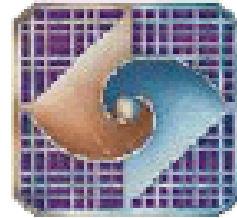


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA



**FACULTAD
DE CIENCIAS**



**Estimaciones de la cobertura vegetal y del
suelo en el noroeste de Baja California y
su aplicación a la modelación de la erosión**

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias presenta:

Miguel Angel González Botello

Ensenada Baja California, enero de 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS

Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas

***Estimaciones de la cobertura vegetal y del
suelo en el noroeste de Baja California y
su aplicación a la modelación de la erosión***

Tesis que para obtener el grado de Maestro en Ciencias
presenta

Miguel Angel González Botello

Director de Tesis:
Dr. Stephen H. Bullock

Sinodales:

Dra. Martha Ileana Espejel Carbajal

Dra. Juana Claudia Leyva Aguilera

Dr. Roberto Martínez Gallardo

Agradecimientos

Quiero agradecer al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por haberme proporcionado una beca para realizar mis estudios de posgrado en la Universidad Autónoma de Baja California. Además de financiar el proyecto Flujos TERMAR (*Flujos TERMAR: Enumerating CO² sources and sinks in a regional coastal terrestrial and marine habitat matrix*) con clave de proyecto CONACyT V43422-F. Además al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) por haberme incluido en el programa de becas a miembros de dicho sistema. Así como el financiamiento proveído por el Dr. Steven V. Smith, del proyecto interno del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE),

Al Dr. Stephen H. Bullock, de la División de Biología Experimental y Aplicada, del CICESE, por haberme aceptado como tesista en su laboratorio y por todas las facilidades que me proporcionó, incluyendo la beca SNI, la preciada ayuda del personal a su cargo, su acervo bibliográfico, así como su valioso tiempo tanto en gabinete como en campo. La experiencia de aprendizaje con usted fue de gran ayuda para mi formación tanto académica como profesional. Además mi más fuerte agradecimiento por el trabajo tan intenso en la escritura del artículo de investigación que representa el corazón de este trabajo.

A la Dra. Ileana Espejel Carbajal del Programa de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, de la UABC, por todas las facilidades para concluir en tiempo y forma mis estudios de posgrado, por formar parte de mi comité de tesis, así como por todas las enseñanzas y consejos que recibí de su parte durante mi permanencia en Ensenada.

Al Dr. Roberto Martínez Gallardo del Programa de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, de la UABC por acceder a ser parte del comité de tesis, así como a sus atinados consejos para el desarrollo de esta investigación, además de compartir sus conocimientos a lo largo de mi formación en el programa de maestría, tanto en las aulas como en campo.

A la Dra. Claudia Leyva Aguilera del Programa de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, de la UABC, por ser parte del comité de tesis y por apoyarme durante todo el posgrado, valoro mucho los consejos que recibí estos años en Ensenada.

Al Dr. Stephen V. Smith por sus importantes aportaciones de logística, comentarios y por la facilitación de datos y literatura, así como al M.C. Alejandro Hinojosa Corona, por sus consejos, así como por facilitar infraestructura y datos al proyecto, por realizar valiosos comentarios al proyecto.

A Mario Salazar Ceseña por todo su apoyo en campo, incluyendo la identificación taxonómica de las especies de flora, aprendí mucho en las salidas a campo contigo.

A Eulogio López Reyes por acompañarme en mis últimos sitios de muestreo, así como por todo tu apoyo el día que maldije aquella roca de granito con la que me fui a hacer un esguince en el tobillo.

A Dolores Gasca por el procesamiento de las muestras de materia orgánica de las muestras de suelo que colectamos.

A Margarita Barba Platas mi amada compañía durante años... fuente de motivación e inspiración para tratar de ser mejor cada día, agradezco el siempre esperarme y apoyarme en mis decisiones.

A mis Padres Mario Ervey González Sánchez y Hermila Botello de González que han forjado mi carácter, que nunca han dejado de darme ejemplos a seguir. Siempre han recibido mi admiración, gracias por su amor.

A mis hermanos Mario Ervey y Juan Pablo González Botello, por siempre apoyarme en mi formación personal y académica. Desde las tareas de primaria hasta sus consejos en mi vida laboral y personal.

A Mario Guerrero Madriles, por haberme facilitado mi estancia en Ensenada, por haber sido un excelente compañero de casa, gracias por tu invaluable amistad.

A Diana Kusters Viale, por formar parte de las cosas de Ensenada que me llevo en el alma, gracias por toda tu ayuda, fueron momentos muy especiales que no quiero olvidar.

A mis compañeras de maestría Angela Ferrer Vega y Verónica Palacios Chávez por haberme brindado su amistad a lo largo de mi estancia en la Maestría, el tiempo que pasé con ustedes lo considero de un valor incalculable.

1. RESUMEN

Se llevó a cabo un estudio para analizar la cubierta vegetal, así como los rasgos del suelo que afectan las tasas de erosión en los matorrales y chaparrales del noroeste de Baja California. El muestreo fue cuidadosamente estratificado para representar la variación de la fisiografía y cubierta vegetal a nivel cuenca. La cubierta vegetal mostró una moda amplia 51-80%. La altura de goteo fue mayormente determinada por la frecuencia de puntos con exposición a cielo abierto ($r^2 = 0.93$) y su promedio fue generalmente mayor al del promedio de la altura de la vegetación. En contraste, la altura de goteo en los puntos bajo el dosel fue relacionada a la altura de las plantas ($r^2 = 0.88$) y nunca fue mayor a 0.32 m.; la mayor parte de las obstrucciones al goteo fueron las ramas, no las hojas. La cubierta del suelo por mantillo, gravas, etc., tuvo una tendencia a valores altos (más del 31% de los sitios tuvo una cubierta promedio de más del 90%) pero no fue determinada fuertemente por la cubierta vegetal ($r^2 = 0.34$). La rugosidad del suelo fue proporcional al gradiente de altitud, sugiriendo que esta indica erosión, más que prevenirla. Ni la fisiografía ni la asociación vegetal fueron factores importantes en determinar C, pero se sugiere que podría ser crítica la incorporación de la frecuencia de incendios. El Factor C de RUSLE fue generalmente bajo (media de 0.18), debida a la alta cubierta de superficie del suelo, a pesar del dosel abierto. Sin embargo el rango de C fue de más de dos órdenes de magnitud. Es pertinente mencionar que para el área de estudio, el índice propuesto por De Jong para calcular C, probablemente subestima de manera muy importante la protección del suelo, principalmente por rocas y materia orgánica, por lo cual los cálculos realizados anteriormente para el área de estudio, muy probablemente sobreestimen la erosión. Se sugiere seguir investigando la posibilidad de utilizar percepción remota para la estimación de la materia orgánica en el suelo, la cual es de gran importancia para la estimación de la erosión.

2. ABSTRACT

Vegetation and surface features known to affect erosion rates were studied in shrublands of northwestern Baja California. Sampling was carefully stratified to represent watershed-level variation in physiography and cover. Cover by plants showed a broad mode of c. 51-80%. Mean drip height was largely determined by the frequency of points open to the sky ($r^2 = 0.93$) and its average was usually greater than vegetation height. In contrast, drip height at points under canopy was related to plant height ($r = 0.88$) and was never above 0.32 m; most obstructions were branches, not leaves. Ground cover, by litter, gravel, etc., was skewed to high values (>31% of sites had mean ground cover >90%) but was not strongly determined by plant cover ($r^2 = 0.34$). Only 38% of interplant points had bare soil. Litter mass was best predicted as a linear function of plant height ($r^2 = 0.60$) and was not closely related to the spatial measure of ground cover ($r = 0.33$). Soil roughness was proportional to slope gradient, suggesting it indicates, rather than impedes, erosion. Neither physiography nor species associations were strong factors in determining C, but we suggest that incorporating fire frequency and intensity may be critical. The RUSLE C factor was generally low (mean = 0.18), due to the high cover of the ground surface, despite the open canopy. However, the range of C was more than two orders of magnitude. Despite of not yet having all the results of the calculations, is pertinent to remark that for the study area, the index proposed by De Jong to calculate C seriously underestimates ground protection, especially by rocks and litter, for this reason the previous calculations made for this area probably overestimate erosion.

3. TABLA DE CONTENIDO

1. RESUMEN	1
2. ABSTRACT	2
3. TABLA DE CONTENIDO	3
4. ÍNDICE DE TABLAS, FIGURAS Y FOTOGRAFÍAS	4
5. INTRODUCCIÓN	6
6. ANTECEDENTES.....	9
6.1. El modelo RUSLE de la erosión.....	9
6.2. Cálculo del factor C en campo.....	9
6.3. Aproximación al C por percepción remota.....	10
6.4. Características del chaparral y matorral costero bajacaliforniano	11
6.5. Índices de vegetación.....	11
7. HIPÓTESIS.....	14
8. OBJETIVOS	14
8.1. General.....	14
8.2. Específicos	14
9. ÁREA DE ESTUDIO.....	15
10. METODOLOGÍA	17
10.1. Esquema general	17
10.2. Integración del SIG inicial	17
10.2.1. Vías de acceso e hidrología	18
10.2.2. Uso de suelo	19
10.2.3. Topografía	20
10.2.4. Ubicación de sitios de muestreo	21
10.2.5. Transectos	22
10.2.6. Índices de vegetación basados en percepción remota	29
10.2.7. Análisis de los índices de vegetación y cobertura	30
10.3. Asignación de valores derivados de percepción remota a sitios	30
11. RESULTADOS	31
12. DISCUSIÓN	42
13. RECOMENDACIONES.....	45
14. CONCLUSIONES	47
15. LITERATURA CITADA	48
16. APÉNDICE 1: CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS Y UBICACIÓN DE LOS 67 SITIOS DE MUESTREO.	57
17. APÉNDICE 2: MANUSCRITO ENVIADO A LA REVISTA EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS.	59

4. ÍNDICE DE TABLAS, FIGURAS Y FOTOGRAFÍAS

Fig. 1.	Ubicación de la cuenca de Todos Santos, en el contexto del extremo noroeste de México.	15
Fig. 2.	Ubicación de los sitios de muestreo 46-50, con respecto a las áreas de exclusión y potenciales de muestreo.....	18
Fig. 3.	Integración entre ArcGIS 9 Google Earth, para el despliegue de posibles sitios de muestreo.....	19
Foto 1.	Uso de GPS para la ubicación de parcelas, en segundo plano, el formato para el registro de datos de campo.	22
Foto 2.	Instalación de transecto medición de cobertura vegetal.....	23
Foto 3.	Medición de cobertura vegetal a lo largo del transecto.....	23
Foto 4.	Selaginella y excretas de roedor.....	24
Foto 5.	Materia orgánica	24
Foto 6.	Uso de la plomada para registrar características del suelo	25
Foto 6.	Uso de la plomada para obtener altura de goteo.....	25
Fig. 4.	Cuenca de Todos Santos, mostrando áreas de exclusión, universo de muestreo y los 67 sitios de muestreo.	26
Fig. 5.	Distribución de los valores de altitud para el área de estudio y para los 67 sitios de muestreo.....	27
Fig. 6.	Distribución de los valores de pendiente (en grados) para el área de estudio y para los 67 sitios de muestreo.....	27
Fig. 7.	Distribución de los valores de tendencia al norte para el área de estudio y para los 67 sitios de muestreo.....	28
Fig. 8.	Distribución de los valores de NDVI para el área de estudio y para los 67 sitios de muestreo.....	28
Fig. 9.	Imagen de satélite Landsat utilizada.....	29
Fig. 10.	Área buffer de 30 m para asignar valores al transecto	30
Fig. 11.	Principales áreas de exclusión en la cuenca de Todos Santos	31
Fig. 12.	Modelo digital de elevación para la Cuenca Todos Santos.....	32
Fig. 14.	Modelo de índice de tendencia al norte para la Cuenca Todos Santos	34
Fig. 15.	Modelo de pendiente (en grados) para la Cuenca Todos Santos	35

Fig. 16	Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI).	36
Fig. 17	Regresión de bandas 3 y 4 Landsat para generar la línea de suelo.....	37
Fig. 18	Índice de Vegetación con Ajuste de Suelo Transformado (Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index (TSAVI)).....	37
Tabla 2.	Especies arbustivas mayores a 20 cm, presentes en los transectos de muestreo.....	38
Fig. 19	Regresión entre el Factor C utilizando la fórmula de De Jong y mediciones en campo.....	40
Fig. 20	Regresión entre Índice de Vegetación con Ajuste de Suelo Transformado (TSAVI) y mediciones en campo	41

5. INTRODUCCIÓN

Considerando que el 99.7% de las calorías consumidas por el hombre, provienen de la tierra emergida, y sólo un 0.3% de los ecosistemas acuáticos (FAO 1998, en Pimentel 2006), la conservación de la capa fértil del suelo es una prioridad mundial, ya que con el aumento en la población también ha aumentado la tasa de uso de los recursos naturales, lo que conlleva a una mayor presión hacia la vegetación, causando un grave deterioro en el suelo. Este deterioro es evidente por la erosión, compactación, disminución de fertilidad, entre otras.

Se han estimado tasas de erosión de 10 a 38 Toneladas/ha/año en México para bosques templados y matorrales semiáridos (Pratt, et al., 1996, Pando et al., 2003). Mientras tanto, han sido mínimas las acciones realizadas por individuos y por el gobierno, ya que se restauraron solamente el 2% de las áreas afectadas por erosión en cuatro décadas (Bocco, 1991) aunque la atención y esfuerzo ha aumentado (Comisión Nacional Forestal 2004).

La cubierta vegetal provee o sostiene diversos servicios ambientales, siendo una base principal de los ecosistemas terrestres. Captura algo del exceso de CO₂ antropogénico, influye sobre el clima a través su rugosidad, altura, evapotranspiración y albedo, modula varios ciclos biogeoquímicos, contribuye a controlar el escurrimiento y la erosión y produce la base alimenticia de casi toda la fauna.

La cubierta vegetal aérea y del suelo, son dos de los factores para la estimación de la pérdida de suelo, siendo importantes porque, a diferencia de la fisiografía o la precipitación, son susceptibles a manejo por el hombre. Por esto su evaluación es importante para el entendimiento de los procesos de erosión, la predicción y manejo de su acción (Rice et al. 1969, Wohlgemuth 1983, Florsheim et al. 1991).

Con el crecimiento de la población en la bioregión californiana se extiende la mancha urbana y semi-urbana, ampliando el contacto entre la gente y la vegetación, lo cuál conllevará a una mayor frecuencia de incendios (Keeley y Fotheringham, 2001) y menor cobertura. A pesar del programa del Inventario Forestal Nacional o de las actualizaciones de INEGI en sus cartas de uso de suelo, las instancias de gobierno, academia, organizaciones no gubernamentales o del sector privado no han llevado un monitoreo a una escala más fina y de manera constante o consistente del uso del suelo en el noroeste de Baja California, ni de mayores transformaciones de la cobertura, lo que puede poner en riesgo los recursos suelo y agua en las cuencas hidrológicas.

Existen diversos modelos para la estimación de erosión, entre los que destacan la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, por sus siglas en inglés), el Modelo Europeo de Erosión (European Soil Erosion Model, EUROSEM), el Modelo de Erosión para Áreas Mediterráneas (Soil Erosion Model for Mediterranean Areas SEMMED), el Proyecto de Predicción de Erosión Hídrica (Water Erosion Prediction Project, WEPP), el Modelo de Erosión de Suelo Limberg (Limberg Soil Erosion Model, LISEM), entre otros. Sin embargo el modelo más extensivamente utilizado es el RUSLE, el cual posee la ventaja de que los requerimientos de datos no son tan complejos, es fácil de entender y es compatible con los sistemas de Información Geográfica (Millward y Mersey, 1999).

El modelo consta de varios factores, como: intensidad de la lluvia, susceptibilidad de partículas del suelo a desprenderse, longitud de la pendiente, inclinación de la pendiente, cubierta vegetal y del suelo, manejo y prácticas de apoyo.

De estos factores, uno de los más difíciles de estimar es el de cobertura del suelo y vegetación, ya que la cobertura tiene varios componentes, cambia estacionalmente, está afectada por variaciones climáticas, además de sufrir diversos impactos por los usos y descuidos del hombre. Notoriamente, la deforestación afecta el ciclo hidrológico, aumentando en gran medida la escorrentía del agua durante los eventos pluviales y con ello origina un mayor arrastre de suelo aguas abajo (Hoover 1944).

Además no existen estudios de campo de manera cuantitativa que midan el efecto que tienen las hojas o ramas de la vegetación para reducir la erosión al desacelerar la caída de gotas de lluvia. El inventariar la cubierta vegetal en campo presenta serias dificultades, por lo que es importante conocer si la estimación de la cubierta vegetal a partir de mediciones a través de percepción remota es confiable, o bien si se puede estimar de variables geofísicas y climáticas.

La cubierta vegetal es fundamental para la intercepción de la precipitación. Tanto en el estrato aéreo como al nivel del suelo, la cubierta reduce el impacto de las gotas de lluvia. Esto no solamente reduce erosión (Langbein y Schumm 1958, Wischmeier y Smith, 1978, Andreu et al. 1998) sino que también aumenta la infiltración del agua al suelo y así modula el ciclo hidrológico (por ejemplo, Hewlett 1971, Guo et al. 2000). En este último aspecto también se

reconoce la cubierta aérea como una enorme superficie de evaporación de precipitación interceptada, mientras la evaporación desde la hojarasca es poco conocida y se supone que la hojarasca sirve como malla de captación. Además, una buena capa de hojarasca impide el escurrimiento laminar de agua, captando su sedimentos (Mitchell y Humphreys 1987) o según el caso aportando material a la redistribución de carbono a nivel de paisaje.

Si bien es importante el estudiar la variación en la cubierta vegetal por su papel en controlar la erosión y modular el ciclo hidrológico, también merece entenderse e intentar de predecir (sea con base en la fisiografía o en la percepción remota) por razón de los otros servicios que provee. Estos incluyen la aptitud de ecosistemas para diversas especies de fauna cinegética (o estética o útil en otro contexto), la estimación de biomasa para aplicar a apoyos de gobierno (o mercados) por captura de carbono, la identificación de áreas que están susceptibles a impactos de sobrepastoreo, entre otras.

6. ANTECEDENTES

6.1. *El modelo RUSLE de la erosión*

Una de las formas de estimar la erosión, es mediante la aplicación de la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo versión 2 (RUSLE2, por sus siglas en ingles). La ecuación está formada como sigue:

$$A = RKLSCP$$

Donde:

A = Media de la pérdida anual de suelo (Ton/Ha/año)

R = Factor de erosividad (MJ mm)

K = Factor de erodabilidad del suelo (t ha h/ha MJ mm)

L = Factor de longitud de la pendiente

S = Factor de inclinación de la pendiente

C = Factor de cubierta

P = Factor de prácticas de apoyo o manejo del suelo

En México se han llevado a cabo diversos estudios relacionados con la estimación de la erosión, utilizando los Modelos USLE y RUSLE (Sancholuz 1984; Palacio 1990, Palacio y Vázquez 1990, Pratt et al. 1996, Montes León et al. 2000, Domínguez-Cortázar y Ventura 2001, Pando et al. 2003).

6.2. *Cálculo del factor C en campo*

El factor de cobertura fue concebido en el contexto de manejo como USLE fue concebido para tierras agrícolas. Este factor ha sufrido más cambios que los otros, extendiéndose a rasgos de la superficie y aun a la productividad subterránea (Renard et al. 1996). Algunas de sus formulaciones fueron adaptadas a condiciones de agostadero y vegetación silvestre, con una perspectiva temporal anual (e.g. Weltz et al. 1987). Tanto en la USLE original (Wischmeier y Smith 1978) como las RUSLE como RUSLE2 (Foster et al. 2003), el cálculo de C se ha hecho por buscar entre tablas las descripciones más cercanas a las condiciones observadas. Hasta cierto punto, estas tablas fueron susceptibles a ser integradas a fórmulas matemáticas, las cuales deben ser combinadas en forma multiplicativa como los demás factores. La formula utilizada en el presente trabajo corresponde a una forma intermedia de RUSLE:

$$CR = 0.45 * (e^{(-0.012*u)}) * (1 - p * e^{[-0.34*h]}) * e^{(-0.039*g * (0.24/r)^{0.08})}$$

Los subfactores en esta formula son g (cobertura del suelo), h (altura de goteo), p (cobertura por arbustos y árboles, o cobertura aérea), r (rugosidad del suelo) y u (productividad de hojarasca subterránea).

6.3. *Aproximación al C por percepción remota*

De Jong (1994a) describe el uso de índices de vegetación para extraer parámetros de vegetación a utilizar en modelos de erosión, basando su modelo (SEMMED) en el modelo empírico de Morgan, Morgan y Finney (Morgan et al. 1984). Se utilizaron datos de las tablas del USLE, evaluadas en 33 sitios ubicados en la provincia de Ardèche, en el sureste de Francia, en una cuenca de 12 Km², bajo un clima sub-mediterráneo con una cubierta vegetal dominada por bosques de encino, matorrales, cultivos de vid y huertas. De Jong describe una relación lineal entre el NDVI y el Factor C de la USLE, encontrando una correlación de 0.45.

Empleando la percepción remota, se ha estimado con mayor realismo la cobertura vegetal aérea en matorral árido con baja cobertura (Wallace et al. 2008). Por otro lado, ya se han investigado algoritmos para cartografiar tipos de vegetación (diferentes combinaciones de especies), la contribución de herbáceas, suelo desnudo y efectos de incendios (Franklin et al. 2000, Schmidts 2002, Syphard y Franklin 2004, Wallace et al. 2008). Desafortunadamente, la calibración y verificación dependen de financiamiento extraordinario. Además, estos esfuerzos no han sido concebidos en el contexto de estimación de la erosión.

Con fundamento en la estimación del factor C según la calibración De Jong (1994), más la modificación de su modelo por van der Knijff et al. (1999), se ha estimado la erosión en la Cuenca de Todos Santos (Smith et al. 2007), alrededor de Ensenada, Baja California, con el modelo estándar "RUSLE" (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo, por sus siglas en inglés) (Renard et al. 1996). En ese caso se uso una sola imagen Landsat, escogida para aproximar la cobertura y el vigor máximo de la vegetación, bajo el supuesto que tal condición representaría mejor las estructuras que protegen al suelo de la lluvia, aun en otros meses y a través de muchas variaciones en la estructura y composición de la vegetación.

Ya que existe la posibilidad de subestimar la erosión a menos de la mitad o sobreestimarla a más del doble, por variaciones en la cobertura vegetal, es importante verificar si la estimación por NVDI es buena o probar otra calibración en su caso y para ello es importante conocer la cubierta vegetal y los rasgos del suelo que influyen en la estimación de la erosión.

6.4. *Características del chaparral y matorral costero bajacaliforniano*

En cuanto a la vegetación de la región con clima mediterránea en Baja y Alta California, se tiene bien estudiada su composición (Westman 1983, Zippin y Vanderwier 1994, Peinado et al. 1995) y su variación en relación al clima (Peinado y Delgadillo 1990; Westman 1991). Aspectos meramente fisonómicos de la vegetación han sido descuidados (Stewart y Webber 1981) particularmente para Baja California (Mooney y HARRison 1972).

Mientras tanto, la literatura apreciable y controvertida sobre la dinámica de la vegetación en relación con incendios ha girado sobre historias de vida (Zedler 1982, 1994, Zammit y Zedler 1988, Keeley 1991, 1992) y los patrones espacio-temporales de incendios. En este último los matorrales de Baja California juegan un papel por múltiples contrastes con Alta California en cuanto al manejo de incendios (Minnich 1983, 1989, 2001, Freedman 1984, Chou et al. 1993, Keeley et al. 1999, Keeley y Fotheringham 2001). Además hacen falta estudios de campo, geográficamente amplios, para evidenciar estados críticos de la vegetación, patrones espacio-temporales en la productividad, los impactos de la ganadería, la composición y fenología de la vegetación y las condiciones, intensidades y resultados de los incendios.

Por su lado, la cubierta del suelo en los matorrales californianos ha sido casi ignorado (Kittredge 1955), a pesar de una preocupación temprana y fuerte sobre la erosión en estrecha relación con la pérdida de la vegetación por incendios, dados los riesgos que implican para la protección civil (Forrest y Harding 1994).

6.5. *Índices de vegetación*

Se han realizado un gran número de investigaciones para interpretar características de la vegetación utilizando índices basados en la reflectancia de la vegetación en bandas angostas, visto desde satélite. Relaciones entre las bandas roja e infrarroja cercana de las imágenes Landsat, los cuales son parte medular de la metodología aplicada y se describen a continuación.

Sin duda, el índice de vegetación más utilizado es el Índice Normalizado de Vegetación o NDVI, (Normalized Difference Vegetation Index) (Rouse et al. 1973a). El NDVI es la proporción aritmética de la reflectancia de las bandas infrarroja cercana (NIR) y roja (R):

$$\text{NDVI} = (\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{R}}) / (\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{R}})$$

Donde ρ_{NIR} = reflectancia del infrarrojo cercano y ρ_{R} = rojo

Este ha sido utilizado para estimar (y mapear a gran escala) varios parámetros biofísicos, como la cubierta vegetal viva, biomasa, índice de área foliar (LAI) y la fracción de radiación activa fotosintéticamente absorbida (fAPAR) (Huete et al. 1997). Sin embargo, el NDVI presenta problemas de escala, mostrando señales asintóticas (o saturadas) en condiciones de alta biomasa y es muy sensible a variaciones con respecto al segundo plano del dosel, principalmente en suelos brillantes (Huete 1988). Hay otros índices menos utilizados que sólo utilizan las bandas infrarroja cercana y roja, incluyendo el TVI, CTVI, TTVI, RVI y NRVI (Jackson 1983, Thiam y Eastman 2006).

