, and landscape organization index derived from LFA. Residual analysis was conducted to check that the assumptions of the linear model were met. Pairwise contrasts were used for all comparisons and significance levels were set to  $P < 0.05$ . Response variables were log and square-root transformed when required to meet the assumptions of normality of residuals; non-transformed means are reported.

To determine the influence of measured soil surface characteristics for each type of patch and inter-patches on average runoff rate, peak runoff, and total sediment production, regression trees were used. This is a non-parametric technique that serves to segment, stratify, predict, and identify interactions (Berlanga et al., 2013). Regression trees were built using the CART method, which divides the data into segments that are as homogeneous as possible with respect to the dependent variable. The trees were pruned with a maximum difference in risk (in standard error) of one to avoid over-adjustment. In addition, the maximum tree depth was set to five, the minimum number of cases for parent nodes to 20, and the minimum number of cases for child nodes to 10. The regression trees were generated using the IBM SPSS Statistics 22 trial version (IBM Corp. Released, 2016).

To provide insights into the application of the LFA indicators in the semi-arid systems in the study, simple linear regressions were used to assess the relationship between the LFA infiltration and stability indices with percent average infiltration and total sediment production, respectively, measured at the rainfall simulation plots.

## 2.3 *Results*

### 2.3.1 **Level 1: Ground cover and soil surface properties in patches and inter-patches**

Total cover was lower in inter-patches than dense patches in all vegetation types ( $P < 0.05$ ; Table 3). Dense patches had greater total cover than did medium coverage patches within rosetophilous desert shrubland and microphyllous desert shrubland ( $P < 0.05$ ), but not in crassicaulescent shrubland, where total cover was not significantly different ( $P > 0.05$ ). Plant cover was higher in dense patches than in inter-patches in all vegetation types ( $P < 0.05$ ), but plant cover did not differ significantly between medium coverage patches and dense patches ( $P > 0.05$ ). Litter cover was higher in dense patches than in medium coverage patches and inter-patches ( $P < 0.05$ ) in all vegetation types but did not differ significantly between medium coverage patches and inter-patches ( $P > 0.05$ ). Biological crust cover was not significantly different between all patches and inter-patches ( $P > 0.05$ ), except for dense patches in rosetophilous desert shrubland, which had less biological crust cover than inter-patches ( $P < 0.05$ ). Stone fragment cover in inter-patches was greater than in dense patches in all vegetation types ( $P < 0.05$ ), but not significantly different between inter-patches and medium coverage patches or between dense and medium coverage patches in microphyllous desert shrubland and crassicaulescent shrubland ( $P > 0.05$ ). Stone fragment cover was significantly different between all types of patches and inter-patches only in rosetophilous desert shrubland, where dense patches had the lowest coverage, followed in increasing order by medium coverage patches and inter-patches ( $P < 0.05$ ).

Table 3. Average ( $\pm$ SE) ground cover (%) of patches and inter-patches grouped within vegetation types. Total cover includes stone cover.

Vegetation type	Patch/ Inter-patch	Plant cover	Litter cover	Biological crust cover	Stone cover	Total cover
Rosetophilous desert shrubland	IP	2.48(0.78) a	2.23(0.68) a	8.12(2.85) a	42.77(6.94) a	55.60(5.49) a
	MP	30.81(2.10) b	7.42(1.65) a	3.12(1.70) ab	23.69(4.43) b	65.04(3.42) a
	DP	36.19(5.46) b	46.00(5.95) b	1.04(0.62) b	4.46(1.84) c	87.69(2.07) b
Microphyllous desert shrubland	IP	0.63(0.50) a	1.00(0.63) a	13.50(6.78) a	35.0(11.95) a	50.13(10.76) a
	MP	33.75(6.73) b	8.75(3.87) a	8.13(4.22) a	15.75(5.81) ab	66.38(5.94) a
	DP	18.79(11.40) b	68.13(12.14) b	3.75(2.06) a	1.00(0.63) b	91.66(2.04) b
Crassicaulescent shrubland	IP	0.00(0.00) a	3.67(1.73) a	4.17(4.17) a	34.5(12.23) a	42.33(9.24) a
	MP	26.00(5.74) b	18.00(4.90) a	0.50(0.50) a	12.67(4.33) ab	57.17(6.69) ab
	DP	20.83(8.96) b	51.83(13.80) b	2.83(2.46) a	2.83(1.54) b	78.33(5.70) b

Inter-patches (IP), medium coverage patches (MP) and dense patches (DP). Averages within each vegetation type and column followed by different letters are significantly different ( $P < 0.05$ ).  $n=26$  for each patch type and inter-patch in rosetophilous desert shrubland.  $n=8$  for each patch type and inter-patch in microphyllous desert shrubland.  $n=6$  for each patch type and inter-patch in crassicaulescent shrubland. Note that as stone size was  $< 2$  cm and did not show evidence of resource retention and long permanence in time, it was not considered as patches; however, these stone fragments may have an influence in hydrological and erosional responses.

Regarding soil surface properties, the roughness index within the rosetophilous desert shrubland was different for the two types of patches and inter-patches: dense patches had the highest roughness index, followed in decreasing order by medium coverage patches and inter-patches ( $P < 0.05$ ; Table 4). Within microphyllous desert shrubland, the only difference was found in medium coverage patches, which had twice the roughness index of inter-patches ( $P < 0.05$ ), while in crassicaulescent shrubland, the roughness index in dense patches was higher than in inter-patches ( $P < 0.05$ ) but similar in dense patches and medium coverage patches and inter-patches ( $P > 0.05$ ). Soil bulk density was different only in dense patches in rosetophilous desert shrubland, where the soil had lower bulk density than in medium coverage patches and inter-patches ( $P < 0.05$ ). Slope of rainfall simulation plots, percentage of clay, percentage of silt, and percentage of sand were similar between patch types and inter-patches within vegetation types ( $P > 0.05$ ).

### **2.3.2 Level 1: Hydrological response in patches and inter-patches within vegetation types**

Runoff initiation did not differ between patch type within any of the vegetation types: runoff commenced between four and 12 minutes after the start of the rainfall simulation in dense patches, medium coverage patches, and inter-patches ( $P > 0.05$ ; Table 5). Runoff differed between inter-patches and dense patches in all vegetation types ( $P < 0.05$ ). Average runoff was seven times higher in inter-patches than in dense patches in rosetophilous desert shrubland ( $P < 0.05$ ); however, the amount of average runoff did not differ between medium coverage patches and inter-patches ( $P > 0.05$ ). In microphyllous desert shrubland, average runoff was highest in inter-patches ( $P < 0.05$ ), and differed from runoff in dense and medium coverage patches, which in turn, had no differences in average runoff ( $P > 0.05$ ). Average

runoff in inter-patches in crassicaulescent shrubland was 12 times higher than in dense patches ( $P < 0.05$ ), but did not differ from runoff in medium coverage patches ( $P > 0.05$ ). Peak runoff was lowest in dense patches in all vegetation types ( $P < 0.05$ ), but did not differ between medium coverage patches and inter-patches ( $P > 0.05$ ).

For the analysis of sediment production, an outlier was identified and eliminated from the database (an inter-patch in microphyllous desert shrubland in Cerro de San Pedro) because its atypically high value prevented normality of the residuals in the mixed models. When this observation was eliminated, the normality and variance homogeneity assumptions were met, and total sediment production differed between patches and inter-patches in rosetophilous desert shrubland: dense patches had the lowest sediment production, followed in decreasing order by medium coverage patches and inter-patches ( $P < 0.05$ ). Total sediment production from dense patches was lower than in inter-patches in microphyllous desert shrubland and crassicaulescent shrubland ( $P < 0.05$ ). However, sediment production in medium coverage patches did not differ from that in dense patches or inter-patches in microphyllous desert shrubland, nor from that in inter-patches in crassicaulescent shrubland ( $P > 0.05$ ).

Table 4. Averaged ( $\pm$ SE) soil surface properties of patches and inter-patches grouped within vegetation types.

Vegetation type	Patch/ Inter-patch	Roughness index (unitless)	Bulk density (Mg m <sup>-3</sup> )	Slope (%)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)
Rosetophilous desert shrubland	IP	0.05(0.01) a	1.17(0.03) a	14.27(1.12) a	18.46(0.89) a	45.05(1.87) a	36.49(2.42) a
	MP	0.09(0.01) b	1.16(0.03) a	15.51(0.93) a	17.62(0.71) a	45.89(2.15) a	36.49(2.34) a
	DP	0.12(0.01) c	1.05(0.03) b	16.92(0.93) a	18.15(0.83) a	47.52(1.89) a	34.32(1.97) a
Microphyllous desert shrubland	IP	0.04(0.01) a	1.32(0.05) a	13.83(1.28) a	16.25(1.10) a	38.59(5.48) a	45.16(6.45) a
	MP	0.08(0.02) b	1.26(0.06) a	15.26(1.98) a	18.25(2.19) a	49.89(7.46) a	31.86(7.90) a
	DP	0.08(0.02) ab	1.25(0.04) a	17.50(1.95) a	16.75(1.00) a	49.24(6.14) a	34.01(6.60) a
Crassicaulescent shrubland	IP	0.05(0.01) a	1.29(0.11) a	12.72(1.38) a	15.33(1.33) a	41.10(5.23) a	43.57(5.66) a
	MP	0.10(0.03) ab	1.31(0.07) a	12.86(1.91) a	14.67(1.23) a	41.93(4.33) a	43.40(4.37) a
	DP	0.11(0.01) b	1.15(0.15) a	15.58(1.16) a	14.00(1.15) a	41.17(1.52) a	44.83(2.37) a

Inter-patches (IP), medium coverage patches (MP) and dense patches (DP). Averages within vegetation type and column followed by different letters are significantly different ( $P < 0.05$ ).  $n=26$  for each patch type and inter-patch in rosetophilous desert shrubland.  $n=8$  for each patch type and inter-patch in microphyllous desert shrubland.  $n=6$  for each patch type and inter-patch in crassicaulescent shrubland.



Table 5. Average ( $\pm$ SE) hydrological responses and total sediment production of patches and inter-patches grouped within vegetation types.

Vegetation type	Patch/ Inter-patch	Runoff initiation (min)	Average runoff (mm h <sup>-1</sup> )	Peak runoff (mm h <sup>-1</sup> )	Total sediment production (g m <sup>-2</sup> )
Rosetophilous desert shrubland	IP	9.92(1.38) a	16.09(2.83) a	36.44(5.33) a	6.07(1.10) a
	MP	9.50(1.44) a	12.47(2.27) a	28.10(3.52) a	3.71(0.77) b
	DP	6.83(1.92) a	2.37(0.64) b	9.58(2.40) b	1.09(0.36) c
Microphyllous desert shrubland	IP	9.79(2.10) a	19.93(3.98) a	45.10(5.80) a	18.54(10.75) a
	MP	12.84(2.19) a	11.05(1.91) b	35.52(4.70) a	5.52(0.72) ab
	DP	5.08(2.07) a	4.29(2.26) b	8.89(3.42) b	2.02(0.75) b
Crassicaulescent shrubland	IP	10.15(2.08) a	19.77(4.83) a	36.41(6.53) a	5.56(1.34) a
	MP	12.24(4.00) a	17.45(4.81) a	33.69(6.72) a	5.29(1.63) a
	DP	3.91(2.83) a	1.58(0.84) b	6.99(3.96) b	0.79(0.63) b

Inter-patches (IP), medium coverage patches (MP) and dense patches (DP). Average within each vegetation type and column followed by different letters are significantly different ( $P < 0.05$ ).  $n=26$  for each patch type and inter-patch in rosetophilous desert shrubland.  $n=8$  for each patch type and inter-patch in microphyllous desert shrubland.  $n=6$  for each patch type and inter-patch in crassicaulescent shrubland.

### 2.3.3 Level 2: Hydrological and erosional responses by vegetation type and landscape characteristics

Weighted runoff, peak runoff, and sediment production did not differ across vegetation types ( $P>0.05$ ; Figure 4). The results showed a non-significant trend of lower runoff and sediment production in crassicaulescent shrubland followed in increasing order by rosetophilous desert shrubland and microphyllous desert shrubland.

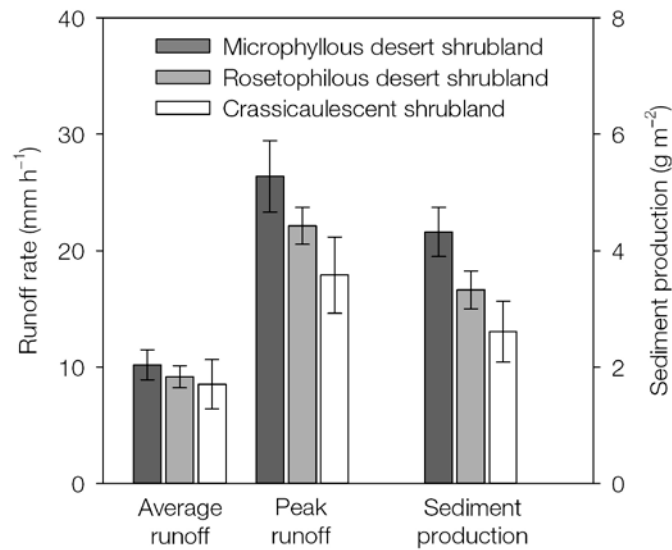


Figura 4. Weighted average responses ( $\pm 1$  SE) of average runoff, peak runoff and sediment production from rainfall simulations.  $n = 13$  for rosetophilous desert shrubland;  $n = 4$  for microphyllous desert shrubland and  $n = 3$  for crassicaulescent shrubland.

Landscape characteristics of number of patches, total patch area, average inter-patch length, and the landscape organization index were similar between vegetation states ( $P>0.05$ ; Table 6).

Table 6. Average ( $\pm$ SE) landscape characteristics along LFA transects by vegetation type.

<b>Vegetation type</b>	<b>Number of patches per 10 m</b>	<b>Total Patch Area (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Average Interpatch Length (m)</b>	<b>Landscape Organization Index</b>
Rosetophilous desert shrubland	2.63(0.26) a	214.20(17.71) a	2.03(0.19) a	0.52(0.04) a
Microphyllous desert shrubland	2.75(0.48) a	206.94(42.28) a	1.80(0.32) a	0.60(0.07) a
Crassicaulescent shrubland	0.80(0.34) a	262.80(36.66) a	2.51(0.54) a	0.59(0.05) a

Averages within a column followed by different letters are significantly different ( $P < 0.05$ ). n=26 transects in rosetophilous desert shrubland. n=8 transects in microphyllous desert shrubland. n=6 transects in crassicaulescent shrubland.

#### **2.3.4 Hydrological response as influenced by ground cover and soil surface properties**

The regression tree for average runoff had three levels, seven nodes, and four terminal nodes. The most important variable explaining runoff was litter; runoff was high when litter cover was  $\leq 9\%$ , and it was less than  $4 \text{ mm h}^{-1}$  when litter was  $>9\%$ . The second most important variable was soil bulk density, as high runoff values occurred with bulk densities  $>1.2 \text{ Mg m}^{-3}$ . The third most important variable, stone fragment cover, increased runoff when its cover was  $\leq 6.5\%$  (Figure 5a).

The regression tree for peak runoff had two levels, a total of five nodes and three terminal nodes (Figure 5b). The most important variable explaining peak runoff was litter. When litter cover was  $\leq 9\%$ , the highest peak runoff was observed, and runoff was less than  $13 \text{ mm h}^{-1}$  when litter was  $>9\%$ . The second most important variable was soil bulk density, as high peak runoff values occurred with bulk densities of  $>1.19 \text{ Mg m}^{-3}$ .

The regression tree for total sediment production had only one level, a total of three nodes and two terminal nodes. The regression tree showed that litter was the main variable that influences total sediment production. The highest amount of sediment was produced when litter cover was  $\leq 9\%$  and it was less than  $1.71 \text{ g m}^{-2}$  when litter cover was  $>9\%$  (Figure 5c).

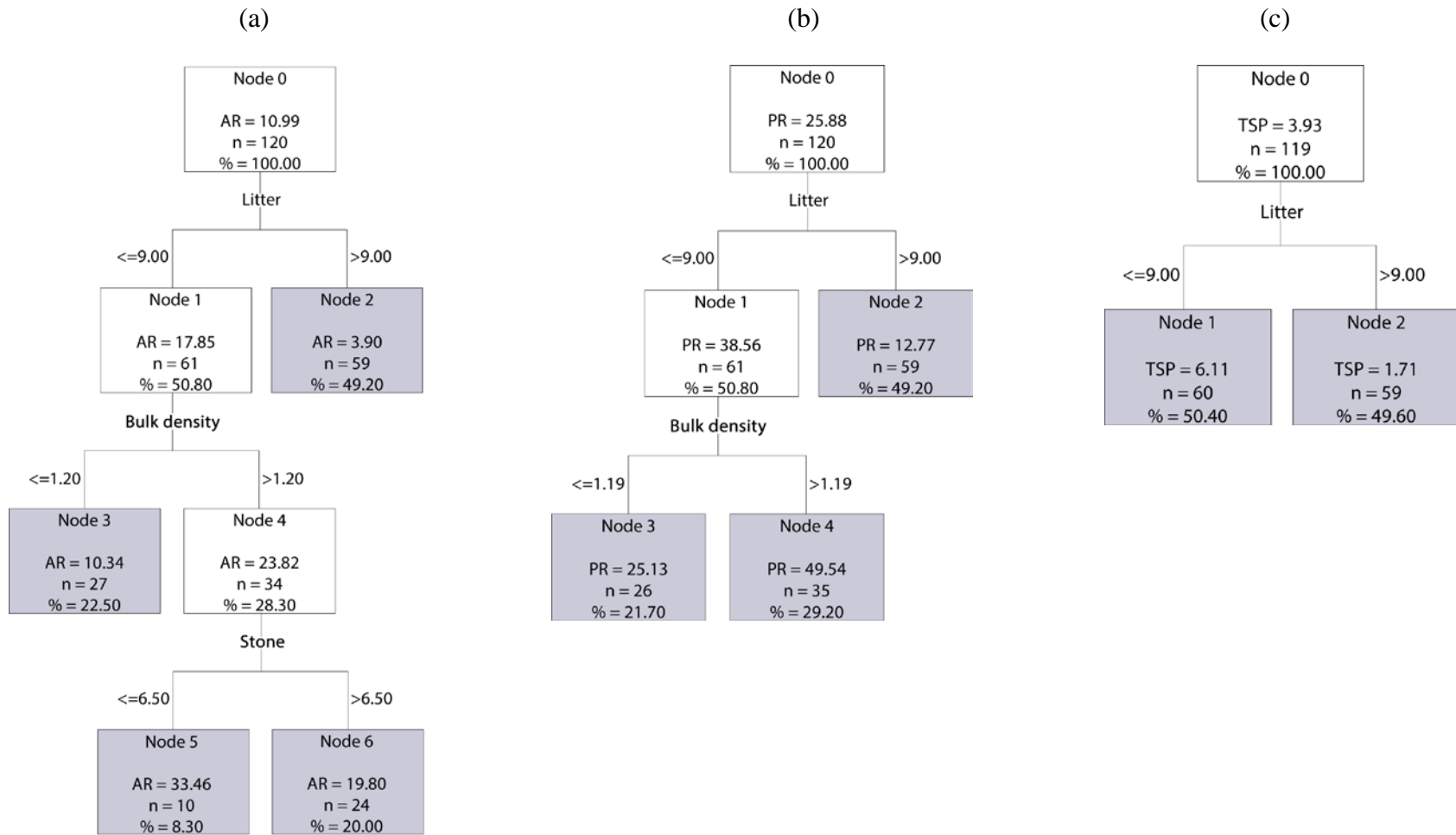


Figure 5. Regression tree of: (a) average of runoff (AR;  $\text{mm h}^{-1}$ ); (b) peak runoff (PR;  $\text{mm h}^{-1}$ ) and (c) total sediment production (TSY;  $\text{g m}^{-2}$ ). n=number of observations (rainfall simulations) belonging to each node and %=proportion of observations within nodes. Terminal nodes are shown in grey.

### 2.3.5 Soil surface assessment vs infiltration and sediment production

Quadratic linear regressions were fit to LFA infiltration and stability indices and percent average infiltration and total sediment production, respectively. Both regressions were significant and accounted for 19% of the variability in the infiltration index and 10% in the stability index (Figure 6).

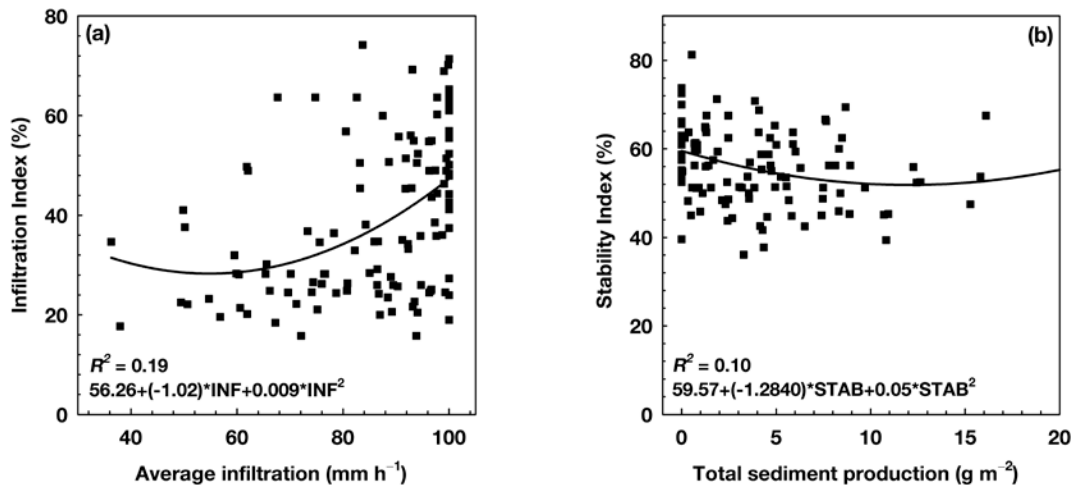


Figure 6. Quadratic regression showing the relationship between (a) percent of average infiltration and SSA infiltration index and (b) total sediment production and SSA stability index.  $n = 119$

## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Hydrological response in patches and inter-patches by vegetation type

In our study areas, inter-patches are the source of runoff and sediments while patches show a higher retention capacity, which suggests that they accumulate these resources. Thus, we confirm the fundamental importance of the differential in runoff and sediment production in patches and inter-patches that make these landscapes function as source–sink systems. These results are similar to those reported in other studies that have found that patches with high vegetation cover or other ground cover components have greater infiltration capacity and

produce less runoff and sediments than those with less ground cover, or bare soil (Hart y Frasier, 2003; Á. G. Mayor et al., 2009; Muñoz-Robles et al., Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia, 2011a). In this study, we divided the ground surface into two patch types: dense patches constituted by a high surface coverage formed by shrubs and dense grass tussocks, and medium coverage patches, which were located in the inter-spaces between shrubs, and which because of this spatial location would normally be considered as inter-patches. However, we found that these medium vegetated inter-spaces function differently, and therefore need to be considered when characterizing ecohydrological function. For instance, medium coverage patches and inter-patches in rosetophilous desert shrubland and crassicaulescent shrubland had similar average runoff. One possible reason for the similarities between these types of patches and inter-patches is the amount and type of ground cover and the soil surface characteristics prevalent in the interspaces between patches, which are a function of the vegetation type and its condition. In this case, the amount and type of ground cover in medium coverage patches had a similar effect on runoff to stone fragments in the inter-patches; thus, medium coverage patches may not be more effective at retaining resources than inter-patches. However, medium coverage patches functioned differently in microphyllous desert shrubland, as they produced a similar amount of runoff to dense patches. Similar results were found in the hydrological properties of the Cobar pediplain, Australia, in two reference vegetation types of long-term pasture and open semi-arid woodland, where medium vegetated patches with mean ground cover from 61.1 to 74.7% and patches with cover >85.0% produced a similar amount of runoff (Muñoz-Robles et al., Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia, 2011a). The similarities found in patches suggest that their ecohydrological function is analogous, but also suggest the

existence of a minimum ground cover threshold required to decrease runoff, which has been reported elsewhere to be  $\approx 60\text{--}70\%$ , and for medium coverage patches in microphyllous desert shrubland was on average 66.4%.

