



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO



INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS NATURALES
(INIRENA)

PROGRAMA DE DOCTORADO INSTITUCIONAL EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

OPCIÓN EN RECURSOS BIÓTICOS

LA VEGETACIÓN EN CÁRCAVAS Y SU EFECTO SOBRE LA
EROSIÓN: UNA BASE PARA LA RESTAURACIÓN
AUTOSOSTENIBLE DE ÁREAS DE ALTA EROSIÓN EN LA
CUENCA DE CUITZEO

TESIS QUE PRESENTA

M. en C. HUGO ZEPEDA CASTRO

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS

DIRECTORES DE TESIS: DR. ALBERTO FCO. GÓMEZ TAGLE ROJAS
DR. JORGE BATLLE SALES

MORELIA, MICH. FEBRERO DE 2008

AGRADECIMIENTOS

Una tesis doctoral es siempre un gran reto, que rara vez es producto del trabajo individual. Por ello, es mi deseo reconocer y agradecer a distintas personas e instituciones sin las cuales el producto de este esfuerzo no hubiese avanzado hasta su estado actual.

Agradezco primeramente a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por abrir sus puertas y darme la oportunidad de llevar a cabo mis estudios de postgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico brindado durante estos estudios, a través del proyecto CONACYT-SEMARNAT (SEMARNAT-2002-C01-00012) “Diagnóstico integrado y priorización de alternativas de rehabilitación para la sustentabilidad de la cuenca de Morelia (Cuitzeo)”.

A mis asesores Dr. Jorge Batlle-Sales de la Universidad de Valencia y el Dr. Alberto F. Gómez-Tagle R. del INIRENA-UMSNH. Quienes impulsaron este trabajo desde su gestación, y se mostraron siempre dispuestos a aportar su experiencia y amplios conocimientos del tema en la solución de los innumerables problemas que planteo este trabajo desde su inicio.

Al comité de sinodales: Dr. Horacio Paz Hernández del Centro de Estudios en Ecosistemas de la Universidad Nacional Autónoma de México, Dr. Hipólito Muñoz Nava del Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, Dr. Saturnino Orozco Flores del Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, Dr. Juvenal Esquivel C. de la Facultad de Agrobiología, Pdte. Juárez, UMSNH y Dr. Eduardo Antaramian Harutunian de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por su enorme esfuerzo en la revisión crítica y objetiva del trabajo.

A mis compañeros y amigos quienes participaron en varios aspectos de la realización de este trabajo, desde amplias discusiones conceptuales y metodológicas hasta arduo trabajo de campo y motivación personal, al Dr. Alberto Gómez Tagle Chávez, Biol. J. Emmanuel Pintor Aguilera, Dr. Alfredo Amador García y Biol. J. Antonio Salgado Maldonado.

Agradezco muy especialmente al Biól. Oliver Felipe C., Biól. Beatriz Denova, Biól. Teresa Jasso, Biól. Xochitl Valera y M.C. Victor Hugo Cambrón, por su apoyo durante el trabajo de campo.

A mis compañeros del Laboratorio de Suelos: Biol. Fabricio Mariano D., M. en C. Esperanza Díaz F. y Luis A. Nieves. A.

A Lorena, mi esposa, por su apoyo y comprensión

A mis “guaches”: Joaquín, Emilio y Takari, por ser la alegría de mi vida.

CONTENIDO

I.	Introducción y antecedentes	1
II.	Objetivos	7
2.1.	General	7
2.2.	Particulares	7
III.	Ubicación del área de estudio	8
IV.	Metodología general	10
4.1.	Definición del universo de trabajo	11
4.2.	Clasificación y caracterización de la vegetación	12
4.3.	Muestreo de la vegetación	12
4.4.	Obtención de datos de erosión	13
V.	Resultados	14
5.1.	Caracterización de la vegetación en los sitios de muestreo	14
5.1.1.	Conclusiones	21
5.1.2.	Literatura citada	22
5.2	Resolución del objetivo 3. Inactivación de cárcavas por comunidades vegetales en suelos volcánicos del centro de México: consideraciones para su restauración	23
5.2.1	Resumen	23
5.2.2	Introducción	23
5.2.3.	Materiales y métodos	25
5.2.4.	Resultados y discusión	27
5.2.5.	Conclusiones	35
5.2.6.	Literatura citada	35
5.3.	Resolución del objetivo 4. Simulador de lluvia de diseño simple y portátil para ensayos de erosión en terrenos accidentados	36
5.3.1.	Resumen	36
5.3.2.	Introducción	37
5.3.3.	Requerimientos de diseño	38
5.3.4.	Componentes del dispositivo	40
5.3.5.	Calibración	42
5.3.5.1.	Intensidad de la lluvia	42
5.3.5.2.	Uniformidad de la lluvia simulada	43
5.3.5.3.	La distribución de los tamaños de gota	51
5.3.6.	Pruebas de campo	52
5.3.7.	Conclusiones	53
5.3.8.	Literatura citada	55
5.4.	Resolución del objetivo 5. Cálculo del umbral de cobertura en las diferentes comunidades vegetales para reducir las tasas de erosión a niveles base	56
5.4.1.	Introducción	56
5.4.2.	Materiales y métodos	57
5.4.2.1	El diseño experimental	57
5.4.2.2.	Análisis estadístico	59
5.4.3.	Resultados	60
5.4.4.	Discusión de resultados	66
VI.	Discusión general	71
VII.	Conclusiones generales	74
VIII.	Literatura citada	76