Otro grupo de índices de vegetación son los llamados “basados en distancia” (Thiam y Eastman 2006) que miden la vegetación por el desplazamiento de un píxel de una condición de “suelo desnudo”. El objetivo principal de estos índices es cancelar el efecto del brillo en regiones donde la vegetación es escasa y los píxeles poseen una mezcla de vegetación verde y suelo desnudo. Esto es particularmente importante en ambientes áridos y semiáridos (Thiam y Eastman, 2006), como es el caso del área de estudio. El concepto clave en estos índices es la línea de suelo, la cual es determinada al graficar la reflectancia en la banda infrarroja cercana contra y la de la roja. Si no se conocen los píxeles con suelo desnudo por medios independientes, se identifica un límite lineal a un costado de la nube de puntos, sobre el cual los píxeles corresponden a áreas con suelo desnudo. La distancia perpendicular de la línea a un píxel dado indica el grado de desarrollo de su vegetación. Algunos índices utilizan la banda roja como variable independiente (PVI, TSAVI) y otros como dependiente (Harris, Louhaichi y Johnson 2004). El Índice de Vegetación Perpendicular (PVI, Richardson y Wiegand 1977) fue la base de la cual se deriva el grupo de índices basados en distancia.

Baret et al. (1989) propusieron el Índice de Vegetación con Ajuste de Suelo Transformado (*Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index* (TSAVI)), argumentando que los anteriores índices basados en distancia (entre ellos el SAVI) sólo es exacto cuando las constantes de la línea de suelo son $a=1$ y $b=0$. Por esta razón proponen la siguiente fórmula:

$$\text{TSAVI}_1 = a((\text{NIR} - a)/(\text{RED} - b))/(\text{RED} + a \times \text{NIR} - a \times b)$$

Donde a = intercepto de la línea de suelo y b = pendiente de la línea de suelo

El TSAVI fue reajustado una segunda vez por Baret y Guyot (1991), mediante la aplicación un factor de corrección de 0.08 para minimizar los efectos del suelo. La nueva versión está dada por:

$$\text{TSAVI}_2 = (a(\text{NIR} - a \text{ RED} - b))/(\text{RED} + a\text{NIR} - ab + 0.08(1 + a))$$

Donde a = intercepto de la línea de suelo y b = pendiente de la línea de suelo

7. HIPÓTESIS

- La cobertura vegetal aérea y del suelo están relacionados significativamente con factores topográficos como exposición, altitud, pendiente, en matorrales costeros y chaparrales del noroeste de Baja California, los cuales presentan patrones geográficos claros.

8. OBJETIVOS

8.1. General

- Conocer la variabilidad y distribución espacial de los componentes de la cobertura tanto aérea como del suelo, que impiden la erosión del suelo en matorrales costeros y chaparrales del noroeste de Baja California.

8.2. Específicos

- Muestrear intensivamente la estructura de los matorrales semi-naturales vegetación y rasgos de la superficie del suelo, bajo diversas condiciones que representen la gama de topografía y de vegetación existente en el área de estudio.
- Calcular los subfactores de cobertura *sensu* RUSLE y evaluar la importancia de su variabilidad, para identificar elementos críticos en disminuir la erosión.
- Relacionar la cobertura vegetal medida en el campo (C_R) con índices de vegetación derivados de la percepción remota (NDVI) así como con la formula propuesta por De Jong (1994).

9. ÁREA DE ESTUDIO

El área se encuentra ubicada en el Municipio de Ensenada, Baja California. Comprende las ocho sub-cuencas hidrológicas que rodean a la ciudad de Ensenada (Fig. 1), siendo la más grande la del Río Guadalupe. A este conjunto de sub-cuencas se denominará Cuenca de Todos Santos, la cual posee una superficie de 4,921 Km². Sus coordenadas extremas son: al norte 32°16'06"N – 116°42'24"W, al sur 31°35'37" N – 116°26'28" W, este 32°02'41" N – 115°51'40" W, oeste 32°02'04" N – 116°53'15" W.

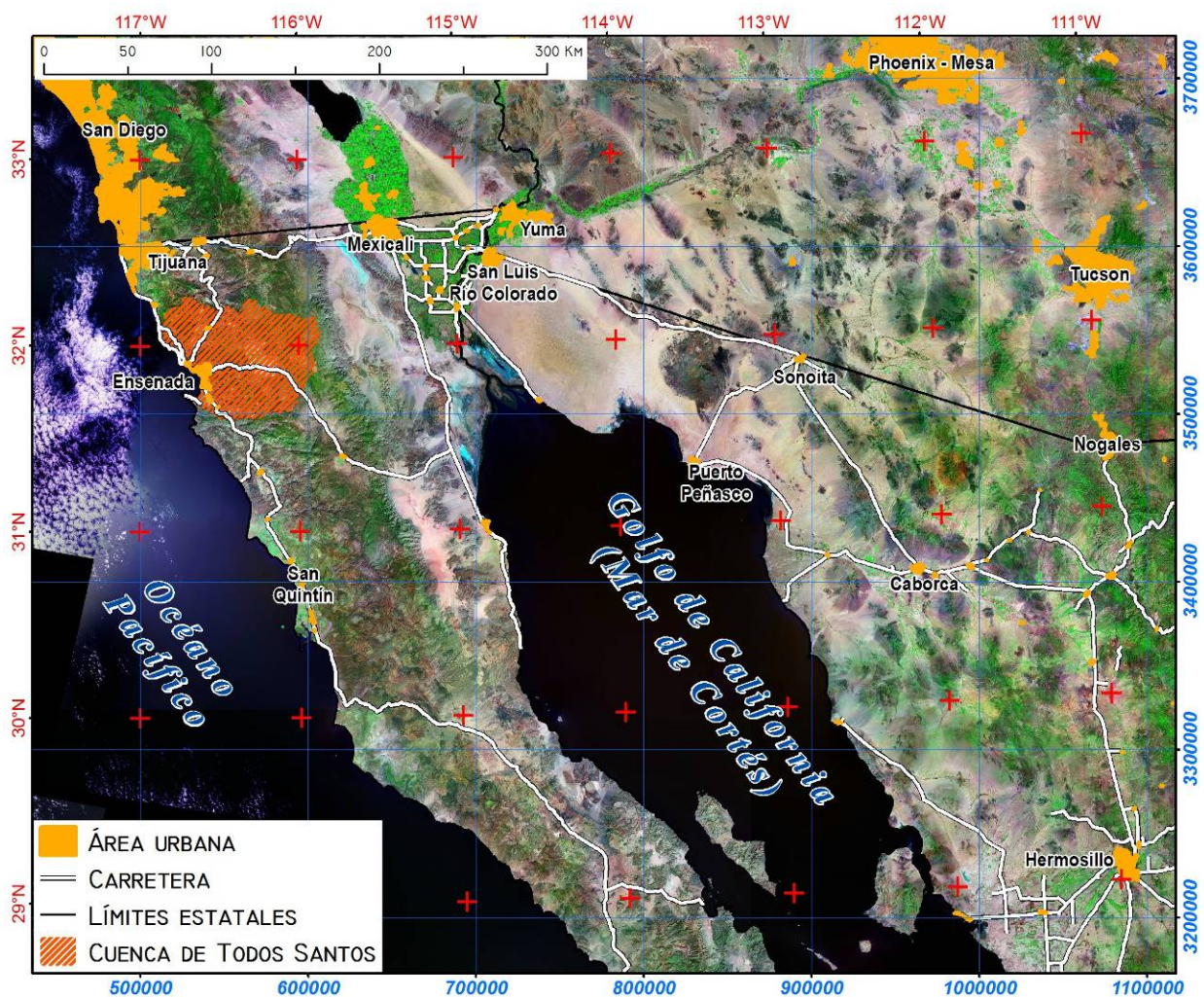


Fig. 1. Ubicación de la cuenca de Todos Santos, en el contexto del extremo noroeste de México, sobre mosaico Landsat ETM de GLCF del año 2000.

En cuanto a climas, la precisión y verisimilitud de su descripción es limitada por una cobertura pobre en tiempo y espacio por la red de estaciones. Sin embargo, en las partes bajas de la cuenca, a menos de 800 m.s.n.m., y representando un 45% del área de estudio, se clasifica el clima de tipo BSKs (árido, templado, con lluvias de invierno), aquí las precipitaciones anuales se encuentran en un rango de 100 a 400 mm. Donde las precipitaciones más escasas se presentan en la porción noroeste de la cuenca, entre los 0 y 400 m.s.n.m., mientras que a más de 400 m.s.n.m. se registran lluvias por encima de los 300 mm anuales. En la parte media (entre 800 y 1,300 m.s.n.m.) se presenta un clima de tipo Cs (Templado, lluvias de invierno), el cual corresponde al 44% de la superficie de la cuenca, aquí la precipitación media anual oscila entre 300 y 400 mm (García - CONABIO 1998b). Por último, en la parte más alta del área de estudio (entre 1400 y 1850 m.s.n.m.) el clima predominante es de tipo Cb's (Templado, semifrío con verano fresco largo, lluvias de invierno), aquí se estiman que las precipitaciones van de 300 a 500 mm.

En general el área de estudio carece de agua superficial permanente. Solamente algunos arroyos presentan trechos de agua casi permanente (Río Santa Clara-Maneadero, El Barbón y El Sauz); sin embargo, hay una amplia red de arroyos, de los que destacan el Arroyo Guadalupe, El Zorrillo, El Gallo, San Antonio y San Carlos. La arena que llena los lechos, producto importante de exportación es producida por la erosión aguas arriba.

La vegetación que se desarrolla en la cuenca es variada, pero dominan parajes de arbustos que varían en su densidad, altura, composición taxonómica y fenología. Dos polos en la variación, concebidos por los botánicos californianos se nombran chaparral y matorrales costeros (Peinado et al. 1995). No hay estudios anteriores comparando especies o comunidades en cuanto a la densidad de ramas o hojas, mucho menos la cobertura del suelo, perspectiva que sería relevante para entender la interacción lluvia-suelo, aunque se remarca menor altura y mayor frecuencia de especies caducifolias en matorral costero. El enfoque ha sido menos estructural (Mooney y Harrison 1972) y más florístico (Westman 1983, 1991, Peinado y Delgadillo 1990; Delgadillo 1992; Zippin y Vanderwier 1994; Peinado et al. 1995;). En todo caso, los modelos multifactoriales de características del ambiente que determinan las especies presentes, son muy limitados en su geografía por ser intensivos (Desimone y Burk 1992) o en su precisión por ser extensivos (Westman 1991).

10. METODOLOGÍA

Para cumplir con el objetivo general de esta investigación fue necesario conocer las variaciones en la cubierta vegetal, en diferentes escenarios, bajo diferentes condiciones topográficas, climáticas y de vegetación.

10.1. *Esquema general*

El presente trabajo requirió de varios pasos:

- 1) Mapeo del universo a trabajar, excluyendo otros usos del suelo como también delimitando las áreas accesibles para muestrear.
- 2) Selección de posibles sitios de muestreo que en conjunto representan la variación de condiciones en la cuenca.
- 3) Trabajos de campo para la caracterización *in situ* de la estructura de la vegetación y cobertura del suelo.
- 4) El cálculo para cada sitio de los subfactores que componen al factor C del RUSLE con base en datos de campo
- 5) Realizar modelos estadísticos que prueben cual de las fuentes de variación tomadas en cuenta en el presente trabajo, explican mejor la variación del factor C de RUSLE en la cuenca de Todos Santos.

Para los pasos preliminares, fue necesario identificar con precisión el universo a trabajar (área potencial de muestreo, APM) y ubicar sitios de muestreo que sean representativos de los matorrales y de la topografía de la cuenca. Para ello se diseñó un Sistema de Información Geográfica con datos topográficos (altitud, pendiente, exposición), vías de acceso, así como el NDVI de 2006, además de tomar en cuenta la vegetación y usos de suelo presentes. De tal manera que fuera posible separar las áreas urbanas, agrícolas y/o de alta perturbación, según datos recientes de percepción remota.

10.2. *Integración del SIG inicial*

Se desarrolló un Sistema de Información Geográfica (SIG) en el software ArcGIS 9.0 (ESRI, Inc. 1999-2004) en el cual se incluyeron vías de acceso, rasgos hidrológicos, usos del suelo y tipos de vegetación, el índice de vegetación NDVI derivado de una imagen de satélite Landsat TM de mayo de 2005 y el modelo digital de elevación (MDE), del cual se desprendió un modelo de pendientes y exposiciones.

10.2.1. Vías de acceso e hidrología

Para digitalizar las vías de acceso, se escanearon 10 cartas topográficas de INEGI: H11B11, H11B12, H11B13, H11B22, H11B23, H11B72, I11D81, I11D82, I11D83, I11D84. Estas se georefirieron mediante el comando GEOREFERENCING, para lo cual se necesitan puntos de control, que en este caso, correspondieron a las coordenadas UTM de las cuatro esquinas de cada carta. De cada una de las cartas topográficas se digitalizaron las autopistas, carreteras, brechas, tracerías y veredas, así como los rasgos hidrológicos superficiales.

Para definir el APM según accesibilidad, se consideró una distancia máxima de 250 m desde las vías, mientras a la vez se eliminó una franja de 30 m a cada lado de las vías considerando que se pueden presentar impactos de diversos tipos al borde de las vías. Esto se hizo con el comando BUFFER de la extensión ANALYSIS TOOLS, en la herramienta PROXIMITY. Las áreas buffer fueron definidas a 30 m y a 250 m. Con el área buffer de 30 m se recortó el buffer de 250.

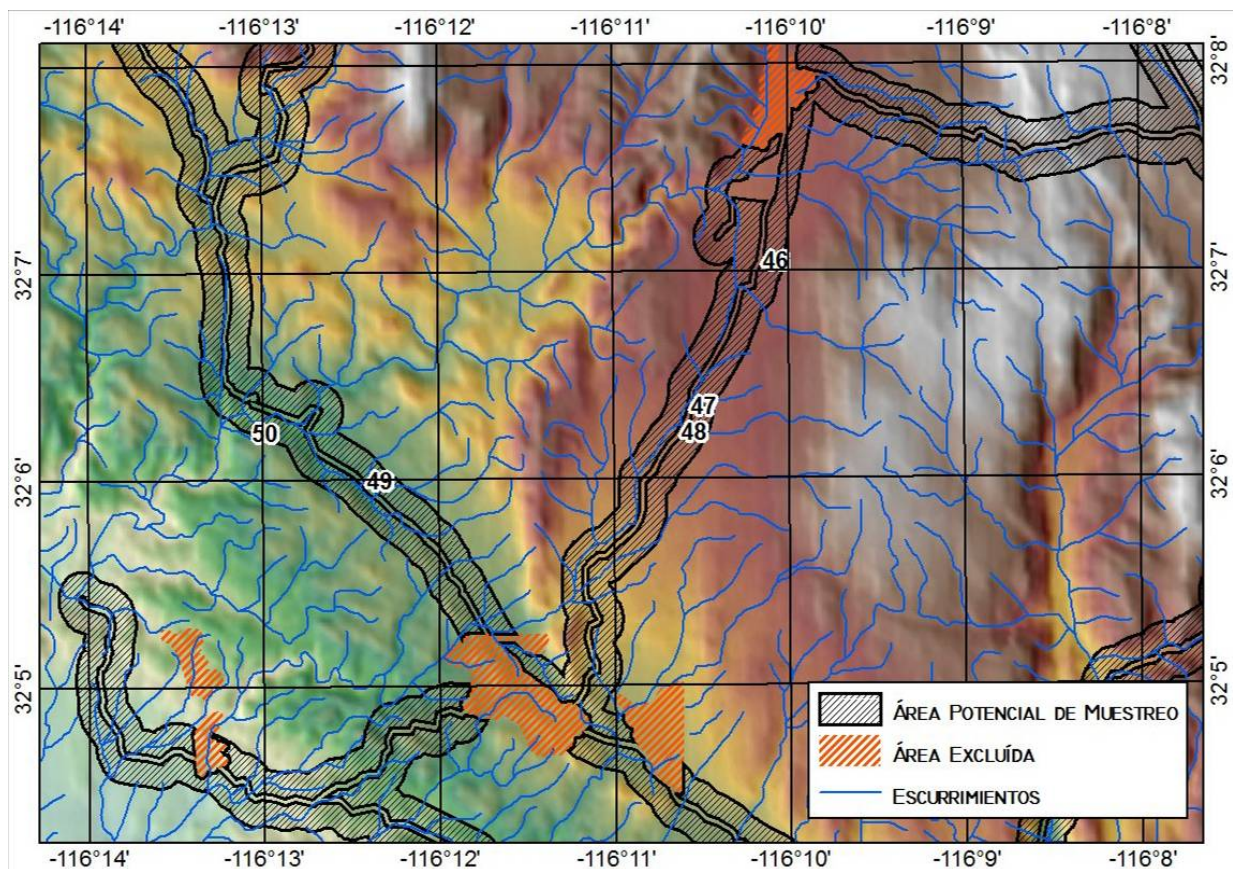


Fig. 2. Ubicación de los sitios de muestreo 46-50, con respecto a las áreas de exclusión y potenciales de muestreo.

10.2.2. Uso de suelo

Se digitalizaron las fronteras urbana y agrícola, además de áreas aisladas con asentamientos humanos, zonas de cultivo, bosques riparios y pastizales, utilizando imágenes de alta resolución desplegadas mediante Google Earth v.3.0 (Google Inc., 2006, Fig. 3). Los polígonos de uso de suelo fueron guardados en el formato nativo de Google Earth (KML, Keyhole Markup Language). los cuales fueron importados en ArcGIS 9.0 por medio de la extensión KMLer 2.0 (GIS-Lab developer group, 2007). En algunas áreas donde la cobertura por Google Earth fue de baja resolución, se recurrió a la cartografía digital del Inventario Nacional Forestal de 2000 y a ortofotos del INEGI en el Servicio Web de Ortofotos Digitales de INEGI. En la Sierra de Juárez, la mezcla de pinos en el chaparral hizo impráctico delimitar todos los manchones de bosque, tal que su eliminación se dejó para la etapa de precisión visual de la posible ubicación de transectos.

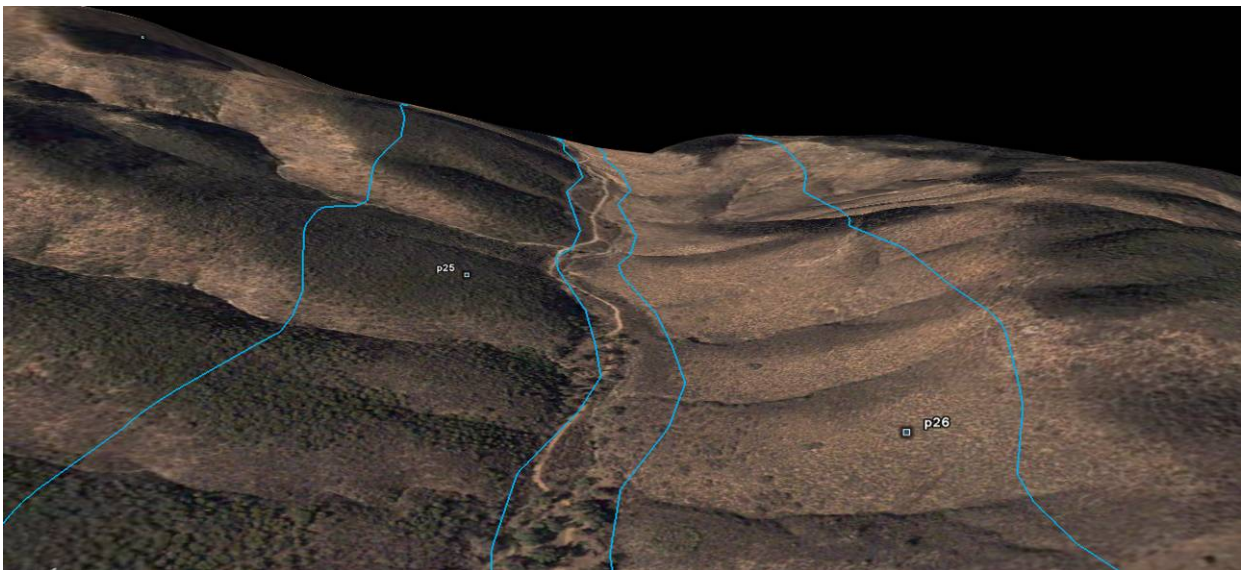


Fig. 3. Integración entre ArcGIS 9 Google Earth, para el despliegue de posibles sitios de muestreo.

Estos polígonos de no-matorral fueron revisados exhaustivamente en ArcGIS 9.0 y a cada uno se le generó un área búfer de 30 m del mismo modo que para los caminos. El tema resultante fue utilizado para recortar el tema del APM con el comando ERASE de la herramienta OVERLAY de la extensión ANALYSIS TOOLS.

10.2.3. Topografía

El modelo digital de elevación fue derivado del Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM), el cual es el resultado de la integración de los MDE del territorio nacional basados en la cartografía topográfica escala 1:50,000 producida por el INEGI. Generado durante 2003, el CEM, es un producto ráster, con formato BIL. Con una proyección Geográfica, con *datum* ITRF92 época 1988.0, y elipsoide GRS80. El CEM es un servicio gratuito ofrecido por INEGI para su descarga, y se encuentra disponible en la página del INEGI. (<http://mapserver.inegi.gob.mx/DescargaMDEWeb/?c=619>).

El MDE fue procesado mediante el comando FILL, con la extensión Spatial Analyst en el cual compensa los huecos, depresiones o imperfecciones, presentes en el ráster. Se crea un suavizado del relieve, eliminando las celdas atípicas, al evaluar la tendencia de las celdas circundantes.

Con dicho MDE fueron derivadas la exposición y pendiente del área de estudio, mediante la extensión 3D Analyst 9.0, utilizando los comandos ASPECT y SLOPE, respectivamente. El comando ASPECT (exposición) identifica la dirección de la pendiente, de la tasa máxima de cambio valores de altitud de cada píxel hacia los píxeles vecinos. La exposición puede concebirse como la dirección de la pendiente. Los valores del ráster generado, corresponden al azimut de la dirección de la exposición.

Visto que el azimut tiene la desventaja de ser una variable circular, donde los valores máximos y mínimos corresponden hacia el Norte (0° y 360°), se buscó otra representación de la exposición. Mediante el comando IMAGE CALCULATOR, en el sistema de información geográfica IDRISI Andes v.15. (ClarkLabs, 1987-2006), fue creado un índice de tendencia al norte, donde el valor del índice de la exposición se restringe de 0 a 1, donde 0 corresponde a dirección Sur (180°) y el 1 al norte (0° o 360°), para ello se utilizó la siguiente fórmula.

$$\text{Índice de Tendencia al Norte} = (\cos(\text{Aspect} / \text{Deg}) + 1) / 2$$

El comando SLOPE (pendiente) identifica la tasa máxima de cambio en altitud para cada píxel hacia los píxeles vecinos. El ráster generado para este estudio fue utilizando los grados como unidades.

Conceptualmente, la función de pendiente se adapta a los valores de altitud de 3x3 píxeles alrededor del píxel procesado, utilizando la técnica de máximos promedio. El algoritmo utilizado para calcular la pendiente en grados, mediante esta extensión es el siguiente:

$$\text{Pendiente porcentual} = \text{SQRT}(\text{SQR}(\Delta z/\Delta x) + \text{SQR}(\Delta z/\Delta y))$$

$$\text{Pendiente en grados} = \text{ATAN}(\text{Pendiente porcentual}) * 57.29578$$

10.2.4. Ubicación de sitios de muestreo

Del total de la cuenca se crearon histogramas para conocer la distribución de la frecuencia de diferentes clases para las características topográficas del área (pendiente, tendencia al norte y altitud), así como para el NDVI, excluyendo el área con uso intensivo. El mismo procedimiento fue llevado a cabo para el área buffer de 30 a 250 m. Los histogramas resultantes se compararon con el fin de saber si el realizar los muestreos sobre el APM es representativo del total del área de estudio.

Se generaron más de 200 posibles sitios de muestreo. La selección de sitios a buscar en el campo fue afectado por las frecuencias “ideales” de la NDVI, altitud, exposición y pendiente en la cuenca y las ya acumuladas en el campo. También fue afectado por estudio visual minucioso del área de uniformidad de dichas característica alrededor del punto, tratando de asegurar al menos una hectárea. Este estudio utilizó capas del SIG más las imágenes de alta resolución desplegadas en Google Earth v.3.0. y en el Servicio Web de Ortofotos Digitales de INEGI (este servicio muestra un mosaico virtual con ortofotos escala 1:20,000, referidas al *datum* ITRF92 con resolución de 3 metros, y se accedió mediante la especificación WMS (Web Map Service) del Consorcio Open Geospatial (<http://www.opengeospatial.org>), desplegándose en ArcGIS 9.2. Se utilizó la siguiente dirección WMS: http://antares.inegi.gob.mx/cgi-bin/map4/mapserv_orto?.)