#### **2.4.2 Vegetation type, landscape organization, and hydrological and erosional responses**

We expected landscape characteristics to have an effect on runoff and sediment production. However, these responses were similar regardless of vegetation type. Soil erosion is an important process in dryland ecosystems, yet measurements and comparisons of wind and water erosion within and among such ecosystems are lacking (Breshears et al., 2003). The spatial heterogeneity of vegetation in arid and semi-arid environments along with the spatial arrangement of patches and inter-patches in the landscape plays an important role in runoff and sediment redistribution (Ludwig et al., 2005). Thus, differences in runoff and erosion responses may be expected from contrasting landscapes. For instance, semi-arid grasslands can have more patches and basal cover that act as flow obstructions than do desert shrublands, which would have larger but fewer patches and hence higher connectivity of runoff sources (Nearing et al., 2005). However, these hydrological and erosional properties are nonexistent or marginal in similar landscapes, such as the shrublands of our study. The inherent high variability of soils and vegetation in semi-arid regions makes it difficult to capture significant differences even in contrasting landscapes such as shrublands, grasslands, and woodlands (Muñoz-Robles et al., Soil hydrological and erosional responses in areas of woody encroachment, pasture and woodland in semi-arid Australia, 2011a). In our sites, the number and area of patches, landscape organization, and inter-patch length, which are the indicators of runoff connectivity that may lead to a dysfunctional landscape, were similar; thus, it can



be expected that differences at the landscape scale may not exist. If differences at the patch level were identified within vegetation types, runoff and sediment production may be compensated by the patch and inter-patch composition and relative proportions in the landscape. For instance, in crassicaulescent shrubland the higher capacity of dense cover patches to reduce runoff and erosion, compared with inter-patches, may compensate for their relatively low density in this vegetation type. Similarly, the high sediment produced by inter-patches in microphyllous desert shrubland may result in higher erosion than in the other two vegetation types, even though their average length, an indicator of the connectivity of runoff sources, is lower than that of inter-patches in crassicaulescent shrubland or in rosetophilous desert shrubland.

Knowing the hydrological dynamics on a detailed scale, such as the patch scale, is important, as these dynamics determine hydrological response and erosion on the hillslope or catchment scales (Puigdefabregas y Sanchez, 1996). Our attempt to integrate the ecohydrological characteristics of patches and inter-patches with the landscape structure enables us to elucidate the ecohydrological functionality of the landscapes studied here and their ability to respond to stress and disturbance. Runoff and erosion are scale-dependent; nonetheless, scaling issues in semi-arid heterogeneous landscapes albeit of great relevance are still poorly quantified (A. G. Mayor et al., 2011). Modelling of surface flow and hydrological connectivity through spatial models will be required to identify the ecohydrological dysfunctional areas where more patches are required to retain runoff and sediments; this modelling approach is a research priority of our research group (Muñoz-Robles et al., 2013; A. J. Ortiz-Rodríguez et al., 2019). However, our results are a first approximation of potential responses at the vegetation type level, and are also a function of the connectivity of runoff

sources, topography and the spatial arrangement of patches and inter-patches (Bautista et al., 2007; Ludwig et al., 2002). Nonetheless, landscape traits identified through LFA can be used as a guide to restore ecohydrological function in the vegetation types studied; that is, restoration actions need to approximate the number, size and spatial organization of patches and inter-patches of reference vegetation types.

### **2.4.3 Hydrological response as influenced by ground cover and soil surface properties**

In semiarid systems, variations in hydrological response are due mainly to ground cover, soil characteristics or a combination of both (Greene et al., 1994). We found that in our study areas, average runoff, peak runoff and sediment production are influenced mainly by litter, stone fragments, and soil bulk density. Litter and plant cover have a function in reducing overland flow velocity, increasing surface roughness, enhancing soil infiltration through greater macropore density, and improving soil structure by contributing organic matter (Whitford, 2002).

Rock or stone fragment cover is known to be an important factor in the generation of runoff and sediments in semiarid landscapes. Although stone fragments were not classified as patches in our study because their small size prevents their long-term permanence and thus diminishes resource retention, stone fragments provide surface protection against raindrops. Our regression tree for average runoff showed that stone fragment cover is a variable that reduces average runoff; thus, stone fragments constitute an important ground cover element that increases infiltration (Cerdà, 2001). However, the position and placement of stone fragments is important. If stones are on the surface they will tend to reduce runoff and erosion as in our study more than if they are buried (Kumar et al., 2005).

There are other variables that may be influencing hydrological and erosional responses at different spatial scales or with other rainfall simulation characteristics, such as surface roughness, soil texture, and biological crust and herbaceous cover (Muñoz-Robles et al., Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia, 2011a). Surface roughness increases infiltration and promotes water retention while the effect of biological crusts on hydrological processes and soil stability is still debatable (Eldridge et al., 2002). In some cases it has been reported that the biological crust favors infiltration (Eldridge y Greene, 1994), even though in others biological crusts increase runoff but decrease sediment production (Belnap, 2006; Muñoz-Robles et al., Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia, 2011a). In our study, biological crust cover was on average less than 10% in patches or inter-patches, therefore its effect on runoff and sediment production was negligible.

#### **2.4.4 Soil surface assessment vs infiltration and sediment production**

At the rainfall simulation scale, the infiltration and stability indices did not capture the hydrological variation within each patch type. We found weak but significant relationships between the LFA indices and the percentage of average infiltration and sediment production. As far as we know, very few studies have evaluated LFA indices with rainfall simulation. Of these, only A. G. Mayor y Bautista (2012) have found strong relationships in wet soils between the infiltration and stability indices; with infiltration rates and sediment concentration, respectively. However, under dry soil conditions, these relationships are weaker, and for stability and sediment concentration, the relationship is weak and non-significant (Manson et al., 2007; A. G. Mayor y Bautista, 2012). However, the LFA manual

(D. J. Tongway y Hindley, 2004) reports coefficients of determination between  $R^2 = 0.63$  and 0.68 to validate the stability index using aggregate stability tests. For the infiltration index, they report coefficients of determination between  $R^2 = 0.55$  and 0.80 when validating the infiltration index using saturated infiltration rates from disk permeameters. These suggest that the LFA infiltration and stability indices can perform well within the area where they were developed, but that in other locations outside Australia, they may not be strongly related with field measurements of infiltration and sediment production measured with rainfall simulation. Because surface condition has been used as an indicator of hydrological and erosional processes in semi-arid systems (Palmer et al., 2001), the LFA indicators should be used cautiously in terms of land management and monitoring. Further examination for adapting or modifying the LFA indicators is required to improve their application in the arid and semi-arid landscapes of central Mexico.

## **2.5 Conclusions**

The patterned landscapes formed by patches and inter-patches in the drylands studied here constitute source–sink systems where ecohydrological interactions occur at a detailed scale such as the patch level. Patches in the vegetation types studied comprise mainly shrubs, herbaceous plants and litter, but their proportions within the rainfall simulation plots play an important role in the retention of runoff and sediments. Densely vegetated patches have the lowest runoff and sediment production due to the high amount of litter and are the most effective resource retainers. As ground cover decreases, soil hydrological and erosional responses are less desirable from an ecohydrological point of view, and the smooth, uncovered surface of inter-patches may lead to high runoff and soil erosion. However, an

important feature of the vegetation types studied is the high proportion of rock fragments found on the soil surface, which appear to be associated with low runoff; further study of the effect of rock fragments on runoff and sediment production is needed to clarify their ecohydrological role. All vegetation types studied have similar ecohydrological properties at the landscape scale due to the interaction between the effectiveness of each patch type at retaining runoff and sediments and their proportion and landscape characteristics such as number and area of patches and inter-patch lengths. However, as the spatial distribution of patches is an important factor to be accounted for, explicit spatial models are being built in the study areas to characterize surface fluxes of runoff and sediment transport to improve our understanding of these source–sink systems. By integrating detailed-scale hydrological and erosional properties and landscape characteristics, restoration from an ecohydrological perspective may be made more successful through the establishment of functional patches in the landscape. Landscape function indicators such as the LFA infiltration and stability indices are useful for monitoring ecohydrological site condition; however, they do not have high reliability in the vegetation types studied, and therefore they should be used with caution. Other approaches should be developed to assess the impacts caused by the decline of dense vegetated patches that can result in high runoff, erosion and landscape dysfunction.

### **Capítulo 3. Evaluación de la conectividad hidrológica en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México**

#### **RESUMEN**

Los sistemas fuente–sumidero en zonas áridas y semi-áridas son sistemas donde las áreas con baja cobertura vegetal con respecto a parches de vegetación (inter-parches) funcionan como fuentes de producción de escorrentía, sedimentos y nutrientes que los parches retienen, actuando como sumideros. La configuración espacial de estas unidades hidrológicas y la conectividad de las fuentes de escorrentía son esenciales para evaluar la funcionalidad eco-hidrológica, que consiste en la capacidad de un sistema para retener recursos escasos como agua y sedimentos. Los objetivos de este trabajo fueron: (1) identificar los cambios espacio-temporales en la cobertura del suelo y (2) evaluar los cambios en la conectividad hidrológica en dos periodos de tiempo para dos zonas con actividad minera: Cerro de San Pedro (1970–2015) y Villa de la Paz (1983–2014). Los mapas de cobertura de suelo se obtuvieron a partir de parcelas de 2×2 m medidas en campo y se relacionaron con datos espectrales pancromáticos de fotografías aéreas e imágenes *WorldView 2*. Para cada zona de estudio se obtuvo una matriz de transición para conocer el cambio espacio-temporal de parches e inter-parches y de la conectividad hidrológica, evaluada con el índice de conectividad (IC) y el índice FlowLength para conocer los cambios de conectividad. Los resultados mostraron que la cobertura del suelo disminuyó en ambas áreas de estudio. Como consecuencia de esto, tanto la conectividad hidrológica como el promedio de la longitud de flujo medido aumentaron en ambas áreas de estudio. Los resultados pueden ser utilizados en la priorización de áreas para establecer medidas de conservación de suelo y agua orientadas a la reducción de la conectividad de las fuentes de escorrentía.

**Keywords:** cobertura de suelo, ecohidrología, escorrentía funcionamiento hidrológico

### **3.1 *Introducción***

Los ecosistemas áridos y semiáridos son sistemas generalmente organizados en mosaicos de dos fases, donde la cobertura de vegetación forma manchones dispersos que se intercalan en una matriz de baja cobertura (Valentin et al., 1999). Estos ecosistemas funcionan bajo el modelo ecológico de fuente–sumidero, donde las áreas con baja o nula cobertura vegetal (inter-parches) funcionan como fuentes de producción de escorrentía, sedimentos y nutrientes que son retenidos por parches con vegetación, que actúan como sumideros de estos recursos escasos (Ludwig y Tongway, 1995a; Puigdefábregas, 2005). Los parches y los inter-parches son unidades hidrológicas fundamentales en estos paisajes (Muñoz-Robles et al., 2011a; Reid et al., 1999), tanto su identificación como su configuración espacial son esenciales para describir procesos eco-hidrológicos (Muñoz-Robles et al., 2011b).

La distribución espacial de la cobertura del suelo es uno de los factores que influyen en la funcionalidad de los ecosistemas áridos y semiáridos, ya que modifica la redistribución de la escorrentía, la erosión y deposición del suelo (Ludwig et al., 2005; Neff et al., 2008). Así, el grado de organización espacial en los sistemas fuente–sumidero modifica su funcionalidad eco-hidrológica (i. e. la capacidad de un sistema para retener agua y nutrientes suficientes para regenerar y proveer servicios ecosistémicos), ya que las interacciones entre la vegetación, el suelo y los procesos hidrológicos en múltiples escalas tiene impactos en la calidad y en la cantidad del agua (Vose et al., 2011). Los procesos hidrológicos pueden evaluarse mediante modelos hidrológicos espacialmente distribuidos que permiten una aproximación precisa en términos cuantitativos, aunque no integran el carácter funcional de los ecosistemas, poseen una complejidad de cálculo alta y un número de variables de las que en muchas ocasiones no se cuenta con datos de la calidad y resolución suficientes (Merritt et al., 2003).



Dado que la dinámica hidrológica y de erosión difiere entre parches e inter-parches, la capacidad de retención puede evaluarse mediante índices que expresan las pérdidas de recursos escasos a escala de paisaje, como el *Directional Leakiness Index* (DLI) desarrollado por Ludwig et al. (2002), y que requiere datos espaciales de entrada como un modelo digital de elevaciones y un mapa de cobertura del suelo, aunque la salida del modelo no es espacial. Otro enfoque para evaluar el funcionamiento del paisaje es el LFA (*Landscape Function Analysis*), que es un procedimiento de monitorización que utiliza indicadores de campo que se adquieren de manera rápida, aunque los resultados tampoco tienen un carácter espacial (D. J. Tongway y Hindley, 2004).

Sin embargo, existen enfoques más simplificados que indican de manera indirecta las respuestas hidrológicas mediante el cálculo de la conectividad hidrológica, es decir, las rutas por donde fluyen potencialmente agua y sedimentos (Ali y Roy, 2010; Antoine et al., 2009; Borselli et al., 2008; Lane et al., 2009). La conectividad hidrológica está definida por la relación entre las características físicas de un área y su potencial para promover o impedir el transporte de agua y sedimentos desde las fuentes hacia las áreas de dispersión o sedimentación (Croke et al., 2005). Por otro lado, la conectividad de las áreas que producen escorrentía se refiere a las zonas fuente; es decir, las áreas de baja cobertura vegetal (i. e. inter-parches) que producen escorrentía, conectan los flujos y, por lo tanto, transfieren agua y sedimentos en la cuenca (Turnbull et al., 2008). En este sentido, la topografía es un parámetro fundamental para entender la dinámica de la conectividad hidrológica (Bracken y Croke, 2007; Turnbull et al., 2008; Wainwright et al., 2011), junto con las vías de flujo subsuperficial y la cobertura de suelo, es decir, hace una evaluación holística de varios elementos.

El estudio de la conectividad hidrológica ha tenido un crecimiento reciente, y se han desarrollado índices como el ICSL (*Integral Connectivity Scale Lengths*) de superficie donde la distancia promedio a través de la cual se conectan las zonas de húmedas por la distancias euclidianas y por

la distancias hidrológicas definidas por la macro topografía.(Ali y Roy, 2010); el *Network Index* que calcula el área de captación mínima efectiva a lo largo de la trayectoria de flujo (Lane et al., 2009); el índice de conectividad (IC) que combina las pendientes aguas arriba y aguas debajo de un punto de referencia específico para cuantificar la conectividad de sedimentos y está diseñado para representar la conectividad potencial entre las pendientes y los sumideros para el transporte de sedimentos (Borselli et al., 2008; Cavalli et al., 2013). A partir de este índice, Crema y Cavalli (2018) desarrollaron la herramienta de cómputo SedInConnect que permite evaluar la conectividad hidrológica (IC) de escorrentía y sedimento. Por otra parte, el programa Flowlength, es un índice que calcula la longitud promedio de las áreas que producen escorrentía tomando en cuenta la estructura fuente-sumidero obtenida de mapas de parches e inter-parches y de la pendiente del terreno (A. G. Mayor et al., 2008).

El conocimiento de la conectividad hidrológica permite evaluar la funcionalidad ecohidrológica, la distribución de las unidades de paisaje en las zonas funcionales de la cuenca y su potencial para la obtención de servicios ambientales hidrológicos como la recarga de agua, así como su fragilidad intrínseca y su vulnerabilidad ante la presión antropogénica (Cotler y Priego, 2007).

En este trabajo se analizaron los cambios en el funcionamiento hidrológico en dos periodos de tiempo para dos zonas de estudio con actividad minera: Cerro de San Pedro, con minería a cielo abierto, con periodos de análisis previo y posterior al tajo, y Villa de la Paz, con minería subterránea con un periodo de alrededor de 30 años. Los objetivos de este trabajo fueron: (1) identificar los cambios espacio-temporales en la cobertura del suelo y (2) evaluar los cambios espaciales y temporales de la conectividad hidrológica usando el índice de conectividad IC y FlowLength en ambas zonas de estudio. Se esperaba un funcionamiento hidrológico más deseable (e. g. menor pérdida de escorrentía y sedimentos) en las fechas más antiguas y que suponen un menor impacto

por la minería, es decir, se esperaba un funcionamiento más deseable en 1970 que en 2015 en Cerro de San Pedro, y más deseable en 1983 que en 2014 para Villa de la Paz.

## **3.2 *Materiales y métodos***

### **3.2.1 Área de estudio**

El estudio fue realizado en dos áreas con actividad minera. La primera, Villa de la Paz, comprende una extensión de 26.24 km<sup>2</sup> en donde se desarrolla minería subterránea (Figura 7). Las pendientes varían de 0° en la parte este a 74° al oeste. La elevación varía de 1,653 a 2,620 msnm. La mayor parte de la subcuenca analizada tiene afloramientos de rocas calcáreas del cretáceo superior y en la parte más baja existen sedimentos del cuaternario que consisten principalmente de limos calcáreos y arcillas (Barboza-Gudiño et al., 2004). Esta zona tiene clima seco templado (BS<sub>0</sub>kw (x')) según la clasificación de Köppen modificada por García (1973b), con una temperatura media anual que oscila entre 16°C y 18°C, y una precipitación anual de 486 mm. El tipo de suelo predominante es xerosol calcáreo, y una pequeña porción de la parte occidental es leptosol, ambos de textura media. Los tipos de vegetación son matorral desértico rosetófilo y matorral desértico micrófilo; el uso de la tierra es agrícola de secano, pecuario, con pastoreo extensivo y la minería (INEGI, 2002).

La segunda área de estudio, Cerro de San Pedro, tiene una extensión de 32.96 km<sup>2</sup> y se practica la minería a cielo abierto (Figura 7). Las pendientes del terreno varían de 0° a 74°. La elevación oscila entre los 1,839 y los 2,359 msnm. La porción alta y media está constituida por rocas calcáreas del Cretácico, en la parte baja de la cuenca se identifican rocas volcánicas del Terciario y afloran además en la zona de piedemonte conglomerados polimícticos del Mioceno-Plioceno, mientras que en la porción más baja de la cuenca y a lo largo de las principales cauces, se identifican sedimentos aluviales, coluvión y sedimentos de relleno de fosa tectónica (Labarthe-Hernández y Tristán-

González, 1978; Labarthe-Hernández et al., 1982; SGM, 2002). El clima es seco templado (BS<sub>0</sub>kw) según la clasificación de Köppen modificada por García (1973b), con una temperatura media anual de 16.8°C y una precipitación anual de 304.5 mm. El tipo de suelo dominante es el leptosol eútrico, y en la parte baja de la subcuenca consiste en planosol mólico y xerosol háplico; de textura media. El tipo de vegetación es principalmente matorral desértico rosetófilo, seguido en área por matorral crasicaule y matorral desértico micrófilo y el uso de suelo es de pastoreo extensivo y minería (INEGI, 2002).

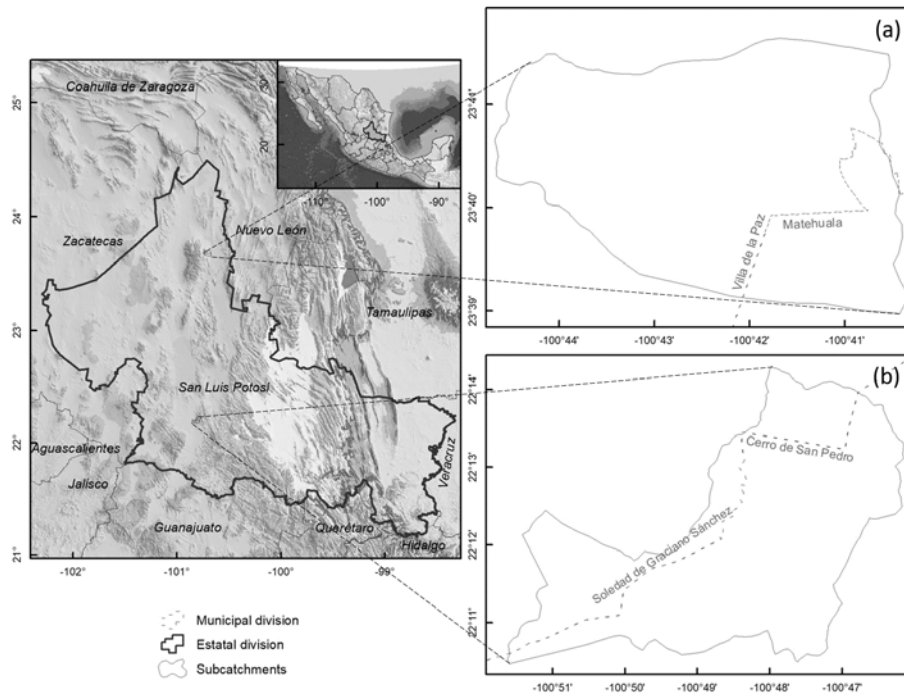


Figura 7. Área de estudio (a) Villa de la Paz; (b) Cerro de San Pedro.

### 3.2.2 Modelos digitales de elevación

Debido a la disponibilidad de información y que no se hizo una comparación entre zonas de estudio sino en dos temporalidades para cada zona, se utilizaron modelos digitales de elevación (MDE) con dos resoluciones espaciales diferentes para cada zona de estudio con la finalidad de sacar el

máximo provecho de los datos con mayor resolución espacial. Los MDE fueron extraídos del conjunto de datos de INEGI (2017) y ALOS PALSAR (ASF DAAC, 2015) con una resolución de 5 m para Cerro de San Pedro y 12.5 m para Villa de la Paz. Se realizó la adecuación de los MDE para eliminar las elevaciones y rellenar depresiones con la herramienta Pit Remove de TauDEM 5.3 para obtener modelos aptos para su uso en la estimación de la acumulación de flujo requerida en los índices de conectividad hidrológica.

### **3.2.3 Procesamiento de imágenes de satélite y fotografías aéreas**

Para estimar la distribución espacial de la cobertura del suelo se usaron imágenes de satélite WorldView 2 para las dos fechas recientes y ortofotos para las dos fechas más antiguas. Las imágenes de satélite se adquirieron en formato de archivo TIFF y sin correcciones radiométricas ni atmosféricas. La imagen de Cerro de San Pedro fue tomada el 25 de febrero de 2015 (número de orden: 054873271010) y la de Villa de la Paz el 14 de noviembre de 2014 (número de orden: 054873271020). Ambas imágenes contenían cuatro bandas espectrales: una pancromática (0.5 m de resolución espacial) y ocho multiespectrales (2.0 m de resolución espacial) (Digital Globe, 2015). Las imágenes de satélite fueron corregidas geométricamente usando un promedio de 84 puntos de control por imagen, y logrando un error de posición (RMS) < 0.36 m. Las correcciones radiométrica y atmosférica de las imágenes se realizaron para minimizar los errores ocasionados por los efectos de la atmósfera usando el modelo ATCOR 3. Los parámetros para realizar dichas correcciones fueron obtenidos del archivo de metadatos de las imágenes (\*.imd) y se utilizó un modelo digital de elevaciones para extraer los datos de altitud. Todas las correcciones a las imágenes Worldview 2 fueron realizadas en el programa PCI Geomatica 2012 (Geomatica, 2012).