LISTA DE FIGURAS Y CUADROS

FIGURAS

Figura III1.	Curva de relación cobertura-erosión en ambientes de cárcavas	5
Figura III2.	Ubicación del área de estudio.	9
Figura IV1.	Esquema metodológico general.	10
Figura IV2.	Cárcava en proceso de revegetación, al Sur de Jesús del Monte, cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	11
Figura 5.1.1.	Bosque de pino sobre cárcavas, San José de las Torres, cuenca de Cuitzeo, Mich.	16
Figura 5.1.2.	Bosque de encino sobre cárcavas, San José de las Torres, cuenca de Cuitzeo, Mich.	17
Figura 5.1.3.	Reforestación de pino sobre cárcavas, Cerro El Barco, cuenca de Cuitzeo, Mich..	18
Figura 5.1.4.	Comunidad de herbáceas sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.	19
Figura 5.1.5.	Pastizal sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.	19
Figura 5.1.6.	Comunidad de arbustivas sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.	20
Figura 5.2.1.	Trampas de sedimentos colocadas en las tres partes que componen una cárcava	26
Figura 5.2.2.	Erosión en cárcavas con diferente condición de cobertura vegetal en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	27
Figura 5.2.3.	Erosión en las tres partes de las cárcavas con cobertura vegetal en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	28
Figura 5.2.4.	Erosión en las cabeceras de las cárcavas con diferentes comunidades vegetales en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. C1BP (Bosque de pino), C2BQ (Bosque de encino), C3RP (Reforestación de pino), C4H (Hierbazal), C5P (Pastizal) y C6A (Comunidad de arbustivas).	29
Figura 5.2.5.	Erosión en los taludes de las cárcavas con diferentes comunidades vegetales en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. C1BP (Bosque de pino), C2BQ (Bosque de encino), C3RP (Reforestación de pino), C4H (Hierbazal), C5P (Pastizal) y C6A (Comunidad de arbustivas).	30
Figura 5.2.6.	Erosión por desprendimiento en las cabeceras de cárcavas bajo una reforestación de pinos en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	32
Figura 5.2.7.	Cárcava geomorfológicamente estabilizada y cultivada con maíz, calabaza, frijol, haba y avena en Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Michoacán, después de la eliminación de la vegetación arbustiva de origen secundario establecida años atrás sin intervención humana. Nótese la forma de “U”, con el fondo amplio y las cabeceras suavizadas.	34
Figura 5.3.1.	Diseño del simulador de lluvia.	40
Figura 5.3.2.	Intensidad (mm/h) de la lluvia simulada a diferentes presiones hidrostáticas dentro de la línea de alimentación del simulador.	43
Figura 5.3.3.	Variogramas hipotéticos típicos, A) incremento de la semivarianza (\square) con el incremento de la distancia (h), B) decremento de la semivarianza (\square) con el incremento de distancia (h) y C) fenómeno sin dependencia espacial semivarianza (\square) y distancia (h) para los intervalos muestreados, efecto pepita “puro”.	46
Figura 5.3.4.	Variogramas experimentales (izquierda) y modelos de variogramas ajustados (derecha) con intervalo de distancia de 25 cm para las diferentes presiones ensayadas, A y B) 49.03 kPa, C y D) 98.06 kPa, E y F) 147.09 kPa, G y H) 196.13 kPa.	49
Figura 5.3.5.	Mapas de intensidad de precipitación simulada interpolada mediante krigeado ordinario; Isolíneas cada 5 mm/hr. A) 49.03 kPa, B) 98.06 kPa, C) 147.09 kPa y D) 196.13 kPa.	50

Figura 5.3.6.	Distribución de los tamaños de gota para las diferentes presiones probadas.	51
Figura 5.3.7.	Análisis de cambio en la microtopografía superficial del suelo inducido por lluvia simulada (tomado de Gómez-Tagle <i>et al.</i> , 2007). Curvas de nivel de microtopografía; A) Previo a la simulación (t_0), B) tras la primera simulación (t_1), C) tras la segunda simulación (t_2) y D) sombreado analítico para t_2 , donde se muestra la diferencia de nivel.	53
Figura 5.4.1.	Ensayos de simulación de lluvia en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo. A) colocación de la parcela, B) sellado de la zona de contacto del vertedor, C y D) parcela y simulador completamente instalados, sin y con cortina rompevientos, respectivamente.	58
Figura 5.4.2.	Tendencia de erosión en relación a la cobertura del estrato rasante en las comunidades vegetales establecidas sobre cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	60
Figura 5.4.3.	Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de pastizal.	61
Figura 5.4.4.	Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de hierbazal.	62
Figura 5.4.5.	Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de reforestación de pino.	63
Figura 5.4.6.	Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de bosque de encino.	64
Figura 5.4.7.	Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de bosque de pino.	65
Figura 5.4.8.	Umbral de cobertura para rebasar 1/5 (80%) de la erosión obtenida para el suelo desnudo en el área experimental de las diferentes comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo.	65
Figura 5.4.9.	Umbral de cobertura para rebasar 1/2 (50%) de la erosión obtenida para el suelo desnudo en el área experimental de las diferentes comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo.	66

CUADROS

Cuadro 5.1.1.	Diversidad y riqueza de especies en las comunidades vegetales de cárcavas en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.	15
Cuadro 5.1.2.	Familias a las que pertenecen las diez especies con el mayor valor de importancia, en las comunidades vegetales de cárcavas en la cuenca de Cuitzeo.	18
Cuadro 5.2.1.	Diseño experimental para cuantificar la erosión en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Mich., bajo cobertura de diferentes comunidades vegetales.	25
Cuadro 5.3.1.	Simuladores de lluvia desarrollados por países. Tomado de Cerdá (1999).	38
Cuadro 5.3.2.	Relación de presiones y descriptores estadísticos de la precipitación simulada	42
Cuadro 5.3.3.	Características de los variogramas para intensidad de lluvia simulada con diferentes presiones hidrostáticas aplicadas.	48
Cuadro 5.3.4.	Erosión (kg/m^2) en diferentes comunidades vegetales en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán por efecto de lluvia artificial.	52
Cuadro 5.4.1.	Diseño experimental empleado en el experimento de erosión con lluvia simulada.	57

RESUMEN

En el presente trabajo se exponen los resultados de un estudio sobre la erosión en cárcavas y el papel de las comunidades vegetales encontradas en ellas. La erosión en estos sistemas se define como el proceso mediante el cual el agua de escurrimiento se acumula en cauces estrechos y por periodos cortos de tiempo, removiendo el suelo a partir de esta área hasta profundidades considerables. Este proceso es considerado como un problema de relevancia mundial. Su contribución directa o indirecta a la erosión en las cuencas se ha calculado entre el 30 y el 100%, con efectos considerables en la calidad del agua y el costo de su tratamiento para consumo humano. Esta forma de erosión es frecuente en el planeta, se ha descrito en casi todos los climas y áreas geográficas como responsable de la producción de sedimentos y evolución del paisaje. La superficie mundial afectada por este proceso aun no ha sido cuantificada, usualmente los estudios se restringen a superficies pequeñas y por periodos cortos de tiempo. Para México, la superficie de cárcavas se calcula entre 2 y 9%.