Varios puntos fueron desplazados por distancias cortas durante esta revisión. También se trató de tomar pequeños grupos de puntos, con diferentes características pero cercanas geográficamente, para simplificar la operación logística y reducir el gasto de tiempo y recursos en transporte. Algunos puntos fueron descartados o movidos al ver las condiciones actuales a primera mano. En general la localización del punto en el campo se guió a grosso modo por

impresión de imágenes de alta resolución de Google Earth, mientras el acercamiento final se hizo con GPS hasta estar dentro de su margen de error. Se trabajaron un total de 67 sitios.

10.2.5. Transectos

Para cada transecto se registraron la elevación y las coordenadas del punto de inicio y de terminación según el GPS (Foto 1), la exposición y el pendiente (sobre una distancia de ~10 m). Se tomaron dos o más fotografías digitales para mostrar las condiciones y la localización del inicio, donde se dejó una estaca de varilla. Se extendió una cinta métrica, como base de las mediciones, en dirección perpendicular a la pendiente.

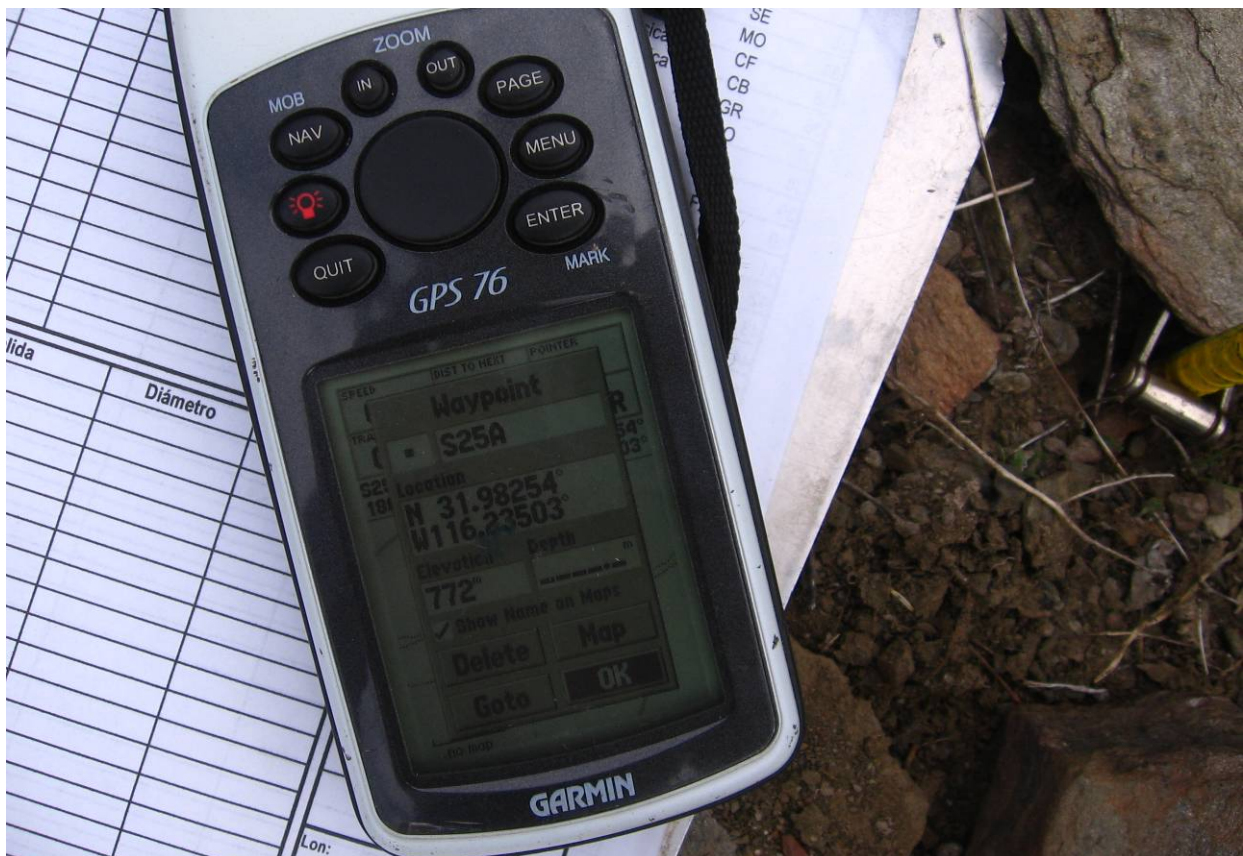


Foto 1. Uso de GPS para la ubicación de parcelas, en segundo plano, el formato para el registro de datos de campo.

El método del transecto fue de transectos de intercepto de línea, o línea de Canfield (Canfield, 1941), ya que de acuerdo con Bauer (1943), el uso de este método da mejores resultados numéricos y es mucho más fácil que cuadrantes en el chaparral u otra vegetación de arbustos.

Dichos transectos fueron diseñados partiendo del modelo de Zippin y Vanderwier (1994): sobre una longitud de 30 m (Foto 2), se anotaron la entrada y salida de cada arbusto de más de 20 cm de diámetro. En la misma secuencia de interceptos se notaron suelo desnudo y rocas mayores a 20 cm de diámetro. De cada arbusto se registró la especie a la que pertenece y se midió el diámetro transversal a la orientación del transecto, así como su altura y si estaba muerto (Foto 3). Entre otras mediciones de cobertura, la línea de intercepción da la cifra para la cobertura aérea por la vegetación, un componente del factor C en RUSLE.



Foto 2. Instalación de transecto medición de cobertura vegetal



Foto 3. Medición de cobertura vegetal a lo largo del transecto.

A lo largo del mismo transecto, se estimó la cobertura del suelo, otro componente de C, con un protocolo propio. Para ello se generaron 20 números al azar (distintos para cada sitio) entre 0 y 30, con un decimal, lo cual representó la ubicación del transecto en la cual se estimó la cobertura del suelo. En cada punto se dejó caer hasta el suelo una plomada y se estimó visualmente la cobertura en una microparcela de 10 cm de radio de la punta de la plomada. Se confeccionaron cinco categorías visuales de cobertura del suelo:

- 0 = 0 – 1%
- 1 = 1 – 25%
- 2 = 25 – 50%
- 3 = 50 – 75%
- 4 = 75 – 100%

Para cada transecto se obtuvo un promedio de categorías para los 20 puntos, y éste fue multiplicado por 25, con el propósito de asignar un valor de cobertura de suelo a cada transecto. También se notó si el punto de toque estaba desnudo o cubierto, y en su caso, el tipo de cubierta presente. Para los mismos círculos se tomó nota de los tipos de cubierta del suelo mas importantes entre las siguientes opciones: liquen, musgo, *Selaginella*, helecho, fanerógama, costra biótica, costra física, grava (0.2 a 6.4 cm), roca (> 20 cm), materia orgánica y excreta (Fotos 4 y 5 y 6). La rugosidad del suelo fue estimada de manera visual en los mismos círculos, en categorías de cero a seis. Arriba del suelo fue registrada la estructura vegetal más cercana al suelo que intersecara la cuerda de la plomada (Foto 7), a la cual se le midió la altura y se registró el tipo de estructura (hoja, rama, fruto, etc.). Esta medición corresponde a la altura de la caída de gotas utilizada en RUSLE.



Foto 4 *Selaginella* y excretas de roedor



Foto 5 Materia orgánica



Foto 6 Uso de la plomada para registrar características del suelo



Foto 6 Uso de la plomada para obtener altura de goteo

Se muestrearon un total de 67 sitios de vegetación natural, entre 1 febrero y 31 de mayo 2007, distribuidos en la gran mayoría por la cuenca de La Misión (Fig. 4), incluyendo la parte baja, los alrededores de los valles de Guadalupe y Ojos Negros y sus límites superiores en la Sierra de Juárez. La gama de altura fue de 70 a 1739 m.s.n.m. y la de pendiente fue de 0.4° hasta 29.6° (Apéndice 1). En términos generales la vegetación fue chaparral en 49 de los sitios, matorral costero en 17 y pastizal en un caso. Para los chaparrales el rango de cobertura vegetal del transecto fue de 5 a 98% y para los matorrales costeros de 3 a 79%. Para mostrar la representatividad del muestreo de acuerdo a las características presentes en las áreas de vegetación natural, se obtuvieron histogramas de las respectivas distribuciones de altura, pendiente, orientación así como el índice de vegetación NDVI.

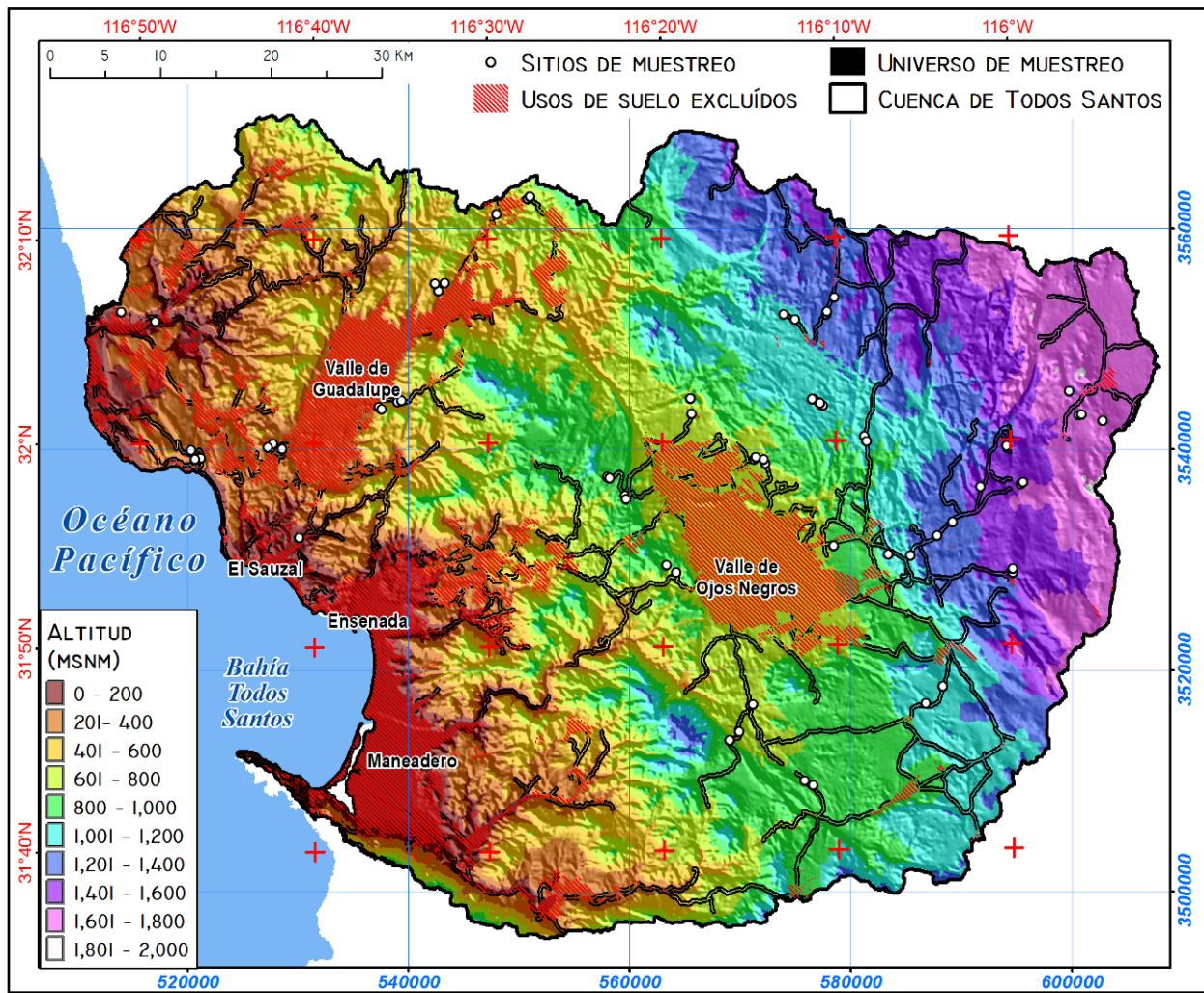


Fig. 4. Cuenca de Todos Santos, mostrando áreas de exclusión sombreadas en rojo, universo de muestreo en negro y los 67 sitios de muestreo como puntos blancos.

Como se puede observar en la figura 5, los sitios de muestreo se trataron de ajustar al histograma de frecuencias del área de estudio, con un claro sobremuestreo de la categoría de 50 a 200.

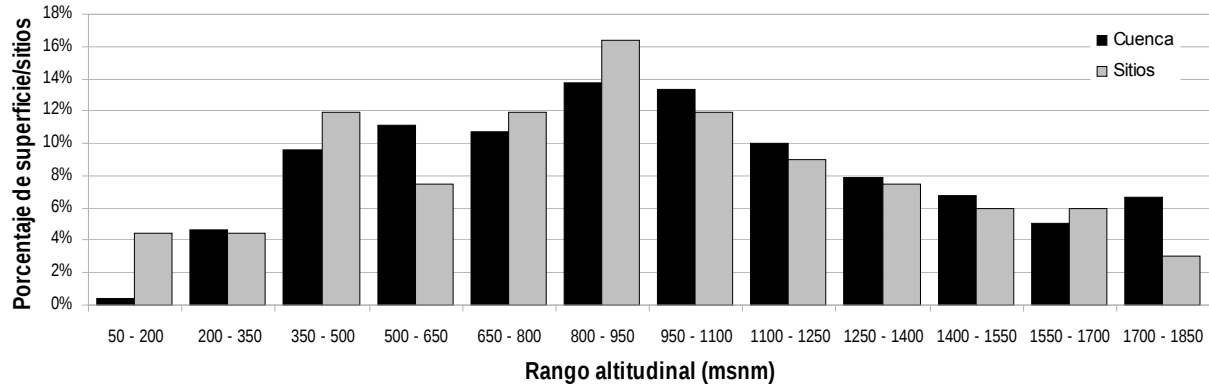


Fig. 5 Distribución de los valores de altitud para el área de estudio (negro) y para los 67 sitios de muestreo (gris).

En cuanto a pendiente, el área de estudio muestra una simple tendencia de menor frecuencia a mayor pendiente; más de dos terceras partes del área tienen una pendiente inferior a 15°. El muestreo cubrió las categorías entre 0 y 35° (Figura 6).

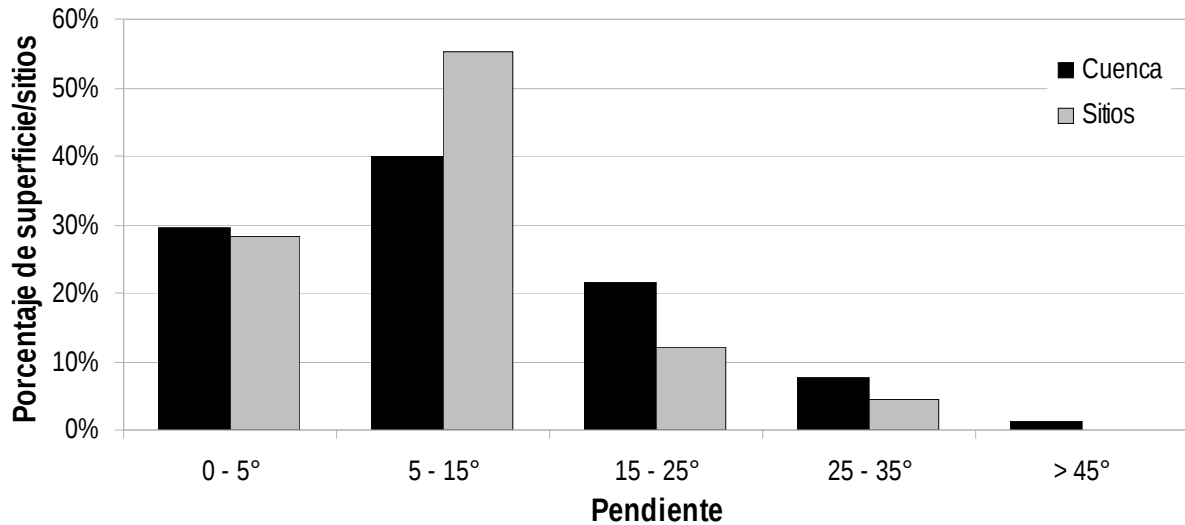


Fig. 6 Distribución de los valores de pendiente (en grados) para el área de estudio (negro) y para los 67 sitios de muestreo (gris).

Con respecto a la orientación o exposición (tendencia al norte), es evidente que el histograma de frecuencias de los sitios de muestreo, exhibe una distribución muy similar a la del total del área de estudio, con una ligera sobrerrepresentación de sitios con exposición norte (Figura 7).

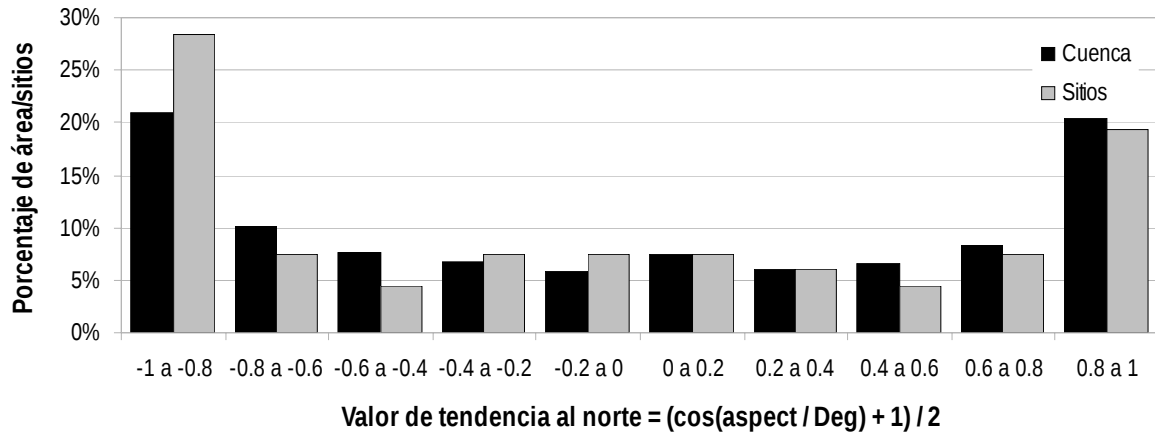


Fig. 7 Distribución de los valores de tendencia al norte para el área de estudio (negro) y para los 67 sitios de muestreo (gris)

Los valores de NDVI para el área de estudio tuvieron una gama de -0.64 a 0.78. Los valores negativos de éste índice solamente representaron al 2.7% del área y los mayores a 0.4 al 0.4, estando entre 0.15 y 0.25 cerca de la mitad del área de estudio. Por otro lado, los sitios de muestreo tuvieron un NDVI muy parecido (Figura 8), faltando algunos sitios entre 0.3 y 0.35.

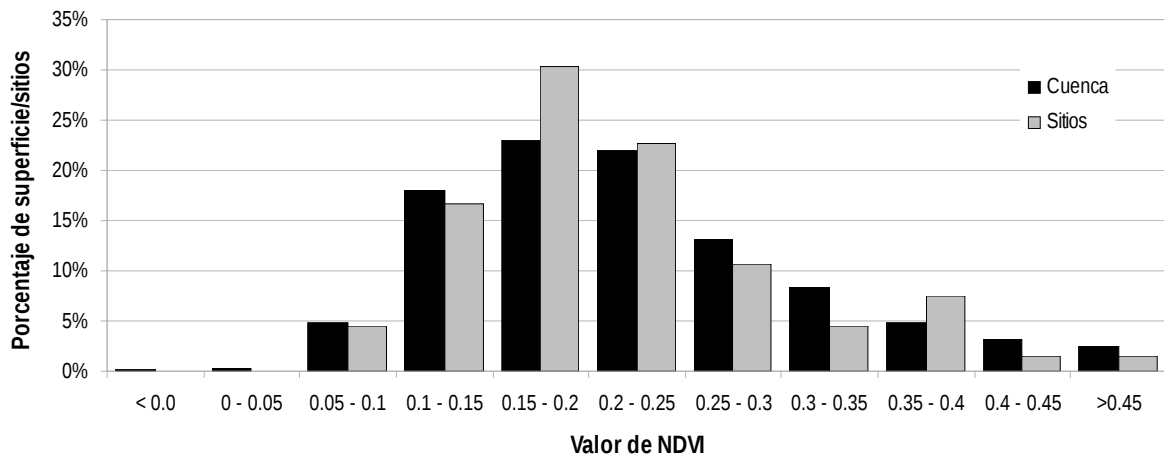


Fig. 8 Distribución de los valores de NDVI para el área de estudio (negro) y para los 67 sitios de muestreo (gris).

10.2.6. Índices de vegetación basados en percepción remota

Se obtuvo la imagen de satélite Landsat TM5 (28.5 m de resolución) Path 039 Row 038 de Mayo de 2005 (Figura 9), Con proyección UTM de Zona 11 y datum horizontal World Geodetic System de 1984 (WGS84)

Asimismo en IDRISI Andes v.15 se generó una imagen compuesta, mediante el operador COLLECTION EDITOR, con las bandas 1 al 7, las cuales son utilizadas para distinguir usos de suelo y estado de la vegetación. Las combinaciones más utilizadas para distinguir usos de suelo fueron 4,3,2 y 7,4,2 (RGB).

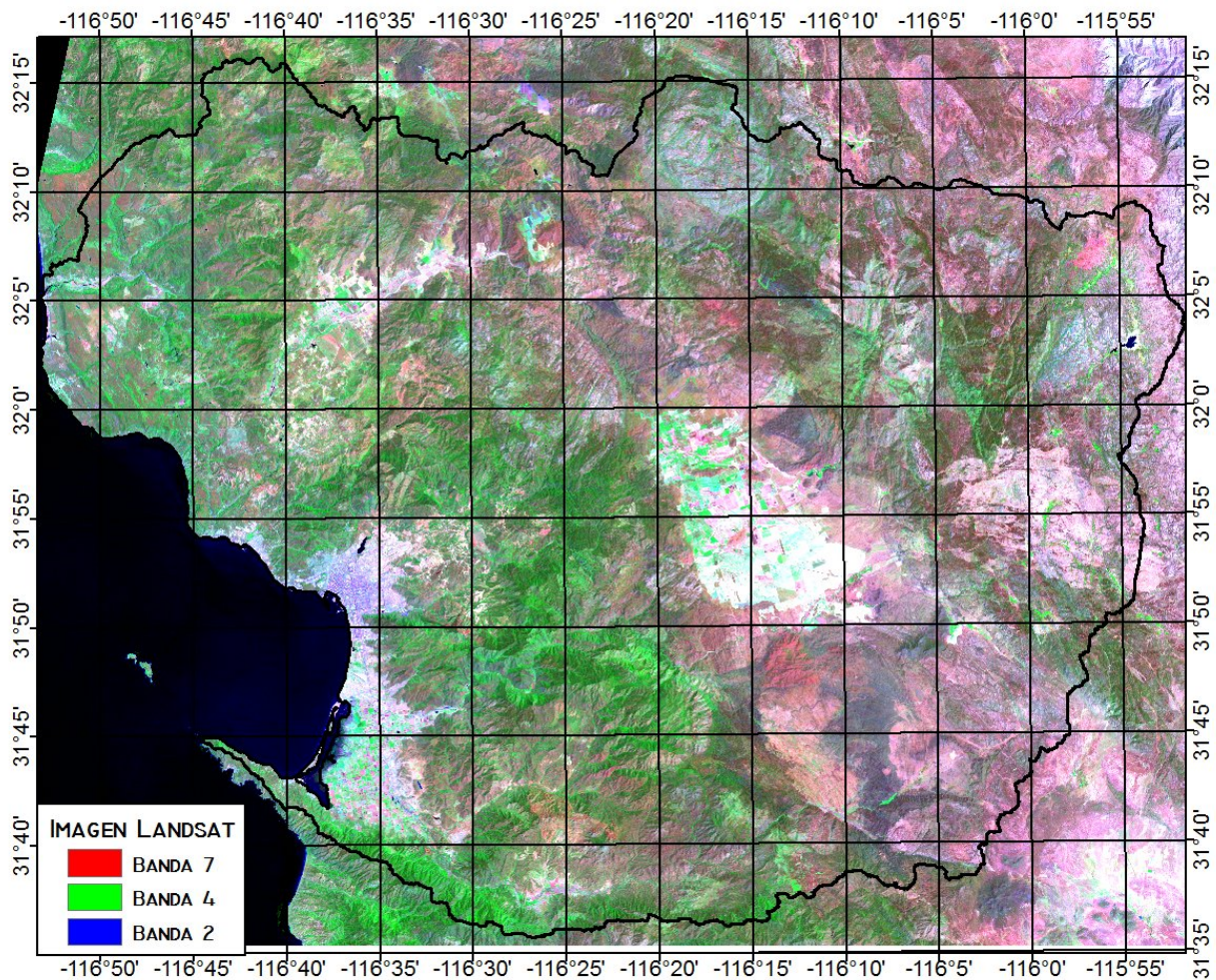


Fig. 9 Imagen de satélite Landsat utilizada (path39 row38 - 9 de mayo de 2005).