La información histórica de mayor antigüedad disponible para este estudio fueron 21 fotografías aéreas de julio de 1970 para Cerro de San Pedro y una de junio de 1983 para Villa de la Paz. Se realizó una orto-rectificación en el programa ILWIS 3.3 Academic usando las fotografías en formato digital (escaneadas a una resolución de 600 dpi), y empleando la distancia focal y las marcas fiduciales para el registro de las fotografías.

Tanto las imágenes de satélite como las ortofotos fueron referidas a la proyección Universal Transverse Mercator (WGS84 Zona 14N). Para los fines de este estudio, únicamente se usaron las bandas pancromáticas de las imágenes Worldview 2, y se normalizaron usando el método histogram matching con el fin de hacer las tonalidades de grises comparables con las ortofotos.

#### **3.2.4 Mapas de cobertura superficial del suelo**

Los mapas de cobertura del suelo se realizaron a partir de la banda pancromática de las imágenes de satélite y las ortofotos. Para todas las imágenes se definió un tamaño de pixel a 1 m para estandarizar la resolución espacial de toda la información. Se realizó trabajo de campo en marzo de 2016 para estimar el porcentaje de cobertura superficial del suelo, que incluyó la proporción de plantas, hojarasca, costra biológica y fragmentos de roca. Esta cobertura fue estimada de manera visual en 100 parcelas de 2×2 m que fueron georreferenciadas con GPS diferencial con un error ~ 1 m para asegurar la correspondencia con las imágenes de satélite WorldView 2.

Se seleccionó aleatoriamente el 75% de las parcelas de medición para la calibración del modelo de cobertura y el 25% restante fue utilizado para validación. Los valores de las tonalidades de las imágenes pancromáticas Worldview 2 en fueron extraídos usando estadísticas de zona en ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014) y con éstos se generó un modelo de regresión lineal para estimar la cobertura superficial del suelo en cada zona de estudio. Este modelo cumplió con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza de los residuales y se aplicó en ArcMap 10.3 (ESRI, 2014) para

generar un mapa continuo de la cobertura superficial de suelo. En virtud de que los valores radiométricos de las imágenes WorldView 2 y las ortofotos habían sido estandarizados mediante el proceso histogram matching, el modelo de regresión fue aplicado a las ortofotos para realizar los respectivos mapas de cobertura superficial del suelo.

Para la validación de los mapas de cobertura superficial del suelo de las fechas más recientes (imágenes WorldView 2), se extrajo el porcentaje de la cobertura superficial del suelo para cada parcela del conjunto de datos para validación y se comparó con el porcentaje de cobertura medido en campo en esas parcelas para calcular el error RMSE resultante de los valores observados y los estimados y determinar el error promedio de predicción.

La cobertura superficial se dividió en cuatro categorías: (1) área de mina, (2) inter-parches, con < 30% de cobertura, (3) parches de cobertura media, entre 30% y 60% y (4) parches densos con cobertura >60% (los detalles de esta clasificación pueden consultarse en (Barbosa-Briones et al., 2019). Esta clasificación permitió identificar de manera visual la función de los parches densos que son los que muestran evidencia de retención de recursos, son permanentes en el tiempo y son una obstrucción para la escorrentía; los parches de cobertura media muestran una disminución en estas características y representan una condición intermedia entre los parches densos y los inter-parches, que no exhiben evidencia de retención, permanencia ni obstrucción de la escorrentía.

### **3.2.5 Cambios espacio - temporales en la cubierta de parches e inter-parches**

El análisis temporal de la dinámica de cambios ocurridos en la cubierta de parches e inter-parches para el área de Cerro de San Pedro y Villa de la Paz se llevó a cabo mediante la sobreposición de los mapas de parches e inter-parches y la construcción de una matriz de cambio. Esta última se elaboró con IDRISI (Clark Labs, 2012), con base en los datos correspondientes a las coberturas de suelo de 1970 y 2015 para Cerro de San Pedro y 1983 y 2014 para Villa de la Paz, en la que se

identificaron los cambios de una cubierta a otra (pérdidas y ganancias). La diagonal principal de la matriz de cambio representa el área persistente de cada una de las categorías.

### **3.2.6 Características de la superficie del suelo y simulaciones de lluvia**

Se realizó un total de 120 simulaciones de lluvia para medir la escorrentía y la producción total de sedimentos utilizando un simulador de lluvia tipo Cornell Sprinkle Infiltrometer (Ogden et al., 1997) en parcelas circulares de 457.3 cm<sup>2</sup>. El simulador de lluvia fue calibrado para aplicar un promedio de lluvia de 76.54 mm h<sup>-1</sup> durante 30 min. Esta tasa y duración se asemejan a los eventos naturales de tormenta con un período de retorno de 10 años en las áreas de estudio (SCT, 2015). Durante cada simulación, se registró el tiempo del comienzo de la escorrentía y se extrajo y se midió su volumen cada minuto hasta el final de la simulación. El promedio de escorrentía se calculó para cada simulación y se expresó en coeficiente de escorrentía (%), es decir, la relación lluvia-escorrentía. El coeficiente de escorrentía se usó para calcular el factor W del índice de conectividad que se describe posteriormente. A partir de las muestras de escorrentía se tomó una submuestra de ≈50 ml por cada parcela, en el laboratorio, se pesaron y se secaron en un horno a 105 °C durante 48 h y se volvieron a pesar para obtener la producción total de sedimentos (g m<sup>-2</sup>), y a partir de aquí se obtuvo el coeficiente de producción de sedimentos para el índice de conectividad. Para más detalle de las simulaciones de lluvia realizadas consultar en (Barbosa-Briones et al., 2019).

### **3.2.7 Evaluación de la conectividad hidrológica**

La conectividad hidrológica indica la pérdida de recursos como agua y sedimentos de un sistema; cuanto mayor es la conectividad de áreas que producen escorrentía mayor es la pérdida de estos recursos. La conectividad hidrológica se midió con dos métodos, el índice de conectividad (IC) y



Flowlength, que fueron aplicados en cada área y comparados entre las dos fechas para cada zona de estudio.

### 3.2.7.1 Índice de Conectividad (IC)

En el primer método se usó la herramienta SedInConnect 2.3 desarrollada por Crema y Cavalli (2018) para obtener el índice de conectividad (IC), el cual se deriva del enfoque de Borselli et al. (2008) modificado por Crema y Cavalli (2018). El que el IC es la relación entre las características de la pendiente ascendente y las de la pendiente descendente desde un punto de referencia. Los valores del IC se definen en el rango de  $-\infty$  a  $+\infty$ , y la conectividad aumenta para valores de IC más grandes, es decir, una mayor capacidad de la cubierta del suelo para generar escorrentía:

$$IC = \log_{10} \left( \frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

Donde:  $D_{up} = \bar{W} \bar{S} \sqrt{A}$ , y  $\bar{W}$  es el promedio del factor de ponderación del área de contribución a la pendiente ascendente,  $\bar{S}$  es el promedio del gradiente de la pendiente del área de contribución a la pendiente ascendente (m/m) y  $A$  es el área que contribuye a la pendiente ascendente ( $m^2$ ). El componente de la pendiente descendente ( $D_{dn}$ ) considera la longitud de la trayectoria del flujo (modificada por un factor de ponderación) que una partícula debe recorrer para llegar al objetivo o sumidero más cercano, y se expresa como  $D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{W_i S_i}$ , donde  $d_i$  es la longitud del recorrido del flujo a lo largo de la celda  $i$  según la dirección más inclinada hacia abajo (m), calculada con el algoritmo de infinito D de ,  $W_i$  y  $S_i$  son el factor de ponderación y el gradiente de pendiente de la celda  $i$ , respectivamente (Crema y Cavalli, 2018).

El programa SedInConnect estima el área de contribución ( $A$ ) utilizando el algoritmo multiple flow D-infinity desarrollado por Tarboton (2015a). El factor de ponderación  $W$  en este estudio

representa la capacidad de la cobertura del suelo generar escorrentía y sedimento para mejorar o reducir la conectividad. Los valores van desde 0.001 a 1. Las áreas con mayor cobertura de suelo generan menor escorrentía y sedimento y tienen valores más bajos que los que no tienen menor cobertura de suelo. El programa SedInConnect se corrió dos veces por cada área y fecha de estudio, la primera con una ponderación  $W$  representado por el coeficiente de escorrentía y la segunda, usando como factor de ponderación la producción total de sedimentos. Ambos factores de ponderación fueron calculados con las simulaciones de lluvia para cada condición de cobertura (i. e. parche denso, parche de cobertura media e inter-parche).

#### 3.2.7.2 *Flowlength*

Flowlength es una herramienta para evaluar las pérdidas potenciales de agua y suelo en zonas áridas. Se basa en el supuesto de que la mayoría de las áreas de suelo desnudo funcionan como fuentes de escorrentía y sedimentos, que son retenidos por parches de vegetación y sumideros topográficos, como microdepresiones superficiales (A. G. Mayor et al., 2008).

Flowlength se obtiene a partir del algoritmo desarrollado por A. G. Mayor et al. (2008), que calcula la longitud potencial de la ruta de escorrentía de cada celda en un mapa binario con píxeles de suelo desnudo clasificados como fuentes de escorrentía y píxeles de vegetación clasificados como sumideros de escorrentía. Los recorridos de flujo se definen utilizando un algoritmo de dirección única de flujo (Single Flow Direction - SFD) (O'Callaghan y Mark, 1984), considerando la dirección de descenso del nivel determinada a partir de un modelo digital de elevaciones. A diferencia de los parches de vegetación, los sumideros topográficos no se identifican inicialmente en el mapa final. En su lugar, el algoritmo finaliza la ruta de flujo cuando alcanza un píxel con todos los píxeles adyacentes ya sea de mayor elevación o ya visitados por esa ruta. Por lo tanto, el

camino está restringido de modo que solo puede avanzar cuesta abajo de píxel a píxel, a lo largo de la dirección cardinal o diagonal, a través del píxel de descenso más inclinado, hasta que alcanza un parche de vegetación, una microdepresión de superficie, o fluye fuera del área de interés.

Para determinar el porcentaje de cobertura superficial del suelo a partir del cual se produce escorrentía y que representan las fuentes que potencialmente están conectadas, se realizó una regresión no paramétrica spline con 4 grados de libertad utilizando los datos de las 120 simulaciones de lluvia. Con el valor obtenido en el proceso anterior se realizó el mapa binario de las fuentes de escorrentía (inter-parches) y sumideros (parches que no producen escorrentía), usado para calcular la conectividad con Flowlength.

### **3.2.8 Cambios y patrones espaciales de la conectividad hidrológica**

Para la evaluación de los cambios en la conectividad hidrológica dentro de cada zona de estudio, se distribuyeron aleatoriamente 100 sitios circulares con un radio de 5 m en los mapas de cada índice de conectividad, para las que se extrajo el valor del índice de IC y de Flowlength con estadísticas de zona en ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014). Dada la normalidad de los datos, se realizaron pruebas de T para muestras pareadas para detectar diferencias en la conectividad hidrológica entre las fechas de estudio dentro de cada zona. Para examinar la similitud de los patrones espaciales de la conectividad hidrológica, se realizó una correlación entre los dos índices para las dos fechas y para cada zona de estudio. Todos los análisis estadísticos fueron realizados en R versión 3.4.3 (R Development Core Team, 2017).

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Cartografía de la cobertura superficial del suelo y cambios espacio-temporales

Los modelos de regresión para generar los mapas de cobertura superficial del suelo fueron significativos y con errores de estimación menores al 15% (Tabla 7).

Tabla 7. Modelos de regresión para la generación de los mapas de cobertura superficial del suelo.

Área de estudio	Ecuación del modelo	R <sup>2</sup> ajustada	Valor P	RMSE de validación
Cerro de San Pedro	Cob = -0.466 Pan + 106.24	0.85	<0.0001	14.67
Villa de la Paz	Cob = -0.388 Pan + 100.53	0.89	<0.0001	12.86

Cob = Cobertura de suelo. Pan = Imagen pancromática de satélite y/o fotografía aérea.

La cubierta de parches e inter-parches cambió en las dos zonas de estudio (Figura 8). Para la zona de Cerro de San Pedro, en la categoría del área de mina hubo un cambio evidente por tratarse de minería a cielo abierto; en 1970 ocupó un área de 0.04 % y en 2015 el 12.92 %. Además, hubo una notoria disminución de parches densos, principalmente en la parte norte y oeste de la zona, que para 1970 cubrían el 23.28 % y en el 2015 el 13.41 % del total de la zona. Los parches de cobertura media tuvieron un ligero aumento (de 59.92 % en 1970 a 60.96 % en 2015) principalmente en el centro y norte de la zona de Cerro de San Pedro.

En el caso de Villa de la Paz, también hubo un aumento en el área de mina (de 1.89% en 1983 a 5.31% en 2014); sin embargo, el cambio fue menor (a diferencia de Cerro de San Pedro) debido a que en esta zona se trata de minería subterránea. Los parches densos disminuyeron un 4 % de la superficie total, en 1983 cubrían un 15.47 % principalmente al este y en 2014 cubrían un 11.57 %. Los parches de cobertura media aumentaron de 57.40 % en 1983 a 59.97 % en 2014, mientras que los inter-parches disminuyeron de 25.23 % en 1983 a 23.15 % en 2014.

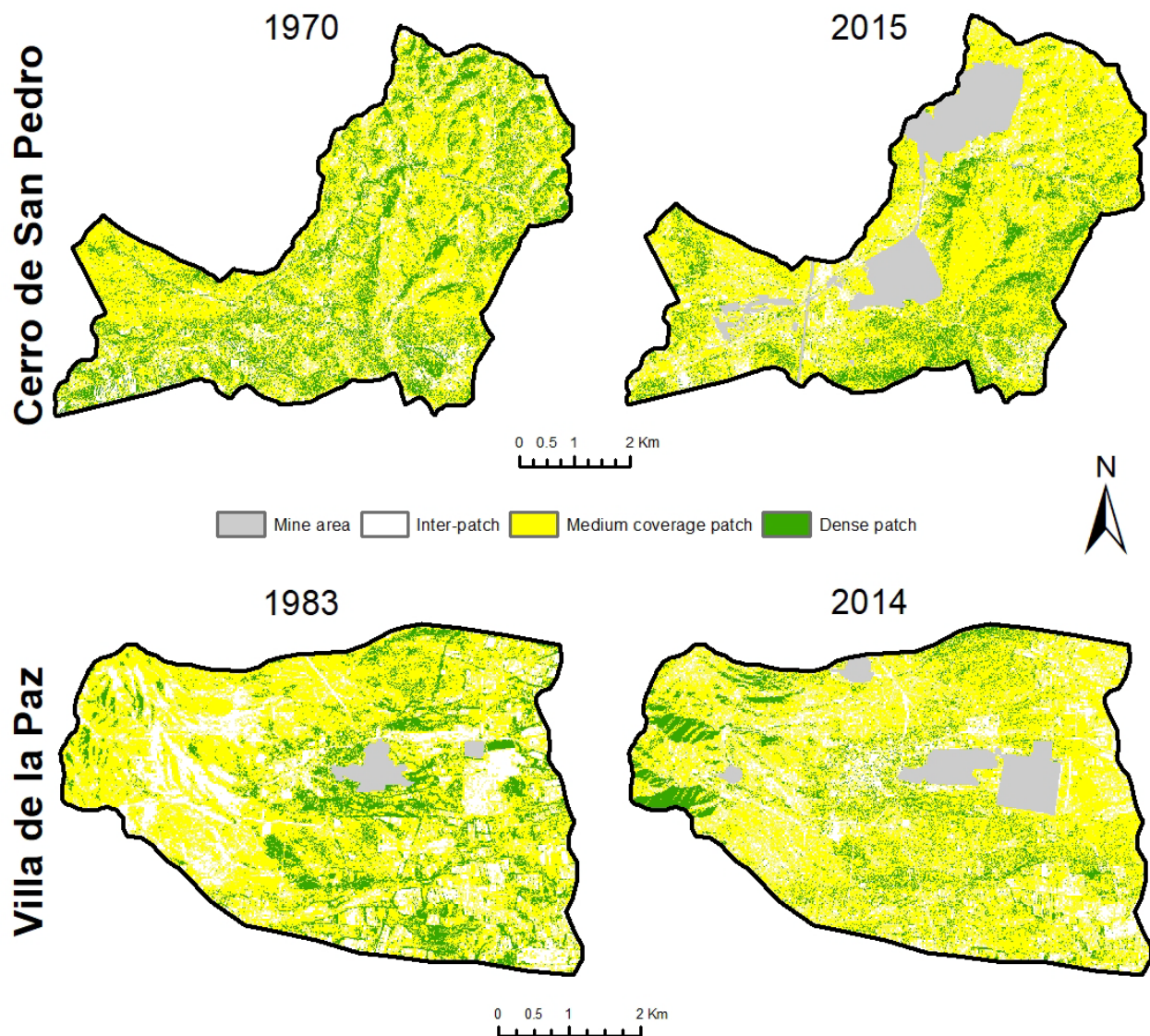


Figura 8. Cubierta de parches e inter-parches para los periodos y zonas de estudio.

Los cambios en la cubierta de parches e inter-parches para Cerro de San Pedro (1970 y 2015) y Villa de la Paz (1983 y 2014) se muestran en las matrices de detección de cambios de dirección y magnitud (Tabla 8).

Para Cerro de San Pedro el área ocupada por la categoría de mina en 1970 fue de 0.01 km<sup>2</sup> y aumentó a 4.26 km<sup>2</sup> en 2015 a expensas de parches de cobertura media y en pequeña proporción

de inter-parches y parches densos. La cubierta con parches de cobertura media aumentó 0.35 km<sup>2</sup> de lo que anteriormente eran parches densos e inter-parches, mientras que la cubierta de inter-parches disminuyó 1.34 km<sup>2</sup>; estas cubiertas se convirtieron en parches densos y de cobertura media, principalmente, y en menor proporción en área de mina. Los parches densos disminuyeron 3.25 km<sup>2</sup> y esta área pasó a formar parches de cobertura media.

En Villa de la Paz, la superficie que ocupó la mina en 1983 fue de 0.50 km<sup>2</sup> y para 2014 fue de 1.40 km<sup>2</sup>, con lo que se perdieron parches de cobertura media e inter-parches, principalmente. Los parches de cobertura media tuvieron un aumento de 0.68 km<sup>2</sup> de 1983 a 2014, con lo que se redujo la cubierta de parches densos y de cobertura media. La cubierta de inter-parches y de parches densos disminuyó de 1983 a 2014, 0.55 km<sup>2</sup> y 1.03 km<sup>2</sup>, respectivamente, y ambas cubiertas pasaron a formar parte de la cubierta de parches de cobertura media, principalmente.

Tabla 8. Matriz de cambios de la proporción (%) del área total de las zonas de estudio para las cubiertas de parches, inter-parches y área de mina.

			2015				
			<i>Cobertura del suelo Parche/inter-parche</i>				
			AM	IP	IM	P	
a	Cerro de San Pedro	1970	AM	0.01	0.01	0.01	0.00
			IP	2.20	3.41	9.57	1.60
			IM	7.89	6.91	37.86	7.25
			P	2.82	2.38	13.52	4.56
			2014				
b	Villa de la Paz	1983	AM	1.49	0.20	0.18	0.03
			IP	1.29	10.19	12.33	1.43
			IM	1.98	11.14	37.38	6.90
			P	0.55	1.63	10.08	3.21

Área de mina (AM), inter-parche (IP), parches de cobertura media (IM) y parches densos (P). Las celdas en color gris representan el área de cobertura de suelo que no presentó cambio de categoría.

### 3.3.2 Conectividad hidrológica

#### 3.3.2.1 Índice de Conectividad (IC)

##### 3.3.2.1.1 Cerro de San Pedro

El índice de conectividad IC en Cerro de San Pedro fue mayor en 2015 que en 1970 ( $P < 0.05$ ; Figura 9). Los valores más altos del IC para 1970 se localizaron en la parte media-alta de la cuenca y cerca de las corrientes de agua; en general, los valores de IC fueron medio-bajos y bajos en esta fecha. Para el 2015, los valores más altos del IC estuvieron en las partes altas de la cuenca y cerca de las carreteras y ríos; los valores de IC oscilaron entre medio-altos a altos.

La conectividad de sedimentos en Cerro de San Pedro fue más alta en 2015 que en 1970 ( $P < 0.05$ ; Figura 10). Los valores altos de conectividad de sedimentos se presentaron principalmente en la

parte alta de la cuenca y cerca de las corrientes de agua, mientras que valores bajos de conectividad de sedimentos se localizaron en la parte baja de la cuenca.

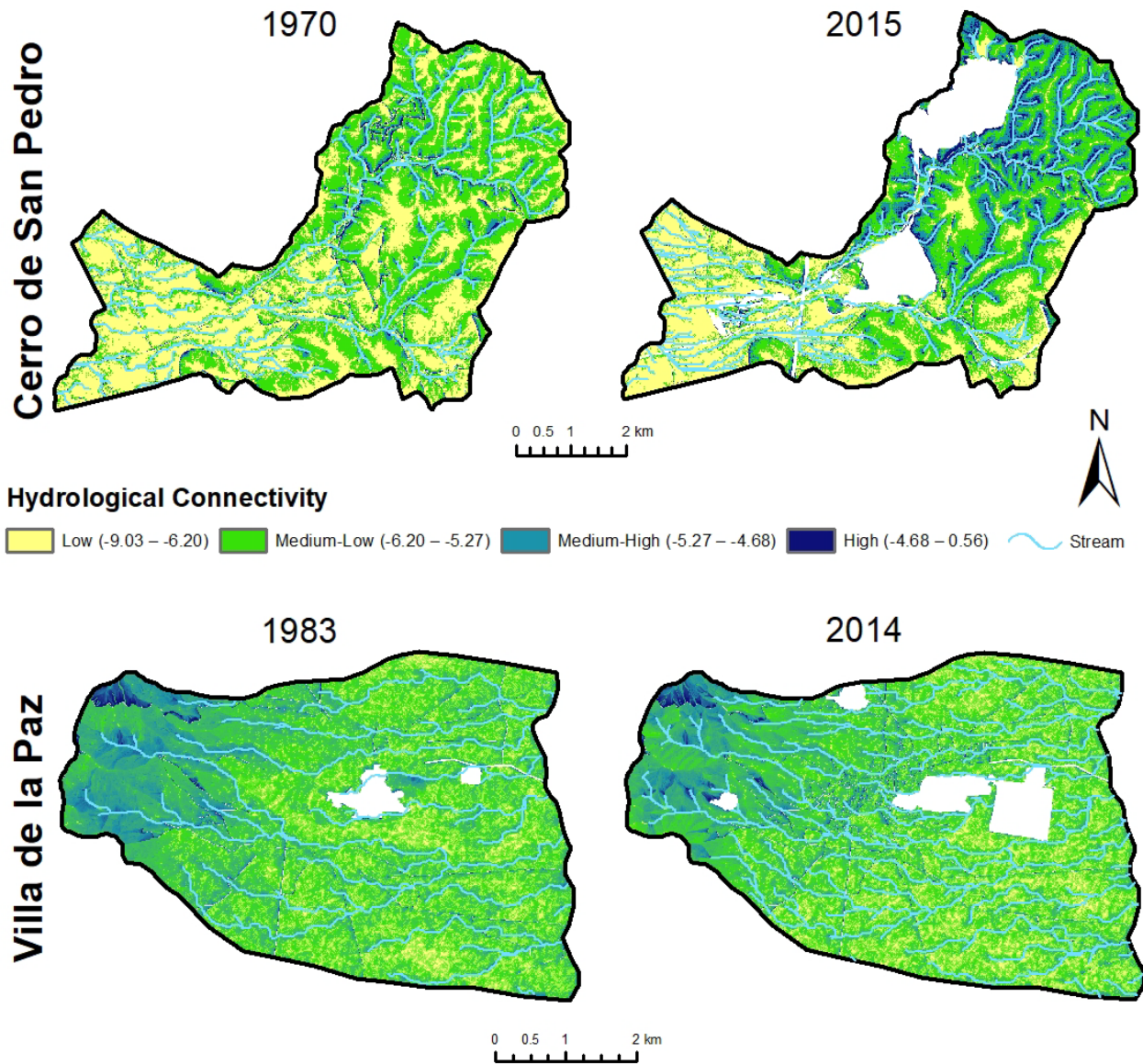


Figura 9. Índice de conectividad hidrológica (IC) para la zona de Cerro de San Pedro, en 1970 y 2015 y para Villa de la Paz, en 1983 y 2014.