Los métodos de control actuales han sido insuficientes. La base teórica de estos métodos es la contención de los sedimentos durante su transporte por el flujo hídrico superficial.

Como alternativa teórica, la retención del suelo es complementaria a las diversas técnicas de tipo civil. En este contexto, se considera que la vegetación juega un papel preponderante.

En diversas referencias, se ha documentado el crecimiento espontáneo de vegetación sobre cárcavas de distintas áreas alrededor del mundo, incluyendo la cuenca de Cuitzeo. Sin embargo, el papel que juega esta vegetación en la inactivación de estas áreas no ha sido suficientemente evaluado.

En este trabajo, mediante distintas técnicas de medición, se evaluó el efecto que, sobre la erosión en cárcavas tienen distintas comunidades establecidas sobre ellas. El área de trabajo compuesta por 4 zonas se ubicó dentro de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán, al norte del Cinturón Volcánico Transmexicano. En esta cuenca la erosión en cárcavas es un proceso evidente y la presencia de diversos tipos de vegetación sobre las cárcavas ofreció un escenario ideal para el tema de estudio planteado en este trabajo. El objetivo central fue: *Cuantificar la eficiencia de comunidades de plantas establecidas sobre cárcavas de la cuenca de Cuitzeo para controlar la erosión hídrica en este ambiente, como criterio para proponer su uso potencial en los esfuerzos de restauración de cárcavas en zonas de aptitud e históricamente de uso forestal en esta región de México.* Sintéticamente la metodología incluyó las siguientes fases: definición del universo de trabajo, clasificación y caracterización de la vegetación mediante descriptores de la estructura, obtención de datos de erosión y tratamiento estadístico de ellos.

Los resultados indican que las diferencias entre las comunidades respecto al volumen medio de erosión y el umbral de cobertura para reducir la erosión inicial a ciertos niveles críticos, constituyen evidencia clara de la influencia del tipo de comunidad sobre este proceso. Distintas referencias, le atribuyen la mayor parte de la variación en la tasa de erosión a la distribución espacial de la vegetación, especialmente al volumen de retención de suelos de los manchones establecidos sobre las cárcavas, mientras que otras encuentran una explicación del proceso principalmente en el cambio de cobertura, sin influencia del tipo de comunidad. En este trabajo, el volumen de erosión se relaciona tanto con la cobertura como del tipo de comunidad. Se encontraron diferencias importantes en la eficiencia de las comunidades para controlar la erosión en cárcavas, sugiriendo que este parámetro es un buen criterio para orientar la elección de especies o comunidades en procesos de restauración de cárcavas.

I. INTRODUCCION Y ANTECEDENTES

La erosión en cárcavas se define como el proceso mediante el cual el agua de escurrimiento se acumula en cauces estrechos y por periodos cortos de tiempo, removiendo el suelo a partir de esta área hasta profundidades considerables (Poesen *et al.*, 2003).

La formación de cárcavas es el resultado de la interacción de una gran variedad de factores geológicos, climáticos, edáficos, hidrológicos y de manejo de los terrenos (Schumm *et al.*, 1984), como por ejemplo la presencia de elementos lineales del paisaje tales como surcos y trincheras delimitadoras de parcelas, huellas de tractores y veredas (Casalí, 1999). De igual manera, la forma, tamaño y modelo de desarrollo de las cárcavas depende de factores diversos como la erodabilidad del suelo, la presencia de fragipanes dentro del perfil y el contenido de humedad (Moore *et al.*, 1988), el tamaño del área de aporte (Poesen y Govers, 1990), la pendiente del fondo y del área circundante (Foster, 1986; Poesen y Govers, 1990; Poesen, 1993) y las practicas agronómicas (Casalí, 1999).

Esta forma de erosión frecuente en el planeta, se ha descrito en casi todos los climas y áreas geográficas como responsable de la pérdida significativa de suelo, producción de sedimentos y evolución del paisaje (Menéndez-Duarte *et al.*, 2007).

Actualmente se le considera como la principal responsable de la llegada de sedimentos a los cuerpos de agua, debido a que es a través de las cárcavas como una gran cantidad del suelo erosionado en una área dada, se redistribuye y emite a la red fluvial de las cuencas (Evans, 1993). Como resultado, se calculan aportes importantes de este tipo de erosión a la pérdida total de suelo en cuencas; Poesen *et al.* (1996), calcularon este aporte en 10% en términos generales para cuencas pequeñas; Casalí *et al.* (1998), mencionan que la contribución en áreas con erosión activa es típicamente del 30%, pero puede alcanzar proporciones tan altas como el 100%; Laflen (1985), estimó en 30% la contribución de la erosión en cárcavas en el cinturón maicero de Estados Unidos de Norteamérica; Thomas *et al.* (1986), proporcionan un dato similar para algunas cuencas del Estado de Georgia (EUA); Spomer and Hjelmfelt (1986), reportan un valor de 35% para la pérdida total de suelo en Iowa (EUA); Grissinger and Murphey (1989), encontraron que las cárcavas efímeras, con un promedio de 2.10 kg/m²/año explican el 60% de la perdida total de suelo en una cuenca al norte de Mississippi (EUA); Smith (1993), calcularon la pérdida total de suelo en tres sitios de la porción central de Mississippi (EUA) entre 2.96 y 10.29 kg/m²/año, de los cuales, entre 1.21 y 1.99 corresponden a las cárcavas; Vandaele (1993) y

Poesen et al. (1996), en estudios recientes en la región central de Bélgica, calculan la pérdida total de suelo en $0.5 \text{ kg/m}^2/\text{año}$, con una contribución de las cárcavas efímeras entre 40 y 60%; esta contribución fue mayor en el sur de Portugal, donde Vandaele et al. (1996), la calcularon en más del 83% correspondiente un intervalo de 0.1 a $0.68 \text{ kg/m}^2/\text{año}$. Por su parte, Plata Bedmar et al., (1997) y Hughes and Prosser (2003), en estudios distintos calcularon en 60% la contribución de la erosión en cárcavas al total de azolve contenido en algunos reservorios.

La superficie mundial afectada por este proceso aun no ha sido cuantificada, usualmente los estudios se restringen a superficies pequeñas y por períodos cortos de tiempo (Casalí et al., 1999). Para México, Bocco y García-Oliva (1992), calcularon en nueve por ciento la afectación de este proceso a la superficie nacional.