Mediante el uso de IDRISI Andes v.15., fueron generados los índices de vegetación NDVI y TSAVI, para lo cual fue necesario realizar una regresión con los valores de las bandas 3 y 4, para las áreas identificadas como suelo desnudo.

10.2.7. Análisis de los índices de vegetación y cobertura

Los valores de los índices de vegetación derivados de Landsat, que se registren sobre cada transecto, fueron correlacionados con las mediciones de cobertura en campo, esto con el fin de establecer que tan estrecha es la relación entre los índices satelitales y la cobertura vegetal medida. Si existe una buena correlación, será posible establecer un modelo matemático, el cual pueda predecir el valor de cobertura vegetal en un punto dado, simplemente conociendo su valor de índice de vegetación como NDVI, TSAVI, etc.

10.3. Asignación de valores derivados de percepción remota a sitios

Cada sitio de 30 metros se le realizó un área de influencia de 30 m, Esto se hizo con el comando BUFFER de la extensión ANALYSIS TOOLS, en la herramienta PROXIMITY, contenido dentro de la herramienta Analysis Tools, dentro de la caja de herramientas o toolbox de ArcGIS 9. A cada sitio se le asignó el valor promedio de los píxeles que entraran más del 50% dentro del buffer generado de 30 m (Figura 10).

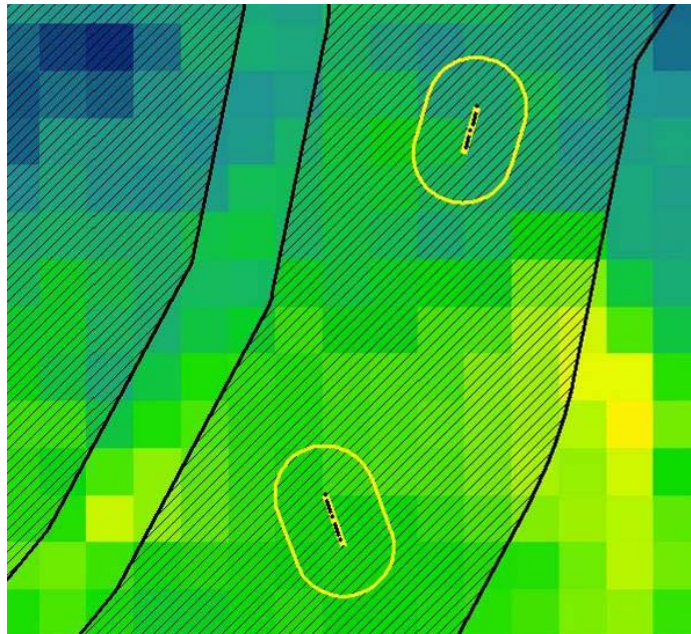


Fig. 10 Área buffer de 30 m (línea amarilla continua) para asignar valores al transecto (línea amarilla con punteado negro).

11. RESULTADOS

Del total de la cuenca de Todos Santos (4,924.45 Km²), para el año 2007 se habían identificado mediante la fotointerpretación 725.23 Km² de áreas con alto grado de perturbación. Las cuales fueron excluidas para el presente estudio. Esto representa que del total de la cuenca, el 85% aun se encuentra relativamente bien conservada (Figura 11).

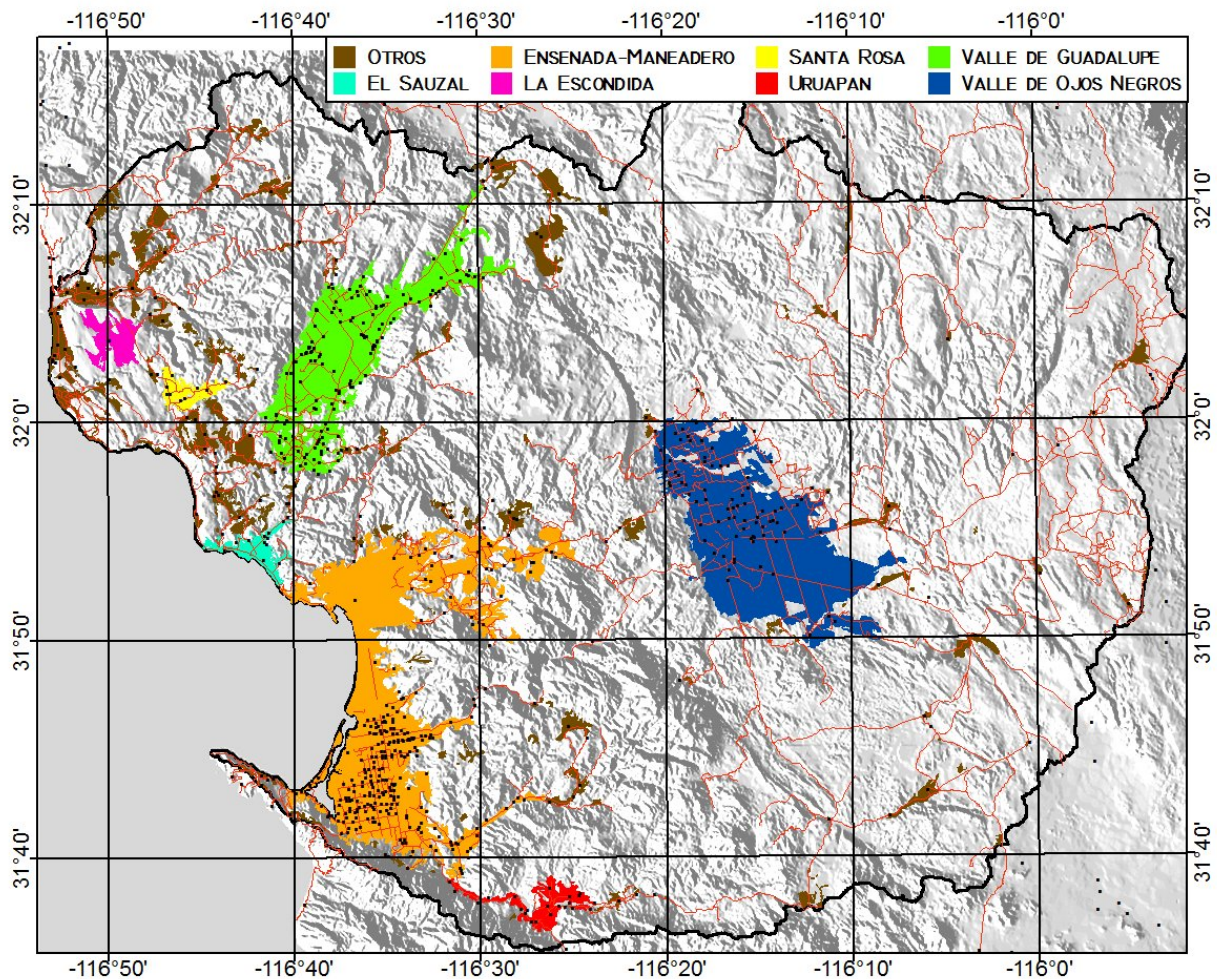


Fig 11. Principales áreas de exclusión en la cuenca de Todos Santos

El polígono con uso de suelo de mayor extensión es el de Ensenada-Maneadero (Tabla 1) el cual tiene una superficie de 214.4 Km² (29.5%), seguido por los Valles de Ojos Negros y Guadalupe (180.6% y 124.3%)

Tabla 1. Principales áreas de exclusión en la cuenca de Todos Santos

Nombre	Superficie Km ²	Porcentaje
Ensenada-Maneadero	214.41	29.56%
Valle de Ojos Negros	180.61	24.90%
Valle de Guadalupe	124.26	17.13%
Uruapan	15.28	2.11%
La Escondida	13.81	1.90%
El Sauzal	11.27	1.55%
Santa Rosa	9.34	1.29%
Otros	156.25	21.55%
Total	725.23	100.00%

La Altitud en la cuenca de Todos Santos va desde el nivel del mar hasta los 1,876 msnm en las áreas mas elevadas de la Sierra Juárez, siendo el rango de altitud más común el de 800 a 950 msnm (Fig 12).

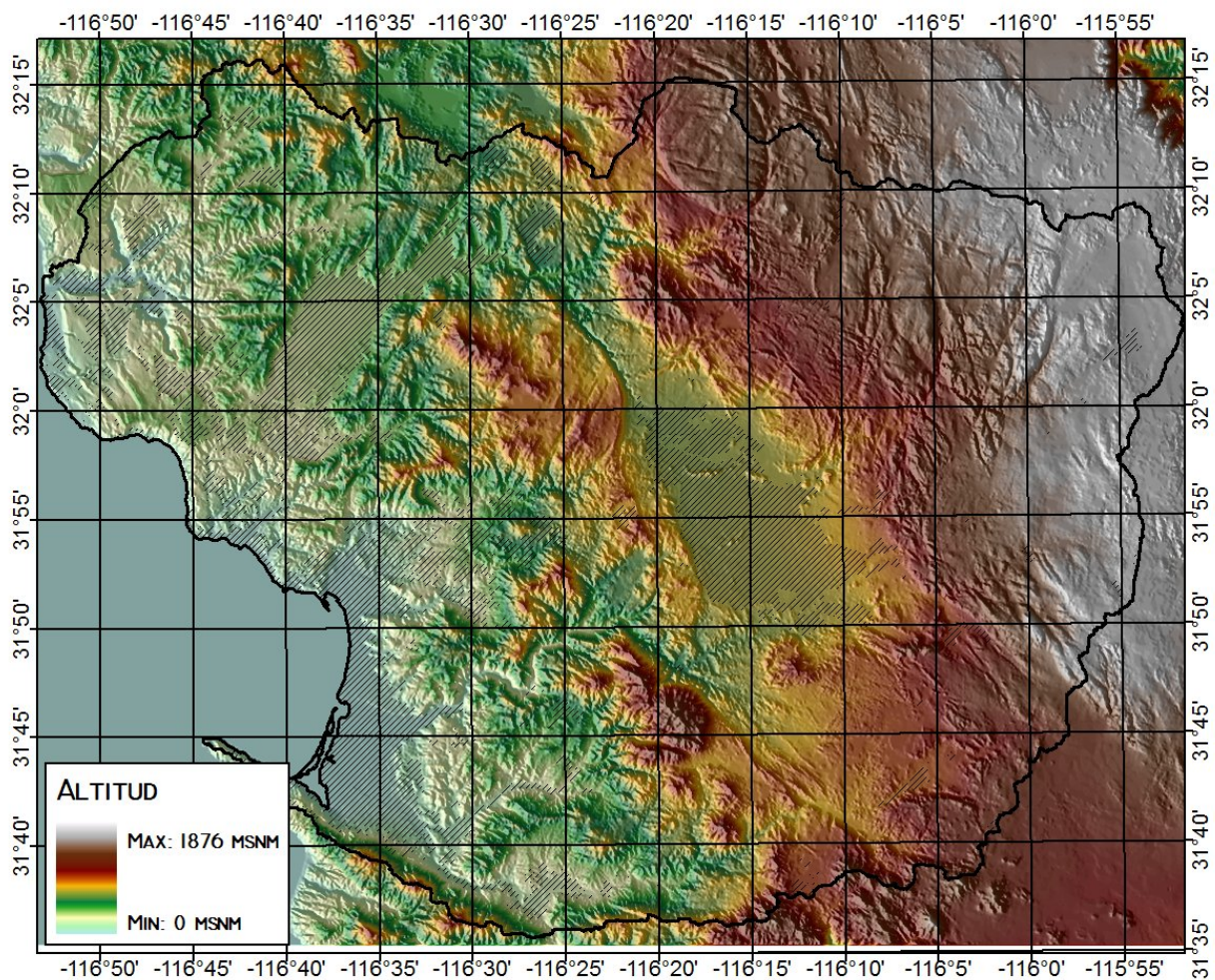


Fig. 12. Modelo digital de elevación para la Cuenca Todos Santos

Con base en el modelo digital de elevación, se realizó el modelo de exposición (Fig. __), el cual posee valores de 0 a 360, los cuales corresponden al azimut. Los valores fueron categorizados de la siguiente forma:

-1	= Plano	157.5 a 202.5	= Sur
0 a 22.5	= Norte	202.5 a 247.5	= Suroeste
22.5 a 67.5	= Noreste	247.5 a 292.5	= Oste
67.5 a 112.5	= Este	292.5 a 337.5	= Noroeste
112.5 a 157.5	= Sureste	337.5 a 360.0	= Norte

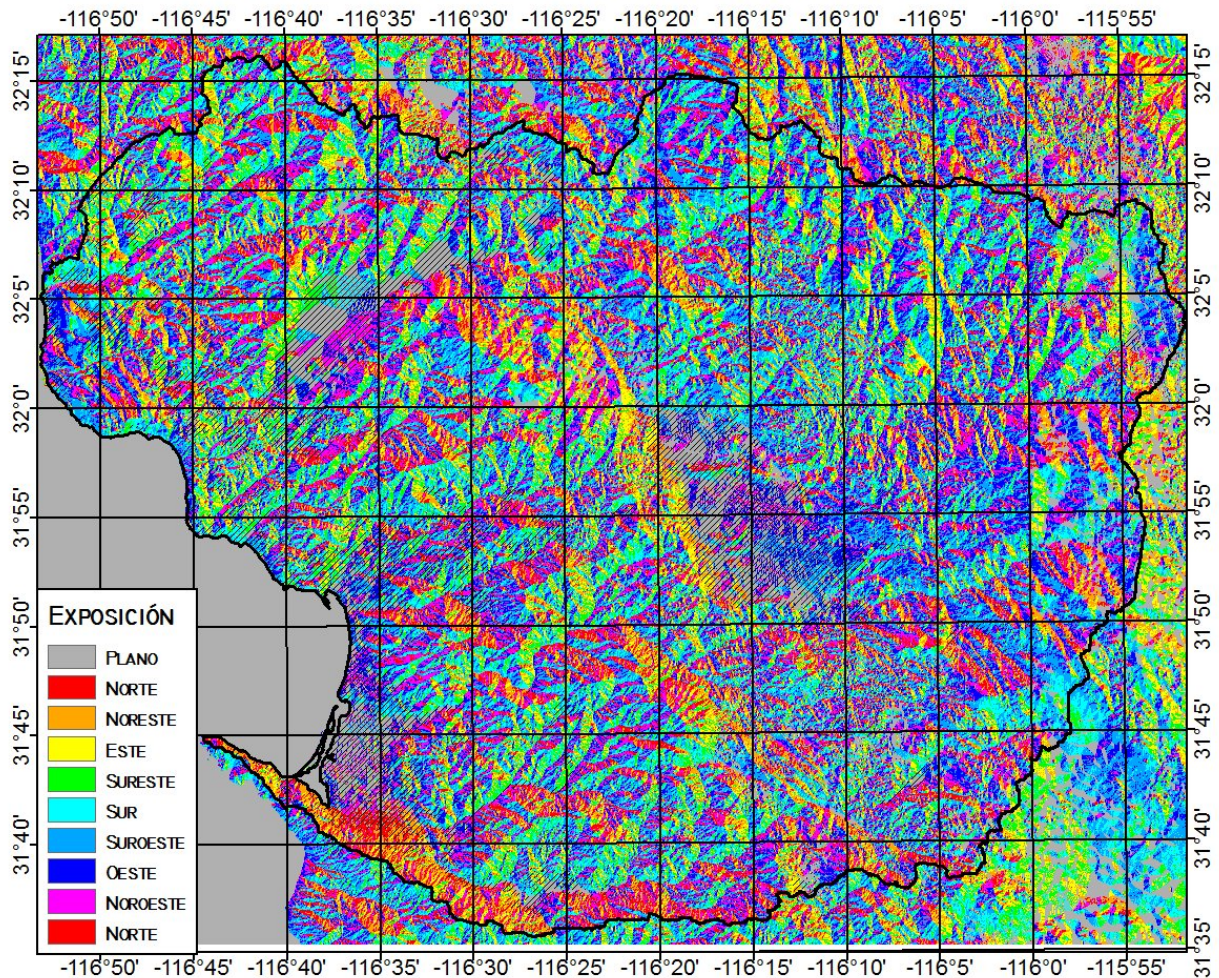


Fig. 13. Modelo de exposición para la Cuenca Todos Santos

El ráster correspondiente al índice de tendencia al norte, va de 0 a 1, donde 0 equivale a exposición sur (180°) y 1 a la Norte (0° y 360°). Este ráster se muestra a continuación (Fig. 14)

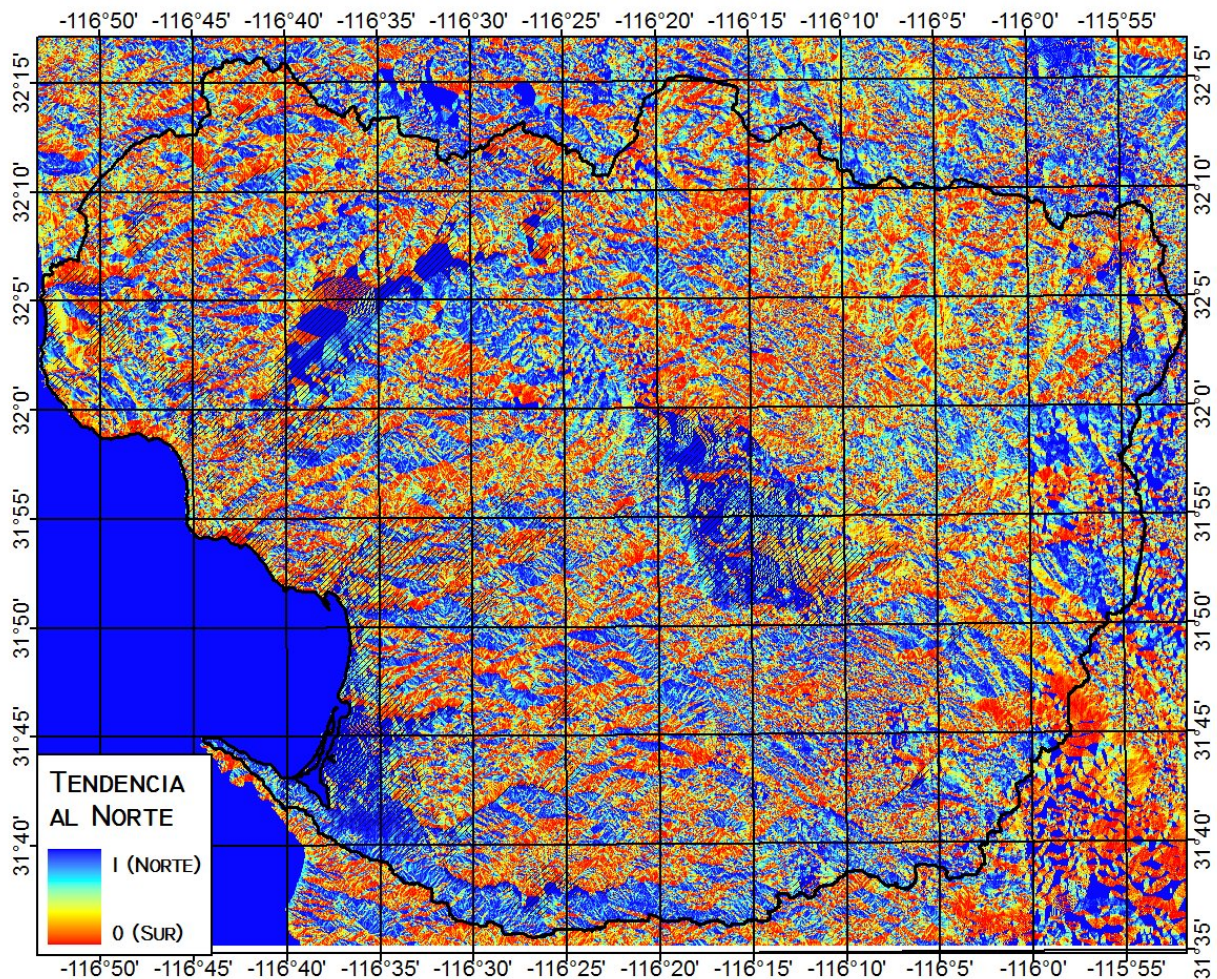


Fig. 14. Modelo de índice de tendencia al norte para la Cuenca Todos Santos

También fue desarrollado el modelo de pendientes, el cual fue elaborado utilizando la pendiente en grados (Fig 15), el área de estudio mostró una mayor tendencia a pendientes menores de 15° , ya que de 0 a 5° se presentó un 30% del área y un 40% del área se encuentra entre los 5 y 15° .

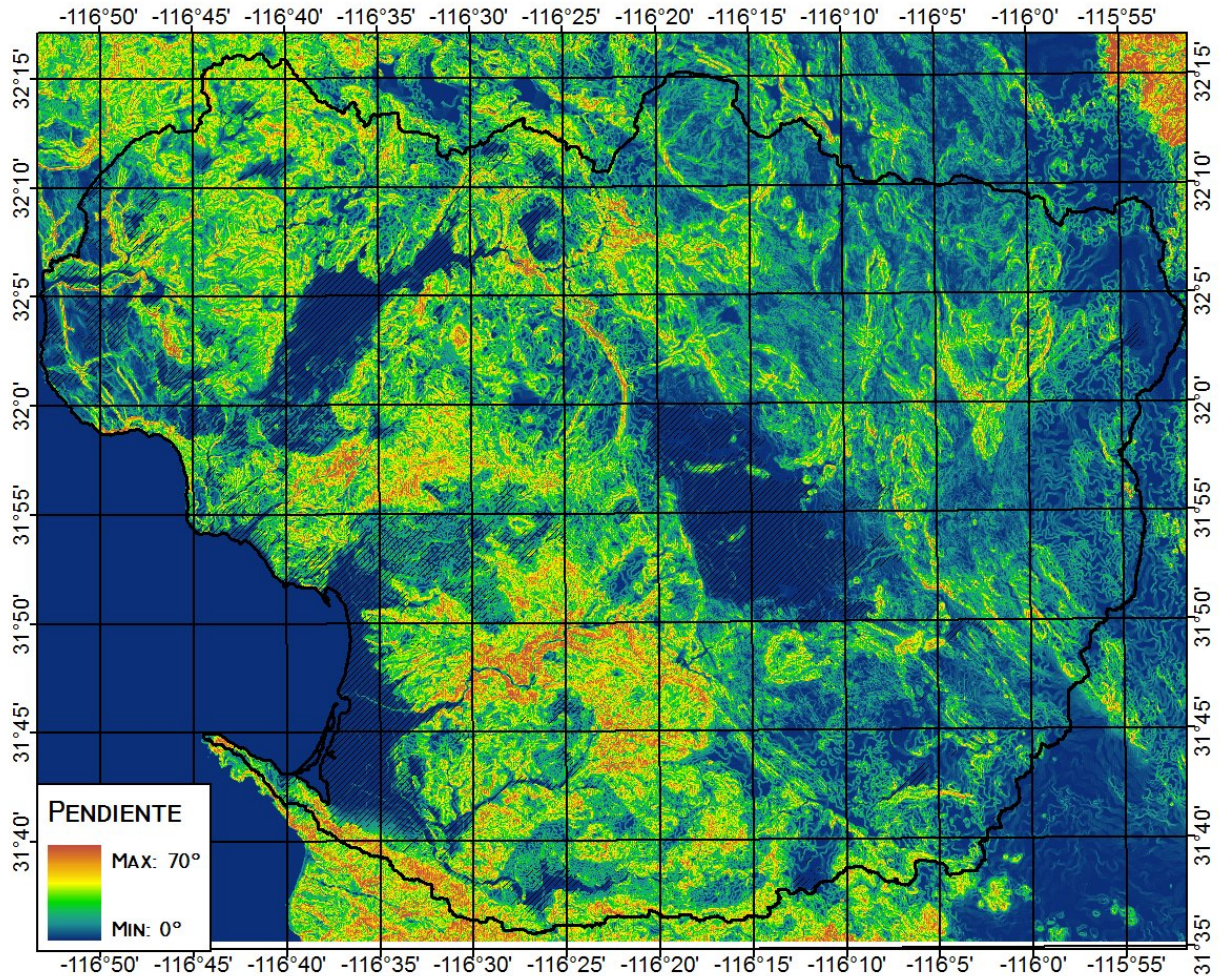


Fig. 15. Modelo de pendiente (en grados) para la Cuenca Todos Santos

El ráster resultante del Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI) se muestra en la Fig 16., el cual indica que la mayor parte de la Cuenca Todos Santos presenta vegetación típica de zonas áridas y semiáridas, ya que exhibe valores inferiores a 0.4.