#### 3.3.2.1.2 Villa de la Paz

La conectividad hidrológica en de la Paz fue mayor en 2014 que en 1983 ( $P < 0.05$ ; Figura 9). Tanto para 1983 como para 2014, los valores más altos del IC ocuparon solo una superficie mínima en la parte oeste de la cuenca alta y los valores bajos se localizan en la parte sureste de la cuenca.

La conectividad de sedimentos fue mayor en 2014 que en 1983 ( $P < 0.05$ ; Figura 10). Los valores más altos de conectividad de sedimentos se encontraron en la parte alta de la cuenca en 1983 y 2014. Además, para 2014 se presentaron valores altos y medio-altos en la parte centro-oeste de la cuenca. Los valores más bajos se presentan en 1983 en la parte central y baja de la cuenca.

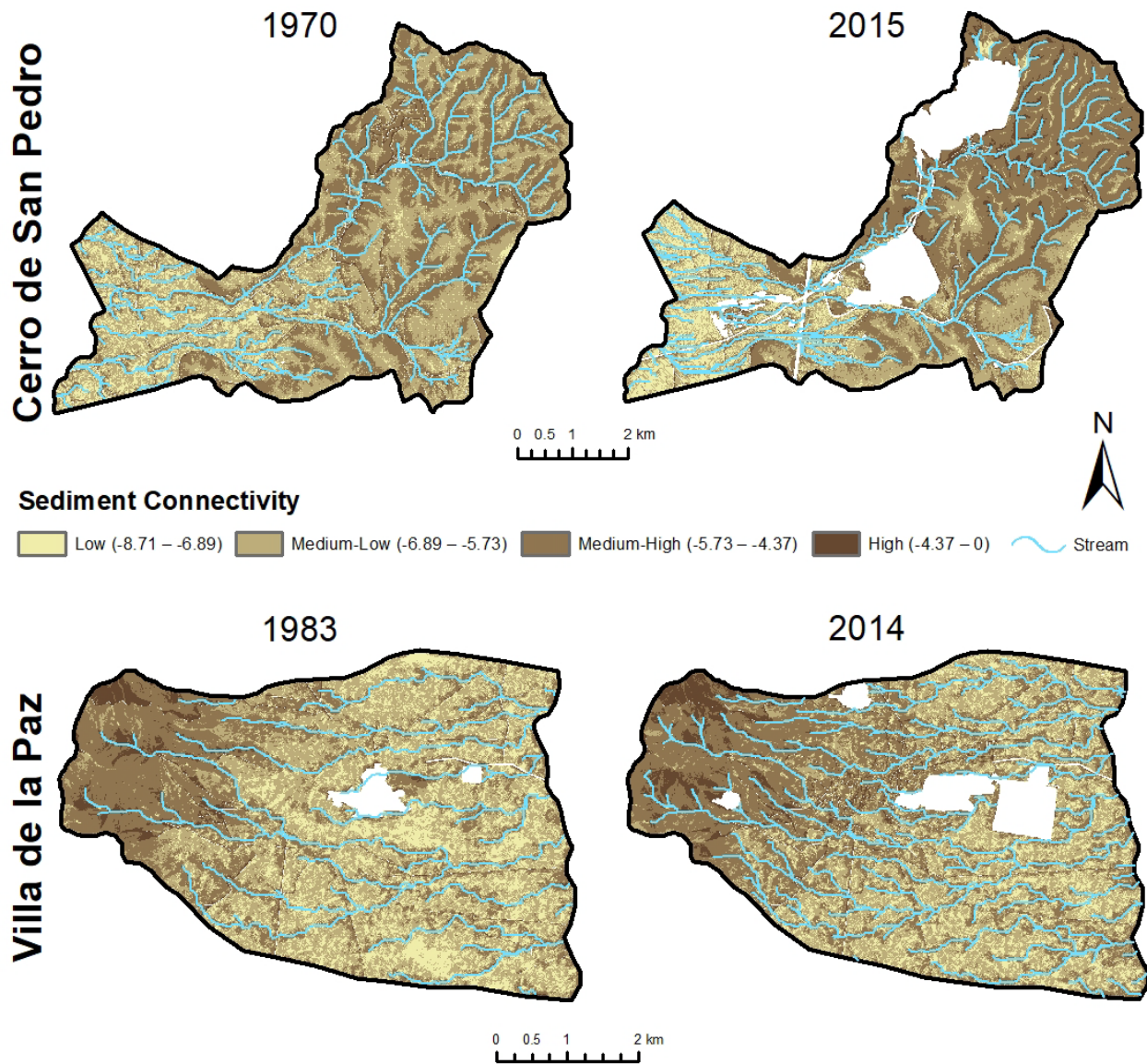


Figura 10. Índice de conectividad de la producción total de sedimentos para la zona de Cerro de San Pedro de 1970 y 2015 y para Villa de la Paz de 1983 y 2014.

### 3.3.2.2 Flowlength

El resultado de la regresión no paramétrica para determinar el porcentaje de cobertura del suelo a partir del cual no se produce escorrentía fue de 75%, determinado por el valor inferior del intervalo de confianza de la curva spline ( $P < 0.001$ ; Figura 11). Por lo tanto, las áreas con cobertura de suelo

<75% se consideraron como fuentes de escorrentía y las áreas con cobertura de suelo  $\geq 75\%$  fueron sumideros, es decir, áreas que interrumpen u obstruyen el flujo de la escorrentía.

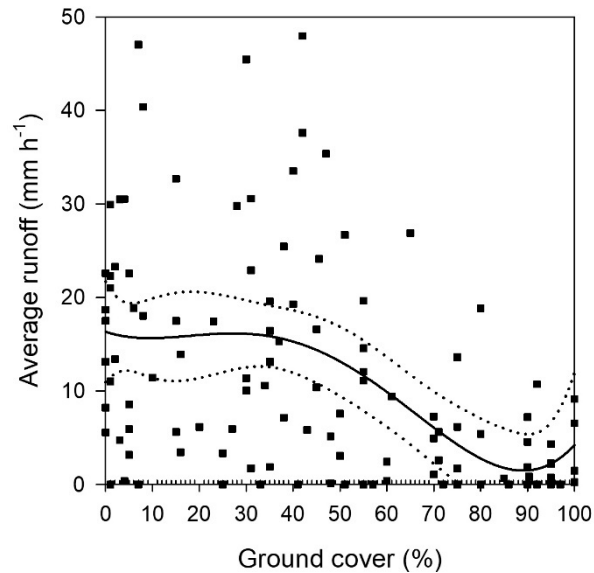


Figura 11. Promedio de escorrentía en función de la cobertura superficial del suelo. La regresión no paramétrica spline fue significativa ( $P < 0.001$ ). Las líneas punteadas representan intervalos de confianza al 95%.

### 3.3.2.2.1 Cerro de San Pedro

Los resultados de medir la conectividad de las fuentes de escorrentía con Flowlength indicaron diferencias significativas entre las diferentes fechas de estudio ( $P < 0.05$ ; Tabla 9).

Tabla 9. Promedio de la longitud de flujo resultado de la ejecución de FlowLength.

Área de estudio	Año	Promedio de longitud de flujo (m)
Cerro de San Pedro	1970	66.74
	2015	133.33
Villa de la Paz	1983	55.12
	2014	61.42

La cobertura de suelo en 1970 tuvo la menor longitud promedio de las fuentes de escorrentía; esta conectividad aumentó el doble para 2015 (Figura 12).

#### 3.3.2.2.2 Villa de la Paz

La medición de la conectividad de las fuentes de escorrentía con Flowlength indicó diferencias significativas entre las diferentes fechas de estudio ( $P < 0.05$ ; Tabla 9). La conectividad promedio de las fuentes de escorrentía fue menor en 1983, y aumentó 18% para 2014 (Figura 12).

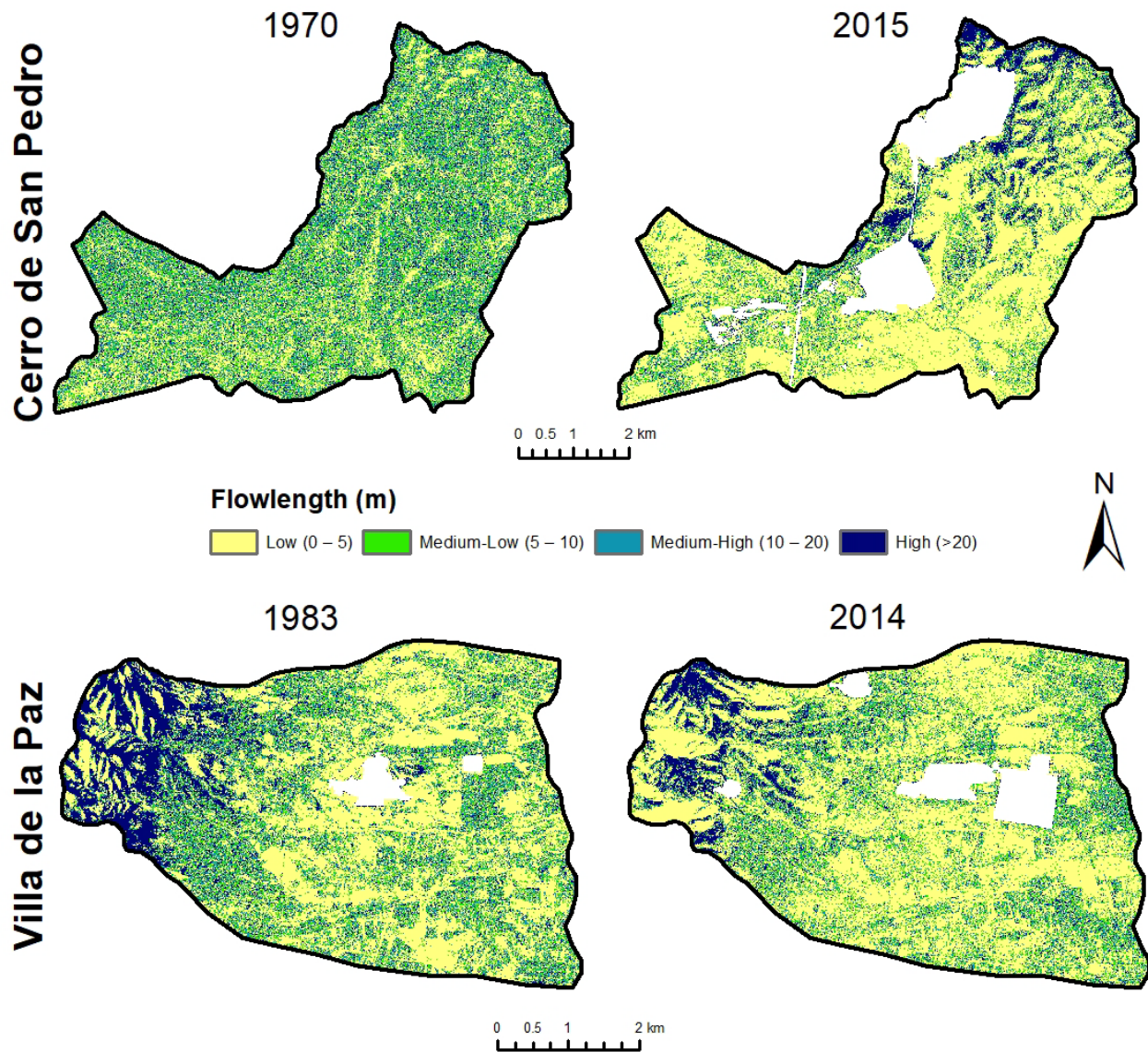


Figura 12. Conectividad promedio de la longitud de flujo (m) usando Flowlength.

### 3.3.2.3 Correlación entre el índice de conectividad (IC) y Flowlength

Se encontraron correlaciones significativas entre el índice de conectividad (IC) y Flowlength para los diferentes años dentro de cada zona de estudio ( $P \leq 0.05$ ; Tabla 10). Los valores del coeficiente de correlación de Pearson oscilaron entre 0.34 y 0.61; visualmente, esta correlación espacial se puede observar en los mapas resultado de cada uno de los índices, lo que indica que en algunos

casos los valores de conectividad calculados por los dos índices de conectividad fueron similares (Figura 9 y Figura 12).

Tabla 10. Correlaciones entre el índice de conectividad (IC) y Flowlength (P<0.05).

Área de estudio	Año	Coefficiente de correlación
Cerro de San Pedro	1970	0.40
	2015	0.34
Villa de la Paz	1983	0.35
	2014	0.61

### 3.4 *Discusión*

#### 3.4.1 **Cambio espacio-temporal de parches e inter-parches**

Los errores de estimación para estimar el mapa del porcentaje de la cobertura del suelo de las zonas y fechas de estudio fueron aceptables. Estos resultados coinciden con otros hechos con imágenes de satélite de alta resolución tales como QuickBird para cartografiar la cobertura del suelo (Muñoz-Robles et al., 2011b) con un resultado de 0.69 y 0.78 en  $R^2$  en distintos tipos de vegetación con la banda roja y Kompsat2 para mapear la costra biológica del suelo con una  $R^2$  de 0.87 y 0.84 (Beaugendre et al., 2017). Es probable que los mapas de cobertura superficial del suelo puedan mejorarse si se usara una banda de infrarrojo, como en el caso de Muñoz-Robles et al. (2011b); sin embargo, en este caso no fue posible porque los datos espectrales de las fotografías aéreas pancromáticas de las fotografías aéreas no eran comparables con los datos multiespectrales de las imágenes de satélite utilizadas.

Los resultados de los mapas de la cobertura de suelo muestran que existía mayor cubierta de parches de vegetación para los años 1970 y 1983 que para 2015 y 2014 (Cerro de San Pedro y Villa de la Paz, respectivamente). La disminución de la cobertura está relacionada a la práctica de la minería y el pastoreo extensivo en las zonas de estudio, mientras que en casos donde la vegetación

se encuentra bajo conservación, la cobertura es más alta (McDonald et al., 2018). En Cerro de San Pedro se practica la minería a cielo abierto, este tipo de minería ocasiona grandes impactos ambientales, entre ellos la remoción y eliminación de la cobertura vegetal y en Villa de la Paz se realiza minería subterránea que, si bien ocasiona alteraciones en el ambiente, sus efectos son menos notorios en la superficie del suelo.

Los cambios en la cubierta de parches densos en Cerro de San Pedro (1970-2015) se redujo prácticamente la mitad y los inter-parches disminuyeron 4 % y pasaron a la categoría de área de mina. En Villa de la Paz (1983-2014) los parches densos disminuyeron 3.9 % y los inter-parches un 2.08 %; contrario a los parches de cobertura media y el área de mina que tuvieron un aumento (2.57 % y 3.42 %, respectivamente). El área de mina tomó terreno principalmente de parches densos e inter-parches. En el periodo de estudio y en ambas zonas, los parches de vegetación cambiaron a inter-parches, lo que reduce la retención de recursos, ya que los parches densos tienen características favorables para obstruir y capturar el agua y los sedimentos (Good et al., 2013; Muñoz-Robles et al., 2011a). La mayoría de los cambios detectados podría describirse más precisamente como cambios a largo plazo de un tipo de cubierta por otro (Olang et al., 2011), o bien, un reemplazo permanente ocasionado por la minería.

Actualmente se ha desarrollado una amplia variedad de sistemas de detección remota con imágenes con diferentes resoluciones espaciales y temporales, lo que permite la producción de mapas de cobertura del suelo en diferentes escalas espaciales y temporales (Li et al., 2017). Los mapas de cobertura de suelo son una herramienta muy utilizada en el campo científico y a menudo se producen a partir de imágenes de satélite. En este estudio, con dichos mapas se demuestra que existe una menor conectividad hidrológica como producto de la disminución de la cobertura vegetal

a lo largo del tiempo, lo que puede resultar en una degradación del suelo como consecuencia de actividades antropogénicas (Measey et al., 2009).

### **3.4.2 Conectividad hidrológica**

Entender la influencia de la estructura de la cuenca (topografía), su geología y su vegetación en la escorrentía es clave para interpretar la respuesta hidrológica de una cuenca (Jencso y McGlynn, 2011). La topografía y la vegetación están estrechamente ligadas a la conectividad hidrológica, lo que permite entender la relación entre las características físicas de un área y su potencial para promover el transporte de agua y sedimentos (Croke et al., 2005). En este sentido, la geología es un factor importante ya que el tipo de roca influye en la partición de la precipitación en escorrentía o en infiltración. En el caso de ambas zonas de estudio, las partes altas de sus cuencas se caracterizan por unidades cronoestratigráficas de tipo caliza (roca permeable), las cuales actúan como un factor de desacoplamiento de la conectividad de los flujos de escorrentía y sedimento; es decir, no se generan transportes abundantes de escorrentía y sedimentos. A pesar de lo anterior, los valores altos de conectividad se localizan en la parte alta y media de las cuencas, cerca de los cauces de arroyos y ríos, debido a la acción geomorfológica del transporte eficiente de escorrentía y sedimentos canalizados (Crema y Cavalli, 2018). Los valores de conectividad más altos encontrados en las partes altas de las cuencas de las dos zonas de estudio se debe a que la producción de escorrentía y sedimentos es mayor en las partes altas de la cuenca dadas sus características de pendiente del terreno y de cobertura del suelo (Cataño Álvarez et al., 2016), y que además favorecen y la acumulación en las partes bajas. La parte media de la cuenca corresponde a una zona de transporte, donde los valores de conectividad se equilibran entre los valores de la parte alta y los de la parte baja.



A pesar de que en las dos zonas de estudio la conectividad hidrológica fue mayor en las fechas más recientes, los índices de conectividad de escorrentía y sedimentos son mayores en la parte alta y media de la cuenca de Cerro de San Pedro para 2015. Una de las razones de esta variación puede ser debido al tipo de minería que se práctica en las zonas de estudio, en Cerro de San Pedro es minería a cielo abierto y en Villa de la Paz es subterránea. En Cerro de San Pedro, para 2015, la cobertura de suelo es menor que en 1970, cuando la minería era subterránea, y las pendientes son mayores, como se mostró en el mapa y la matriz de cambios de la cobertura de suelo, y esto en conjunto hace que la conectividad hidrológica aumente. Por otra parte, para las dos zonas de estudio la cobertura de suelo fue mayor en las primeras fechas de análisis (1970 y 1983), por lo que la conectividad hidrológica fue también menor, debido a que había menos fuentes de escorrentía conectadas y más parches, que reducían la velocidad de flujo, favoreciendo la retención de recursos (Ludwig et al., 2005).

Diversos estudios realizados en regiones semiáridas (Bochet et al.; 2006, Bhark y Small, 2003; Dunkerley and Brown, 1995; Mayor et al., 2008; Reid et al., 1999; Schlesinger et al., 1999; Puigdefabregas et al., 1999) señalan que la conectividad puede variar entre los diferentes paisajes, en dependencia de las interacciones con otros factores como la pendiente, el tipo de suelo, las condiciones climáticas y el tipo de ecosistema. En este sentido, en el presente estudio los índices de conectividad consideraron la cobertura de suelo, su distribución espacial, la pendiente, los caminos y corrientes. Sin embargo, existen otros factores como los tipos de suelo, el clima y los ecosistemas que no fueron incluidos porque son similares en las dos zonas de estudio de este proyecto, pero definitivamente se pueden incluir en estudios donde existe una mayor variabilidad en estos factores.

Los dos índices evaluados en este estudio funcionan, uno con un enfoque fuente-sumidero (Flowlength) en el que se miden las longitudes de las áreas que producen escorrentía considerando tanto la cobertura vegetal como la topografía; y el otro, un índice de conectividad (IC) que determina la conectividad potencial del análisis topográfico ponderado y puede ser usado para determinar las propiedades generales de una cuenca, especialmente la conectividad potencial entre las diferentes partes de la cuenca. Las correlaciones espaciales entre ambos índices indican que en las partes que tiene los valores más altos de conectividad coinciden con una menor cantidad de vegetación, menor número de parches y pendientes del terreno más pronunciadas. Los enfoques con base en índices para entender la conectividad hidrológica usan las definiciones resumidas por Ali y Roy (2009), ya que hay varios intentos por capturar diferentes perspectivas de conectividad hidrológica en diferentes escalas. De esta manera, los índices específicos tienden a ser un producto de la definición de trabajo utilizada para la conectividad hidrológica (Bracken et al., 2013).

Generalmente, en las cuencas hay disturbios antropogénicos que modifican significativamente tanto la cubierta vegetal como las formas de relieve (Fu et al., 2011; Xin et al., 2008). Estos disturbios como incendios, deforestación, minería y contaminación, que tienden a modificar la conectividad hidrológica (James et al., 2019; Keesstra et al., 2018; A. Ortiz-Rodríguez et al., 2019; Zhang et al., 2019). Keesstra et al. (2018) señalan que los factores que incrementan la conectividad hidrológica y de sedimentos son la deforestación, saturación del suelo, el relieve, los eventos frecuentes de lluvia y su magnitud y la permeabilidad de los materiales. Por otro lado, los factores que disminuyen la conectividad son animales excavadores, las presas, la alta capacidad de infiltración y alta cobertura de vegetación. Esta última puede ser una estrategia sustentable para el control de sedimentos ya que la vegetación reduce la conectividad (Sandercock y Hooke, 2011).

En el caso de este estudio los principales factores que incrementan la conectividad son la permeabilidad de las rocas, la baja capacidad de infiltración y la cobertura del suelo.

A pesar de que el índice de conectividad hidrológica es un indicador importante, ya que trabajos recientes han demostrado la importancia de la estructura de la red en la propagación y superposición de los pulsos de sedimentos y agua (Czuba y Fofoula-Georgiou, 2014, 2015; Gran y Czuba, 2017), existe la limitante de no ser un modelo hidrológico que proporcione resultados cuantitativos más aproximados a la realidad. La precisión de un modelo se ve afectada aún más por el uso de modelos físicos en escalas espaciales mayores de las que pueden representar adecuadamente, dada la diferencia espacial en esa resolución (Lane et al., 2009). Un modelo hidrológico permite determinar la distribución total del agua con base en modelos físicos y ecuaciones para resolver los flujos de agua verticales y laterales en una cuenca, a diferencia del IC en el que solo se determina la conectividad potencial de un análisis topográfico ponderado. Bracken et al. (2013) señalan que a pesar de que existen muchos índices de conectividad hidrológica ningún ha resultado ser mejor que otro y no hay consenso entre los investigadores de que este sea un resultado deseable de la investigación. Sin embargo, unas de las ventajas de usar un índice de conectividad hidrológica es mejorar en el uso de métodos estadísticos tradicionales que no logran identificar vías de flujo preferenciales (Bracken et al., 2013).