No obstante la gran cantidad de estudios de este tipo de degradación de tierras, la mayoría de ellos se han enfocado a entender el proceso físico y sus factores de control (por ejemplo Milton, 1971; Vanwallegem et al., 2005), las causas (Casalí et al., 1999; Malik, 2005), la extensión (Hughes and Prosser, 2003), las tasas de erosión y avance (por ejemplo Hu et al., 2007) o a desarrollar y evaluar distintos métodos de medición (Betts & DeRosel, 1999; Vandekerckhove et al., 2001; Vandekerckhove et al., 2003; Ries and Marzloff, 2003; Malik, 2005; Wu and Cheng, 2005).

Por otra parte, la mayoría de las referencias de control de cárcavas constituyen manuales que recomiendan diversas técnicas: presas de control de azolves, estructuras de cabeceo, deriva del flujo concentrado y recubrimiento del cauce y los puntos de caída de agua (Colegio de Postgraduados, 1991; Fuentes y Martínez, 2001; Cuevas-Flores et al., 2007), generalmente se asume que el control exitoso depende de ejecutar las técnicas al pie de la letra. Algunos autores (Laflen et al., 1985; Spomer and Hjelmfelt, 1986; De Ploey, 1988), mencionan que no existe una solución única para el control de la formación y crecimiento de cárcavas, entre las estrategias reportadas destacan la reducción de la labranza y el establecimiento de estructuras de retención (Foster, 1986), así como la combinación de labranza reducida y la colocación de barreras vegetales dentro de la cárcava para reducir su avance en áreas cultivadas (Dabney et al., 1997). Sin embargo, diversos autores (por ejemplo Poesen et al., 2003; Nyssen et al., 2004), tras haber evaluado el desempeño de estas técnicas concluyen que han sido insuficientes y que es indispensable su complementación con técnicas biológicas. Entre las razones para la ineficiencia de las obras mecánicas, Vahrson (1991), destaca el hecho de que la mayoría de ellas están

diseñadas para eventos de lluvia con períodos de retorno de 10 años, por lo que en eventos de mayor magnitud, los cuales ocurren por efecto de precipitaciones extraordinarias con periodos de retorno de mayor intervalo de tiempo, la capacidad de estas obras para resistir las avenidas y el volumen de suelo transportado puede verse sobrepasada. En eventos de esta magnitud, estas obras favorecen la concentración del escurrimiento y este puede eventualmente causar pérdidas mayores de suelo.

Recientemente, varios autores (por ejemplo Poesen *et al.*, 2003; Rey, 2003; Vanacker, 2007) han coincidido en que “*el papel que juega la vegetación en el control de cárcavas es fundamental para resolver este problema*”. Sin embargo, en la práctica esta propuesta se ha reducido al establecimiento de unas cuantas especies de plantas exóticas al sitio, en la mayoría de los casos, basándose en criterios como el crecimiento rápido y la morfología y densidad de sus raíces (Colegio de Postgraduados, 1991; Fuentes y Martínez, 2001). El uso de plantas nativas es poco frecuente en esta disciplina.

Recientemente, algunos autores han retomado la investigación en control de cárcavas: De Baets *et al.* (2007a) estudiaron la influencia de la arquitectura de la raíz sobre su potencial para reducir la erosión durante el flujo concentrado y encuentran que las raíces pivotantes, representadas por zanahorias en su experimento, reducen la tasa de desprendimiento en menor magnitud que las raíces finas y ramificadas, representadas por pastos y malezas finamente ramificadas, encuentran también una similitud entre las raíces finas de zanahoria ($D < 5$ mm) y las de los pastos, en la relación de la densidad de raíces con la tasa relativa de desprendimiento del suelo, la cual es de tipo exponencial negativa; De Baets *et al.* (2007b) evaluaron las características radiculares (densidad y diámetro) de plantas nativas del mediterráneo y su potencial para reducir la erosión durante el flujo concentrado, calculan las tasas relativas de desprendimiento, respecto al suelo desnudo en un intervalo de 0.3×10^{-12} a 0.7 para los 10 cm superficiales de suelo, proporcionan una lista de especies vegetales ordenada por su potencial para reducir la erosión y discuten las implicaciones de estos descubrimientos para restauración ecológica y manejo de laderas propensas a erosión; De Baets *et al.* (2007c) propusieron una metodología para evaluar la factibilidad de uso de plantas para control de la erosión en cárcavas, basada en distintos atributos (densidad de tallos, eficiencia como trampas de sedimentos, rigidez del tallo, densidad de raíces, relación raíz-área, porcentaje de raíces finas y resistencia de la raíz a la tensión) necesarios para satisfacer tres requerimientos principales: alta resistencia a la erosión, alta resistencia a la

remoción y alta capacidad para atrapar sedimentos y desechos orgánicos, con esta metodología evaluaron 25 especies mediterráneas y concluyen que los arbustos *Tamarix canariensis*, *Salsola genistoides* y *Rosmarinus officinales* tienen el mejor desempeño al registrar valores medios y altos para todos los criterios, superando a los pastos y otras gramíneas, concluyen que esta metodología puede ser aplicada a otras especies de plantas bajo áreas de riesgo a erosión en cárcavas y canalillos. Sin embargo, permanece la visión parcial del problema, el empleo de plantas que incrementen la resistencia del suelo al flujo concentrado no difiere significativamente de las técnicas de protección del cauce que emplean materiales como piedra, concreto, lámina de hierro y tubería para evitar el desprendimiento del suelo, propuestas en manuales previamente mencionados.

Existen pocas referencias que propongan una restauración con enfoque ecosistémico en los términos que maneja la Ecología de la Restauración (por ejemplo el *Council* de la ciudad de Hamilton, NZ, 2002). Es posible que la predominancia en la investigación en cárcavas, de disciplinas como la geografía, geomorfología, hidráulica, hidrología, agronomía, ingeniería civil, entre otras, aunado a la escasa investigación con enfoque ecosistémico y al surgimiento relativamente reciente de la ecología de la restauración como disciplina científica, constituyan factores que no han permitido la aplicación extensiva de esta ciencia en la restauración de cárcavas.