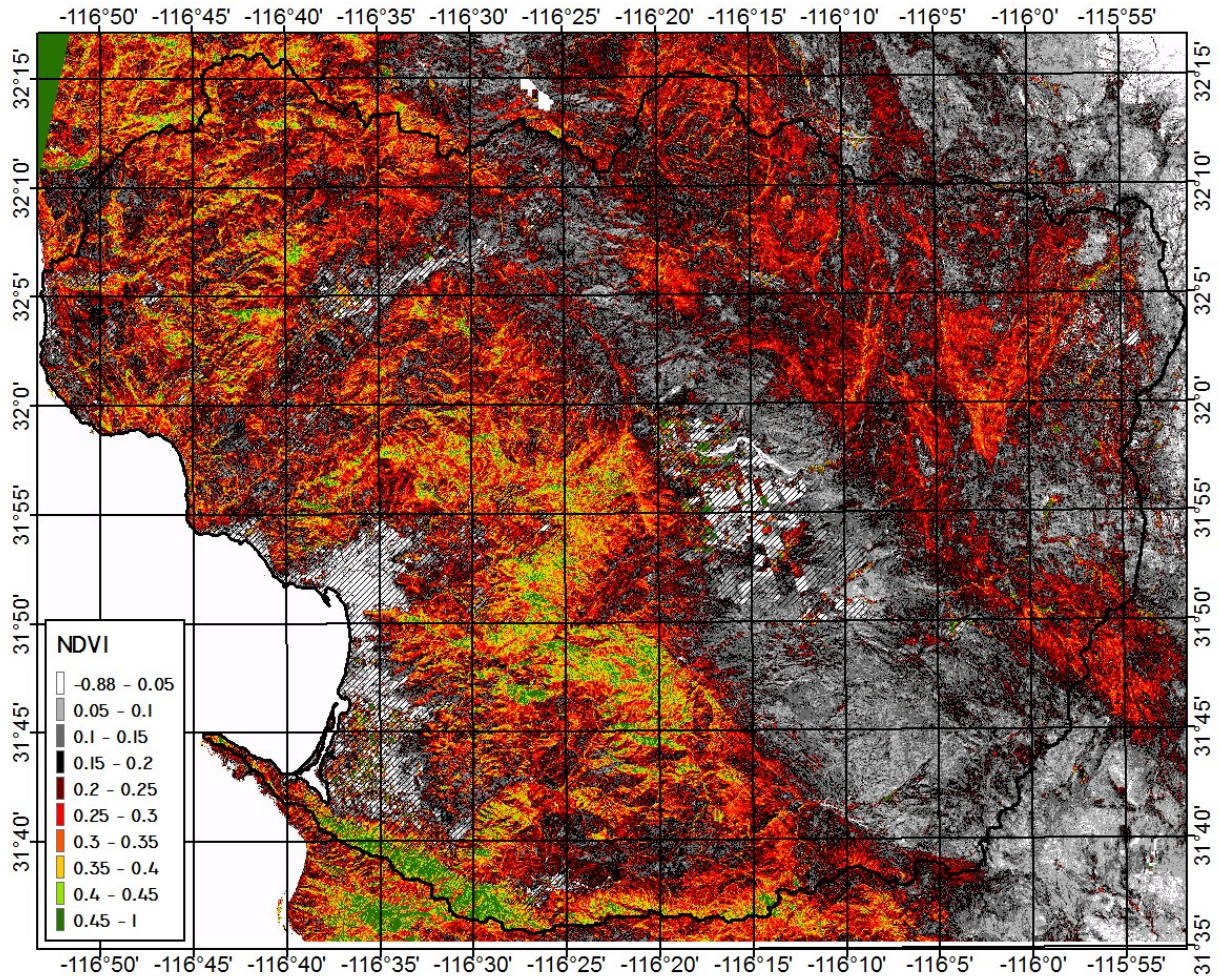


Fig. 16 Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI).

Para obtener la línea de suelo (intercepto y pendiente), que es necesaria para el cálculo del TSAVI, se realizó una regresión de las Bandas 3 (roja) y 4 (infrarroja cercana), como se muestra en la figura 17. En la parte izquierda para la cuenca de Todos Santos y en la derecha solamente con las áreas desprovistas de vegetación, con la que se obtiene la línea de suelo. El ráster resultante se muestra en la Fig. 18.

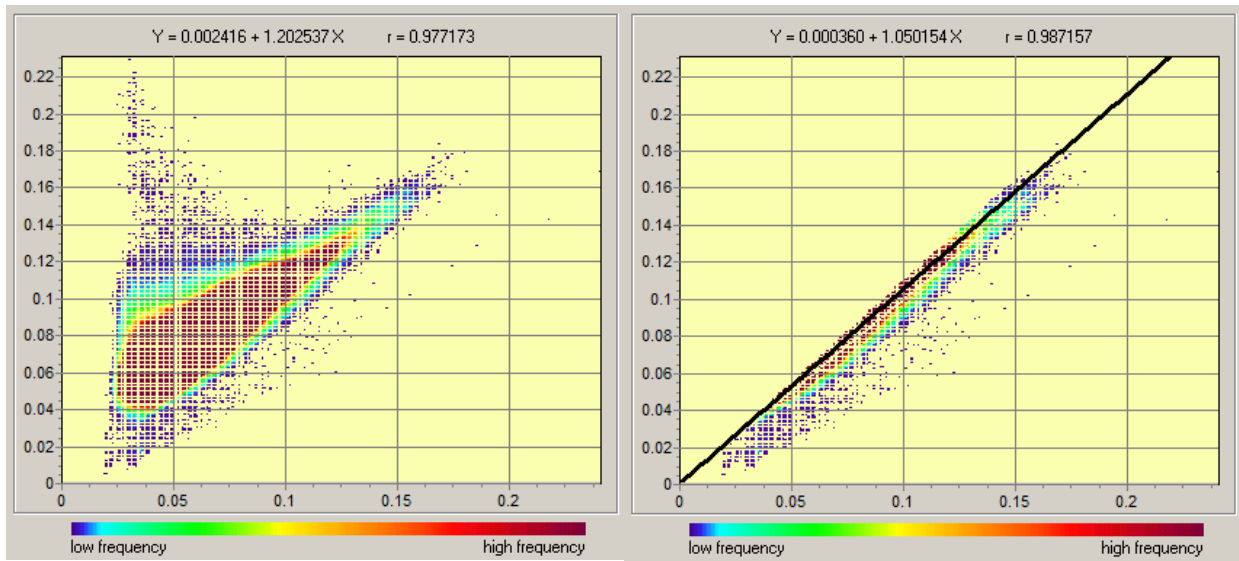


Fig. 17 Regresión de bandas 3 y 4 Landsat para generar la línea de suelo.

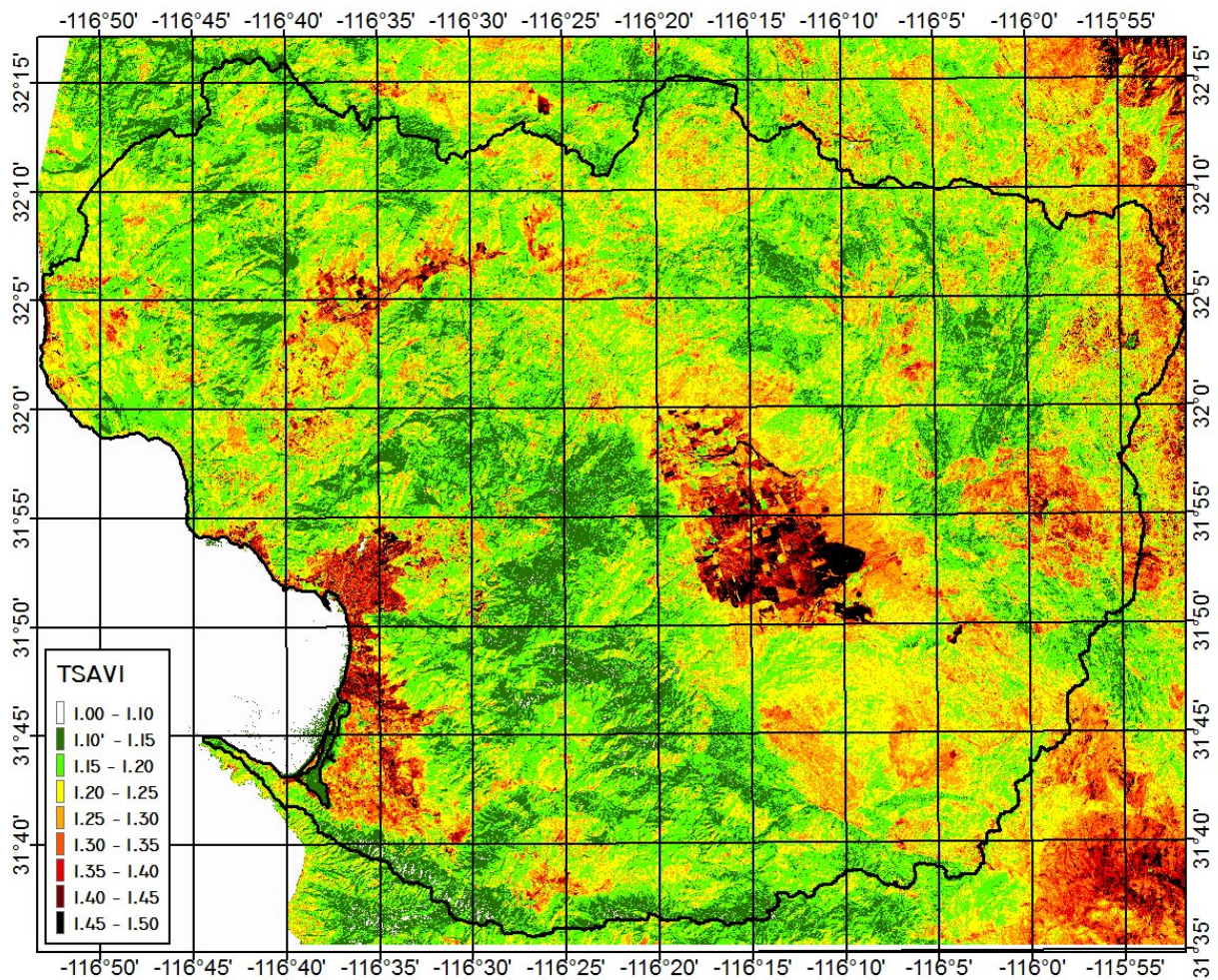


Fig. 18 Índice de Vegetación con Ajuste de Suelo Transformado (Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index (TSAVI)).

En términos de porcentaje de cobertura vegetal, las especies más importantes para el área de estudio son *Adenostoma fasciculatum*, *A. sparsifolium*, *Eriogonum fasciculatum* y *Ceanothus greggii* (17.5, 11.3, 6.2 y 4.0%, respectivamente), siendo las mismas especies que presentaron la mayor frecuencia (53.7, 25.4, 32.8 y 23.9%, respectivamente)

El total de las especies de plantas perennes registradas sobre los transectos mayores a 20 cm de diámetro se muestran en la tabla 2, con su contribución total a la cobertura y frecuencia (entre los 67 transectos) y altura máxima registrada.

Tabla 2. Especies arbustivas mayores a 20 cm, presentes en los transectos de muestreo

Especie	Cobertura total %	Frecuencia	Altura máxima (cm)
<i>Acacia greggii</i>	0.15	1.5%	290
<i>Arctostaphylos cf. glandulosa</i>	0.02	1.5%	92
<i>Adenostoma fasciculatum</i>	17.50	53.7%	360
<i>Adenostoma sparsifolium</i>	11.32	25.4%	360
<i>Aesculus parryi</i>	0.22	1.5%	170
<i>Artemisia californica</i>	1.41	11.9%	150
<i>Arctostaphylos glauca</i>	1.26	7.5%	650
<i>Artemisia tridentata</i>	0.06	3.0%	90
<i>Baccharis californica</i>	0.04	1.5%	80
<i>Baccharis sarathroides</i>	0.04	1.5%	78
<i>Cercocarpus cf. betuloides</i>	0.66	3.0%	220
<i>Ceanothus greggii</i>	4.04	23.9%	330
<i>Ceanothus tomentosus olivaceus</i>	0.84	6.0%	190
<i>Ceanothus tomentosus tomentosus</i>	1.15	3.0%	220
<i>Chamaebatia australis</i>	1.27	3.0%	135
<i>Cylindropuntia californica californica</i>	0.10	3.0%	105
<i>Cneoridium dumosum</i>	0.38	9.0%	190
<i>Ephedra californica</i>	0.21	4.5%	123
<i>Eriodictyon californicum</i>	0.34	10.4%	138
<i>Eriodictyon sessilifolium</i>	0.39	3.0%	165
<i>Eriodictyon trichocalyx</i>	0.45	9.0%	128
<i>Ericameria cooperi</i>	0.05	1.5%	40
<i>Eriogonum wrightii membranaceum</i>	0.01	1.5%	15
<i>Eriogonum fasciculatum</i>	6.14	32.8%	21
<i>Eriogonum fasciculatum wrightii</i>	0.34	7.5%	155
<i>Euphorbia misera</i>	0.21	1.5%	220
<i>Fraxinus trifoliata</i>	2.54	11.9%	305
Continúa...			

...Continúa

Tabla 2. Especies arbustivas mayores a 20 cm, presentes en los transectos de muestreo.

<i>Especie</i>	Cobertura total %	Frecuencia	Altura máxima (cm)
<i>Galium</i> sp.2	0.03	1.5%	60
<i>Galium</i> sp.1	0.22	4.5%	150
<i>Garrya veatchii</i>	0.11	4.5%	95
<i>Gutierrezia sarothrae</i>	0.09	6.0%	60
<i>Hazardia squarrosa grindelioides</i>	0.18	1.5%	130
<i>Isocoma menziesii</i>	0.03	1.5%	24
<i>Heteromeles arbutifolia</i>	0.08	1.5%	115
<i>Helianthemum scoparium</i>	0.35	4.5%	66
<i>Keckiella antirrhinoides</i>	0.66	7.5%	235
<i>Lotus scoparius</i>	1.26	22.4%	345
<i>Lonicera subspicata</i>	0.15	3.0%	100
<i>Malosma laurina</i>	0.48	6.0%	219
<i>Mirabilis laevis</i>	0.01	1.5%	20
<i>Sphaeromeria martirensis</i>	0.03	1.5%	55
<i>Platyopuntia aff. littoralis</i>	0.09	1.5%	175
<i>Ornithostaphylos oppositifolia</i>	0.52	7.5%	210
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.06	1.5%	120
<i>Quercus dumosa</i>	2.14	7.5%	430
<i>Rhamnus crocea</i>	0.45	7.5%	195
<i>Rhus integrifolia</i>	0.50	3.0%	350
<i>Rhus ovata</i>	1.22	7.5%	280
<i>Rhus trilobata</i>	0.80	1.5%	275
<i>Romneya coulteri</i>	0.28	6.0%	330
<i>Salvia apiana</i>	0.22	6.0%	145
<i>Salvia munzii</i>	1.36	3.0%	190
<i>Simmondsia chinensis</i>	0.30	4.5%	296
<i>Solanum</i> sp.	0.04	1.5%	32
<i>Trichostema lanatum</i>	0.27	3.0%	75
<i>Viguiera laciniata</i>	2.94	16.4%	190
<i>Xylococcus bicolor</i>	2.88	11.9%	400
<i>Yucca schidigera</i>	0.99	13.4%	270

El factor C medido en campo C mostró un rango que va de 0.001 a 0.070, con un promedio de 0.016 y una desviación estándar de 0.015. Mientras que para la estimación realizada mediante la fórmula propuesta por DeJong el rango fue de 0.107 a 0.366 y un promedio de 0.282 y desviación estándar de 0.060.

Diversos intentos fueron realizados para buscar una mejor forma de aproximar un modelo que mejor se ajustara a los valores obtenidos en campo, ya que el modelo propuesto por De Jong para el área de estudio, mostró una pobre relación con el valor de C medido en campo ($R^2 = 0.16$), como se muestra en la fig 19.

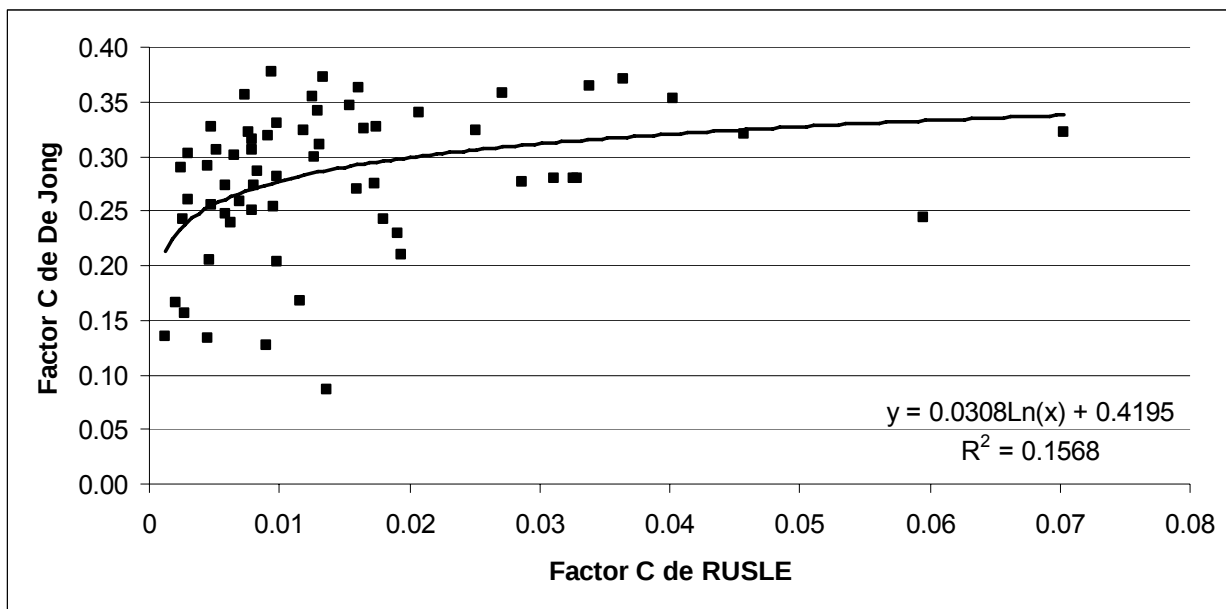


Fig. 19 Regresión entre el Factor C utilizando la fórmula de De Jong y mediciones en campo.

Aunque el coeficiente de determinación sea mayor en la regresión de C y el TSAVI, no es lo suficientemente fuerte como para recomendar su uso en lugar de mediciones en campo (Fig 20). En ambos casos (C de Jong y TSAVI) las áreas con alta pedregosidad serían calculadas como de alta erosión, sin embargo la presencia de rocas y gravas, además de materia orgánica muerta (no detectada por los sensores remotos utilizados), es de gran importancia para prevenir la erosión.

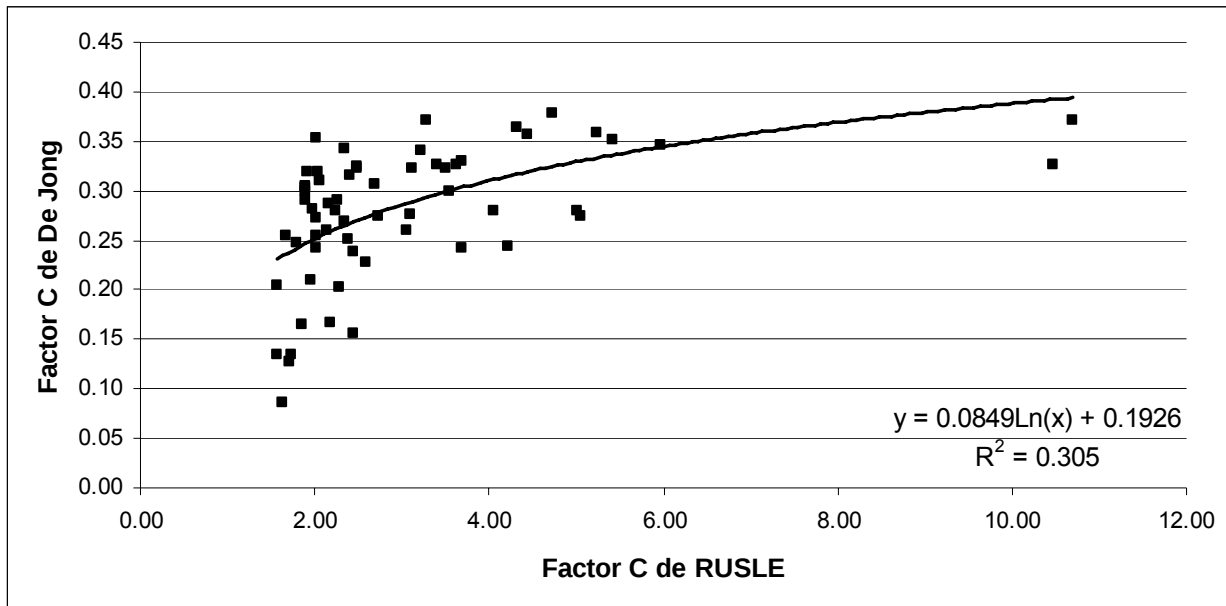


Fig. 20 Regresión entre Índice de Vegetación con Ajuste de Suelo Transformado (TSAVI) y mediciones en campo

El uso de la percepción remota con las metodologías propuestas en el presente estudio mostró poca utilidad para el cálculo de C y evidenció la importancia de la medición de cobertura de suelo y vegetación en la zona mediterránea. Por lo que es de gran importancia conocer a fondo las características de la cobertura vegetal y del suelo en términos cuantitativos y con un enfoque de campo, los resultados de esta sección del trabajo de tesis se muestran en el siguiente artículo:

Erosion-reducing cover in mediterranean matorral of Baja California

Miguel A. González-Botello¹ y Stephen H. Bullock^{2**}

¹Maestría en Manejo de Ecosistemas en Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México

Enviado a la revista *Earth Surface Processes and Landforms* (8 de enero de 2010)

²Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, 22860 Ensenada, Baja California, México

12. DISCUSIÓN

En términos generales la distribución de la cubierta vegetal es muy variable, se presentan a menudo, extensas áreas con coberturas pobres, posiblemente como consecuencia directa de los incendios frecuentes en la región, así como a la variada historia de uso de suelo para la producción extensiva de ganado bovino y ovino (Henderson, 1964; Acosta Montoya, 2009). En la mayor parte de los sitios, una parte substancial del suelo está a cielo abierto y expuesta a la fuerza de la lluvia. Sin embargo, donde el dosel intercepta la lluvia (principalmente ramas), la altura de goteo es mayormente menor a 0.3 m. Además, con o sin dosel existe una alta cubierta al nivel del suelo, principalmente por mantillo o materia orgánica, así como por gravas, los cuales son responsables del valor tan bajo del Factor C (el cual es menor en los sitios mejor cubiertos).

Sólo un tercio de la variación de la cubierta del suelo fue explicada por la cubierta de vegetación, y existió una modesta correlación de cubierta con mantillo o materia orgánica. Estos resultados sugieren que los múltiples mecanismos de distribución del mantillo entre arbustos y quizás los mecanismos que permiten la relativa permanencia de la materia orgánica a lo largo de los incendios (Zavala et al., 2009), son importantes para entender como se relaciona la cubierta con los procesos de erosión. Un factor puede ser baja intensidad de los incendios propuesta por Minnich (1983, 2001), de la cual se ha sugerido que resulta de la alta frecuencia de muy pequeños incendios, debido a la baja supresión, a las abundantes fuentes de ignición de origen antropogénico (Freedman, 1984; Comisión Nacional Forestal, datos sin publicar), a los relámpagos (Minnich et al. 1993), y la ocurrencia de un clima relativamente moderado. Otro factor que afecta la distribución espacial y temporal del mantillo podría ser la frecuencia de especies deciduas, particularmente en los primeros años post-incendio.

Los resultados sugieren una continua acumulación de mantillo durante años después de los incendios a medida de que los arbustos crecen, constituyendo una gran protección del suelo al absorber el impacto de la precipitación y humedad, una gran resistencia al flujo superficial y una fuente abundante de carbono transportable. Parece poco probable que mucha de la caída de materia orgánica durante el año sea incorporada al suelo en el corto plazo y la baja precipitación y baja tasa de descomposición (Gray and Schlesinger, 1981; Schlesinger, 1985; Quideau et al., 2005) así como la limitada bioturbación en el área (excepto donde ocurren las

ardillas terrestres; Gabet, 2000). La cohesión del suelo puede ser afectada más en el corto plazo por la gran productividad de raíces finas (Kummerow et al., 1978), aunque la significancia multi-anual de esta fracción es cuestionable por el bajo contenido de materia orgánica en el suelo.

La altura de goteo fue consistentemente baja en la presencia de un dosel, con persistencia de abundantes ramas. Estas estructuras también reducen la relevancia de la altura de goteo en la medida de que estas son retenidas en las plantas y evaporadas o desviadas hacia los tallos principales (Hamilton y Rowe, 1949). Los modelos USLE son deficientes estructuralmente en ese sentido y tienden a subestimar el potencial de reducción de erosión por parte del dosel, con lo que se sobreestima el Factor C. Corregir estas deficiencias para un cálculo de C durante un año solamente podría ser problemático, ya que estas podrían variar entre especies o diferente conformación de las estructuras vegetales, así como en la intensidad de los eventos pluviales (Hamilton y Rowe, 1949; Corbett y Crouse, 1968).

En ambas versiones de RUSLE, a mayor rugosidad del suelo, mayor reducción de la escorrentía y por lo tanto de erosión. En las observaciones en campo en matorrales y chaparrales propensos a incendiarse, generalmente en pendientes moderadas a altas, se sugiere que un alto grado de rugosidad corresponde a una microtopografía escalonada o columnar, lo cual puede acelerar el movimiento de agua, en lugar de retenerlo. En los modelos RUSLE, se considera que a medida que aumenta la materia orgánica en el suelo, se reduce la erosión al incrementar la estabilidad de los agregados y de este modo contribuye a la rugosidad. Este estudio sugiere que se requieren mayores estudios para conocer si es posible incorporar las características del suelo a las fórmulas para calcular el factor C para matorrales y chaparrales mediterráneos.