Los resultados presentados en este estudio están plasmados principalmente en mapas que permiten visualizar y comparar datos multi-temporales. El mapeo de fuentes de escorrentía y sedimentos puede representar una herramienta útil para un manejo integral de cuencas hidrográficas (Tiranti et al., 2016). Además A. Ortiz-Rodríguez et al. (2019) señalan que el análisis de conectividad y eficiencia hidrológica permite resumir la complejidad de la interacción entre distintos elementos que conduce a diferentes respuestas hidrológicas del sistema en estudio. Con lo anterior, se pudo

determinar que, al integrar diversos factores como la pendiente, cobertura del suelo, escorrentía y sedimentos, se pueden visualizar de manera simplificada y útil las fuentes de escorrentía. En el caso particular de la minería, James et al. (2019) destacaron que la conectividad de sedimentos puede ser usada como una herramienta de gestión de sedimentos y una estrategia de remediación. Por lo tanto, los resultados de este trabajo pueden ser la base para fundamentar el plan de manejo de agua y sedimentos en las áreas mineras.

### **3.5 Conclusiones**

Los cambios en la cobertura del suelo son un factor importante que influye en el funcionamiento hidrológico. Hace 48 años para el área zona de Cerro de San Pedro y 35 años para Villa de la Paz, la cantidad de parches de vegetación con más del 75 % de cobertura era mayor, lo que resultaba en menor conectividad hidrológica. El funcionamiento hidrológico cambió debido a las modificaciones a la superficie, a los cambios en la topografía ocasionados por la minería y a los cambios de cobertura del suelo, la cobertura de suelo disminuyó para pasar a formar parte de las áreas de mina, principalmente en Cerro de San Pedro por tratarse de minería a cielo abierto. La pérdida de parches de vegetación con cobertura media y densa provoca una mayor conectividad de fuentes de escorrentía. Además, con los índices de conectividad hidrológica estimados en las zonas de estudio se mostró un aumento en la conectividad de las fuentes de escorrentía y sedimento para las fechas recientes en las dos zonas de estudio, lo que indica que se puede generar un alto transporte de escorrentía y sedimentos hacia la parte baja o fuera de la cuenca. Los resultados de las evaluaciones de las dos temporalidades en casa zona de estudio, proveen información para atender las áreas que tienen mayor conectividad hidrológica y aplicar planes de restauración o manejo de cuencas.

## **Capítulo 4. Zonas potenciales de recarga de agua subterránea en cuencas con actividad minera en zonas semi-áridas del centro de México**

### **RESUMEN**

El agua subterránea es uno de los recursos más importantes del planeta por ser la fuente principal de agua para diversos sectores de la población, tales como doméstico, público-urbano, industrial, agrícola y turístico. El ambiente es otro usuario, por abastecer a la vegetación, la fauna, etcétera. Su disponibilidad y distribución dependen del clima y la región, así como de del tipo de uso del suelo y su cobertura, las características geomórficas y del subsuelo (medio poroso, fracturado, doble porosidad). La recarga natural a partir de la precipitación ocurre solo cuando el agua se infiltra y alcanza la zona saturada. Distintos factores afectan la ocurrencia y el movimiento de las aguas subterráneas, como la litología, la estructura geológica, la pendiente, el patrón de drenaje, la forma del terreno, el uso del suelo/cobertura del suelo y el clima y otros. La integración de varios métodos convencionales con técnicas de PR y SIG ayuda a aumentar la precisión de los resultados en la delimitación de las zonas potenciales de agua subterránea. El objetivo de este trabajo es identificar las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea en Cerro de San Pedro y Villa de la Paz utilizando técnicas de PR y SIG. Se clasificaron las capas temáticas de ocho factores que influyen en la recarga potencial natural y se calculó el peso para cada una de las capas usando el método AHP, posteriormente se realizó un análisis multicriterio para determinar las zonas potenciales naturales de recarga de aguas subterráneas. Los resultados muestran que para Cerro de San Pedro las zonas con aluvión y conglomerado son las que presentan valores mayores como zonas de recarga potencial natural de agua subterránea; mientras que para Villa de la Paz zonas con conglomerado de la parte baja de la cuenca son las áreas que presentaron los valores mayores.

**Palabras clave:** percepción remota, SIG, zonas de recarga de agua subterránea, análisis multicriterio

#### **4.1 Introducción**

El agua subterránea es uno de los recursos más importantes del planeta por ser la fuente principal de agua para diversos sectores de la población, tales como doméstico, industrial, agrícola (Ayazi et al., 2010; Manap et al., 2012; Neshat et al., 2013; Pradhan, 2009) y turístico (Konkul et al., 2014). Además, del ambiente, por abastecer, a la vegetación, la fauna y otros. Se define como el agua que existe en el subsuelo, saturando los diversos tipos de los poros de los materiales, como pueden ser arena, grava y las rocas cristalinas y sedimentarias (Oseji y Ofomola, 2010). Su disponibilidad y distribución dependen del clima y la región, así como de las características de la superficie y del subsuelo (las fracturas en la roca subyacente, el tipo de uso del suelo, las características geomorfas, las características estructurales y sus interrelaciones con las características hidrológicas) (Konkul et al., 2014; Saud, 2010). La recarga ocurre solo cuando el agua fluye por el subsuelo y se infiltra en la zona saturada (Yeh et al., 2016). Distintos factores afectan la ocurrencia y el movimiento de las aguas subterráneas, como la litología, la estructura geológica, la pendiente, el patrón de drenaje, la forma del terreno, el uso del suelo/cobertura del suelo y el clima (Thapa et al., 2017) y otros.

A menudo, el agua subterránea se considera la única fuente de agua permanente disponible, especialmente en las regiones árida y semiáridas (Usman et al., 2015). El clima semiárido se caracteriza por un permanente déficit hídrico en el suelo, derivado de la mayor evapotranspiración potencial que de la precipitación (Montenegro y Ragab, 2010). Además, la infiltración constituye una pequeña porción de la precipitación, lo que reduce la posibilidad de recarga natural de agua subterránea (Coelho et al., 2017).

Existen diferentes enfoques para conocer el comportamiento del agua subterránea. La teoría de sistemas de flujo de Tóth (1963) permite reconocer la dinámica del agua subterránea integrando

los elementos del medio geológico, suelo, vegetación original y el factor humano. Por lo tanto, este enfoque es cada vez más recurrido para entender los fenómenos de respuesta ambiental entorno al agua subterránea (Peñuela-Arévalo y Carrilo-Rivera, 2013).

La percepción remota (PR) y los sistemas de información geográfica (SIG) tienen la ventaja de adquirir y manipular información espacial, espectral y temporal de la superficie de la Tierra, así como datos del subsuelo, cubren grandes e inaccesibles extensiones de terreno en un tiempo corto y además tienen una gran potencialidad en la hidrología para monitorear los recursos de agua subterránea (Dar et al., 2010). Las ciencias espaciales con base en imágenes satelitales son un complemento ante la complejidad de los métodos de exploración convencionales, tales como los estudios hidrogeológicos de campo, de métodos geofísicos y perforaciones exploratorias (Gumma y Pavelic, 2013; Nampak et al., 2014).

La integración de varios métodos convencionales con técnicas de PR y SIG ayuda a aumentar la precisión de los resultados en la delimitación de las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea, además de proporcionar un medio efectivo y económico (Akinlalu et al., 2017). Además, la incorporación de observaciones de campo locales en los modelos convencionales basados en SIG ayuda a mejorar los resultados locales (Adeyeye et al. 2018).

Para generar un modelo de potencial de agua subterránea del área, con un alto nivel de confiabilidad y precisión, es necesario integrar los factores importantes que pueden contribuir que controlan el movimiento de agua subterránea de agua subterránea (Akinlalu et al., 2017). Por lo que es posible decir que la identificación de las zonas con potencial de funcionar como zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea es un problema de decisión espacial, que involucra un gran conjunto de opciones posibles y varios factores de evaluación (Adiat, 2013). El análisis de decisión multicriterio en el contexto del Proceso de Jerarquía Analítica

(AHP, por sus siglas en inglés) se utiliza para asignar ponderaciones a las diversas capas temáticas (factores); ya que combinan enfoques cualitativos y cuantitativos (Saaty, 1980).

Varios investigadores han utilizado con éxito diferentes capas temáticas para hacer análisis de decisión multicriterio y han hecho uso de AHP para identificar las zonas potenciales naturales de recarga de aguas subterráneas en diversas partes del mundo, tal es el caso de Coelho et al. (2017) en Brasil, Adeyeye et al. (2018) y Akinlalu et al. (2017) en Nigeria, Ibrahim-Bathis y Ahmed (2016) y Magesh et al. (2012) en la India, Fenta et al. (2015) en Etiopia, Yeh et al. (2016) en Taiwan, Singh et al. (2018) en Nueva Zelanda, entre muchos otros.

El presente trabajo tiene como objetivo hacer un mapa de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea en Cerro de San Pedro y en Villa de la Paz, utilizando técnicas de PR y SIG. En este estudio se utilizaron ocho capas temáticas (factores), entre ellos están la geología, cobertura de suelo de parches and inter-parches (P/IP), uso de suelo, densidad de drenaje, suelo, pendiente, densidad de lineamiento y resistividad eléctrica de los materiales geológicos obtenida a partir de la aplicación de métodos geofísicos; que junto con las ponderaciones permitieron realizar la propuesta de la distribución espacial de categorías de las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea.

#### ***4.2 Área de estudio***

El estudio fue realizado en dos áreas con actividad minera. Villa de la Paz comprende una extensión de 26.24 km<sup>2</sup> en donde se desarrolla minería subterránea (Figura 13). Las pendientes varían de 0° en la parte este a 74° al oeste. La elevación varía de 1,653 a 2,620 msnm. La mayor parte de las subcuencas analizada considera afloramientos de rocas calcáreas del Cretáceo superior que incluyen a la Formación Tamaulipas (caliza de grano grueso, con estilolita y



nódulos de pedernal negro), Formación Cuesta del Cura (calizas con intercalaciones y bandas de pedernal), Formación Agua Nueva (caliza arcillosa que alterna con lutita y cortes o láminas de pedernal), Formación San Felipe (caliza calcarenita intercalada con lutita, marga y lutita calcárea), Formación Méndez (lutitas y margas). Estas rocas fueron intrusionadas por rocas ígneas de composición cuarzo monzonítica del Paleógeno. Otras rocas ígneas que se identificaron en la cuenca son conos y derrames basálticos de edad posterior al Mioceno. En las zonas de pie de monte afloraron Coluviones que conforman abanicos aluviales del Plioceno, en la parte más baja existen sedimentos del cuaternario que consisten principalmente de limos calcáreos y arcillas (Barboza-Gudiño et al., 2004). Esta zona tiene clima seco templado (BS<sub>0</sub>kw (x')) según la clasificación de Köppen modificada por García (1973b), con una temperatura media anual que oscila entre 16°C y 18°C, y una precipitación anual de 486 mm. La mayor parte del suelo en el área es xerosol calcáreo, y una pequeña porción de la parte occidental consiste en leptosol, ambos de textura media. El tipo de vegetación es principalmente matorral desértico rosetófilo seguido por matorral de desértico micrófilo; el uso de la tierra es para la agricultura, el pastoreo extensivo y la minería (INEGI, 2002).

Cerro de San Pedro tiene una extensión de 32.96 km<sup>2</sup> y predomina minería a cielo abierto (Figura 13). Las pendientes varían de 0° a 74°. La elevación oscila entre los 1,839 y los 2,359 msnm. La porción alta y media está constituida por rocas calcáreas del Cretácico, representada por la Formación La Peña (caliza con estratificación delgada a gruesa, horizontes arcillosos), Cuesta del Cura (calizas con intercalaciones de lutita y bandas de pedernal), Indidura (alternancia de caliza y lutita, arenisca en capas delgadas a media, con algunas capas de yeso). En la parte baja de la cuenca se identifican rocas volcánicas del Terciario como la Andesita Casita Blanca (flujo lávico de andesita con textura porfirítica), Ignimbrita Santa María (flujo de

ignimbrita de textura porfírica y estructura columnar), Latita Portezuelo (derrame lávico de textura porfírica) principalmente. Afloran además en la zona de piedemonte conglomerados Polimicticos del Mioceno-Plioceno, mientras que en la porción más baja de la cuenca y a lo largo de los principales cauces, se identifican sedimentos aluviales, coluvión y sedimentos de relleno de fosa tectónica (Labarthe-Hernández y Tristán-González, 1978; Labarthe-Hernández et al., 1982; SGM, 2002). El clima es seco templado (BS<sub>0</sub>kw) según la clasificación de Köppen modificada por García (1973b), con una temperatura media anual de 16.8°C y una precipitación anual de 304.5 mm. El tipo de suelo dominante es el leptosol eútrico, y en la parte baja de las subcuencas consiste en planosol mólico y xerosol háplico; de textura media. El tipo de vegetación es principalmente matorral desértico rosetófilo, seguido en orden decreciente por matorral crasicaule y matorral desértico micrófilo y el uso de suelo es de pastoreo extensivo y minería (INEGI, 2002).

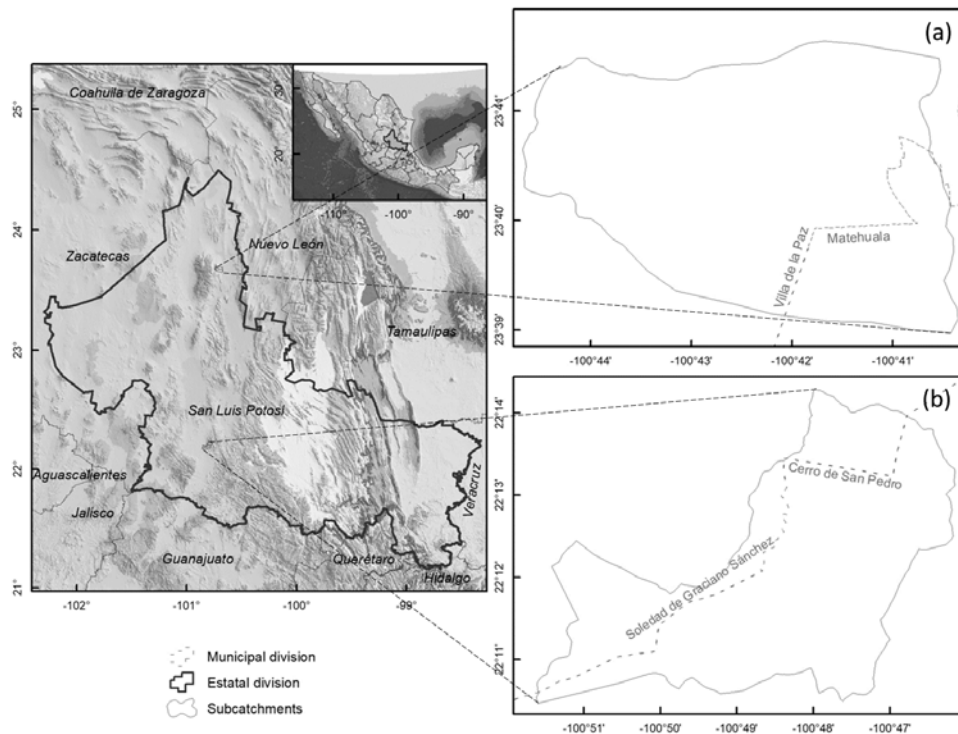


Figura 13. Área de estudio (a) Villa de la Paz; (b) Cerro de San Pedro.



### 4.3.2 Preparación de las capas temáticas

La preparación implicó la recopilación de capas de INEGI, de estudios previos en las zonas, digitalización de mapas existentes, generación de nuevas capas y el procesamiento digital de imágenes de datos de sensores remotos. Para generar los mapas de las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea en las áreas de estudio, se generaron capas temáticas de geología, cobertura de suelo de parches e inter-parches, uso de suelo, densidad de drenaje, suelo, pendiente, densidad de lineamiento y resistividad en un entorno SIG para finalmente obtener capas raster para el análisis de decisión multicriterio (*Weighted Overlay*).

Después de convertir las capas temáticas a raster con una resolución de 5 x 5 m, todas las capas fueron reclasificadas en cinco clases con valores de 1 a 5, siendo el 5 el valor que más favorece a la recarga de agua subterránea. La clasificación de cada factor se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11. Valores reclasificados de los rangos de valores de cada factor.

<b>Factor</b>	<b>Valores</b>	<b>Valores de reclasificación</b>	<b>Contribución a las zonas potenciales naturales de RAS</b>
Geología	Formación La Peña	1	Muy baja
	Formación Cuesta del Cura	1	Muy baja
	Formación Indidura	1	Muy baja
	Pórfido San Pedro	1	Muy baja
	Andesita Casa Blanca	1	Muy baja
	Latita Portezuelo	3	Media
	Ignimbrita Santa María	3	Media
	Formación Cenicera	3	Media
	Aluvión	5	Muy alta
	Coluvión	5	Muy alta
	Conglomerado Polimíctico	5	Muy alta
Cobertura de suelo (P/IP)	Área de mina	1	Muy baja
	Inter-parches (IP)	2	Baja
	Parches de cobertura media (IM)	4	Alta
	Parches densos (P)	5	Muy alta
Uso de suelo	Sin vegetación	1	Muy baja
		3	Media

	Matorrales (microfilo, crassicaule, rosetófilo) Agriculture	5	Muy alta
Densidad de drenaje	>6.0	1	Muy baja
	4.5 – 6.0	2	Baja
	3.0 – 4.5	3	Meda
	1.5 – 3.0	4	Alta
	0.0 – 1.5	5	Muy alta
Suelo	Leptosol eurítico	1	Muy baja
	Xerosol háplico	2	Baja
	Xerosol cálcico	3	Meda
	Castañozem	4	Alta
	Phaeozem luvico	5	Muy alta
Pendiente (°)	>30	1	Muy baja
	20 – 30	2	Baja
	15 – 20	3	Meda
	10- 15	4	Alta
	0 – 10	5	Muy alta
Densidad de Lineamiento	0 – 0.515	1	Muy baja
	0.515 – 1.261	2	Baja
	1.261 – 2.043	3	Meda
	2.043 – 2.914	4	Alta
	2.914 – 4.531	5	Muy alta
Resistividad	>100	1	Muy baja
	50 – 100	2	Baja
	30 – 50	3	Meda
	25 – 30	4	Alta
	10 – 25	5	Muy alta

RAS. Recarga de agua subterránea.

#### 4.3.3 Determinación de pesos

Para determinar los pesos para cada capa temática se utilizó el método AHP (Analytical Hierarchy Process) de Saaty (1980), mientras que para la agregación de las capas temáticas se realizó mediante el análisis de decisión multicriterio.

El método AHP fue desarrollado por Thomas Saaty en 1970 y fue diseñado como una técnica básica de toma de decisiones para manejar problemas complicados con múltiples criterios, factores o restricciones (Jenifer y Jha, 2017). Las ponderaciones en el AHP están dadas por las diferentes opiniones de expertos, Saaty (1980) recomendó la relación de consistencia

computacional (CR) y el índice de consistencia (CI), que se basan en el principio del valor propio ( $\lambda_{\max}$ ) y el número de factores. Siendo CR y CI como sigue:

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad y \quad CR = \frac{CI}{RI}$$

RI = RandomConsistency Index y depende del número de factores. En esta investigación, el número de factores es 8; por lo tanto, RI es 1.4.

De acuerdo a lo recomendado por Saaty (1980), la consistencia de la ponderación se considera segura si el CR es <0.1; en cambio si el CR es > 0.1, las ponderaciones asignadas no son confiables.

#### 4.3.4 Mapas de las zonas potenciales de agua subterráneas

Para determinar las zonas potenciales con agua subterránea en las áreas de estudio, cada una de las diferentes capas temáticas se integraron aplicando el método *Weighted overly* del software ArcGIS (Dey, 2014; Fenta et al., 2015; Rose y Krishnan, 2009; Waikar y Nilawar, 2014). Para la aplicación del método *Weighted Overly* fue necesario reclasificar los valores de las capas temáticas y determinar los pesos para cada una de ellas (ver secciones 3.2 y 3.3) de acuerdo con el impacto que tienen para las zonas potenciales de recarga de agua subterránea. Por lo tanto, para el cálculo de las zonas potenciales de agua subterránea se realizó como sigue:

$$GWP = Gl_r \times Gl_w + Cob_r \times Cob_w + US_r \times US_w + DD_r \times DD_w + So_r \times So_w + Sl_r \times Sl_w + DL_r \times DL_w + Rt_r \times Rt_w$$

Donde Gl = la geología, Cob = la cobertura de suelo de parches e inter-parches, US = el uso de suelo, DD = la densidad de drenaje, So = suelo, Sl = pendiente, DL = densidad de lineamiento

y  $R_t$  = resistividad. Los subíndices  $r$  y  $w$  representan los valores de reclasificación y el peso, respectivamente.

#### 4.4 Resultados

##### 4.4.1 Mapas temáticos

Los valores más altos representan un potencial alto para ser zona de recarga. La ponderación final de los ocho factores se muestra en la Tabla 12.

Tabla 12. Pesos de los factores que influyen en las zonas potenciales de recarga de agua subterránea.

<b>Factor</b>	<b>Peso (%)</b>
Pendiente	22.9
Cobertura de suelo (P/IP)	20.2
Geología	17.5
Resistividad	13.8
Suelo	9.3
Densidad de lineamiento	6.8
Uso de suelo	5.1
Densidad de drenaje	4.5

La ponderación de pesos de la Tabla 12 obtuvo un CR de 0.06 (es decir, por abajo del umbral especificado), lo que muestra que las ponderaciones asignadas a cada capa temática son consistentes (Saaty, 1980; Saaty y Vargas, 2013).

##### 4.4.1.1 Geología

La geología es un factor importante en la infiltración del agua, ya que ejerce mayor influencia sobre la presencia y distribución del agua subterránea en la corteza terrestre. El ambiente físico donde ocurren los procesos hidrogeológicos es netamente geológico; las aguas subterráneas se

acumulan y se mueven en el interior de las formaciones geológicas (roca-sedimento). El tipo de roca, las estructuras geológicas y los depósitos no consolidados, condicionan el funcionamiento de los acuíferos.

La clasificación de la geología en Cerro de San Pedro se llevó a cabo de acuerdo con diversos estudios realizados en la zona y a la permeabilidad de la roca. El aluvión, conglomerado y coluvión conducen a mayores tasas de infiltración en las áreas bajas de la cuenca. En contraste, las partes altas están formadas principalmente por diversas formaciones con baja permeabilidad. En Villa de la Paz ocurre lo mismo con el aluvión y el conglomerado.

#### *4.4.1.2 Cobertura de suelo de parches e inter-parches*

La cobertura de suelo es un factor importante para determinar las zonas potenciales de recarga de agua subterránea debido a que la retención de recursos en parches de vegetación regula la escorrentía y la erosión en ambientes semiáridos (Greene et al., 2001). La organización espacial de parches de vegetación e inter-parches (suelo desnudo) es el resultado de la condición de disponibilidad limitada de agua y suelo. Los inter-parches (suelo desnudo) tienen tasas de infiltración bajas y son fuentes de escorrentía, sedimentos y nutrientes que se acumulan en parches, que están cubiertos de hojarasca y forraje, y generalmente tienen mayores tasas de infiltración debido a una menor densidad aparente, mayor estabilidad agregada y porosidad (Greene et al., 1990; Tighe et al., 2009).

En la zona de Cerro de San Pedro la parte noroeste de la cuenca tiene mayor densidad de parches de vegetación. En Villa de la Paz, la parte este y noreste tienen mayor proporción de parches densos de vegetación.



#### 4.4.1.3 *Uso de suelo*

El uso del suelo es un factor que influye en la evapotranspiración, infiltración y la escorrentía, y por tanto en las zonas potenciales de recarga de agua subterránea. En la zona de Cerro de San Pedro, el área de mina evita la infiltración del agua. Por el contrario, el área de secano y matorrales favorece la infiltración, evitando la escorrentía. Las mejores condiciones se encuentran en la parte baja (oeste) de la cuenca. En Villa de la Paz, las áreas con mejores condiciones de recarga se encuentran en la parte este, que también es la parte baja de la cuenca.