Este trabajo se aborda desde la perspectiva de la restauración ecológica, se propone como alternativa implementar un proceso de restauración que asista la recuperación del ecosistema (*sensu* SER, 2004) hacia un estado o trayectoria autosuficiente y con capacidad de resiliencia ante las perturbaciones (Urbanska *et al.*, 1997). El logro de objetivos de esta naturaleza, requiere, entre otras cosas, del establecimiento de las especies nativas del sitio, o de aquellas establecidas en lugares cercanos con características ambientales similares a las que presenta actualmente el sitio a restaurar (sistemas de referencia *sensu* Hobbs y Norton, 1996), sin que esto limite los criterios morfológicos y arquitectónicos para la elección de las especies, como lo han propuesto los autores previamente referidos.

En este trabajo se proponen el uso de especies que componen las comunidades de vegetación nativa establecidas actualmente sobre las cárcavas. Las referencias de los propietarios de los terrenos indican que el establecimiento de estas comunidades de plantas sobre las cárcavas data de más de 30 años y que no ha habido intervención humana para su establecimiento. Esto sugiere

que al no depender de la intervención humana intencional para su establecimiento y mantenimiento, estas comunidades son autosuficientes y autorregulables y probablemente requerirán poca cantidad de esfuerzo y recursos para su establecimiento y mantenimiento a largo plazo.

La presencia de vegetación de crecimiento espontáneo en las cárcavas ha sido reportada en varias partes del mundo: en los badlands Tabernas al SE de España (Cantón *et al.*, 2004); en la costa Este, de la Isla Norte de Nueva Zelanda (Marden *et al.*, 2005); en el valle Daugava, al SE de Letonia (Soms, 2006); en la porción sur de los Andes ecuatorianos (Vanacker *et al.*, 2007); en el norte de Bavaria, Alemania (Dotterweich, 2003); en el sur de Polonia (Malik, 2008) y en la Cuenca de Cuitzeo, México (Zepeda, 2004). Sin embargo, son muy escasos los trabajos que han cuantificado el efecto de estas comunidades sobre la erosión en ambientes de cárcavas.

Recientemente, Vanacker *et al.* (2007), reportan una correlación entre la cobertura vegetal y la tasa de erosión en ambientes de cárcavas, descrita mediante una función exponencial decreciente (figura III1).

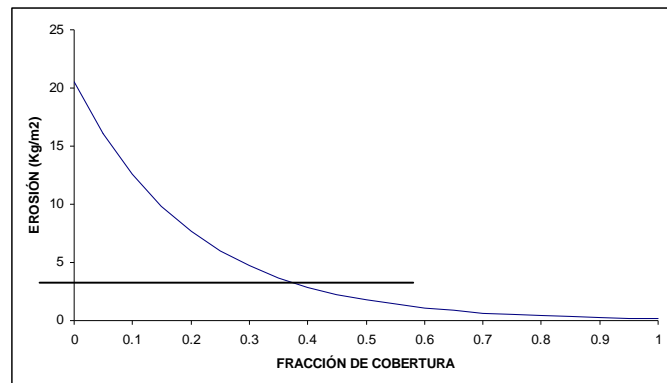


Figura III1. Curva de relación cobertura-erosión en ambientes de cárcavas. Reproducido a partir de la ecuación $E = a \times e^{-bc}$, reportada por Vanacker *et al.* (2007).

En esta curva se observa una disminución en la tasa de cambio de la erosión aproximadamente a partir del 0.4 hacia las coberturas mayores. En este nivel de cobertura se ha perdido aproximadamente el 80% de la erosión inicial en el suelo desnudo, sugiriendo que este podría constituir un punto crítico de cobertura para reducir la erosión en una proporción importante respecto al volumen inicial.

Teóricamente, se esperaría una trayectoria similar de la erosión en las diferentes comunidades establecidas en las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo.

Sin embargo, diversos autores (por ejemplo Gyssels y Poesen, 2003; Gyssels *et al.*, 2005; De Baets *et al.*, 2006; 2007a, b, c; Rubens *et al.*, 2007), han documentado la influencia de algunos atributos morfológicos y arquitectónicos de diversas especies vegetales sobre la resistencia del suelo a la erosión, otros han sugerido la interceptación y disipan la energía cinética de las gotas de lluvia, el retardo de la velocidad del escurrimiento, el incremento de la infiltración y la estabilización por las raíces como mecanismos mediante los cuales la vegetación reduce la erosión (Blackburn *et al.* 1986, Ruan *et al.*, 2001; Bochet and Garcçia-Fayos 2004). Brooks, *et al.* (1993), registraron tasas elevadas de retención de humedad por el mantillo (hasta el 200% de su peso), un componente importante del estrato inferior de los bosques templados, el cual es capaz de interceptar hasta el 82% de la precipitación pluvial (Díaz, 2005), por lo que la presencia de una densa vegetación nativa con buena cobertura de mantillo sobre el suelo, reduce la velocidad del escurrimiento y disminuye la pérdida de sedimentos (Meyer *et al.*, 1995). Estas referencias sugieren que los atributos estructurales y morfológicos que diferencian las comunidades vegetales establecidas en las cárcavas, podrían demarcar una diferencia en la erosión que ocurre bajo cada una de ellas, así como en la cantidad de cobertura requerida para reducir la erosión por debajo de determinados niveles. De estas consideraciones se desprende la siguiente:

Hipótesis del trabajo:

El incremento de cobertura vegetal, reduce la erosión de cárcavas en forma distinta, dependiendo de la comunidad vegetal establecida sobre ellas.

II. OBJETIVOS

2.1. GENERAL

Cuantificar la eficiencia de comunidades de plantas establecidas sobre cárcavas de la cuenca de Cuitzeo para controlar la erosión hídrica en este ambiente, como criterio para proponer su uso potencial en los esfuerzos de restauración de cárcavas en zonas de aptitud e históricamente de uso forestal en esta región de México.

2.2. PARTICULARES

1. Clasificar la vegetación establecida en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo.
2. Caracterizar la vegetación establecida en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, con base en su estratificación vertical, la riqueza de especies, la diversidad y las especies conspicuas.
3. Calcular las tasas de erosión en las diferentes comunidades vegetales de las cárcavas.
4. Construir un simulador de lluvia con características útiles para ensayos de erosión en cárcavas.
5. Calcular en las diferentes comunidades vegetales, el nivel de cobertura vegetal, necesario para reducir la erosión a un nivel crítico definido.