Los valores de C medidos en campo y mediante la fórmula de DeJong son discrepantes, lo cual indica que la aplicación esta última en matorrales costeros y chaparrales mediterráneos bajacalifornianos, resulta en una sobreestimación de la erosión, al minimizar la cubierta del suelo. Esto probablemente por que los índices de vegetación utilizados no toman en cuenta la materia orgánica del suelo, y la presencia de rocas puede ser considerada como suelo desnudo.

Contrario a las metodologías de tablas de consulta, la metodología empleada en la presente investigación provee de datos cuantitativos y de variación continua, no discreta, de cada subfactor que compone el factor C. Además con la información recabada, más adelante será posible evaluar la efectividad de las metodologías basadas en percepción remota para evaluar este factor (de Jong et al., 1999; Van der Knijff et al., 1999; Erencin, 2000; Smith et al., 2007; Lu et al., 2003; de Asis and Omasa, 2007).

Asimismo, los datos generados en particular para esta cuenca pueden ser de gran importancia para la validación de nuevos índices propuestos para la misma área de estudio. Tal es el caso de Puente et al. (2009) quienes muestran resultados experimentales utilizando un novedoso método de algoritmos matemáticos denominado programación genética, el cual combina variables por operadores matemáticos, de forma aleatoria y con muchas replicas. A cada paso elige los modelos que mejor se ajustan a los datos de calibración, antes de seguir el proceso con nuevas variantes. En dicho estudio, se generan tres índices de vegetación resultado de la programación genética, los cuales son denominados GPVI1, GPVI2, y GPVI3, los cuales tuvieron índices de correlación de -0.74, 0.75 y 0.79 respectivamente con los datos de prueba, mientras que el índice de vegetación más ampliamente utilizado (NDVI) mostró un valor de -0.39, similar al obtenido por De Jong (0.45). Esto abre una ventana a la posibilidad de utilizar percepción remota para el cálculo de C en matorrales mediterráneos con una mayor exactitud.

13. RECOMENDACIONES

Dado que el Modelo RUSLE también representa una manera indirecta de cuantificar la erosión, es de vital importancia la instalación de parcelas donde esta sea medida directamente, como los recomendados por (Barthes et al., 2000, Fanning, 1994; Coronato y del Valle, 1993; Colefio de Postgraduados 1991)

Con base en los resultados obtenidos, algunos de ellos no incluidos o no concluyentes, se recomienda el seguir realizando investigaciones respecto a la utilidad de la percepción remota para facilitar el cálculo del factor C de RUSLE. Particularmente, es necesario conocer qué combinación de sensores remotos tiene la capacidad de mostrar la cantidad de materia orgánica en el suelo.

De igual forma, es necesario conocer qué sensores remotos tienen la capacidad de mostrar la cantidad de materia orgánica en el suelo.

Se sugiere también el uso de datos LIDAR (*Light Detection and Ranging*), es una tecnología basada en el láser, (también referida como ALSM - *Airborne Laser Swath Mapping*), que ofrece la posibilidad de conocer la altura del dosel, con la cual se podrían generar modelos para el cálculo de la altura de goteo y detección de áreas sin vegetación.

También hay que destacar la importancia, aquí puesta en evidencia, de ampliar estudios de la cobertura del suelo. Incluyendo grava y todo tipo de materia orgánica. La dinámica de ésta en relación con incendios y también su redistribución/transporte por la lámina de escurrimiento. Esto sería de particular interés donde tradicionalmente se considera que hay poca hojarasca (matorrales semiáridos y áridos, no sólo mediterráneos).

Es importante también, destacar la importancia de conocer la historia de incendios ya que es muy posible que sea clave para entender el porque la topografía no tiene relación con la cobertura.

Se sugiere de igual forma el modelar los parámetros medidos en campo, con variables climáticas con valores continuos, en formato ráster, como los que se encuentra desarrollando la Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales del Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM (<http://uniatmos.atmosfera.unam.mx/>). Además con estos datos podría ser posible la estimación de productividad subterránea

En cuanto a prácticas de manejo, es evidente que la cobertura del suelo tiene una mayor importancia que la cobertura vegetal en gran parte de la cuenca, por lo que los esfuerzos para evitar la erosión en ecosistemas similares, debe ser encaminada en aumentar la cubierta del suelo con materia orgánica, como la que resulta de las maquinas trituradoras de materia orgánica de áreas verdes por ejemplo (*mulching*), más que a prácticas que en ocasiones consisten en la siembra de pastos exóticos, los cuales traen como consecuencia, cambios en la estructura original de los ecosistemas, además de hacerlos más susceptibles a incendios más frecuentes.

14. CONCLUSIONES

Claramente existen otros procesos de erosión importantes en la región mediterránea Californiana, como lo son el flujo de escombros, los deslizamientos medianos, los deslizamientos minúsculos en seco ("dry ravel") (Rice et al., 1969; Wells, 1987; Terwilliger and Waldron, 1991; Gartner et al., 2008). Pero de algún modo estos pueden ser cartografiados por medio de la topografía y uso de suelo, sin embargo, se sugiere que estos procesos son relativamente menos extensos, y poco frecuentes en los paisajes poco alterados de Baja California.

El presente estudio muestra las características más ampliamente relevantes en la estructura de la vegetación y de la ocurrencia generalizada de una capa delgada, pero bien distribuida de mantillo y gravas en la superficie, las cuales se presumen críticas por la protección del suelo. Cualquiera de las formulas USLE usadas para integrar los subfactores, la cubierta del suelo es claramente dominante en determinar los niveles bajos de C en el área de estudio, y probablemente amerite más atención que la cubierta vegetal, en ecosistemas áridos y semiáridos. Esto también implica que C podría no estar tan fuertemente ligado a índices de verdor de vegetación, aunque en el presente estudio se produjeron modelos para predecir C, alternos a los propuestos anteriormente.

No obstante, el amplio rango de valores de C encontrados, así como la dinámica de incendios y la variabilidad climática pone al descubierto que alguna variante de percepción remota detallada podría ser útil para proveer un estimado de cobertura, al menos anual para la predicción y manejo de la erosión.

Es necesario recalcar que con los estudios realizados, no se lograron obtener valores que permitan validar el uso del índice propuesto por De Jong (utilizado por Smith et al, 2007 para el área). Desafortunadamente no se ha llegado a un modelo que pueda predecir C, pero si es posible remarcar que los valores de erosión en la Cuenca Todos Santos deberían ser mucho más bajos a los calculados con éste índice

15. LITERATURA CITADA

- Andreu, V., J.L. Rubio y R. Cerni, 1998. Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain). *Journal of Soil and Water Conservation* 53(2) : 112-120.
- Bannari, A., A.R. Huete, D. Morin, y F. Zagolski, 1996. Effets de la Couleur et de la Brilliance du Sol Sur les Indices de Végétation. *International Journal of Remote Sensing* 17(10): 1885-1906.
- Baret, F., y G. Guyot, 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR Assessment. *Remote Sensing and the Environment* 35: 161-173.
- Barthés B., A. Azontonde, B. Z. Bou, C. Prat y E. Roose 2000, Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil agrégate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, México). *European Journal of Soil Science*, 51(3) 485-495.
- Bauer, H.L. 1943. The statistical analysis of chaparral and other plant communities by means of transect simples. *Ecology* 24(1): 45-6
- Bocco, G. 1991. Traditional Knowledge for Soil Conservation in Central Mexico. *Journal of Soil and Water Conservation*. 46(5): 346-348.
- Camacho-De Coca, F, García-Haro, F. J., Gilabert, M. A. y Meliá, J. 2004. Vegetation cover seasonal changes assessment from TM imagery in a semi-arid landscape. *International Journal of Remote Sensing* 25(17): 3451-3476
- Canfield, R.H. 1941. Application of line interception method in sampling range vegetation. *Jour. Forestry* 39:388-394
- Colegio de Postgraduados 1991. Manual de conservación del suelo y del agua, UACH, Chapingo, México.
- Chou, Y.H., R.A. Minnich, y R.J. Dezzani. 1993. Do fire sizes differ between southern California and Baja California? *Forest Science* 39: 835-844.

- Choudhury, B., N. Ahmed, S. Idso, R. Reginato y C. Daughtry. 1994. Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations. *Remote Sensing of Environment* 50: 1 –17.
- Coronato, F. y H. del Valle 1993, "Methodological comparison in the estimate of fluvial erosion in arid closed basin of northeastern Patagonia", *Journal of Arid Environments*, vol. 24, pp 231-239.
- De Asis, AM y K. Omasa, 2007. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 62: 309-324.
- Deering, D.W., J.W. Rouse; R.H. Haas, y J.A. Schell. 1975. Measuring "Forage Production" of Grazing Units From Landsat MSS Data, *Proceedings of the 10th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, vol. II, 1169-1178.
- De Jong, S.M. 1994a. Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 19: 165-178.
- De Jong, S.M. 1994b. Applications of reflective remote sensing for land degradation: studies in a mediterranean environment. *Nederlandse Geografische Studies* 177.
- De Jong, S.M., L.C. Brouwer y H. Riezebos, 1998: Erosion hazard assessment in the Peyne catchment, France. Working paper DeMon-2 Project. Dept. Physical Geography, Utrecht University.
- Delgadillo, J. 1992. Florística y ecología del norte de Baja California. Universidad Autónoma de Baja California. 339 pp.
- Desimone, S.A. y J.H. Burk. 1992. Local variation in floristics and distributional factors in Californian coastal sage scrub. *Madroño* 39:170-188.
- Dominguez-Cortazar, M.A. y E. Ventura Jr. 2001. Estimating the Risk of Soil Erosion in a Semiarid Watershed of Central Mexico using a Geographical Information System. in *Soil Erosion Research for the 21st Century*, Proc. Int. Symp. (3-5 January 2001, Honolulu, HI, USA).

- Fanning, P. 1994. Long-term contemporary erosion rates in an arid rangelands environment in western New South Wales, Australia. *Journal of Arid Environments*, vol. 28:173-187.
- Florsheim, J.L., E.A. Keller, y D.W. Best. 1991. Fluvial sediment transport in response to moderate storm flows following chaparral wildfire, Ventura County, southern California. *Geological Society of America Bulletin* 103:504-511.
- Franklin, J., P. McCullough, y C. Gray, 2000. Terrain variable used for predictive mapping of vegetation communities in southern California. Pp. 331-353 en: Wilson, J.P. y Gallant, J.C. (eds.), *Terrain analysis: principles and applications*. John Wiley & Sons, New York.
- Freedman, J.R. 1984. Uncontrolled fire and chaparral stability in the Sierra Juárez, Baja California, Mexico. Tesis de maestría. University of California, Riverside.
- García, E. – Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998b. "Climas" (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1 000 000. México. Cartografía en línea. www.conabio.gob.mx
- García, E. – CONABIO. 1998.a "Precipitación total anual". Escala 1: 1 000 000. México. Cartografía en línea. www.conabio.gob.mx
- Guo, Z.W., X.M. Xiao, y D.M. Li. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications* 10: 925–936.
- Harris, N.R.; M Louhaichi, y D.E. Johnson. 2004. Laboratory manual for landscape ecology: spatial analysis of landscape data. Range Science Series Report #7, Department of Rangeland Resources, Oregon State University, Corvallis, OR, USA. 300 pp.
- Heinsch, F.A., M. Reeves, P. Votava, S. Kang, C. Milesi, M. Zhao, J Glassy, W.M Jolly, W.M., R. Loehman, C.F. Bowker, J.S. Kimball, R.R. Nemani, y S.W. Running, 2003. User's guide: GPP and NPP (MOD17A2/A3) products NASA MODIS land algorithm. Version 2.0. <http://www.ntsg.umd.edu/modis/MOD17UsersGuide.pdf>
- Henderson, D.A. 1964. Agriculture and livestock raising in the evolution of the economy and culture of the state of Baja California, Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad de California, Los Angeles 1170 pp.

- Herrick, J.E., J.W. Van Zee, K.M. Havstad, L.M., Burkett, y W.G. Whitford, 2005. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems. 2 vol. USDA-ARS Jornada Experimental Range, Las Cruces, NM, USA.
- Hewlett, J.D. 1997. Comments on the catchment experiment to determine vegetal effects on water yield. *Water Resources Bulletin*. 7(2): 376-381.
- Hoover, M. D. 1944. Effect of removal of forest vegetation upon water yields. *American Geophysical Union* 6: 969-977.
- Huete, A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing and the Environment* 25: 53-70.
- Huete, AR., HQ. Liu, K. Batchily, y W. van Leeuwen, 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59, 440–451.
- Jackson, R.D., 1983. Spectral Indices in n-Space, *Remote Sensing and the Environment*, 13: 409-421.
- Keeley, J.E. 1991. Seed germination and life-history syndromes in the California chaparral. *Botanical Review* 57:81-116.
- Keeley, J.E. 1992. Demographic structure of California chaparral in the long-term absence of fire. *Journal of Vegetation Science* 3:79-90.
- Keeley, J.E. y C.J. Fotheringham. 2001. The historical role of fire in California shrublands. *Conservation Biology* 15: 1536-1548.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. y Morais, M. 1999. Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science* 284(5421): 1829-1832.
- Kittredge, J. 1955. Litter and forest floor of the chaparral in parts of the San Dimas Experimental Forest, California. *Hilgardia* 23: 563-596.
- Langbein, W.B. y S.A. Schumm. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. *Transactions American Geophysical Union* 39: 1076-84.

- Millward, A.A. y J.E. Mersey. 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena* 38:109-129.
- Minnich, R.A. 1983. Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science* 219:1287-1294.
- Minnich, R.A. 1989. Chaparral fire history in San Diego county and adjacent northern Baja California: an evaluation of natural fire regimes and the effects of suppression management. Pages 37-47 in S.C. Keeley (ed.). *The California chaparral: paradigms reexamined*. Science Series No. 34. Natural History Museum of Los Angeles County, CA.
- Minnich, R.A. 2001. An integrated model of two fire regimes. *Conservation Biology* 15:1549-1553.
- Mitchell, P.B. y G.S. Humphreys. 1987. Litter dams and microterraces formed on hillslopes subject to rainwash in the Sydney basin, Australia. *Geoderma* 39: 331-357.
- Montes León, M. A.; M. A. Domínguez Cortazar y E. Ventura Ramos. 2000. Utilización de un SIG para la Estimación del Riesgo de Erosión Hídrica en la Cuenca Santa Catarina, Querétaro, México. Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro.
- Mooney, H.A. y A.T. Harrison. 1972. The vegetation gradient on the lower slopes of the Sierra San Pedro Martir in northwest Baja California. *Madroño* 21:439-445
- Myers, N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93: 2764-2769
- Palacio, J.L. 1990. Determinación de áreas de erosión potencial en cárcavas, un ejemplo en el centro de México. *Boletín, Instituto de Geografía, UNAM* 21: 44-55.
- Palacio, J.L. y L. Vázquez. 1990. Definición de áreas de riesgo de erosión en cárcavas utilizando un sistema de información geográfica, pp.75-76 en *Memorias del Primer Simposio Nacional de Degradación del Suelo, Instituto de Geología, Departamento de Edafología, UNAM, México*.

- Pando, M.; M. Gutiérrez, A. Maldonado; J.L. Palacio y E. Estrada. 2003. Comparación de Métodos en la Estimación de Erosión Hídrica. Investigaciones Geográficas, Agosto, Número 051. pp. 23-36. México.
- Peinado, M., F. Alcaraz, J. Delgadillo e I. Aguado. 1994. Fitogeografía de la península de Baja California, México. Anales Jard. Bot. Madrid 51(2): 255-277.
- Peinado, M.; F. Alcaraz, J.L. Aguirre, J. Delgadillo y I. Aguado. 1995. Shrubland formations and associations in mediterranean-desert transitional zones in northwestern Baja California. Vegetatio 117: 167-175.
- Peinado Lorca, M. Delgadillo Rodríguez, J. 1990. Introducción al conocimiento fito-topográfico de Baja California (México). Stvdia Botanica 9: 25-39.
- Perry, C. Jr., y L.F. Lautenschlager, 1984. Functional Equivalence of Spectral Vegetation Indices, Remote Sensing and the Environment 14: 169-182.
- Pimentel, D. Soil erosion: a food and environmental threat. Environment, Development and Sustainability (2006) 8: 119–137
- Prat, C.; A. Báex y A. Márquez; 1996. Erosión y escurrimiento en parcelas de tepetate t3 en Texcoco, México. Memorias del III Simposio Internacional sobre Suelos Volcánicos Endurecidos, pp. 371–383.
- Qi, J.; A. Chehbouni; A.R. Huete, Y.H. Kerr, y S. Sorooshian, 1994. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. Remote Sensing and the Environment 48: 119-126.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool y D.C. Yoder. (Coords.). 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA Handbook 703. USDA, Washington.
- Rice, R.M., E.S. Corbutt y R.G. Bailey. 1969. Soil slips related to vegetation, topography and soil in Southern California. Water Resources Research 5: 647-659.
- Richardson, A. J., y C.L. Wiegand. 1977. Distinguishing Vegetation From Soil Background Information, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 43(12): 1541-1552.

- Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A.Schell y D.W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351, vol. 1: 309-317.
- Sancholuz, L. A. 1984. Land degradation in maize fields. Tesis Doctoral, University of British Columbia, Vancouver, Canadá.
- Schmidts, M. 2002. Physiological and optical properties of chaparral successional stages. Tesis de maestría, California State University, Los Angeles.
- Shreve, F. 1936. The transition from desert-chaparral in Baja California. *Madroño* 3: 257-264.
- Smith, S.V., S. H. Bullock, A. Hinojosa-Corona, E. Franco-Vizcaíno, M. Escoto-Rodríguez, T.G. Kretschmar, L. M. Farfán & J. M. Salazar-Ceseña. 2007. Soil Erosion and its Potential Significance for Carbon Fluxes in a Mountainous Mediterranean-Climate Watershed. *Ecological Applications* 17:1379-1387.
- Stewart, D. y Webber, P.J. 1981. The plant communities and their environments. Pp. 43-68 en: P.C. Miller (ed.), *Resource use by chaparral and matorral: a comparison of vegetation function in two mediterranean type ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- Syphard, A.D. y J. Franklin, 2004. Spatial aggregation effects on the simulation of landscape pattern and ecological processes in southern California plant communities. *Ecological Modelling* 180: 21-40.
- Thiam, A.K. 1997. *Geographic Information Systems and Remote Sensing Methods for Assessing and Monitoring Land Degradation in the Sahel: The Case of Southern Mauritania*. Tesis Doctoral, Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Thiam, A. y J.R. Eastman, 2006. Vegetation Indices, pp. 218-230 en *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester, MA.
- Turner, D.P., W.D. Ritts, W.B.Cohen, T.K. Maeirsperger, S.T. Gower, A.A. Kirschbaum, S.W. Running, M. Zhao, S.C. Wofsy, A.L. Dunn, B.E. Law, J.L. Campbell, W.C. Oechel, H.J. Kwon, T.P. Meyers, E.E. Small, S.A. Kurc, y J.A. Gamon, 2005. Site-level evaluation of satellite-based global terrestrial gross primary production and net primary production monitoring. *Global Change Biology* 11 (4): 666-684.

- Van der Knijff, J.M., R.J.A. Jones y L. Montanarella. 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau (European Commission) EUR 19022EN. 54 pp.
- Wallace, C., R.H. Webb, y K.A. Thomas. 2008. Estimation of perennial vegetation cover distribution in the Mojave Desert using MODIS-EVI data. *GIScience and Remote Sensing* 45(2): 167-187.
- Weltz MA, K.G. Renard, J.R. Simanton. 1987. Revised Universal Soil Loss Equation for western rangelands. In *Strategies for classification and management of native vegetation for food production in arid zones*, Aldon E.F., C.E. Gonzales-Vincente, W.H. Moir (eds.), U.S. Forest Service General Technical Report RM-150. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: Fort Collins, CO; 104-111.
- Westman, W.E. 1981. Factors influencing the distribution of species of Californian coastal sage scrub. *Ecology* 62: 439-455.
- Westman, W.E., 1983. Xeric Mediterranean-type shrubland associations of Alta and Baja California and the community/ continuum debate. *Vegetatio* 52: 3-19.
- Westman, W.E. 1991. Measuring realized niche spaces: climatic response of chaparral and coastal sage scrub. *Ecology* 72: 1678-1684.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. USDA Agriculture Handbook No. 537.
- Wohlgemuth, P.M. 1986. Spatial and temporal distribution of surface sediment transport in southern California steeplands. pp. 29-32 in: DeVries, J.J. (ed.), *Proceedings of the chaparral ecosystems research conference*. Report 62. California Water Resources Center, Davis.
- Xiao, X., D. Hollinger, J. Aber, M. Goltz, EA. David, Q. Zhanga, B. Moore III. 2004. Satellite-based modeling of gross primary production in an evergreen needleleaf forest. *Remote Sensing of Environment* 89: 519-534

- Zammit, C.A. y P.H. Zedler, 1988. The influence of dominant shrubs, fire and time since fire on soil seed banks in mixed chaparral. *Vegetatio* 75: 175-187.
- Zedler, P.H. 1982. Plant demography and chaparral management in southern California. pp. 123-127 en: Conrad, C.E. y Oechel, W.C. (eds.), *Proceedings of the Symposium on the Dynamics and Management of Mediterranean Type Ecosystems*. USDA Forest Service, Washington.
- Zedler, P.H. 1994. Plant life history and dynamic specialization in the chaparral/coastal sage scrub flora in southern California. Pp 89-115 en: Arroyo, M.T.K., P.H. Zedler y M.D. Fox (Eds.), *Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia*. Springer Verlag, New York.
- Zippin, D.B. y J.M. Vanderwier. 1994. Scrub community descriptions of the Baja California peninsula, Mexico. *Madroño* 41:85-119.

16. APÉNDICE 1: CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS Y UBICACIÓN DE LOS 67 SITIOS DE MUESTREO.

Sitio	Altitud (msnm)	Exposición	Pendiente	Latitud Inicial	Longitud Inicial
1	417	295.1	16.7	32.034002	-116.587110
2	441	164.4	22.2	32.035164	-116.582971
3	327	188.0	13.4	31.995840	-116.697590
4	330	307.9	10.2	32.000420	-116.706110
5	345	102.4	11.0	31.997220	-116.711380
6	528	142.6	12.5	32.186960	-116.491170
7	629	5.7	29.6	32.199410	-116.460690
8	642	205.7	24.5	32.201340	-116.458780
9	98	151.3	13.8	31.923660	-116.681760
10	365	281.1	7.5	31.988800	-116.775620
11	370	163.0	10.0	31.987870	-116.780650
12	70	41.0	5.6	32.100290	-116.818720
13	130	215.9	8.2	32.108340	-116.851570
14	370	70.7	10.8	31.994950	-116.789400
15	1108	166.6	3.4	31.799350	-116.066540
16	1073	172.2	24.7	31.785390	-116.083510
17	1153	152.1	6.6	31.906290	-116.096730
18	1049	65.9	8.0	31.907620	-116.117330
19	818	232.5	2.2	31.914710	-116.169950
20	1319	263.8	3.5	31.922290	-116.071000
21	1350	192.5	2.7	31.933680	-116.055980
22	1597	257.2	3.9	31.964280	-115.990640
23	1608	276.1	3.2	31.965440	-115.988180
24	1483	62.1	9.7	31.995240	-116.003620
25	760	204.0	9.2	31.982540	-116.235030
26	769	32.3	14.1	31.985910	-116.236780
27	711	280.2	3.9	31.985840	-116.245640
28	722	225.0	3.5	31.987350	-116.243680
29	812	285.1	16.4	32.035690	-116.306180
30	717	148.5	3.0	32.023250	-116.305440
31	898	28.8	5.3	31.719210	-116.191380
32	872	337.8	5.9	31.723400	-116.199510
33	714	178.6	5.2	31.784620	-116.250740
34	814	181.0	25.9	31.756590	-116.270820
35	729	234.3	20.6	31.763840	-116.261490
36	732	232.0	10.7	31.785400	-116.248510
37	810	46.3	5.5	31.894090	-116.320860
38	920	117.2	2.6	31.899850	-116.330240
39	921	155.7	9.2	31.972400	-116.385990
40	826	298.1	20.7	31.953880	-116.368740

Sitio	Altitud (msnm)	Exposición	Pendiente	Latitud Inicial	Longitud Inicial
41	937	179.7	9.8	31.956390	-116.369580
42	903	126.2	13.2	31.971140	-116.384030
43	1092	122.0	7.1	32.029566	-116.180763
44	1096	294.2	6.2	32.029501	-116.179112
45	1286	300.1	3.7	32.031986	-116.182184
46	1101	329.8	7.7	32.117601	-116.167842
47	1274	274.8	2.5	32.105943	-116.174697
48	1176	204.7	2.4	32.103832	-116.175690
49	1176	215.9	12.0	32.099900	-116.205700
50	1089	92.8	2.0	32.103830	-116.216320
51	1089	323.2	5.7	32.034600	-116.188010
52	1275	258.4	1.9	32.034664	-116.189579
53	1107	213.5	4.5	32.031178	-116.181643
54	1070	117.2	5.0	32.003937	-116.140147
55	1067	280.7	5.2	32.000089	-116.137410
56	1450	251.3	10.8	31.891719	-115.999012
57	1482	212.9	13.1	31.894863	-115.998741
58	1456	88.4	12.3	31.962356	-116.029033
59	1660	168.5	0.4	32.019805	-115.934283
60	1666	234.6	6.3	32.020424	-115.931516
61	1709	136.3	4.4	32.039460	-115.943040
62	1739	101.7	2.2	32.014800	-115.911040
63	490	204.7	18.9	32.131310	-116.541140
64	525	176.7	10.0	32.124550	-116.547410
65	539	147.9	6.3	32.130730	-116.550370
66	398	307.4	7.3	32.030378	-116.605160
67	457	309.3	25.4	32.029519	-116.602772

17. APÉNDICE 2: MANUSCRITO ENVIADO A LA REVISTA EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS.

Erosion-reducing cover in mediterranean matorral of Baja California

Journal:	<i>Earth Surface Processes and Landforms</i>
Manuscript ID:	Draft
Wiley - Manuscript type:	Paper
Date Submitted by the Author:	
Complete List of Authors:	González-Botello, Miguel; Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Bullock, Stephen; Centro de Investigacion Cientifica y de Educacion Superior de Ensenada, Departamento de Biologia de Conservacion
Keywords:	erosion, ground cover, fire, sampling techniques, RUSLE



view

Erosion-reducing cover in mediterranean matorral of Baja California

Miguel A. González-Botello¹ and Stephen H. Bullock^{2**}

¹Maestría en Manejo de Ecosistemas en Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México

²Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, 22860 Ensenada, Baja California, México

ABSTRACT: Vegetation and surface features known to affect erosion rates were studied in shrublands of northwestern Baja California. Sampling was carefully stratified to represent watershed-level variation in physiography and cover. Cover by plants showed a broad mode of c. 51-80%. Mean drip height was largely determined by the frequency of points open to the sky ($r^2 = 0.93$) and its average was usually greater than vegetation height. In contrast, drip height at points under canopy was related to plant height ($r = 0.88$) and was never above 0.32 m; most obstructions were branches, not leaves. Ground cover, by litter, gravel, etc., was skewed to high values (>31% of sites had mean ground cover >90%) but was not strongly determined by plant cover ($r^2 = 0.34$). Only 38% of interplant points had bare soil. Litter mass was best predicted as a linear function of plant height ($r^2 = 0.60$) and was not closely related to the spatial measure of ground cover ($r = 0.33$). Soil roughness was proportional to slope gradient, suggesting it indicates, rather than impedes, erosion. Neither physiography nor species associations were strong factors in determining C, but we suggest that incorporating fire frequency and intensity may be critical. The RUSLE C factor was generally low (mean = 0.18), due to the high cover of the ground surface, despite the open canopy. However, the range of C was more than two orders of magnitude.