#### 4.4.1.4 *Densidad de drenaje*

La densidad de drenaje es la longitud total de todos los flujos, independientemente del orden del flujo, por unidad de área (Magesh et al., 2012). Un área con alta densidad de drenaje significa que es una zona con mayor potencial de recarga de agua subterránea. En Cerro de San Pedro la densidad de drenaje más alta se distribuye en la parte este de la cuenca, mientras que la menor densidad se da en la parte baja de la cuenca.

#### 4.4.1.5 *Suelo*

El suelo tiene un efecto predominante sobre la infiltración, la escorrentía y la recarga de agua subterránea. El rango se asignó a cada tipo de suelo según sus expectativas de agua subterránea. El suelo predominante en las zonas de estudio es el leptosol, se considera un suelo que permite una baja infiltración por estar en las laderas, lugar donde es difícil que el agua se infiltre, por

tener un espesor menor a 10 cm y sostener una vegetación baja; además de que aparece en la capa petrocálcica (caliche), que se forma en el horizonte B.

La zona de Cerro de San Pedro, el leptosol ocupa más de la mitad de la superficie de la cuenca, este suelo es de baja infiltración y se encuentra en la parte media y alta de la cuenca. En Villa de la Paz este tipo de suelo también se encuentra en la parte alta de la cuenca (oeste) pero únicamente ocupa un 15% de la superficie total.

#### *4.4.1.6 Pendiente*

La pendiente es un factor importante, ya que influye en la escorrentía e infiltración. A mayor pendiente la escorrentía es rápida y por lo tanto una menor recarga (Abdalla, 2012; Magesh et al., 2012). En general, tanto en Cerro de San Pedro como en Villa de la Paz, las pendientes más pronunciadas se encuentran en la parte alta de la cuenca, al noreste y oeste, respectivamente.

#### *4.4.1.7 Densidad de lineamiento*

Los lineamientos son características lineales de origen tectónico que son alineaciones largas, estrechas y relativamente rectas. Los lineamientos brindan información importante sobre las características de superficie y subsuelo que pueden controlar el movimiento y/o almacenamiento del agua subterránea (Adiat et al., 2012). Son características con permeabilidad secundaria. En Cerro de San Pedro, la menor densidad de lineamiento se encuentra en la parte noreste de la cuenca y en Villa de la Paz en la parte este y sureste.

#### 4.4.1.8 Resistividad

La resistividad es una propiedad inversa de la conductividad eléctrica y sus unidades son el ohm por metro ( $\Omega$  m). Si la resistividad del perfil generado con abertura electródica mayor es superior que la generada a menor abertura, indicará que a cierta profundidad la posibilidad de detectar humedad es nula. Por el contrario, si la resistividad es menor a mayor abertura electródica, se tendrá que las posibilidades de detectar humedad edáfica son mayores. A menor resistividad, mayor infiltración.

En Cerro de San Pedro, las formaciones rocosas con los valores mayores de resistividad están localizados en la parte noreste de la cuenca formada por Porfido San Pedro, Formación Indidura, Andesita Casita Blanca, Formación La Peña y Formación Cuesta del Cura. En Villa de la Paz, la mayor resistividad está en la parte oeste y la resistividad que favorece la recarga se encuentra en la parte noreste.

### 4.4.2 Mapas de las zonas potenciales de agua subterránea

#### 4.4.2.1 Cerro de San Pedro

El mapa final de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea se clasificó en cuatro clases (muy baja, baja, media, alta). El área con potencial de recarga muy bajo fue el área de la mina, los potenciales que más destacan es el bajo y medio. El potencial alto se localiza en la parte baja de la cuenca, coincidiendo con pendientes bajas y aluviones y conglomerados. También, un potencial alto se encuentra en la parte sureste, donde se tiene gran cobertura de parches densos de vegetación. Cabe resaltar que el resultado del análisis multicriterio no mostró ningún área con potencial muy alto para la recarga (Figura 15).

### Potencial de recarga de agua subterránea

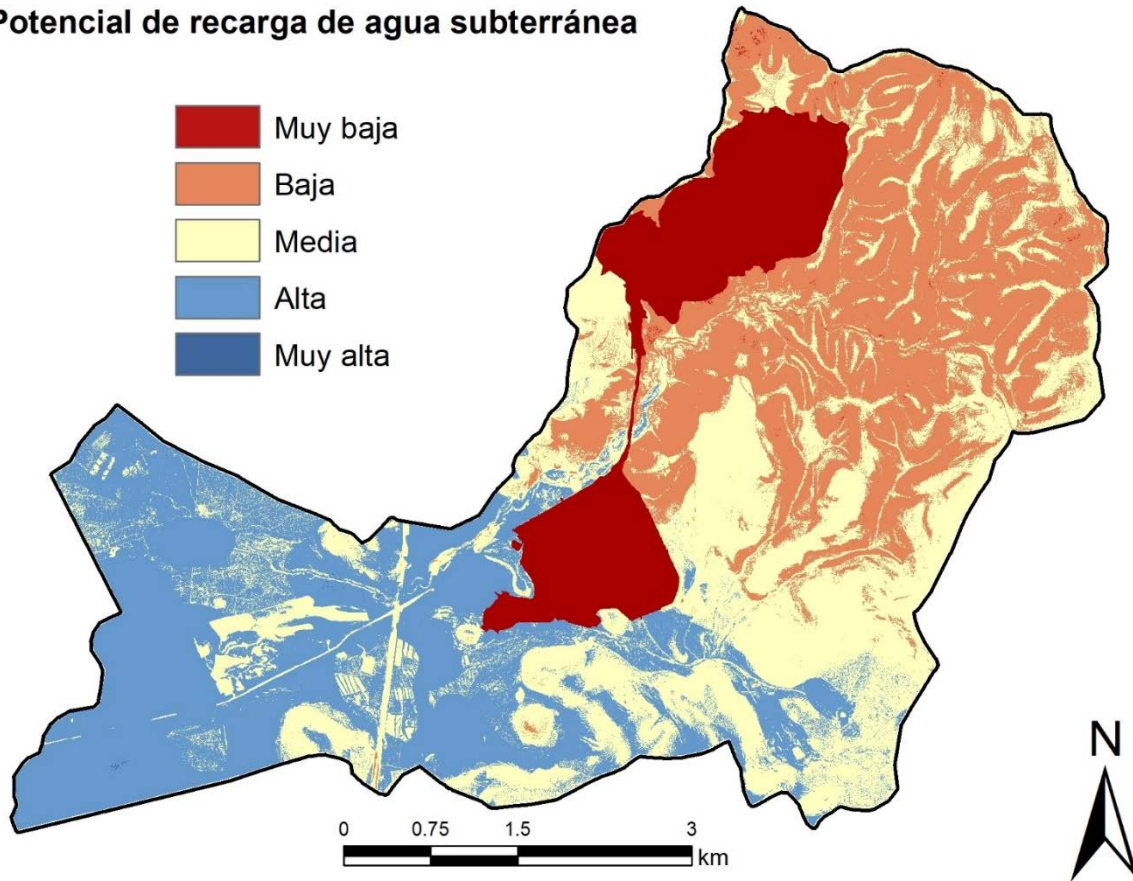


Figura 15. Zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea de Cerro de San Pedro.

#### 4.4.2.2 Villa de la Paz

Al igual que Cerro de San Pedro, las zonas potenciales de recarga de agua subterránea se clasificaron en cuatro clases (muy baja, baja, media, alta). El potencial alto se localiza en la parte media y baja de la cuenca, coincidiendo con pendientes bajas y aluviones y conglomerados. Siendo el potencial medio y alto los que más destacan como zonas potenciales. El área con potencial de recarga muy bajo se localiza en el área de la mina y en bancos de material al norte y oeste de la cuenca (Figura 16).

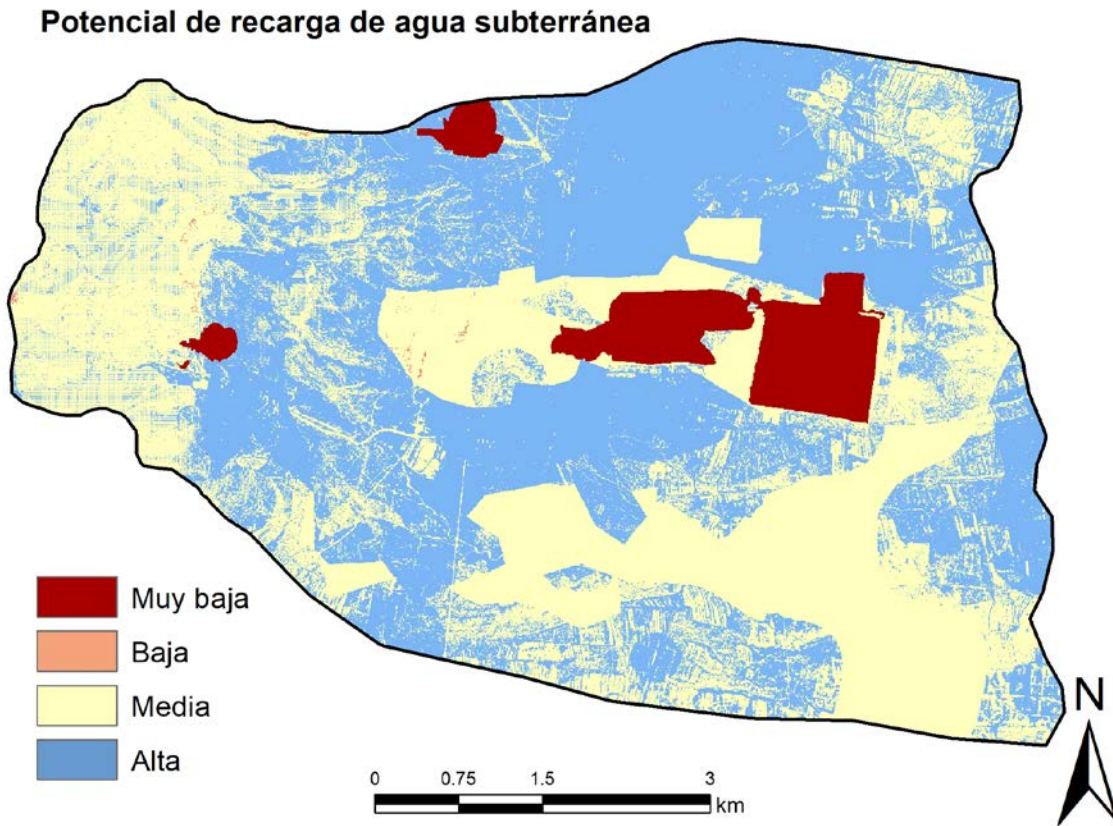


Figura 16. Zonas potenciales de recarga de agua subterránea de Villa de la Paz.

#### ***4.5 Discusión***

Usualmente, la delineación de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea se deriva de investigaciones y trabajo de campo; sin embargo, estos métodos son muy costosos y consumen mucho tiempo (Singh et al., 2018). Es por esto que, en muchos países se ha utilizado cada vez más el enfoque de GIS como eje integrador para los diferentes factores relevantes en la recarga de agua subterránea. Ejemplo de estos países son: Nueva Zelanda (Singh et al., 2018), Taiwan (Yeh et al., 2016), Etiopia (Fenta et al., 2015), India (Patil y Mohite, 2014), entre muchos otros.

Los desarrollos recientes en PR han abierto nuevas oportunidades para la distribución espacial y temporal de los datos de entrada para calcular las zonas potenciales de recarga de agua

subterránea en grandes áreas (Brunner et al., 2007). Este estudio, al igual que muchos otros, ha demostrado que utilizar técnicas de PR y SIG proporciona un enfoque razonable para estimar las zonas de recarga de agua subterránea (por ejemplo: (Crosbie et al., 2015; Lucas et al., 2015; Münch et al., 2013; Szilagyi et al., 2011; Usman et al., 2015). A diferencia de otros estudios, este documento fue el primero en integrar factores como la cobertura de suelo de parches e inter-parches y la resistividad, que sirvieron para reforzar los resultados obtenidos.

Existen diversos factores que se pueden integrar para generar un mapa de las zonas potenciales de agua subterránea. La integración de estos y sus pesos es muy subjetiva y finalmente se basa en el conocimiento de expertos o en el uso de valores de la literatura (Singh et al., 2018). Es por esto que los valores de ponderación de los diversos factores causan incertidumbre.

Comúnmente, se utilizan pozos de monitoreo y con base en la información que arrojen se verifican las zonas potenciales de agua (Hammouri et al., 2012). En el caso de Cerro de San Pedro y Villa de la Paz existe cierto número de pozos de monitores, pero no son suficientes para determinar el área de recarga de toda la zona de estudio. Sin embargo, hay una coincidencia con otros estudios realizados en las zonas, donde la distribución geográfica de las zonas potenciales de agua subterránea es similar a los resultados arrojados en este trabajo.

La mayor parte del área de estudio de Cerro de San Pedro tiene potencial de agua subterránea baja a moderada (15.95% y 66.34% del área de estudio, respectivamente). La zona de potencialidad de agua subterránea muy alta en Cerro de San Pedro tuvo la menor presencia en el mapa, con un porcentaje del 0.5%. Estas áreas están disponibles principalmente en la parte baja de la cuenca. Un examen detallado de estas regiones muestra que la mayoría de los factores favorables, como el depósito de aluvión y la pendiente bajas, generalmente se encuentran en la parte baja de la cuenca.

En Villa de la Paz, las zonas potenciales predominantes fueron media y alta, Singh et al. (2018) obtuvo resultados similares en su zona de estudio, la mayor área de potencial de recarga estaba cubierta por la clasificación media y alta.

Las áreas montañosas dentro de las zonas de estudio se caracterizan por zonas de aguas subterráneas media debido a la menor presencia de fracturas, los tipos de suelo y el tipo de roca. Además, se puede decir que, el agua subterránea disponible en el área montañosa está controlada por la pendiente, lo que permite que el agua escurra o se infiltre. En general, las partes bajas de las zonas de estudio se caracterizan geológicamente por tener altos depósitos de aluvión en la parte baja. Los depósitos de aluvión son muy favorables para el agua subterránea porque forman un importante control sobre las interacciones agua superficial-agua subterránea y la vía de flujo lateral (Abesser et al., 2008).

Un hecho interesante sobre la zona de Cerro de San Pedro es que está limitado de zonas altas, mientras que la zona en sí tiene un potencial bajo-medio.

Al revisar todas las capas temáticas individualmente, se concluyó que las áreas que están clasificadas como altas contienen principalmente un depósito de aluvión y conglomerados. Por otro lado, las zonas muy bajas tienen la presencia de minas y en el caso de Cerro de San Pedro, esta es a cielo abierto, lo que hace un factor desfavorable.

Al igual que diversos autores (Abdalla, 2012; Magesh et al., 2012; Patil y Mohite, 2014; Senanayake et al., 2016; Thapa et al., 2017), se encontró que las zonas con mayor potencial de recarga son los terrenos planos con aluvión y áreas agrícolas.

Los resultados de este estudio ofrecen una visión general rápida de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea. Los mapas resultantes pueden ser usados como una guía inicial

para la evaluación en la gestión sostenible de los recursos de agua subterránea. Además, también puede ser utilizado para estimar vulnerabilidades, ya que las zonas altamente recargables son más efectivas como transmisores de contaminantes al agua subterránea (Shaban et al., 2006).

Como se sugiere en otros estudios, debido a la dificultad de medir la recarga directamente, siempre habrá incertidumbre en las estimaciones de recarga (Crosbie et al., 2015; Fan et al., 2014; Gokmen et al., 2013; Lucas et al., 2015; Montenegro y Ragab, 2010; Usman et al., 2015). Debido a esto, algunos estudios recomiendan la necesidad de aplicar al menos tres metodologías de recarga (Delin et al., 2007) o análisis de incertidumbre (Usman et al., 2015).

#### ***4.6 Conclusiones***

En este capítulo, se utilizaron técnicas de SIG para mapear zonas potenciales de agua subterránea en dos zonas semi-áridas del centro de México, Cerro de San Pedro y Villa de la Paz. Esto se logró mediante la superposición de varias capas temáticas, como la geología, la cobertura de suelo de parches e inter-parches, uso de suelo, densidad de drenaje, suelo, pendiente, densidad de lineamiento y resistividad, que se sabe que son relevantes para la recarga de las aguas subterráneas. Los mapas finales de las zonas potenciales de recarga de agua subterránea se pueden utilizar como una guía inicial para la evaluación a nivel de cuenca de los recursos de agua subterránea y su gestión. Además, pueden utilizarse para demarcar las regiones más susceptibles a la contaminación.



## **Capítulo 5. Discusión y conclusiones finales**

### **5.1 *Introducción***

El tema de esta investigación fue el análisis del funcionamiento hidrológico en cuencas con actividad minera con base en sistemas de flujo como eje integrador en zonas semi-áridas del centro de México. La distribución del agua en estas regiones tiene una estrecha relación con los procesos hidrológicos y ecológicos. Entender la relación entre escorrentía, erosión del suelo, cobertura del suelo y tipos de vegetación es importante para conocer la funcionalidad de paisajes semiáridos con el fin de incrementar la retención de recursos escasos (e. g. agua, sedimentos, nutrientes) y la productividad. Sin embargo, las actividades humanas pueden alterar los procesos eco-hidrológicos. En este trabajo se evaluó la respuesta hidrológica de parches e inter-parches medida con simulación de lluvia en diferentes tipos de vegetación y como estas respuestas a escala de micrositio pueden servir como base para la transferencia de escala a nivel de tipo de vegetación y de microcuenca. De esta manera, la escorrentía y producción de sedimentos medidos en parches e inter-parches fue ponderada con la proporción de parches registrados en cada tipo de vegetación para conocer las propiedades eco-hidrológicas a escala de ladera. A escala de microcuenca se identificaron los cambios espacio-temporales en la cobertura de suelo y se evaluaron los cambios en la conectividad hidrológica usando el índice de conectividad (IC) y FlowLength. En ambos índices de conectividad, los coeficientes de escorrentía de parches e inter-parches fueron utilizados para identificar las áreas o rutas en las cuales se puede perder mayor escorrentía y sedimentos, es decir, aquellas áreas disfuncionales desde un punto de vista eco-hidrológico. Finalmente se identificaron las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea, para lo cual se integró la cobertura de parches e inter-parches, así como diversas capas de factores que influyen en la recarga de agua subterránea.

Este capítulo resume los hallazgos de investigación en esta tesis, con el fin de realizar una discusión integrada de cada uno de los componentes de esta tesis.

## ***5.2 Resumen de resultados y discusión***

Los resultados del Capítulo 2 fueron sobre las respuestas hidrológicas de los parches e inter-parches en los diferentes tipos de vegetación examinados, utilizando simulaciones de lluvia a pequeña escala. Los diferentes tipos de vegetación (matorral desértico rosetófilo, matorral desértico micrófilo y matorral crassicaule) tenían parches densos, parches de cobertura media e inter-parches en la cobertura del suelo. Las respuestas hidrológicas y de erosión difirieron consistentemente entre los tipos de parches y los inter-parches en los diferentes tipos de vegetación. Los inter-parches tuvieron una alta tasa de escorrentía y producción de sedimento, mientras que los parches de cobertura media y los parches densos produjeron la menor cantidad de escorrentía y sedimentos. Estas diferencias significativas en las respuestas de los parches e inter-parches demuestra que estos micrositos son las unidades hidrológicas fundamentales para describir en funcionamiento hidrológico en los sistemas estudiados que corresponden al modelo fuente – sumidero. Cuando se ponderaron las respuestas de los parches e inter-parches con las características del paisaje (e. g. proporción de cada tipo de parches) dentro de cada tipo de vegetación, se encontró que la escorrentía, la producción de sedimentos y la organización del paisaje fueron similares entre los tipos de vegetación esto es un indicador de que ambas escalas (parche y tipo de vegetación) son complementarias, ya que una menor cantidad de parches puede ser compensada por la presencia de parches con una alta capacidad de infiltración. Con fines prácticos, los índices de infiltración y estabilidad del método Landscape Function Analysis (LFA) han sido empleados ampliamente para dar seguimiento a la funcionalidad eco-hidrológica

en ecosistemas áridos y semiáridos del mundo. Sin embargo, solo en contadas ocasiones estos índices han sido validados con mediciones de infiltración y producción de sedimentos. En este sentido, en este trabajo se encontró una baja explicación de la variabilidad de la infiltración y erosión usando estos índices del LFA deben de ser utilizados con mayor precaución, ya que los resultados sugieren que no funcionan de manera satisfactoria en las áreas de estudio.

El conocimiento detallado de las respuestas de las unidades ecológicas fundamentales (parches e inter-parches) fue de vital importancia para conocer las áreas disfuncionales desde una perspectiva eco-hidrológica a escala de microcuenca. Los coeficientes de escorrentía y producción de sedimentos medidos con simulación de lluvia fueron integrados con la distribución espacial de la cobertura del suelo, con la cubierta de parches e inter-parches y con la dirección de la pendiente y áreas de acumulación de flujo para identificar las rutas potenciales de pérdida de escorrentía y sedimentos (Capítulo 3). Los índices de conectividad hidrológica representaron espacialmente estas rutas y proveen información vital para estrategias de conservación de suelos y agua, ya que el conocer las áreas con mayor conectividad eco-hidrológica permite priorizar el establecimiento de obras orientadas a retener agua y suelo. Se tiene evidencia que en el transcurso del tiempo la conectividad hidrológica ha aumentado en las dos áreas de estudio, lo que implica una mayor pérdida de recursos escasos, posiblemente debido a la influencia minera como a otros usos de suelo como a la ganadería extensiva.

El Capítulo 4 reporta como resultados la clasificación de las capas temáticas (factores) usadas para el análisis multicriterio, dicha clasificación se realizó a partir de capas raster de una resolución espacial de 5 x 5 m. La clasificación de cada raster representó un valor de las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea con respecto al factor. Los valores elevados representan un potencial alto para ser zonas potenciales de recarga. Posteriormente, se obtuvo

la ponderación para cada una de las capas, encontrándose que la capa más importante para el análisis es la pendiente. Finalmente se obtuvieron los mapas de las zonas potenciales naturales de recarga de agua subterránea para las dos zonas de estudio. Para ambos casos, los resultados coinciden en que las partes bajas de la cuenca en donde existan zonas preferenciales que faciliten la infiltración de agua subterránea (e. g. fallas o zonas de mayor conductividad hidráulica en los cauces de arroyos) son las que presentan las mejores condiciones para que se dé la recarga potencial a partir de la precipitación más óptima para recarga de agua subterránea.

### **5.3 Conclusiones finales**

- Los parches e inter-parches difieren en respuestas hidrológicas y erosión, los parches formados por arbustos, herbáceas, hojarasca, fragmentos de roca produjeron las menores cantidades de escorrentía y sedimento, por lo que juegan un papel importante en la retención de estos recursos escasos.
- Las respuestas hidrológicas a nivel de tipo de vegetación fueron similares, ya que la capacidad de retención a escala de parche se compensa con el número y tamaño de parches dentro de los tipos de vegetación.
- La conectividad hidrológica fue mayor para las fechas recientes en las dos zonas de estudio, lo que indica que se puede generar un alto transporte de escorrentía y sedimentos hacia la parte baja o fuera de la cuenca.

- El mapa final de las zonas potenciales de aguas subterráneas se puede utilizar como una guía inicial para la evaluación de los recursos de agua subterránea y su gestión.
- Este estudio puede servir como base para realizar restauración ecológica dentro de los planes de abandono de minas, ya que proporciona información sobre la funcionalidad de los sitios estudiados, mismos que pueden ser considerados como una referencia para la restauración.
- Al integrar las propiedades hidrológicas y de erosión a escala detallada y las características del paisaje, la restauración desde una perspectiva eco-hidrológica puede ser más exitosa, ya que se pueden priorizar áreas que requieran el establecimiento de parches funcionales en el paisaje.