III. UBICACION DEL AREA DE ESTUDIO

Las áreas de trabajo se ubican dentro de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán, en la porción centro norte del cinturón volcánico transmexicano. En esta cuenca la erosión en cárcavas es un proceso evidente (figura III2). La presencia de diversos tipos de vegetación sobre las cárcavas (Zepeda, 2004), ofrece un escenario ideal para el tema de estudio planteado en este trabajo.

Los sitios de muestreo de la erosión por efecto de la lluvia natural se distribuyen en la porción sur de la cuenca, que corresponde a la zona de mayor densidad de cárcavas

- 1) El Cerro El Barco,
- 2) San José de las Torres,
- 3) Cerro Verde y
- 4) Tupátaro.

El área de experimentación se ubica en dos localidades al sur de la Ciudad de Morelia, Michoacán, México:

- 1) Umécuaro ($19^{\circ}32'58''$ de latitud norte y $101^{\circ}14'33''$ de longitud oeste) y
- 2) San José de las Torres ($19^{\circ}38'57''$ de latitud norte y $101^{\circ}06'59''$) de longitud oeste (figura III2).

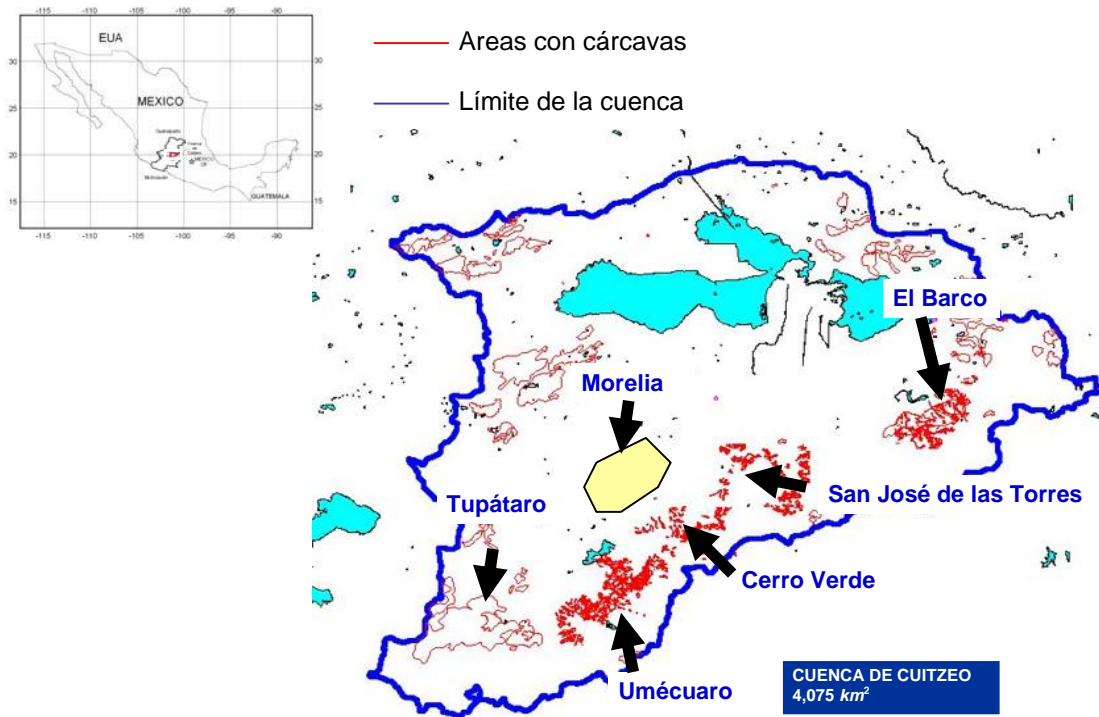


Figura III.2. Ubicación del área de estudio y áreas con cárcavas.

IV. METODOLOGÍA GENERAL

En términos generales, la metodología para lograr los objetivos propuestos consistió en: definición del universo de trabajo, clasificación y caracterización de la vegetación, obtención de datos de erosión, análisis de resultados, sistematización y escritura (figura IV1).

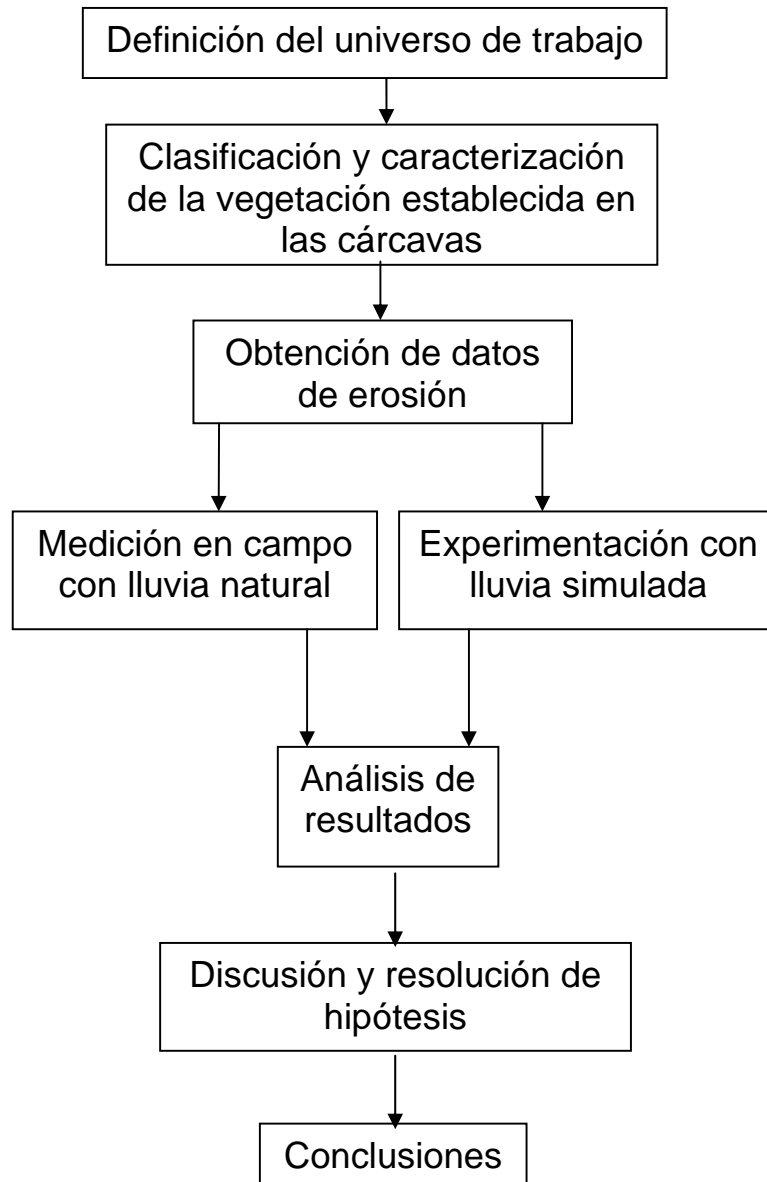


Figura IV1. Esquema metodológico general.