KEYWORDS: erosion; ground cover; fire; sampling techniques; RUSLE

Introduction

Among the ecosystem services provided by vegetation is the protection of soil from the erosive effects of water and wind. This service is of immense importance at local to continental scales, especially in biomes where cover is scant or moderate and variable. This protection has been shown by comparing erosion under different vegetation types with similar soils, topography and climate (e.g. Langbein and Schumm, 1958; Branson, 1975; Diaz-Fierros *et al.*; 1987, Andreu *et al.*; 1998, Gabet and Dunne, 2003; Liébault *et al.*, 2005). Cover (and conservation practices) are of special significance because they are essentially the only components of sheet and rill erosion that can be strongly affected by management.

A model of erosion by water formalized in the Universal Soil Loss Equation, recognized several variables within cover-management: cover by the vegetation canopy, the height from which intercepted rain falls to the ground, vegetative cover at or very close to ground level, and residual and tillage effects (Wischmeier and Smith, 1978). Given the difficulty of making quantitative measurements of these subfactors for non-agricultural land, a descriptive-categorical system for assigning values was proposed, although residual and tillage effects were not

*Correspondence to: Stephen H. Bullock, Departamento de Biología de la Conservación, C.I.C.E.S.E., Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, 22860 Ensenada, Baja California, México.
E-mail: sbullock@cicese.mx

1
2
3 tabulated (Wischmeier and Smith, 1978). Later versions of the cover-management factor include
4 the USLE subfactors in different formulations, but also a variety of surface and subsurface
5 variables and calibration constants (Weltz *et al.*, 1987; Renard *et al.*, 1996; Foster *et al.*, 2003).
6 Even for sites without the strong subannual variation of herbaceous crops, the revised
7 formulations are complex. In semiarid shrublands, recent experimental plot studies have
8 continued to refine our understanding of the variation in canopy and ground surface cover that
9 strongly affect erosion (Benkobi *et al.* 1993; Casermeiro *et al.*, 2004; Bochet *et al.*, 2006; Durán
10 Zuazo *et al.* 2006; Bautista *et al.*, 2007).

11
12 Recently, attempts have been made to estimate erosion for each of millions of small
13 contiguous cells, forming a geographic perspective of substantial watersheds or large landscapes,
14 based on the features of individual cells. However, it is difficult to adequately sample a diverse
15 landscape in detailed field studies of vegetation. In this context, links between field data and
16 remote perception have been sought. For example, de Jong (1994a, b) used the subfactor tables
17 of USLE in a mediterranean-climate region of France and found a significant correlation with the
18 popular Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, Gilabert *et al.*, 1997) from Landsat
19 data. However, the correlation coefficient was only 0.67 based on his 33 sample locations. Of
20 course, the results from *any* single study area may be more particular than general, and in de
21 Jong's case there are peculiarities that may affect both NDVI and the components of cover, such
22 as a limestone substrate with a poor ground layer, and old fields and forest as well as shrublands.
23 Nonetheless, de Jong's calibration has been widely applied in using NDVI as a surrogate for
24 field measurements (de Jong *et al.*, 1999; Van der Knijff *et al.*, 1999; Erencin, 2000; Smith *et al.*,
25 2007) while satellite data also have been used in more elaborate methods without more rigorous
26 validation (Lu *et al.*, 2003; de Asis and Omasa, 2007). Design of new indices, calibrated to the
27 data described here, has shown promising results (Puente *et al.*, 2009).

28
29 In the mediterranean-climate shrublands of the California bioregion, physiognomic
30 variation in vegetation cover and height has received little attention since Hanes (1971). There is
31 an appreciable literature on vegetation, water yield and erosion (Curry, 1984; Brown, 1990), but
32 there are apparently no studies of ground cover as conceived in the original or revised USLE. A
33 recent GIS implementation of USLE for erosion prediction in watersheds around Ensenada, Baja
34 California, Mexico, also used the de Jong approximation for the cover factor (Smith *et al.*, 2007).
35 That approach may be related to maximum leaf cover, but is not capable of distinguishing plant
36 height, branch density or litter. We undertook a direct field study to improve appreciation of the
37 weight and variation of the subfactors, and of any basis for their prediction in shrub vegetation
38 (matorral) in the region.

39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60

Methods

The study region was the system of watersheds around Ensenada, Baja California, México (Figure 1), with an area of 4900 km² and elevation range of 0-1876 m. The climate is mediterranean with a precipitation mean of ~315 mm (no elevational increase is apparent in existing data). About 69% of the area is covered by matorral (Smith *et al.*, 2007 based on Inventario Nacional Forestal 2000 ("INF") from Comisión Nacional Forestal) with many floristic variations (Westman, 1983; Zippin and Vanderwier, 1994; Peinado *et al.*, 1995). We refer to the entire range of variation in both matorral costero or coastal (sage) scrub and chaparral, as mediterranean matorral.

We limited the present study to matorral in order to avoid problems of access and of disruption by management activities in agricultural, pasture and ruderal vegetation. To locate a series of potential study sites, it was first necessary to update land use maps. We used the INF

and recent imagery available in Google Earth (in 2006), to constitute a land-use layer for the GIS of the watersheds. To diminish the effects of intensive disturbance, we also excluded a strip of 30 m around non-matorral areas. We did not use the INF distinction of primary and “secondary” vegetation, because it is irrelevant to our purpose as well as conflicting with historical and ecological considerations (Bullock, 1999).

The potential sample area (Figure 1) was then refined by digitizing all types of roads from national topographic maps, again updated in the matorral areas by reference to Google Earth (GE) images, and creating corridors at 30 to 250 m on both sides of the roads. Because we intended the sample to represent the watershed’s range and distribution of variation in physiography and vegetation, we also integrated a digital elevation model with a 30 m grid (from resampled 1 arc-second data) and data from a Landsat 5 image from 5 May 2005. The terrain model was processed to layers for elevation, slope and exposure, and the Landsat data were used to derive a layer of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).

The initial trial at locating sample sites used random locations across the watersheds, continuing until 120 sites had been situated within the potential sample area. In practice there were several sources of modification of the random sample, and localization often involved both extensive and intensive visual searching of the GIS complemented with GE imagery. With the intention of relating field and satellite data, we examined the GIS to strive for a substantial uniformity of physiographic and vegetation conditions over one hectare or more at each proposed site. Some sites were changed due to very recent changes in land use, features not evident in areas of low-resolution in GE or closed or deteriorated roads. To improve efficiency in the field we relocated some samples to similar conditions closer to other sites.

In the field, sites were located by GPS and/or imagery. Aspect (exposure) was approximated and inclination (slope) was measured over a distance of at least 20 m. Site characters were quantified on transects (Bauer 1943) that were oriented perpendicular to the site’s exposure. A 30 m tape was set with care to avoid breaking plants along the transect or disturbing the surface. The initial and final points were recorded from a GPS (usually to <3 m). We recorded the entry and exit positions for each plant with some diameter >20 cm, its diameter perpendicular to the transect, its height and the species (or “dead”). We likewise recorded the extent of rocks with some diameter >20 cm. Parts of the transect without cover were also noted. At a predetermined sequence of 20 random points along the transect, we lowered a plumb line and recorded the height and type of the lowest plant structure touching the line, or absence of any, and what the plumb touched at ground level (e.g. soil, gravel, litter). Within a microquadrat of 10 cm radius around that point, we estimated ground cover in increments of 25%, estimated average litter depth in categories of 0.5 cm, and recorded the presence of diverse materials comprising the cover (e.g. lichens, moss, *Selaginella*, angiosperms, litter, feces, gravel, rocks). Surface roughness in the microquadrat was categorized, 1-3 for smooth to very rough, 4 for small columns, 5 for rills and 6 for gully). At three representative points along and adjacent to the transect, we collected the litter from other microquadrats, for drying and weighing. Field work was conducted between February and May of 2007.

The cover-management factor C of the Revised Universal Soil Loss Equation is a unitless soil loss ratio, relative to bare, tilled ground. Thus, lower values indicate better protection of the soil. Among the early revisions, Renard *et al.* (1996) had a subfactor that included canopy cover and drip height, another including ground cover and soil roughness, and a subfactor of “prior land use”. The latter included difficult-to-measure subfactors such as surface roughness and consolidation, root mass density to a certain depth, in-soil mass density of surface residue, several calibration coefficients and antecedent soil moisture (Renard *et al.*, 1996). A later

revision changed the formulation, maintained, changed and added variables, complicated the temporal dimension and reduced the transparency of the calculation or look-up of results. In our case, where machines have been absent and grazing scant, and considering that our interest is an annual estimate of erosion, we have combined elements of RUSLE from Weltz *et al.* (1987) and Renard *et al.* (1996):

$$C_R = 0.45 * (e^{(-0.012 * 7.12)}) * (1 - p * e^{[-0.34 * h]}) * e^{(-0.039 * g * (0.24/r)^{0.08})} \quad (\text{Eq. 1})$$

where p is canopy cover in proportion, h is drip height in meters, g is ground cover in percent and r is our soil roughness index, scaled by 0.3 to follow Fig C-10 in Renard *et al.* (1996). As in USLE there is a limiting value of 0.45, corresponding to well consolidated soil or a state of fully diminished disturbance (Weltz *et al.*, 1987).

Following RUSLE drip height was calculated including only canopy-covered plumb points. Points ground cover under the canopy were not excluded from that calculation. For the prior land use factor we use Eq. 3 of Weltz *et al.* (1987), considering the soils had not been disturbed. Using the soil biomass coefficients for chaparral as given by Weltz *et al.* (1987) with a net primary productivity of 4000 kg ha⁻¹ (Smith *et al.*, 2007), the subfactor for roots and buried residue was calculated as 7.12. We considered that root mass would not change substantially over one to a few years, an assumption that may need to be relaxed (Kummerow *et al.*, 1978). Incorporation of surface material is likely to be slow, because it mostly depends on trampling and digging by the fauna. The carbon content of the soil is regionally low (1.83%, unpublished data), and systematic spatial variation has not been elucidated.

Results

Cover by vegetation

Considering aerial cover of the transects by live and dead plants (both of which contribute to rainfall interception) 33% of the sites had cover below 51% and almost 20% were in a range of 81 to 100% cover (Figure 2). While there were relatively more north-exposure sites with cover in excess of 80%, exposure was not a major factor in effecting cover over 50%. There was no relation between cover and elevation of the sites. The range in the p subfactor for our sample was 0.03 to 0.97.

Most of the sites showed an average canopy gap width between 31 and 90 cm. The standard deviation was strongly related to the mean ($r = 0.92$). The log of mean gap width had a good correlation with canopy cover ($r = -0.76$).

Individual plants often overlapped. The collective degree of overlap was not clearly related to total cover and was commonly in the range of 1-20%. Dead plants contributed to cover on about two-thirds of the transects, most commonly at a level of 1-10% cover of the transects.

A total of 56 species was found on all the transects (at least semi-woody and >20 in some diameter). The number of species per transect showed a strong mode at 3-4 species (37% of sites), with a maximum of 12. Total cover per species was strongly related to total abundance (% total cover = 0.037*abundance, $r^2 = 0.96$). The four most abundant species were *Adenostoma fasciculatum* (24.4% of all individual plants), *Adenostoma sparsifolium* (11.3%), *Eriogonum fasciculatum* (9.5%) and *Ceanothus greggii* (6.8%). Only five species were represented by a single individual among all the transects, but 18 species occurred on only one transect each. The transects included two cactus species, one *Yucca* (*Y. schidigera*) and no *Agave*. We estimated that ~46% of the species are deciduous for a prolonged period every year.

To examine the effects of community composition on vegetation characteristics, and of

the environment on the distribution of plant communities, we first did cluster analyses (single and median linkage, Euclidean distance) on a matrix of proportion of cover per transect per species. Species occurring on a single transect were excluded, after the proportion of cover was calculated. The single linkage tree was grouped into five types but 13 sites were too distant from all others to be considered clustered. The median linkage produced four types with 24 of the 67 sites remaining unclustered. A few differences were also apparent in both analyses regarding mean plant height and diameter, soil cover and litter weight. They were also in accord that coverage of the soil surface by organic matter did not differ among the respective clusters, but the result for canopy coverage of the transects showed only one distinctive cluster in one type of analysis. There were no evident differences in the C factor. In both analyses, two clusters differed from each other and the remainder by occurring at higher elevations, and another cluster was peculiar to steeper, rockier and more south-exposed sites.

An effect of species composition on development of the physical structure of the vegetation might also be present due to the specific allometry of plant height with crown diameter. However, the relationship was so variable within many species that the appropriate model was not clear (Figure 3).

Drip Height

Drip height showed a surprisingly high median, 1.98 m, which was far above the median vegetation height of 1.12 m (Figure 4). The drip height subfactor showed some constraint by vegetation characteristics such as mean plant height or total overlap among plants. However, it could be explained in large part by the percentage (s) of open-sky points ($h = 0.68 \cdot 1.03^s$, $r^2 = 0.93$). The number of open-sky points per transect had a broad mode in the range of 1-10 points (Figure 5). Drip height was examined at 1340 points among all the transects, and 47% of those had open sky.

In contrast, drip height among those points without open sky had a median of 0.12 m and none exceeded 0.32 m (excluding two transects with no under-canopy points; Figure 4). Drip height under canopy had a linear correlation with canopy height ($r = 0.88$) and shrub diameter ($r = 0.74$) but not with cover of the transect, frequency of open-sky points or ground cover. Branches rather than leaves were the principal obstacle for raindrops (87%).

Ground cover

Ground cover as represented by the mean of microquadrat cover ranged from 31-100% with a mean among sites of 79% (Figure 6). The plumb points showed similar results (25-100%, mean 78%; Figure 7) and the correlation of the two measures was fair ($r = 0.76$). By either measure, less than 11% of the transects had mean ground cover below 50%, and at least 31% of the transects had means above 90%. Among all individual microquadrats, only 5.2% were bare whereas 61.3% were rated as fully covered. The correlation of microquadrat cover with canopy cover (whether live+dead plants or the frequency of open-sky points), was about 0.58, and the plumb points showed similar correlations (0.54-0.58). Neither measure of ground cover was related to slope or exposure.

The results for the touch-points of the plumb lines (Table 1) showed that organic matter on the ground and bare ground were the most common states, although the mode for the latter was below 20% while the former was broadly distributed with modes at 21-30% and above 70%. Rocks and gravel each occupied less than 20% of the plumb points on the great majority of transects, most often zero points. Rocks >20 cm diameter were absent on nearly 70% of the transects and more than 10% cover by rocks occurred on only 10.5% of the transects. Plumb

points under plan-view canopy actually had litter at the ground surface in most cases (75%) although bare soil also occurred under canopy (14%) (as did points with no above-ground obstacle to vertical raindrops, 18%). Where a canopy was lacking, 35% of the points still had a ground cover of litter and 21% of gravel or rock, whereas 38% presented bare soil (15% of all points).

Among the many types of ground cover on the microquadrats (Table 1), the least common were lichens, microbiotic crust and moss, as was *Selaginella* despite its being occasionally dominant. Feces of lagomorphs were as common as herbaceous seed plants. Mineral particles of one to a few mm were common but the most widespread and abundant soil cover was plant litter.

The quantity of accumulated litter ranged from 1 to 648 g m⁻², but 39% of the sites had values between 21 and 80 g m⁻² whereas only 3% exceeded 400 g m⁻². Litter mass bore some relation to both the frequency of microquadrats with litter ($r = 0.35$) and the frequency of litter at plumb points (0.51), but could be predicted by either mean plant height ($0.87 \times \text{height (in cm)}$, $r^2 = 0.60$, $F = 98$) or mean plant diameter ($0.81 \times \text{diameter}$, $r^2 = 0.54$, $F = 76$). Correlations were trivial with northness and slope ($r < 0.1$) even with removal of extreme values. Litter depth (average among microquadrats per transect) ranged from 0.3 to 5.2 cm, with 60% less than 1.6 cm.

For the analysis of soil surface roughness, 22 of the 1340 microquadrats were eliminated because holes predominated over surface. Among all microquadrats, 40% were rated as smooth, 21% as very rough and only 1.5% were noted as presenting rills, gully or columns. Among transects the mean surface roughness was 1.8. There was a general positive relationship between slope (in degrees) and roughness (roughness = $0.06 \times \text{slope} + 1.32$, $r^2 = 0.44$).

Discussion

The cover by vegetation was only moderate, possibly as a direct consequence of frequent fires, of low rainfall, and of a varied history of use as open range for cattle and sheep (Henderson, 1964; Acosta Montoya, 2009). At most sites, a substantial part of the ground was open to the sky, and to the full force of falling rain. However, where plant canopies (mostly branches) intercept the rain, drip heights were almost all below 0.3 m. Moreover, with or without canopy there was high cover at ground level, mostly by plant litter and also by gravel, and these were responsible for the very low C factor values (C is numerically lower at better-covered sites). The formulation of RUSLE used here yielded values in a range of 0.03 to 0.36 (0.18 ± 0.08 , median 0.19). The additional RUSLE subfactor of roughness had a range of only 0.81 to 0.89.

Only a third of the variation in ground cover was explained by vegetation cover, and there was only a modest correlation of cover with litter mass. These results suggests that the many mechanisms of distribution of litter between shrubs, and perhaps mechanisms of relative permanence of litter through sporadic fire events (Zavala *et al.*, 2009), are important to understanding cover as related to erosion. One factor may be low intensity of fires (Minnich, 1983, 2001), which has been suggested to result from a high frequency of very small fires, due to low suppression, abundant ignitions from anthropogenic sources (Freedman, 1984; Comisión Nacional Forestal, unpub. data) and lightning (Minnich *et al.* 1993), and occurrence in relatively moderate weather. Another factor affecting the spatial and temporal distribution of litter may be the frequency of deciduous species, particularly in early post-fire years.

Our results suggest a continuing build-up of litter for years after a fire, as shrubs enlarge, constituting a large cushion for absorbing precipitation impact and moisture, a large resistance to overland flow, and an abundant supply of transportable carbon. It seems unlikely that much of

the annual litter fall is incorporated into the soil in the short term, given low rainfall, low decomposition rates (Gray and Schlesinger, 1981; Schlesinger, 1985; Quideau *et al.*, 2005) and limited bioturbation in the area (except in the presence of gophers; Gabet, 2000). Soil binding may be affected more in the short term by high turnover of fine roots (Kummerow *et al.*, 1978), although the multi-annual significance of this fraction is questionable given the low organic content of the soils.

Drip height was consistently low in the presence of a canopy, due to the persistence of abundant branches. These structures also reduce the relevance of drip height to the extent that drops are either retained on the plant and evaporated, or diverted to stem flow (Hamilton and Rowe, 1949). The USLE models are structurally deficient in this regard, and tend to underestimate the canopy’s reduction of potential erosion (overestimate C). Correcting these deficiencies for a single annual calculation of C would be problematic, because they vary among species of different structure and with the intensity of rain events (Hamilton and Rowe, 1949; Corbett and Crouse, 1968).

In both versions of RUSLE, greater soil roughness was considered to reduce runoff and erosion. Our own observation of conditions in fire-prone shrubland, generally on moderate to steep slopes, suggests that a high degree of roughness corresponded to stepped or columnar microtopography that might accelerate water movement rather than detain it. In the RUSLEs, increasing soil organic matter was considered to reduce erosion by increasing aggregate stability and thus contributing to roughness. We suggest that whether and how soil characteristics should be incorporated into C for mediterranean matorral, or shrub rangeland, requires further study.

Conclusions

There are clearly other important erosion processes in the Californian mediterranean region (debris flow, slips, dry ravel; Rice *et al.*, 1969; Wells, 1987; Terwilliger and Waldron, 1991; Gartner *et al.*, 2008). To some degree these may be mapped by topography and land use, but we suggest these processes are relatively less extensive, at least in the less-altered landscape of Baja California. The present study shows broadly relevant features in vegetation structure and the widespread occurrence of even a thin but well-dispersed layer of litter and of gravel at the surface, presumably critical to protecting the soil. Whichever formulation of USLE is used to integrate the subfactors, ground cover is clearly dominant in determining the low overall value of C in our area, and probably merits more attention than canopy cover in semiarid and arid ecosystem. This also implies that C may not be strongly linked to a vegetation greenness index, although no alternative landscape model has emerged in this study. Nonetheless, the wide range of C values found, as well as the fire dynamic and climatic variability, argue that some variant of detailed remote perception is needed to provide a distributed, and at least annual, estimate of cover for erosion prediction and management.

Acknowledgements—This study was part of the project “Flujos TERMAR: Enumerating CO₂ sources and sinks in a regional coastal terrestrial and marine habitat matrix ” (CONACYT V43422-F). Additional financial support was provided by CONACYT through graduate studies and research assistant fellowships, and by CICESE. We appreciate the comments of Stephen V. Smith, Alejandro Hinojosa and Roberto Martínez, and fire data from CNF provided by Ing. Alfredo Cota Serrano. We thank Dolores Gasca for processing the litter samples. We are especially grateful to J. Mario Salazar C. for assistance in the field work and plant identifications as well as to Eulogio López for assistance in the field.