### **Agradecimientos**

Este estudio fue financiado con el apoyo del proyecto (CONACYT - FORDECYT: 2012 - 01. Clave: 190966) "Análisis, diagnóstico y desarrollo de estrategias para el uso sostenible del agua y la energía en la industria minera, con un enfoque y capacitación multidisciplinarios. de los recursos humanos en ciencias de la tierra ". Se otorgó una beca de doctorado del Consejo Mexicano de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a E. B. B.

## Referencias

- Abdalla, F. (2012). Mapping of groundwater prospective zones using remote sensing and GIS techniques: a case study from the Central Eastern Desert, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 70, 8-17. doi:10.1016/j.jafrearsci.2012.05.003
- Abesser, C., Shand, P., Gooddy, D., Peach, D. (2008). Rhe role of alluvial valley deposits in groundwater-surface water exchange in a Chalk river. *IAHS Publ*, 321, 11-20.
- Adeyeye, O. A., Ikpokonte, E. A., Arabi, S. A. (2018). GIS-based groundwater potential mapping within Dengi area, North Central Nigeria. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*. doi:10.1016/j.ejrs.2018.04.003
- Adiat, K. A. N., Nawawi, M. N. M., Abdullah, K. (2012). Assessing the accuracy of GIS-based elementary multi criteria decision analysis as a spatial prediction tool – A case of predicting potential zones of sustainable groundwater resources. *Journal of Hydrology*, 440-441, 75-89. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.03.028
- Akinlalu, A. A., Adegbuyiro, A., Adiat, K. A. N., Akeredolu, B. E., Lateef, W. Y. (2017). Application of multi-criteria decision analysis in prediction of groundwater resources potential: A case of Oke-Ana, Ilesa Area Southwestern, Nigeria. *NRIAG Journal of Astronomy and Geophysics*, 6(1), 184-200. doi:10.1016/j.nrjag.2017.03.001
- Al-Ruzouq, R., Shanableh, A., Merabtene, T., Siddique, M., Khalil, M. A., Idris, A., Almulla, E. (2019). Potential groundwater zone mapping based on geo-hydrological considerations and multi-criteria spatial analysis: North UAE. *Catena*, 173, 511-524. doi:10.1016/j.catena.2018.10.037
- Ali, G. A., Roy, A. G. (2009). Revisiting Hydrologic Sampling Strategies for an Accurate Assessment of Hydrologic Connectivity in Humid Temperate Systems. *Geography Compass*, 3(1), 350-374. doi:10.1111/j.1749-8198.2008.00180.x
- Ali, G. A., Roy, A. G. (2010). Shopping for hydrologically representative connectivity metrics in a humid temperate forested catchment. *Water Resources Research*, 46, W12544. doi:10.1029/2010wr009442
- Antoine, M., Javaux, M., Biielders, C. (2009). What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the micro-topography at the plot scale? *Advances in Water Resources*, 32(8), 1297-1310. doi:10.1016/j.advwatres.2009.05.006
- ASF DAAC. (2015). *ALOS PALSAR\_Radiometric\_Terrain\_Corrected\_high\_res; Includes Material* © JAXA/METI 2007. Accessed through ASF DAAC 21 November 2017. DOI: 10.5067/Z97HFCNKR6VA.
- Ayazi, M. H., Pirasteh, S., Arvin, A. K. P., Pradhan, B., Nikouravan, B., Mansor, S. (2010). Disasters and risk reduction in groundwater: Zagros mountain Southwest Iran using geoinformatics techniques. *Disaster Advances*, 3(1), 51-57.
- Barbosa-Briones, E., Cardona-Benavides, A., Reyes-Hernández, H., Muñoz-Robles, C. (2019). Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 168, 36-45. doi:10.1016/j.jaridenv.2019.05.005
- Barboza-Gudiño, J. R., Hope, M., Gómez-Anguiano, M., Martínez-Macías, P. R. (2004). Aportaciones para la interpretación estratigráfica y estructural de la porción noroccidental de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(3), 299-319.
- Bautista, S., Mayor, Á. G., Bourakhouadar, J., Bellot, J. (2007). Plant Spatial Pattern Predicts Hillslope Runoff and Erosion in a Semiarid Mediterranean Landscape. *Ecosystems*, 10(6), 987-998. doi:10.1007/s10021-007-9074-3

- Beaugendre, N., Malam Issa, O., Choné, A., Cerdan, O., Desprats, J.-F., Rajot, J. L., Sannier, C., Valentin, C. (2017). Developing a predictive environment-based model for mapping biological soil crust patterns at the local scale in the Sahel. *Catena*, 158, 250-265. doi:10.1016/j.catena.2017.06.010
- Belnap, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrological cycles. *Hydrological Processes*, 20(15), 3159-3178. doi:10.1002/hyp.6325
- Berdugo, M., Kéfi, S., Soliveres, S., Maestre, F. T. (2017). Plant spatial patterns identify alternative ecosystem multifunctionality states in global drylands. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0003. doi:10.1038/s41559-016-0003
- Berlanga, S. V., Rubio, H. M. J., Vilà, B. R. (2013). Cómo aplicar árboles de decisión en SPSS. *REIRE. Revista d'Innovació i Recerca en Educació*, 6, 65-79.
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75(3), 268-277. doi:10.1016/j.catena.2008.07.006
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G. A., Tetzlaff, D., Smith, M. W., Reaney, S. M., Roy, A. G. (2013). Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews*, 119, 17-34. doi:10.1016/j.earscirev.2013.02.001
- Breshears, D. D., Whicker, J. J., Johansen, M. P., Pinder, J. E. (2003). Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28(11), 1189-1209. doi:10.1002/esp.1034
- Brunner, P., Hendricks Franssen, H. J., Kgotlhang, T., Bauer-Gottwein, P., Kinzelbach, W. (2007). How can remote sensing contribute in groundwater modeling? *Hydrogeology Journal*, 15(1), 5-18. doi:10.1007/s10040-006-0127-z
- Castellanos, A. E., Celaya-Michel, H., Rodríguez, J. C., Wilcox, B. P. (2016). Ecohydrological changes in semiarid ecosystems transformed from shrubland to buffelgrass savanna. *Ecohydrology*, 9(8), 1663-1674. doi:10.1002/eco.1756
- Cataño Álvarez, S., Osorio Yepesb, S., Montoya Monsalvec, J. J., Contreras Trujillod, C. Y., Vargas Martínezd, N. O., Zambrano Nájera, J. C., Vélez Upegui, J. J., Vélez Upegui, J. I. (2016). *Modelo de estimación y distribución espacial de tasas medias de producción de sedimento en cuencas tropicales de montaña*. Paper presented at the XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Lima, Perú.
- Cavalli, M., Trevisant, S., Comiti, F., Marchi, L. (2013). Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology*, 188, 31-41. doi:10.1016/j.geomorph.2012.05.007
- Cerdà, A. (2001). Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science*, 52(1), 59-68. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00354.x
- Clark Labs. (2012). IDRISI: The Selva Edition (Version 17): Clark University.
- Coelho, V. H. R., Montenegro, S., Almeida, C. N., Silva, B. B., Oliveira, L. M., Gusmão, A. C. V., Freitas, E. S., Montenegro, A. A. A. (2017). Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. *Journal of Hydrology*, 548, 1-15. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.02.054
- Cotler, H., Priego, A. (2007). El análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: caso de la cuenca Lerma-Chapala. In H. Cotler (Ed.), *El manejo integral de cuencas en México*. (pp. 79-89). México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).

- Crema, S., Cavalli, M. (2018). SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. *Computers & Geosciences*, *111*, 39-45. doi:10.1016/j.cageo.2017.10.009
- Croke, J., Mockler, S., Fogarty, P., Takken, I. (2005). Sediment concentration changes in runoff pathway from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity. *Geomorphology*, *68*, 257-268.
- Crosbie, R. S., Davies, P., Harrington, N., Lamontagne, S. (2015). Ground truthing groundwater-recharge estimates derived from remotely sensed evapotranspiration: a case in South Australia. *Hydrogeology Journal*, *23*, 335-350. doi:10.1007/s10040-014-1200-7
- Czuba, J. A., Foufoula-Georgiou, E. (2014). A network-based framework for identifying potential synchronizations and amplifications of sediment delivery in river basins. *Water Resources Research*, *50*(5), 3826–3851. doi:10.1002/2013WR014227
- Czuba, J. A., Foufoula-Georgiou, E. (2015). Dynamic connectivity in a fluvial network for identifying hotspots of geomorphic change. *Water Resources Research*, *51*(3), 1401–1421. doi:10.1002/2014WR016139
- Dar, I. A., Sankar, K., Dar, M. A. (2010). Remote sensing technology and geographic information system modeling: an integrated approach towards the mapping of groundwater potential zones in Hardrock terrain, Mamundiyyar basin. *Journal of Hydrology*, *394*(3-4), 285-295. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.08.022
- Delin, G. N., Healy, R. W., Lorenz, D. L., Nimmo, J. R. (2007). Comparison of local- to regional-scale estimates of ground-water recharge in Minnesota, USA. *Journal of Hydrology*, *334*(1-2), 231-249. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.10.010
- Dey, S. (2014). Delineation of ground water prosoect zones using remote sensing, GIS techniques - A casde study of Baghmundi development block of Puruliya District, West Bengal. *International Journal of Geology, Earth & Environmental Sciences*, *4*(2), 62-72.
- Digital Globe. (2015). WorldView 2: technical information. Digital Globe Inc. Retrieved from <https://www.digitalglobe.com/resources/technical-information>
- Eldridge, D. J., Greene, R. S. (1994). Microbiotic soil crusts: a review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Australian Journal of Soil Research*, *32*(3), 389-415. doi:10.1071/SR9940389
- Eldridge, D. J., Val, J., James, A. I. (2011). Abiotic effects predominate under prolonged livestock-induced disturbance. *Austral Ecology*, *36*(4), 367–377. doi:10.1111/j.1442-9993.2010.02159.x
- Eldridge, D. J., Zaady, E., Shachak, M. (2002). Microphytic crusts, shrub patches and water harvesting in the Negev Desert: the Shikim system. *Landscape Ecology*, *17*(6), 587-597. doi:10.1023/A:1021575503284
- ESRI. (2014). ArcGIS Desktop (Version 10.3). Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fan, J., Oestergaard, K. T., Guyot, A., Lockington, D. A. (2014). Estimating groundwater recharge and evapotranspiration from water table fluctuations under three vegetation covers in a coastal sandy aquifer of subtropical Australia. *Journal of Hydrology*, *519*, 1120-1129. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.08.039
- Fenta, A. A., Kifle, A., Gebreyohannes, T., Hailu, G. (2015). Spatial analysis of groundwater potential using remote sensing and GIS-based multi-criteria evaluation in Raya Valley,



- northern Ethiopia. *Hydrogeology Journal*, 23(1), 195-206. doi:10.1007/s10040-014-1198-x
- Franz, T. E., Caylor, K. K., King, E. G., Nordbotten, J. M., Celia, M. A., Rodríguez-Iturbe, I. (2012). An ecohydrological approach to predicting hillslope-scale vegetation patterns in dryland ecosystems. *Water Resources Research*, 48(1), n/a-n/a. doi:10.1029/2011WR010524
- Fu, B., Liu, Y., Lü, Y., He, C., Zeng, Y., Wu, B. (2011). Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity*, 8(4), 284–293. doi:10.1016/j.ecocom.2011.07.003
- García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México, D. F.: UNAM.
- Geomatica. (2012). PCI Geomatica (Version 2012). RICHMOND HILL, Ontario, Canada: Geomatica.
- Gokmen, M., Vekerdy, Z., Lubczynski, M. W., Timmermans, J. (2013). Assessing groundwater storage changes using remote sensing-based evapotranspiration and precipitation at a large semiarid basin scale. *Journal of Hydrometeorology*, 16, 129-146. doi:10.1175/JHM-D-12-0156.1
- Good, M. K., Schultz, N. L., Tighe, M., Reid, N., Briggs, S. V. (2013). Herbaceous vegetation response to grazing exclusion in patches and inter-patches in semi-arid pasture and woody encroachment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, 125-132. doi:10.1016/j.agee.2013.08.002
- Gran, K. B., Czuba, J. A. (2017). Sediment pulse evolution and the role of network structure. *Geomorphology*, 277, 17-30. doi:10.1016/j.geomorph.2015.12.015
- Greene, R. S., Chartres, C. J., Hodgkinson, K. C. (1990). The effects of fire on the soil in a degraded semi-arid woodland. I. Cryptogam cover and physical and micromorphological properties. *Australian Journal of Soil Research*, 28(5), 755-777. doi:10.1071/SR9900755
- Greene, R. S., Kinnell, P. I., Wood, J. T. (1994). Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil erosion from semi-arid wooded rangelands. *Australian Journal of Soil Research*, 32(5), 953-973. doi:10.1071/SR9940953
- Greene, R. S., Valentin, C., Esteves, M. (2001). Runoff and erosion processes. In D. Tongway, C. Valentin, J. Seghier (Eds.), *Banded Vegetation Patterning in Arid and Semiarid Environments* (pp. 52-76). New York: Springer-Verlag.
- Gumma, M. K., Pavelic, P. (2013). Mapping of groundwater potential zones across Ghana using remote sensing, geographic information systems and spatial modeling. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(4), 3561-3579. doi:10.1007/s10661-012-2810-y
- Hammouri, N., El-Naqa, A., Barakat, M. (2012). An integrated approach to groundwater exploration using remote sensing and geographic information system. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(9), 717-724. doi:10.4236/jwarp.2012.49081
- Hart, R. H., Frasier, G. W. (2003). Bare ground and litter as estimators of runoff on short -and mexed- grass prairie. *Arid Land Research and Management*, 17(4), 485-490. doi:10.1080/713936119
- IBM Corp. Released. (2016). IBM SPSS Statistics for Windows, Trial version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Ibrahim-Bathis, K., Ahmed, S. A. (2016). Geospatial technology for delineating groundwater potential zones in Doddahalla watershed of Chitradurga district, India. *The Egyptian*

- Journal of Remote Sensing and Space Science*, 19(2), 223-234.  
doi:10.1016/j.ejrs.2016.06.002
- INEGI. (2002). *Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí*. Retrieved from México:
- INEGI. (2017). Modelo digital de elevación tipo superficie con 5m de resolución derivado de datos de sensores remotos satelitales y aerotransportados. *Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México*.
- ISSS. (1929). Minutes of the first commission meetings. *Int. Congr. Soil Science. Trans. First Comm. International Society of Soil Science*, 4, 215–220.
- James, L. A., Monohan, C., Ertis, B. (2019). Long-term hydraulic mining sediment budgets: Connectivity as a management tool. *Sci Total Environ*, 651(Pt 2), 2024-2035. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.358
- Jencso, K. G., McGlynn, B. L. (2011). Hierarchical controls on runoff generation: Topographically driven hydrologic connectivity, geology, and vegetation. *Water Resources Research*, 47(11). doi:10.1029/2011wr010666
- Jenifer, M. A., Jha, M. K. (2017). Comparison of Analytic Hierarchy Process, Catastrophe and Entropy techniques for evaluating groundwater prospect of hard-rock aquifer systems. *Journal of Hydrology*, 548, 605-624. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.03.023
- Keesstra, S., Nunes, J. P., Saco, P., Parsons, T., Poepl, R., Masselink, R., Cerda, A. (2018). The way forward: Can connectivity be useful to design better measuring and modelling schemes for water and sediment dynamics? *Sci Total Environ*, 644, 1557-1572. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.342
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C. L., Pueyo, Y., Papanastasis, V. P., ElAich, A., de Ruiter, P. C. (2007). Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, 449, 213-217.
- Konkul, J., Rojborwornwittaya, W., Chotpantarat, S. (2014). Hydrogeologic characteristics and groundwater potentiality mapping using potential surface analysis in the Huay Sai area, Phetchaburi province, Thailand. *Geosciences Journal*, 18(1), 89-103. doi:10.1007/s12303-013-0047-6
- Kumar, M. U., Rao, K. V., Mishra, P. K., Vittal, K. P., Sharma, K. L., Narsimlu, B., Venkanna, K. (2005). Soil infiltration, runoff and sediment yield from a shallow soil with varied stone cover and intensity of rain. *European Journal of Soil Science*, 56(4), 435-443. doi:10.1111/j.1365-2389.2004.00687.x
- Kurc, S. A., Small, E. E. (2007). Soil moisture variations and ecosystem-scale fluxes of water and carbon in semiarid grassland and shrubland. *Water Resources Research*, 43, W06416.
- Labarthe-Hernández, G., Tristán-González, M. (1978). Cartografía Geológica Hoja San Luis Potosí: Instituto de Geología y Metalurgia, U.A.S.L.P., Folleto Técnico No. 59, 41 p. .
- Labarthe-Hernández, G., Tristán-González, M., Aranda-Gómez, J. J. (1982). Revisión estratigráfica del Cenozoico de la parte central del Estado de San Luis Potosí: : Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología y Metalurgia, Folleto Técnico 85.
- Lane, S. N., Reaney, S. M., Heathwaite, A. L. (2009). Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index. *Water Resources Research*, 45(8). doi:10.1029/2008wr007336
- Li, X., Ling, F., Foody, G. M., Ge, Y., Zhang, Y., Du, Y. (2017). Generating a series of fine spatial and temporal resolution land cover maps by fusing coarse spatial resolution

- remotely sensed images and fine spatial resolution land cover maps. *Remote Sensing of Environment*, 196, 293-311. doi:10.1016/j.rse.2017.05.011
- Lucas, M. C., Oliveira, P. T. S., Melo, D. C. D., Wendland, E. (2015). Evaluation of remotely sensed data for estimating recharge over the Guarani Aquifer System outcrop zones. *Hydrogeology Journal*, 23(5), 961-969. doi:10.1007/s10040-015-1246-1
- Ludwig, J. A., Eager, R. W., Bastin, G. N., Chewings, V. H., Liedloff, A. C. (2002). A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing. *Landscape Ecology*, 17, 157-171.
- Ludwig, J. A., Tongway, D. J. (1995a). Desertification in Australia: an eye to grass roots and landscapes. *Environ Monit Assess*, 37(1-3), 231-237. doi:10.1007/BF00546891
- Ludwig, J. A., Tongway, D. J. (1995b). Spatial organisation of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecol.*, 10(1), 51-63. doi:10.1007/BF00158553
- Ludwig, J. A., Tongway, D. J., Marsden, S. G. (1999). Stripes, strands or stipples: modelling the influence of three landscape banding patterns on resource capture and productivity in semi-arid woodlands, Australia. *Catena*, 37(1-2), 257-273. doi:10.1016/S0341-8162(98)00067-8
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288-297. doi:10.1890/03-0569
- Maestre, F. T., Puche, M. D. (2009). Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. *Applied Soil Ecology*, 41(3), 342-350. doi:10.1016/j.apsoil.2008.12.007
- Magesh, N., Chandrasekar, N., Soundranayagam, J. P. (2012). Delineation of groundwater potential zones in Theni district, Tamil Nadu, using remote sensing, GIS and MIF techniques. *Geoscience Frontiers*, 3(2), 189-196. doi:10.1016/j.gsf.2011.10.007
- Manap, M. A., Nampak, H., Pradhan, B., Lee, S., Sulaiman, W. N. A., Ramli, M. F. (2012). Application of probabilistic-based frequency ratio model in groundwater potential mapping using remote sensing data and GIS. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(2), 711-724. doi:10.1007/s12517-012-0795-z
- Maneta, M., Schnabel, S., Jetten, V. (2008). Continuous spatially distributed simulation of surface and subsurface hydrological processes in a small semiarid catchment. *Hydrological Processes*, 22, 2196-2214.
- Manson, A. D., Jewitt, D., Short, A. D. (2007). Effects of season and frequency of burning on soils and landscape functioning in a moist montane grassland. *African Journal of Range and Forage Science*, 24(1), 9-18. doi:10.2989/102201107780178177
- Mayor, A. G., Bautista, S. (2012). Multi-scale evaluation of soil functional indicators for the assessment of water and soil retention in Mediterranean semiarid landscapes. *Ecological Indicators*, 20, 332-336. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.003
- Mayor, A. G., Bautista, S., Bellot, J. (2011). Scale-dependent variation in runoff and sediment yield. 397, 128-135. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.039
- Mayor, A. G., Bautista, S., Bellot, J. (2009). Factors and interactions controlling infiltration, runoff, and soil loss at the microscale in a patchy Mediterranean semiarid landscape. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(12), 1702-1711. doi:10.1002/esp.1875
- Mayor, A. G., Bautista, S., Small, E. E., Dixon, M., Bellot, J. (2008). Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography:

- A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resources Research*, 4(10). doi:10.1029/2007WR006367
- McDonald, S. E., Reid, N., Waters, C. M., Smith, R., Hunter, J. (2018). Improving ground cover and landscape function in a semi-arid rangeland through alternative grazing management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 8-14. doi:10.1016/j.agee.2018.08.021
- Measey, G. J., Armstrong, A. J., Hanekon, C. (2009). Subterranean herpetofauna show a decline after 34 years in Ndumu Game Reserve, South Africa. *Oryx*, 43, 248-287.
- Merino-Martín, L., Breshears, D. D., Moreno-de las Heras, M., Villegas, J. C., Pérez-Domingo, S., Espigares, T., Nicolau, J. M. (2012). Ecohydrological Source-Sink Interrelationships between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties along a Disturbance Gradient Reveal a Restoration Threshold *Restoration Ecology*, 20(3), 360-368. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00776.x
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling and Software*, 18, 761-799.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Montaña, C., Seghieri, J., Cornet, A. (2001). *Vegetation dynamics: recruitment and regeneration in two-phase mosaics*. In: Tongway, D., Valentin, C., Seghieri, J. (Eds.), *Banded Vegetation Patterning in Arid and Semiarid Environments*. New York, pp. 132–145: Springer-Verlag.
- Montenegro, A. A. A., Ragab, R. (2010). Hydrological response of a Brazilian semiarid catchment to different land use and climate change scenarios: modeling study. *Hydrological Processes*, 24(19), 2705-2723. doi:10.1002/hyp.7825
- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J. M., Merino-Martín, L., Wilcox, B. P. (2010). Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resources Research*, 46. doi:10.1029/2009WR007875
- Münch, Z., Conrad, J. E., Gibson, L. A., Palmer, A. R., Hughes, D. (2013). Satellite earth observation as a tool to conceptualize hydrogeological fluxes in the Sandveld, South Africa. *Hydrogeology Journal*, 21(5), 1053-1070. doi:10.1007/s10040-013-1004-1
- Muñoz-Robles, C., Frazier, P., Tighe, M., Reid, N., Briggs, S. V., Wilson, B. (2011b). Assessing ground cover at patch and hillslope scale in semi-arid woody vegetation and pasture using fused Quickbird data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 14(1), 94-102. doi:10.1016/j.jag.2011.08.010
- Muñoz-Robles, C., Reid, N., Tighe, M., Briggs, S. V., Wilson, B. (2011a). Soil hydrological and erosional responses in areas of woody encroachment, pasture and woodland in semi-arid Australia. *Journal of Arid Environments*, 75(10), 936-945. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.05.008
- Muñoz-Robles, C., Reid, N., Tighe, M., Briggs, S. V., Wilson, B. (2011a). Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia. *Geoderma*, 160(3-4), 524-534. doi:10.1016/j.geoderma.2010.10.024
- Muñoz-Robles, C., Tighe, M., Reid, N., Frazier, P., Briggs, S., Wilson, B. (2013). A two-step up-scaling method for mapping runoff and sediment production from pasture and woody encroachment on semi-arid hillslopes. *Ecohydrology*, 6, 83-93.
- Murasingh, S., Jha, R., Adamala, S. (2018). Geospatial technique for delineation of groundwater potential zones in mine and dense forest area using weighted index overlay technique. *Groundwater for Sustainable Development*, 7, 387-399. doi:10.1016/j.gsd.2017.12.001

- Nampak, H., Pradhan, B., Manap, M. A. (2014). Application of GIS based data driven evidential belief function model to predict groundwater potential zonation. *Journal of Hydrology* 513, 283-300. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.02.053
- Nearing, M. A., Kimoto, A., Nichols, M. H., Ritchie, J. C. (2005). Spatial patterns of soil erosion and deposition in two small, semiarid watersheds. *Journal of Geophysical Research*, 110. doi:10.1029/2005JF000290
- Neff, J. C., Ballantyne, A. P., Farmer, G. L., Mahowald, N. M., Conroy, J. L., Landry, C. C., Overpeck, J. T., Painter, T. H., Lawrence, C. R., Reynolds, R. L. (2008). Increasing eolian dust deposition in the western United States linked to human activity. *Nature Geoscience*, 1, 189-195. doi:10.1038/ngeo133
- Neshat, A., Pradhan, B., Pirasteh, S., Shafri, H. Z. M. (2013). Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 71(7), 3119-3131. doi:10.1007/s12665-013-2690-7
- Noy-Meir, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 25-51. doi:10.1146/annurev.es.04.110173.000325
- O'Callaghan, J. F., Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3), 323-344. doi:10.1016/S0734-189X(84)80011-0
- Ogden, C. B., Van Es, H. M., Schindelbeck, R. R. (1997). Miniature rain simulator for field measurement of soil infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 61(4), 1041-1043. doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100040008x
- Olang, L. O., Kundu, P., Bauer, T., Furst, J. (2011). Analysis of spatio-temporal land cover changes for hydrological impact assessment within the Nyando River Basin of Kenya. *Environ Monit Assess*, 179(1-4), 389-401. doi:10.1007/s10661-010-1743-6
- Ortíz-Rodríguez, A., Muñoz-Robles, C., Borselli, L. (2019). Changes in connectivity and hydrological efficiency following wildlandfires in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Science of the Total Environment*, 655, 112-128.
- Ortíz-Rodríguez, A. J., Muñoz-Robles, C., Borselli, L. (2019). Changes in connectivity and hydrological efficiency following wildland fires in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Science of the Total Environment*, 655, 112-128. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.236
- Oseji, J., Ofomola, M. (2010). Determination of groundwater flow direction in Utagba Ogbe Kingdom, Udukwa Land Area of Delta State, Nigeria. *Journal of Earth Sciences*, 4(1), 32-34. doi:10.3923/ojesci.2010.32.34
- Palmer, A. R., Killer, F. J., Avis, A. M., Tongway, D. (2001). Defining function in rangelands of the Peddie district, Eastern Cape, using Landscape Function Analysis. *African Journal of Range and Forage Science*, 18(1), 53-58. doi:10.2989/10220110109485755
- Patil, S. G., Mohite, N. M. (2014). Identification of groundwater recharge potential zones for a watershed using remote sensing and GIS. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 4(3), 485-498.
- Peñuela-Arévalo, L. A., Carrilo-Rivera, J. J. (2013). Definición de zonas de recarga y descarga de agua subterránea a partir de indicadores superficiales: Centro-sur de la Mesa Central, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 81, 18-32.
- Pinheiro, J. C., Bates, D. M. (2000). *Mixed-Effects Models in S and S-Plus* ( ed.). New York: Springer-Verlag.