4.1. Definición del universo de trabajo

El trabajo en general se circunscribe a la cuenca del Lago de Cuitzeo, en los Estados de Michoacán y Guanajuato, México. En general en esta área, el proceso de erosión en cárcavas es evidente, y en muchas cárcavas de la cuenca, existen mosaicos formados por áreas con presencia y ausencia de plantas, en algunos casos conformando comunidades complejas, que llegan a cubrir totalmente la cárcava, estabilizando en suelo sin ninguna obra de control (Fig. IV2). Esto sugiere que la restauración asistida de la cubierta vegetal permitirá la estabilización de cárcavas degradadas.



Figura IV2. Cárcava en proceso de revegetación, al Sur de Jesús del Monte, Cuenca de Cuitzeo, Michoacán.

En este contexto, como universo de trabajo se consideró la vegetación actualmente establecida sobre las cárcavas dentro de la cuenca de Cuitzeo.

Con el propósito de contar con un material espacial de ubicación del universo de trabajo, se elaboró un mapa de ubicación de las áreas de cárcavas dentro de la Cuenca de Cuitzeo. La delimitación de las áreas de cárcavas se hizo mediante digitalización en pantalla sobre ortofotos digitales de 1995, escala 1:20 000, adquiridas en el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). La interpretación de los rasgos se apoyó en fotografías aéreas digitales proporcionadas por Departamento de Ciencias de la Tierra, del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA), a través del proyecto SEMARNAT-2002-C01-00012, financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Estas fotografías fueron obtenidas

mediante un vuelo de exploración aérea en algunas partes de la cuenca, efectuado en el mes de junio de 2004. La plataforma de digitalización fue el programa CartaLinx Versión 1.04 (Clark Labas, 1998).

Este material permitió hacer una exploración extensa de la superficie de cárcavas en la cuenca, a partir de la cual se ubicaron diversas áreas de cárcavas con cobertura vegetal establecida sobre ellas.

4.2. Clasificación y caracterización de la vegetación

La clasificación se define como la ordenación sistemática de los elementos de una población con base en sus características intrínsecas o cualidades inferidas para obtener clases. En este contexto se planteó la diferenciación en clases de la cobertura vegetal de las cárcavas para distinguir entre las áreas con diferente apariencia en fisonomía, estructura y composición, bajo la sospecha de que esas diferencias se verían reflejadas en los volúmenes de erosión generados.

Para definir las clases de vegetación se utilizaron los criterios y nomenclatura utilizados por Rzedowski (1978) y Gonzalez-Medrano (2004) en sus respectivos sistemas de clasificación de la vegetación de México, por considerar que la nomenclatura que utilizan estos autores refleja con precisión las características fisonómicas y estructurales de las clases de vegetación y permiten diferenciarlas con facilidad en campo.

De acuerdo con la propuesta de estos autores se tomó en cuenta: la presencia o ausencia de los estratos arbóreo y arbustivo, la fisonomía y los taxa dominantes.

Mediante recorridos exploratorios se distinguieron seis comunidades vegetales: Bosque de pino, Bosque de encino, Reforestación de pino, Hierbazal, Pastizal y Comunidad de arbustivas.

4.3. Muestreo de la vegetación

La caracterización de la vegetación establecida sobre las cárcavas tuvo como propósito principal la obtención de distintos atributos para apoyar la clasificación y descripción de las distintas comunidades vegetales establecidas sobre ellas.

Para diferenciar estas comunidades a nivel de los estratos arbustivo y arbóreo se consideró suficiente la aplicación de los criterios fisonómico y florístico. El estrato herbáceo presentó algunas dificultades aplicando estos criterios, por lo que fue necesario el empleo de descriptores numéricos, obtenidos a partir de un muestreo.

El muestreo de la vegetación se ejecutó mediante el levantamiento de cinco sitios de muestreo por comunidad en cada área de medición de la erosión. En cada sitio se identificó y contabilizó en campo el número de estratos de la vegetación, se identificaron los géneros y especies más conspicuas de cada estrato y se colectó material botánico para determinar en laboratorio algunas de ellas.

El muestreo de la vegetación herbácea se basó en seis parcelas de 1 m² por sitio de muestreo (Braun-Blanquet, 1950), ubicando tres en cada lado de la cárcava, en el fondo, el talud y la cabecera, respectivamente. En cada parcela se registró en una sola ocasión, el número total de especies, el número de individuos y el porcentaje de cobertura por especie. Con estos datos se calculó la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon-wayner (Magurran, 1988) para este estrato. La identidad de las especies más conspicuas se determinó mediante revisión en laboratorio de muestras botánicas colectadas en el sitio y herborizadas para este propósito.

4.4. Obtención de datos de erosión.

La erosión se calculó con base en dos aproximaciones: medición en campo con lluvia natural y experimentación con lluvia simulada.

La aproximación con lluvia natural se hizo a escala de cárcava. En principio se propuso resolver la hipótesis mediante esta aproximación, empleando un diseño factorial en el que los factores cobertura y comunidad vegetal incluían cinco y seis niveles, respectivamente, con tres repeticiones por combinación, que aplicados en cada una de las tres partes de la cárcava (cabecera, talud y fondo) sumaron en total 270 unidades de muestreo.

Previendo el elevado consumo de tiempo para obtener esta cantidad de muestra, se considero pertinente simplificar el muestreo, prescindiendo de los grados de cobertura menor al 100%, quedando el diseño como se indica en el cuadro 1 del capítulo 5.2. Con esta aproximación se resolvió el objetivo particular No. 3, referente a la prueba de diferencias entre las comunidades.