References

- Acosta Montoya D. 2009. *Historia de la ganadería en Baja California*. Editorial Voces de la Península: Tijuana, México.
- Andreu V, Rubio JL, Cerni R. 1998. Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain). *Journal of Soil and Water Conservation* **53**: 112-120.
- Bauer HL. 1943. The statistical analysis of chaparral and other plant communities by means of transect samples. *Ecology* **24**: 45-60.
- Bautista S, Mayor AG, Bourakhouadar J, Bellot J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope semiarid runoff and erosion in a Mediterranean landscape. *Ecosystems* **10**:987-998.
- Benkobi L, Trlica MI, Smith JL. 1993. Soil loss as affected by different combinations of surface litter and rock. *Journal of Environmental Quality* **22**:657-661.
- Bochet E, Poesen J, Rubio JL. 2006. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* **31**: 536-549.
- Branson FA. 1975. Natural and modified plant communities as related to runoff and sediment yields. In *Coupling land and water systems*, Hasler AD (ed.). Springer-Verlag: New York; 157-172.
- Brown AG. 1990. Soil erosion and fire in areas of mediterranean type vegetation: results from chaparral in Southern California, USA and matorral in Andalucia, Spain. In *Vegetation and erosion: process and environments*, Thornes JB (ed.). Wiley: Chichester; 269-287.
- Bullock SH. 1999. La vegetación del noroeste de México en el contexto de la inestabilidad ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural* **72**: 501-516.
- Casermeyro MA, Molina JA, Caravaca MTDL, Costa JH, Massanet MIH, Moreno PS. 2004. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena* **7**:91-107.
- Corbett ES, Crouse RP. 1968. *Rainfall interception by annual grass and chaparral: losses compared*. U.S. Forest Service Research Paper PSW-48. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station: Berkeley, CA.
- Curry R. 1984. Water yields and water quality in shrubland watersheds. In *Shrublands in California: literature review and research needed for management*, DeVries JJ (ed.), Contribution 191. Water Resources Center: Davis, CA; 51-60.
- de Asis AM, Omasa K. 2007. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **62**: 309-324.
- de Jong SM. 1994a. Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* **19**: 165-178.
- de Jong SM. 1994b. *Applications of reflective remote sensing for land degradation: studies in a mediterranean environment*, Nederlandse Geografische Studies 177. Universiteit Utrecht: Utrecht.
- de Jong SM, Paracchini ML, Bertolo F, Folving S, Megier J, de Roo APJ. 1999. Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. *Catena* **37**: 291-308.
- Díaz-Fierros F, Rueda EB, Moreira RP. 1987. Evaluation of the USLE for the prediction of erosion in burnt areas in Galicia (N.W. Spain). *Catena* **14**: 189-199.
- Durán Zuazo V, Martínez J, Pleguezuelo C, Martínez Raya A, Rodríguez B. 2006. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): Implications for

- sustainable agriculture. *The Environmentalist* **26**: 309-319.
- Erencin Z. 2000. *C-Factor Mapping Using Remote Sensing and GIS. A Case Study of Lom Sak / Lom Kao, Thailand*. Geographisches Institut, Justus Liebig Universität: Giessen.
- Foster GR, Yoder DC, Weesies GA, McCool DK, McGregor KC, Bingham RL. 2003. *User's Guide RUSLE2. Revised Universal Soil Loss Equation Version 2*, Draft January 2003. USDA Agricultural Research Service: Washington, DC.
- Freedman J. 1984. *Uncontrolled fire and chaparral stability in the Sierra Juárez, Baja California, Mexico*, Master's thesis. University of California: Riverside, CA.
- Gabet EJ. 2000. Gopher bioturbation: field evidence for non-linear hillslope diffusion. *Earth Surface Processes and Landforms* **25**: 1419-1428.
- Gabet EJ, Dunne T. 2003. A stochastic sediment supply model for a steep Mediterranean landscape. *Water Resources Research* **39**: 1237, 10.1029/2003WRR002341, 2003
- Gartner JE, Cannon SH, Santi PM, Dewolfe VG. 2008. Empirical models to predict the volumes of debris flows generated by recently burned basins in the western US. *Geomorphology* **96**: 339-354.
- Gilabert MA, González-Piqueras J, García-Haro J. 1997. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección* **8**: 1-10.
- Gray JT, Schlesinger WH. 1981. Nutrient cycling in mediterranean type ecosystems. In *Resource use by chaparral and matorral: a comparison of vegetation function in two mediterranean type ecosystems*, Miller PC (ed.). Springer-Verlag: New York; 259-285.
- Hamilton EL, Rowe PB. 1949. *Rainfall interception by chaparral in California*. California Forest and Range Experiment Station, US Forest Service: Berkeley, CA.
- Hanes TL. 1971. Succession after fire in the chaparral of Southern California. *Ecological Monographs* **41**: 27-52.
- Henderson DA. 1964. *Agriculture and livestock raising in the evolution of the economy and culture of the state of Baja California, Mexico*, PhD dissertation. University of California: Los Angeles, CA.
- Kummerow J, Krause D, Jow W. 1978. Seasonal changes of fine root density in the Southern Californian chaparral. *Oecologia* **37**: 201-212.
- Langbein WB, Schumm SA. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. *Transactions American Geophysical Union* **39**: 1076-84.
- Liébault F, Gomez B, Page M, Marden M, Peacock D, Richard D, Trotter CM. 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications* **21**: 739-756.
- Lu H, Prosser IP, Moran CJ, Gallant JC, Priestley G, Stevenson JG. 2003. Predicting sheetwash and rill erosion over the Australian continent. *Australian Journal of Soil Research* **41**: 1037-1062.
- Minnich RA. 1983. Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science* **219**: 1287-1294.
- Minnich RA. 2001. An integrated model of two fire regimes. *Conservation Biology* **15**: 1549-1553.
- Minnich RA, Franco-Vizcaino E, Sosa-Ramírez J, Chou Y-C. 1993. Lightning detection rates and wildland fire in the mountains of northern Baja California, México. *Atmósfera* **6**: 235-253.
- Peinado M, Alcaraz F, Aguirre JL, Delgadillo J, Aguado J. 1995. Shrubland formations and associations in Mediterranean-desert transitional zones of northwestern Baja California. *Vegetatio* **117**: 165-179.

- Puente C, Olague G, Smith SV, Bullock SH, González-Botello MA, Hinojosa-Corona A. 2009. A novel GP approach to synthesize vegetation indices for soil erosion assessment. 11th European Workshop on Evolutionary Computation in Image Analysis and Signal Processing. Lecture Notes in Computer Science. Springer-Verlag. EvoIASP2009. 15-17 April 2009. Tübingen, Germany.
- Quideau SA, Graham RC, Oh SW, Hendrix PF, Wasylishen RE. 2005. Leaf litter decomposition in a chaparral ecosystem, Southern California. *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 1988-1998.
- Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (Coordinators). 1996. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, USDA Handbook 703. USDA: Washington, DC.
- Rice RM, Corbutt ES, Bailey RG. 1969. Soil slips related to vegetation, topography and soil in Southern California. *Water Resources Research* **5**: 647-659.
- Schlesinger WH. 1985. Decomposition of chaparral shrub foliage. *Ecology* **66**: 1353-1359.
- Smith SV, Bullock SH, Hinojosa-Corona A, Franco-Vizcaíno E, Escoto-Rodríguez M, Kretzschmar TG, Farfán LM, Salazar-Ceseña JM. 2007. Soil erosion and its potential significance for carbon fluxes in a mountainous mediterranean—climate watershed. *Ecological Applications* **17**: 1379-1387.
- Terwilliger VJ, Waldron LJ. 1991. Effects of root reinforcement on soil-slip patterns in the Transverse Ranges of Southern California. *Geological Society of America Bulletin* **103**: 775-785.
- Van der Knijff JM, Jones RJA, Montanarella L. 1999. *Soil erosion risk assessment in Italy*. European Soil Bureau, Joint Research Center of the European Commission: Ispra, Italy.
- Wells WG II. 1987. The effects of fire on the generation of debris flows in Southern California. *Reviews in Engineering Geology* **7**: 105-114.
- Weltz MA, Renard KG, Simanton JR. 1987. Revised Universal Soil Loss Equation for western rangelands. In *Strategies for classification and management of native vegetation for food production in arid zones*, Aldon EF, Gonzales Vincente CE, Moir WH (eds), U.S. Forest Service General Technical Report RM-150. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: Fort Collins, CO; 104-111.
- Westman WE. 1983. Xeric mediterranean-type shrubland associations of alta and Baja California and the community/continuum debate. *Vegetatio* **52**: 3-19.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*, USDA Agriculture Handbook No. 537. USDA: Washington, DC.
- Zavala LM, Jordán A, Gil J, Bellinfante N, Pain C. 2009. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms* **34**: 1522-1532.
- Zippin DB, Vanderwier JM. 1994. Scrub community descriptions of the Baja California peninsula, Mexico. *Madroño* **41**: 85-119.

Table 1. Frequencies (%) of types of ground cover among all plumb points, and average frequency among transects in microquadrats. (The number of points is noted by n.)

	Plumb touch points					Microquadrats
	Under canopy (n = 783)		no canopy (497)		overall (1280)	overall (1340)
	w/ drip obstacle	open sky	w/ drip obstacle	open sky		
Organic matter	62.7	12.1	5.6	29.0	59.2	81.0
Herbs	1.3	0.3	0.6	2.0	2.0	10.1
Biocrust or lichens	0.0	0.3	0.0	2.6	1.2	3.6
<i>Selaginella</i> , moss or ferns	0.5	0.3	0.2	0.2	0.6	8.5
Feces	0.4	0.0	0.0	0.6	0.5	9.8
Gravel	2.9	0.3	1.6	10.3	6.6	29.8
Rock	3.8	0.8	0.6	8.9	6.5	12.3
Bare soil	10.6	3.8	3.4	34.4	23.5	

Figure legends:

Figure 1. The Todos Santos watersheds (southwest sun), with shaded relief in the non-urbanized non-agricultural areas within the watersheds. The irregular stripes are the areas defined as appropriate and accessible to sampling. The dots indicate the study sites.

Figure 2. Frequency distribution among sites of cover by plant canopies, overlapping canopies and large rocks.

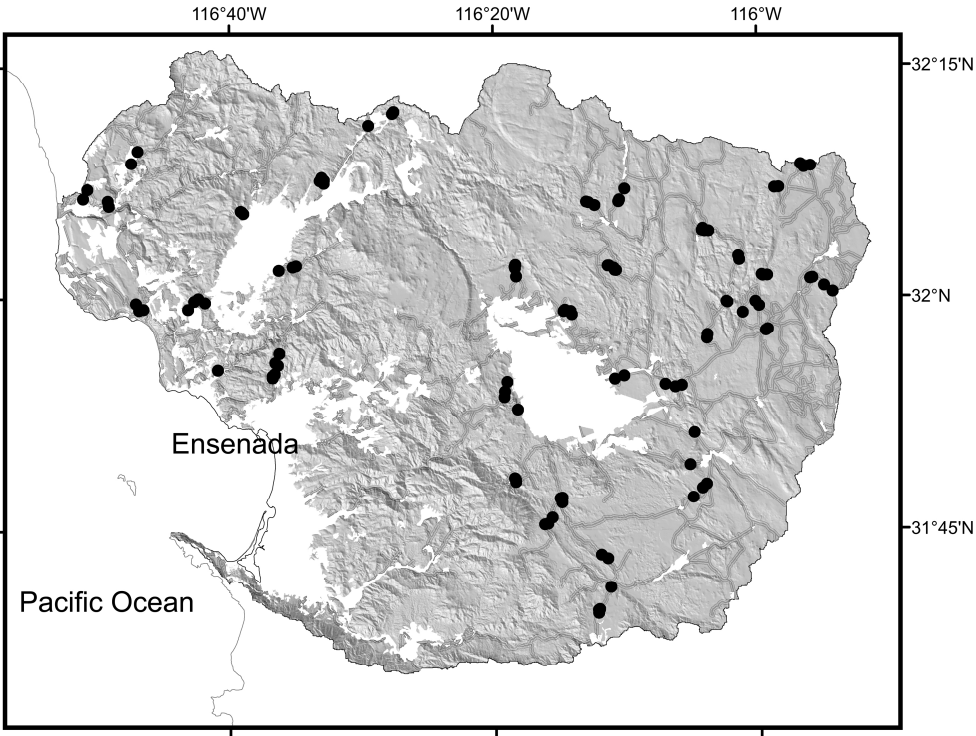
Figure 3. Relationship of shrub diameter and height for all individuals measured.

Figure 4. Frequency distribution among sites of mean drip height, for all plumb points and only those below plant canopy.

Figure 5. Frequency distribution among sites of percent of plumb points lacking above-ground obstruction.

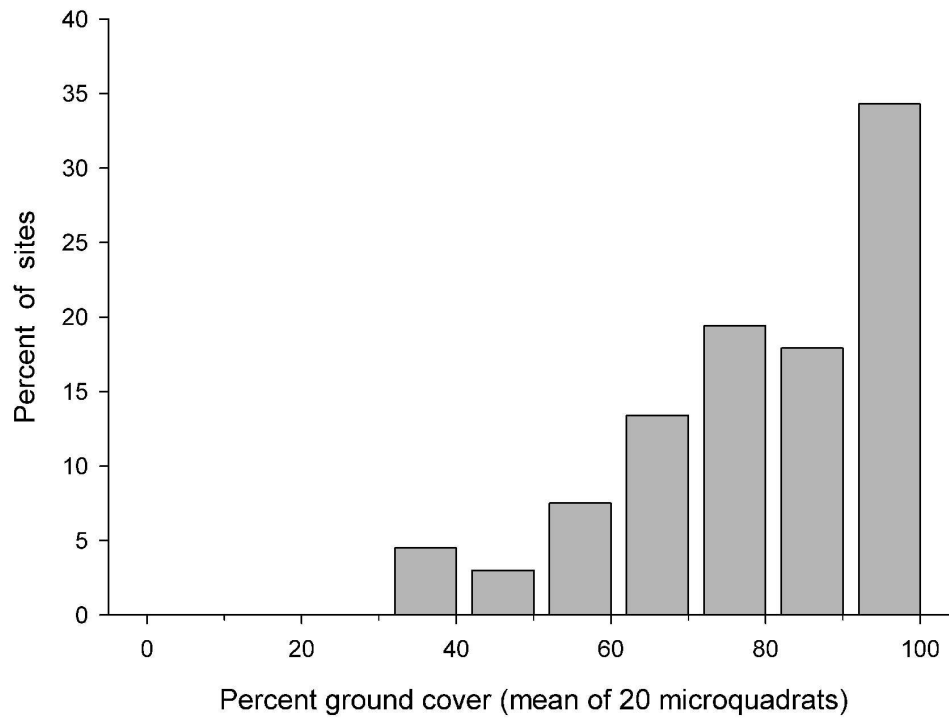
Figure 6. Frequency distribution among sites of mean percent ground cover in the microquadrats.

Figure 7. Frequency distribution among sites of different types of ground cover at plumb points.



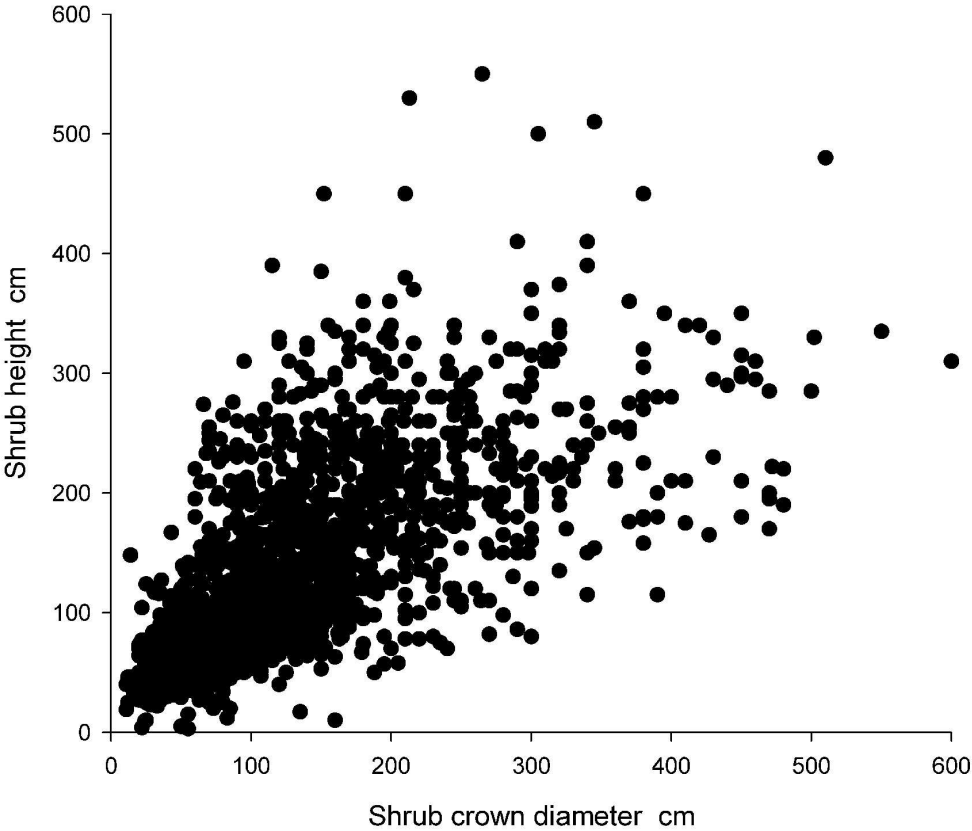
147x110mm (600 x 600 DPI)

Figure 6



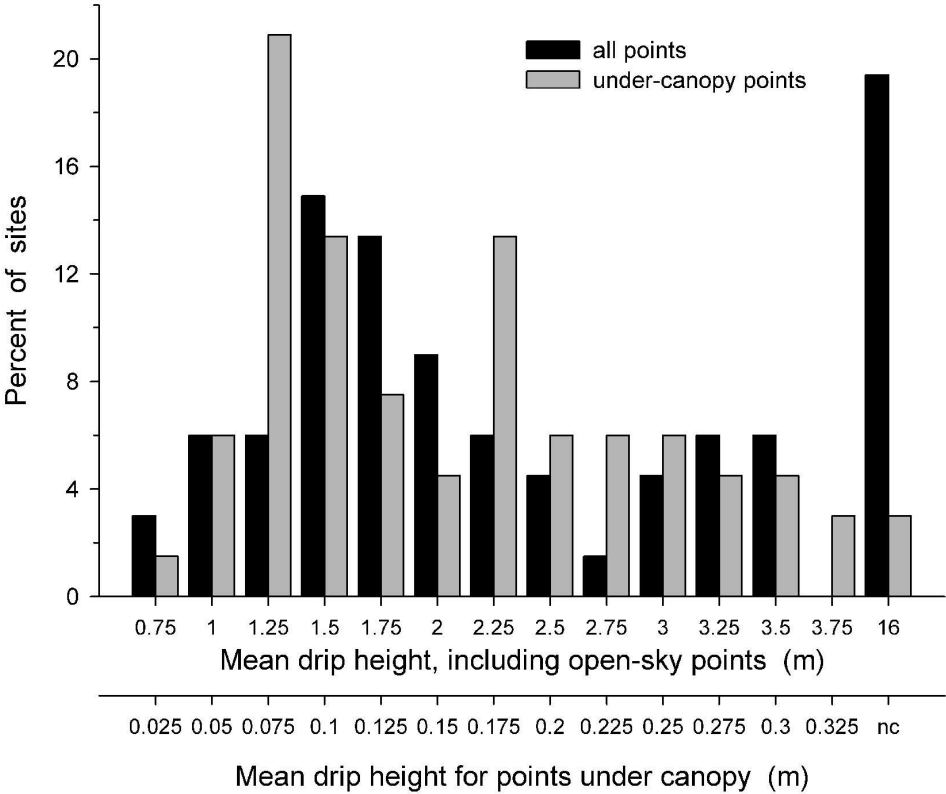
149x124mm (600 x 600 DPI)

Figure 3



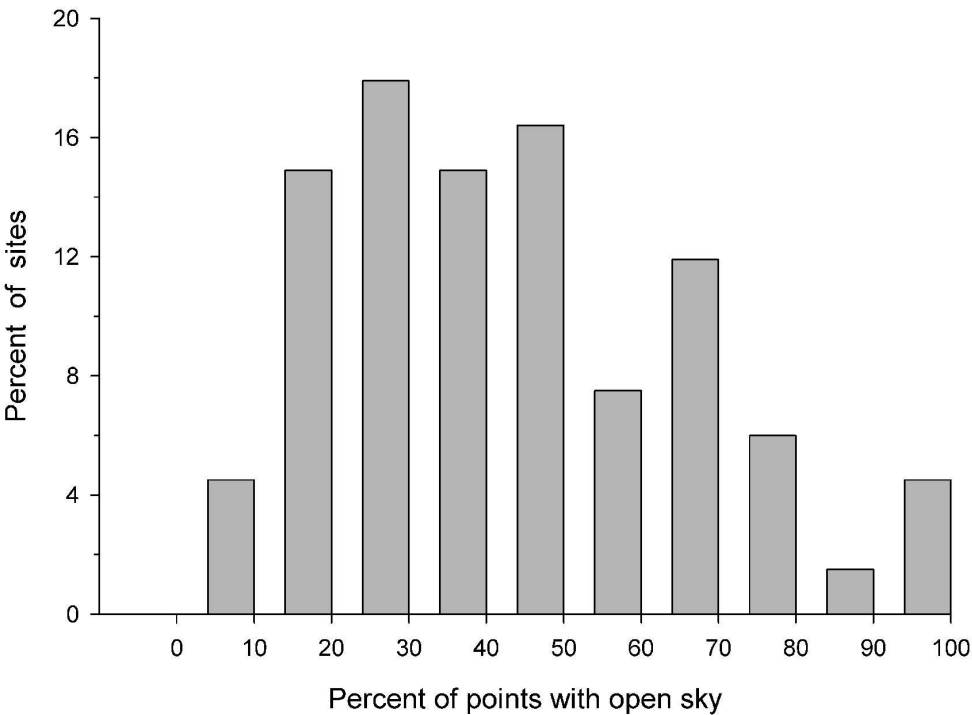
147x139mm (600 x 600 DPI)

Figure 4



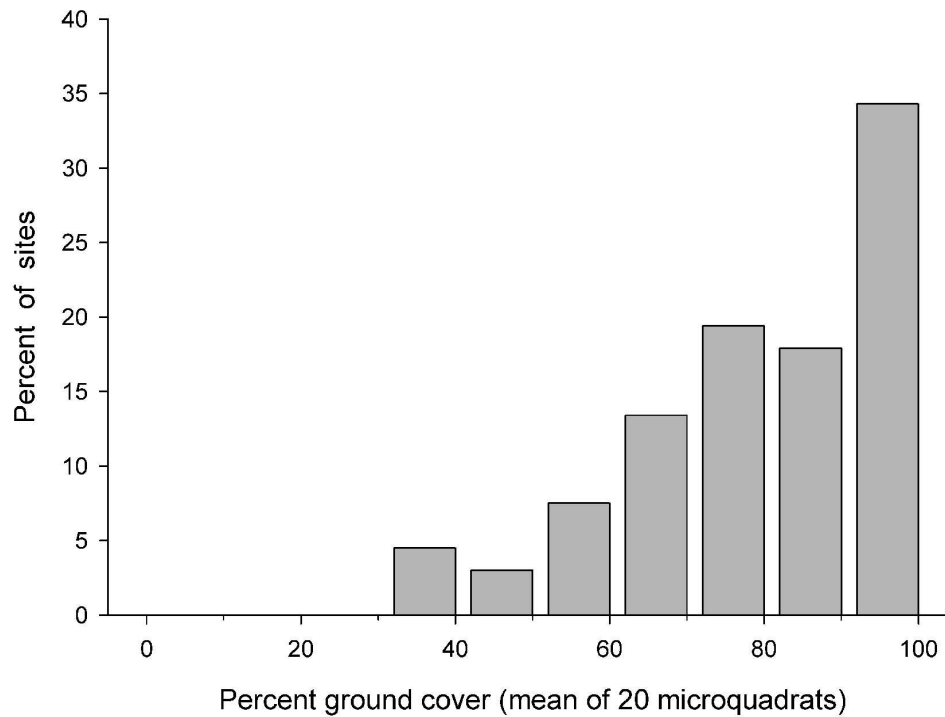
147x141mm (600 x 600 DPI)

Figure 5



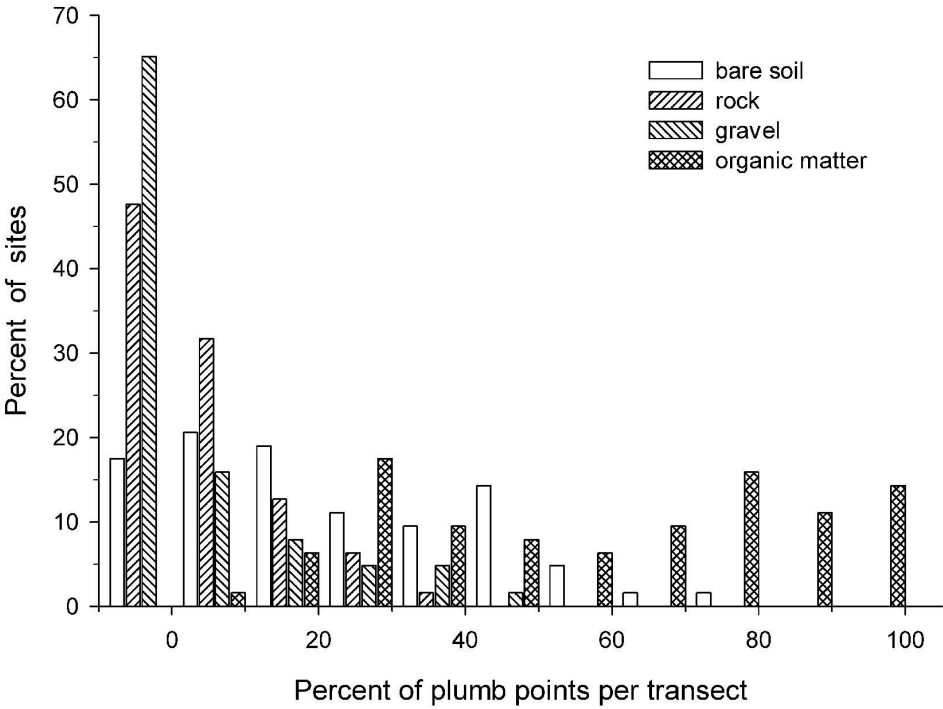
147x126mm (600 x 600 DPI)

Figure 6



147x122mm (600 x 600 DPI)

Figure 7



147x122mm (600 x 600 DPI)