- Piigdefábregas, J., Mendizábal, T. (1998). Perspectives on desertification:western Mediterranean. *Journal of Arid Environments*, 39, 209-224.
- Piigdefábregas, J., Sánchez, G. (1996). Geomorphological implications of vegetation patchiness on semi-arid slope. Anderson, M., Brooks, S., eds., *Advances in Hillslopeprocesses* (pp. 1027-1060). Wiley, London.
- Pradhan, B. (2009). Groundwater potential zonation for basaltic watersheds using satellite remote sensing data and GIS techniques. *Central European Journal of Geosciences*, 1(1), 120-129. doi:10.2478/v10085-009-0008-5
- Puigdefábregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(2), 133-147. doi:10.1002/esp.1181
- Puigdefabregas, J., Sanchez, G. (1996). Geomorphological implications of vegetation patchiness in semi-arid slopes. In M. Anderson, Brooks, S. (Ed.), *Advances in Hillslope Processes*. Wiley, London, pp. 1027-1060.
- R Development Core Team. (2009). R: a Language and Environment for Statistical Computing. The R Foundation for Statistical Computing (Version 2.9.0). Vienna. Retrieved from <https://www.r-project.org/>
- R Development Core Team. (2017). R: a language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna*. <http://www.R-project.org>.
- Read, Z. J., King, H. P., Tongway, D. J., Ogilvy, S., Greene, R. S. B., Hand, G. (2016). Landscape function analysis to assess soil processes on farms following ecological restoration and changes in grazing management. *European Journal of Soil Science*, 67(4), 409-420. doi:10.1111/ejss.12352
- Reid, K., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., McDonald, L. (1999). Runoff and erosion in a Piñon-Juniper Woodland: influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal*, 63(6), 1869–1879.
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P. J., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M., Walker, B. (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, 316(5826), 847-851. doi:10.1126/science.1131634
- Rodriguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9. doi:10.1029/1999WR900210
- Rose, R. S., Krishnan, N. (2009). Spatial analysis of groundwater potential using remote sensing and GIS in the Kanyakumari and Nambiyar basins, India. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 37(4), 681-692. doi:10.1007/s12524-009-0058-y
- Ruiz-Sinoga, J. D., Romero-Diaz, A., Ferre-Bueno, E., Martínez-Murillo, J. F. (2010). The role of soil surface conditions in regulating runoff and erosion processes on a metamorphic hillslope (Southern Spain): : Soil surface conditions, runoff and erosion in Southern Spain. *Catena*, 80(2), 131-139. doi:10.1016/j.catena.2009.09.007
- Saaty, T. L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. New York.: McGraw-Hill.
- Saaty, T. L., Vargas, L. G. (2013). *Decision Making with the Analytic Network Process* (Second ed.). New York: Springer.
- Saleh, A. (1993). Soil roughness measurement: chain method. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48, 527-529.

- Sandercock, P. J., Hooke, J. M. (2011). Vegetation effects on sediment connectivity and processes in an ephemeral channel in SE Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(3), 239-254. doi:10.1016/j.jaridenv.2010.10.005
- Sänger, H., Jetschke, G. (2004). Are assembly rules apparent in the regeneration of a former uranium mining site? In V. M. Temperton, R. J. Hoobs, T. Nuttle, S. Halle (Eds.), *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice* (pp. 305–324). Washington, USA: SER, Island Press.
- Saud, M. A. (2010). Mapping potential areas for groundwater storage in Wadi Aurnah Basin, western Arabian Peninsula, using remote sensing and geographic information system techniques. *Hydrogeology Journal*, 18(6), 1481-1495. doi:10.1007/s10040-010-0598-9
- SCT. (2015). Isoyetas de intensidad de lluvia (mm/h). *Secretaría de Comunicaciones y Transportes*. Retrieved from <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/isoyetas/>
- Senanayake, I. P., Dissanayake, D. M. D. O. K., Mayadunna, B. B., Weerasekera, W. L. (2016). An approach to delineate groundwater recharge potential sites in Ambalantota, Sri Lanka using GIS techniques. *Geoscience Frontiers*, 7(1), 115-124. doi:10.1016/j.gsf.2015.03.002
- SGM. (2002). Edición de cartas geológico-mineras y geoquímicas escala 1:50,000. *Servicio Geológico Mexicano*.
- Shaban, A., Khawlie, M., Abdallah, C. (2006). Use of remote sensing and GIS to determine recharge potential zones: the case of Occidental Lebanon. *Hydrogeology Journal*, 14(4), 433-443. doi:10.1007/s10040-005-0437-6
- Singh, S. K., Zeddies, M., Shankar, U., Griffiths, G. A. (2018). Potential groundwater recharge zones within New Zealand. *Geoscience Frontiers*, 10(3), 1065-1072. doi:10.1016/j.gsf.2018.05.018
- Szilagyi, J., Zlotnik, V. A., Gates, J. B., Jozsa, J. (2011). Mapping mean annual groundwater recharge in the Nebraska Sand Hills, USA. *Hydrogeology Journal*, 19(8), 1503-1513. doi:10.1007/s10040-011-0769-3
- Tarboton, D. (2015a). TauDEM: Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (Version 5.3). Department of Civil and Environmental Engineering, Utah State University. Retrieved from <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/index.html>
- Thapa, R., Gupta, S., Guin, S., Kaur, H. (2017). Assessment of groundwater potential zones using multi-influencing factor (MIF) and GIS: a case study from Birbhum district, West Bengal. *Applied Water Science*, 7(7), 4117-4131. doi:10.1007/s13201-017-0571-z
- Tighe, M., Reid, N., Wilson, B. R., Briggs, S. V. (2009). Invasive native scrub and soil condition in semi-arid south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environmental*, 132(3), 212-222. doi:10.1016/j.agee.2009.04.001
- Tongway, Ludwig, L. A. (1997). The conservation of water and nutrients within landscape. Ludwig, J. A., Tongway, D. J., Freudenberger, D. O., Noble, J. C., Hodgkinson, K. C., eds., *Landscape ecology, function and management: principles from Australia's rangelands* (pp. 13-22). Melbourne, Australia: CSIRO Publishing.
- Tongway, D., Ludwig, J. (2007). Landscape function as a target for restoring natural capital in semiarid Australia. In J. Aronson, S. J. Milton, J. N. Bignaut (Eds.), *Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice* (pp. 76–84). Washington: Island Press.
- Tongway, D. J., Hindley, N. (2004). *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes - with Special Reference to Minesites and Rangelands*: CSIRO Publishing: Collingwood, VIC, Australia.

- Tóth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 68(16), 4785-48112.
- Usman, M., Liedl, R., Kavousi, A. (2015). Estimation of distributed seasonal net recharge by modern satellite data in irrigated agricultural regions of Pakistan. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1463-1486. doi:10.1007/s12665-015-4139-7
- Valentin, C., D'Herbès, J. M., Poesen, J. (1999). Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena*, 37(1-2), 1-24.
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E., Oleschko, K., Hernández-Sandoval, L., Parrot, J. F., Nearing, M. A. (2010). Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena*, 80(3), 162-169. doi:10.1016/j.catena.2009.11.003
- Velázquez, A., Medina García, C., Durán Medina, E., Amador, A., Gopar Merino, L. F. (2016). Proposal for a Standardized Hierarchical System for the Classification of Vegetation in Mexico *Standardized Hierarchical Vegetation Classification : Mexican and Global Patterns* (pp. 39-56). Cham: Springer International Publishing.
- Vose, J. M., Sun, G., Ford, C. R., Bredemeier, M., Otsuki, K., Wei, X., Zhang, Z., Zhang, L. (2011). Forest ecohydrological research in the 21st century: what are the critical needs? *Ecohydrology*, 4(2), 146–158. doi:10.1002/eco.193
- Waikar, M. L., Nilawar, A. P. (2014). Identification of Groundwater Potential Zone using Remote Sensing and GIS Technique. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 3(5), 12164–12174.
- Whitford, W. G. (2002). Ecology of Desert Systems. Academic Press, an Elsevier Science Imprint, San Diego, California, 343 pp. . *Journal of Mammalogy*, 84(3), 1122-1124. doi:10.1644/1545-1542(2003)084<1122:EODS>2.0.CO;2
- Xin, Z. B., Xu, J. X., Zheng, W. (2008). Spatiotemporal variations of vegetation cover on the Chinese Loess Plateau (1981–2006): impacts of climate changes and human activities. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 51(1), 67–78.
- Yeh, H.-F., Cheng, Y.-S., Lin, H.-I., Lee, C.-H. (2016). Mapping groundwater recharge potential zone using a GIS approach in Hualian River, Taiwan. *Sustainable Environment Research*, 26(1), 33-43. doi:10.1016/j.serj.2015.09.005
- Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., Lindquist, M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 305-317. doi:10.1016/j.ufug.2018.10.014
- Ali, G. A., Roy, A. G. (2009). Revisiting Hydrologic Sampling Strategies for an Accurate Assessment of Hydrologic Connectivity in Humid Temperate Systems. *Geography Compass*, 3(1), 350-374. doi:10.1111/j.1749-8198.2008.00180.x
- Ali, G. A., Roy, A. G. (2010). Shopping for hydrologically representative connectivity metrics in a humid temperate forested catchment. *Water Resources Research*, 46, W12544. doi:10.1029/2010wr009442
- Antoine, M., Javaux, M., Bièdiers, C. (2009). What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the micro-topography at the plot scale? *Advances in Water Resources*, 32(8), 1297-1310. doi:10.1016/j.advwatres.2009.05.006
- ASF DAAC. (2015). *ALOS PALSAR Radiometric Terrain Corrected high\_res; Includes Material* © JAXA/METI 2007. Accessed through ASF DAAC 21 November 2017. DOI: 10.5067/Z97HFCNKR6VA.



- Barbosa-Briones, E., Cardona-Benavides, A., Reyes-Hernández, H., Muñoz-Robles, C. (2019). Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 168, 36-45. doi:10.1016/j.jaridenv.2019.05.005
- Barboza-Gudiño, J. R., Hope, M., Gómez-Anguiano, M., Martínez-Macías, P. R. (2004). Aportaciones para la interpretación estratigráfica y estructural de la porción noroccidental de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(3), 299-319.
- Beaugendre, N., Malam Issa, O., Choné, A., Cerdan, O., Desprats, J.-F., Rajot, J. L., Sannier, C., Valentin, C. (2017). Developing a predictive environment-based model for mapping biological soil crust patterns at the local scale in the Sahel. *Catena*, 158, 250-265. doi:10.1016/j.catena.2017.06.010
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75(3), 268-277. doi:10.1016/j.catena.2008.07.006
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G. A., Tetzlaff, D., Smith, M. W., Reaney, S. M., Roy, A. G. (2013). Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews*, 119, 17-34. doi:10.1016/j.earscirev.2013.02.001
- Cataño Álvarez, S., Osorio Yepesb, S., Montoya Monsalvec, J. J., Contreras Trujillod, C. Y., Vargas Martínezd, N. O., Zambrano Nájera, J. C., Vélez Upegui, J. J., Vélez Upegui, J. I. (2016). *Modelo de estimación y distribución espacial de tasas medias de producción de sedimento en cuencas tropicales de montaña*. Paper presented at the XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Lima, Perú.
- Cavalli, M., Trevisant, S., Comiti, F., Marchi, L. (2013). Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology*, 188, 31-41. doi:10.1016/j.geomorph.2012.05.007
- Clark Labs. (2012). IDRISI: The Selva Edition (Version 17): Clark University.
- Cotler, H., Priego, A. (2007). El análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: caso de la cuenca Lerma-Chapala. In H. Cotler (Ed.), *El manejo integral de cuencas en México*. (pp. 79-89). México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat).
- Crema, S., Cavalli, M. (2018). SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. *Computers & Geosciences*, 111, 39-45. doi:10.1016/j.cageo.2017.10.009
- Croke, J., Mockler, S., Fogarty, P., Takken, I. (2005). Sediment concentration changes in run-off pathway from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity. *Geomorphology*, 68, 257-268.
- Czuba, J. A., Foufoula-Georgiou, E. (2014). A network-based framework for identifying potential synchronizations and amplifications of sediment delivery in river basins. *Water Resources Research*, 50(5), 3826–3851. doi:10.1002/2013WR014227
- Czuba, J. A., Foufoula-Georgiou, E. (2015). Dynamic connectivity in a fluvial network for identifying hotspots of geomorphic change. *Water Resources Research*, 51(3), 1401–1421. doi:10.1002/2014WR016139
- Digital Globe. (2015). WorldView 2: technical information. Digital Globe Inc. Retrieved from <https://www.digitalglobe.com/resources/technical-information>
- ESRI. (2014). ArcGIS Desktop (Version 10.3). Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

- Fu, B., Liu, Y., Lü, Y., He, C., Zeng, Y., Wu, B. (2011). Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity*, 8(4), 284–293. doi:10.1016/j.ecocom.2011.07.003
- García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México, D. F.: UNAM.
- Geomatica. (2012). PCI Geomatica (Version 2012). RICHMOND HILL, Ontario, Canada: Geomatica.
- Good, M. K., Schultz, N. L., Tighe, M., Reid, N., Briggs, S. V. (2013). Herbaceous vegetation response to grazing exclusion in patches and inter-patches in semi-arid pasture and woody encroachment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, 125-132. doi:10.1016/j.agee.2013.08.002
- Gran, K. B., Czuba, J. A. (2017). Sediment pulse evolution and the role of network structure. *Geomorphology*, 277, 17-30. doi:10.1016/j.geomorph.2015.12.015
- INEGI. (2002). *Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí*. Retrieved from México:
- INEGI. (2017). Modelo digital de elevación tipo superficie con 5m de resolución derivado de datos de sensores remotos satelitales y aerotransportados. *Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México*.
- James, L. A., Monohan, C., Ertis, B. (2019). Long-term hydraulic mining sediment budgets: Connectivity as a management tool. *Sci Total Environ*, 651(Pt 2), 2024-2035. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.358
- Jencso, K. G., McGlynn, B. L. (2011). Hierarchical controls on runoff generation: Topographically driven hydrologic connectivity, geology, and vegetation. *Water Resources Research*, 47(11). doi:10.1029/2011wr010666
- Keesstra, S., Nunes, J. P., Saco, P., Parsons, T., Poepl, R., Masselink, R., Cerda, A. (2018). The way forward: Can connectivity be useful to design better measuring and modelling schemes for water and sediment dynamics? *Sci Total Environ*, 644, 1557-1572. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.342
- Labarthe-Hernández, G., Tristán-González, M. (1978). Cartografía Geológica Hoja San Luis Potosí: Instituto de Geología y Metalurgia, U.A.S.L.P., Folleto Técnico No. 59, 41 p. .
- Labarthe-Hernández, G., Tristán-González, M., Aranda-Gómez, J. J. (1982). Revisión estratigráfica del Cenozoico de la parte central del Estado de San Luis Potosí: : Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología y Metalurgia, Folleto Técnico 85.
- Lane, S. N., Reaney, S. M., Heathwaite, A. L. (2009). Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index. *Water Resources Research*, 45(8). doi:10.1029/2008wr007336
- Li, X., Ling, F., Foody, G. M., Ge, Y., Zhang, Y., Du, Y. (2017). Generating a series of fine spatial and temporal resolution land cover maps by fusing coarse spatial resolution remotely sensed images and fine spatial resolution land cover maps. *Remote Sensing of Environment*, 196, 293-311. doi:10.1016/j.rse.2017.05.011
- Ludwig, J. A., Eager, R. W., Bastin, G. N., Chewings, V. H., Liedloff, A. C. (2002). A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing. *Landscape Ecology*, 17, 157-171.
- Ludwig, J. A., Tongway, D. J. (1995a). Desertification in Australia: an eye to grass roots and landscapes. *Environ Monit Assess*, 37(1-3), 231-237. doi:10.1007/BF00546891

- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, *86*(2), 288-297. doi:10.1890/03-0569
- Mayor, A. G., Bautista, S., Small, E. E., Dixon, M., Bellot, J. (2008). Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography: A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resources Research*, *4*(10). doi:10.1029/2007WR006367
- McDonald, S. E., Reid, N., Waters, C. M., Smith, R., Hunter, J. (2018). Improving ground cover and landscape function in a semi-arid rangeland through alternative grazing management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *268*, 8-14. doi:10.1016/j.agee.2018.08.021
- Measey, G. J., Armstrong, A. J., Hanekon, C. (2009). Subterranean herpetofauna show a decline after 34 years in Ndumu Game Reserve, South Africa. *Oryx*, *43*, 248-287.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling and Software*, *18*, 761-799.
- Muñoz-Robles, C., Frazier, P., Tighe, M., Reid, N., Briggs, S. V., Wilson, B. (2011b). Assessing ground cover at patch and hillslope scale in semi-arid woody vegetation and pasture using fused Quickbird data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *14*(1), 94-102. doi:10.1016/j.jag.2011.08.010
- Muñoz-Robles, C., Reid, N., Tighe, M., Briggs, S. V., Wilson, B. (2011a). Soil hydrological and erosional responses in patches and inter-patches in vegetation states in semi-arid Australia. *Geoderma*, *160*(3-4), 524-534. doi:10.1016/j.geoderma.2010.10.024
- Neff, J. C., Ballantyne, A. P., Farmer, G. L., Mahowald, N. M., Conroy, J. L., Landry, C. C., Overpeck, J. T., Painter, T. H., Lawrence, C. R., Reynolds, R. L. (2008). Increasing eolian dust deposition in the western United States linked to human activity. *Nature Geoscience*, *1*, 189-195. doi:10.1038/ngeo133
- O'Callaghan, J. F., Mark, D. M. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, *28*(3), 323-344. doi:10.1016/S0734-189X(84)80011-0
- Ogden, C. B., Van Es, H. M., Schindelbeck, R. R. (1997). Miniature rain simulator for field measurement of soil infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, *61*(4), 1041-1043. doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100040008x
- Olang, L. O., Kundu, P., Bauer, T., Furst, J. (2011). Analysis of spatio-temporal land cover changes for hydrological impact assessment within the Nyando River Basin of Kenya. *Environ Monit Assess*, *179*(1-4), 389-401. doi:10.1007/s10661-010-1743-6
- Ortíz-Rodríguez, A., Muñoz-Robles, C., Borselli, L. (2019). Changes in connectivity and hydrological efficiency following wildlandfires in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Science of the Total Environment*, *655*, 112-128.
- Puigdefábregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, *30*(2), 133-147. doi:10.1002/esp.1181
- R Development Core Team. (2017). R: a language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna*. <http://www.R-project.org>.
- Reid, K., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., McDonald, L. (1999). Runoff and erosion in a Piñon-Juniper Woodland: influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal*, *63*(6), 1869-1879.

- Sandercock, P. J., Hooke, J. M. (2011). Vegetation effects on sediment connectivity and processes in an ephemeral channel in SE Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(3), 239-254. doi:10.1016/j.jaridenv.2010.10.005
- SCT. (2015). Isoyetas de intensidad de lluvia (mm/h). *Secretaría de Comunicaciones y Transportes*. Retrieved from <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/isoyetas/>
- SGM. (2002). Edición de cartas geológico-mineras y geoquímicas escala 1:50,000. *Servicio Geológico Mexicano*.
- Tarboton, D. (2015a). TauDEM: Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (Version 5.3). Department of Civil and Environmental Engineering, Utah State University. Retrieved from <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/index.html>
- Tongway, D. J., Hindley, N. (2004). *Landscape Function Analysis: Procedures for Monitoring and Assessing Landscapes - with Special Reference to Minesites and Rangelands*: CSIRO Publishing: Collingwood, VIC, Australia.
- Valentin, C., D'Herbès, J. M., Poesen, J. (1999). Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena*, 37(1-2), 1-24.
- Vose, J. M., Sun, G., Ford, C. R., Bredemeier, M., Otsuki, K., Wei, X., Zhang, Z., Zhang, L. (2011). Forest ecohydrological research in the 21st century: what are the critical needs? *Ecohydrology*, 4(2), 146–158. doi:10.1002/eco.193
- Xin, Z. B., Xu, J. X., Zheng, W. (2008). Spatiotemporal variations of vegetation cover on the Chinese Loess Plateau (1981–2006): impacts of climate changes and human activities. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 51(1), 67–78.
- Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., Lindquist, M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 305-317. doi:10.1016/j.ufug.2018.10.014