El efecto combinado de la cobertura y el tipo de comunidad se abordó mediante un experimento con lluvia simulada, con el objeto de optimizar los recursos y el tiempo disponible. Esto requirió el diseño y la construcción de un simulador de lluvia, mismo que se describe en el capítulo 5.3.

Los detalles metodológicos y los resultados de esta aproximación se abordan en el capítulo 5.4.

V. RESULTADOS

5.1. Caracterización de la vegetación en los sitios de muestreo

Se registraron en total 95 taxa de plantas herbáceas y arbustivas correspondientes a 26 familias, de las cuales, las *Leguminosae* y *Poaceae* con 20 y 19 especies respectivamente tuvieron la mayor representación. En orden de magnitud les siguen *Asteraceae* con 11 especies, *Pteridophyta* con seis, *Rubiaceae* con cinco, *Scrophulariaceae*, *Euphorbiaceae* y *Convolvulaceae* con tres, *Verbenaceae* y *Acanthaceae* con dos, mientras que *Sellaginellaceae*, *Polemoniaceae*, *Plantaginaceae*, *Pinaceae*, *Lythraceae*, *Labiatae*, *Ericaceae*, *Campanulaceae*, *Briophyta*, *Asclepiadaceae* y *Amarillidaceae* tuvieron un solo representante.

Es interesante la gran cantidad de especies de *Leguminosae*, registradas en los ambientes de cárcava. Por su capacidad para fijar el nitrógeno atmosférico, con frecuencia se asocia la dominancia de esta familia de plantas a condiciones de bajo contenido de nutrientes en el suelo, especialmente de nitrógeno, como nutriente que puede limitar el crecimiento de otros grupos de vegetación. Zepeda (2004), en estudios sobre las factores asociadas a la presencia-ausencia de vegetación sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, concluye que hay propiedades físicas del suelo, de mayor relevancia que el contenido de nutrientes en la presencia de vegetación sobre las cárcavas. Cartón et al. (2004), reporta que la topografía controla fuertemente la distribución espacial de la vegetación en cárcavas del mediterráneo, ubicándose con mayor frecuencia en el fondo de las cárcavas, probablemente por la mayor cantidad de humedad.

Por otra parte, la elevada representación de esta familia de plantas, coincide con lo reportado en estudios florísticos de la cuenca del Río Chiquito (Medina, 1992) y del Arroyo Tiquio Villanueva, 1999), dentro de la cuenca de Cuitzeo, donde coincidentemente a las *Leguminosae* figuran entre las familias de mayor representación. Si bien, las condiciones de perturbación entre estas áreas y las cárcavas son distintas, no se descarta la probabilidad de que la flora regional influya en mayor grado sobre la composición de especies de las cárcavas que el tipo y grado de perturbación.

En términos de la riqueza de especies es otro aspecto interesante de la vegetación establecida sobre las cárcavas. Las 95 especies de plantas establecidas sobre las cárcavas se registraron en una superficie total aproximada de 15 ha. Esto probablemente se debe a la elevada diversidad de microambientes, producto de la complejidad del microrelieve en estos ambientes. Este es un aspecto poco estudiado, que debe tomarse en cuenta en futuras acciones de restauración.

La riqueza de especies por tipo de comunidad (cuadro 5.1.1), indica que en el bosque de pino y el pastizal se registró la mayor cantidad de especies, una cifra cercana conforma la comunidad de herbáceas, mientras que las comunidades más pobres en especies fueron la reforestación de pino, el bosque de encino y la comunidad de arbustivas. Esto es coincidente, más no necesariamente comparable con lo reportado para la cuenca del Río chiquito, donde Medina (1992) registró la mayor riqueza de especies herbáceas dentro del hábitat correspondiente al bosque de bino.

Cuadro 5.1.1. Diversidad y riqueza de especies en las comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.

COMUNIDAD	DIVERSIDAD (Índice de Shannon)	RIQUEZA DE ESPECIES
BOSQUE DE PINO (BP)	3,17	35
PASTIZAL (P)	2,92	35
BOSQUE DE ENCINO (BQ)	2,52	20
COMUNIDAD DE ARBUSTIVAS (CA)	2,22	14
COMUNIDAD DE HERBÁCEAS (CH)	2,20	32
REFORESTACION DE PINO (RP)	2.22	21

Por otra parte, en términos de la diversidad biológica, expresada en el índice de Shannon (cuadro 5.1.1), de manera similar a los valores de riqueza, el bosque de pino y el pastizal presentan la mayor diversidad, sin embargo, existe una diferencia en el orden del resto de las comunidades debido a que se invierten las posiciones entre el bosque de encino y la comunidad de herbáceas, ocupando en tercero y quinto sitio, respectivamente, mientras que la comunidad de arbustivas, último lugar en riqueza, comparte con la reforestación de pino el cuarto sitio en diversidad.

Por otra parte, los aspectos más relevantes que diferencian las comunidades establecidas en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, desde el punto de vista florístico y estructural, son los siguientes.

El bosque de pino es una comunidad donde predominan los componentes arbóreos principalmente del género *Pinus* (Rzedowski, 1978). En el área este tipo de vegetación se compone de *Pinus lawsonii*, *P. leiophylla*, *P. devoniana* y *P. teocote* en el estrato arbóreo, el estrato arbustivo es más diverso e incluye numerosas especies de distintos géneros y familias, entre los más conspicuos destacan: *Baccharis heterophylla* y *Monina schlechtendeliana*, en el

estrato herbáceo las especies con mayor frecuencia son: *Muhlenbergia sp.*, *Evolvulus postratus* y *Arbutus glandulosa* (figura 5.1.1).



Figura 5.1.1. Bosque de pino sobre cárcavas, San José de las Torres, cuenca de Cuitzeo, Mich.

El bosque de encino está dominado por componentes arbóreos principalmente del genero *Quercus* (Rzedowki, 1978). Esta comunidad esta representada en el estrato arbóreo por *Quercus obtusata*, *Q. castanea* y *Arbutus xalapensis*, en el estrato arbustivo son comunes *Croton adpersus*, *Acacia pennatula*, *Loeselia mexicana*, *Monina cilliolata* y *Stevia ovata*, el estrato herbáceo se compone de *Tagetes lucida*, *Tagetes lunulata*, *Tagetes micrantha*, *Tripogondra disgrega*, *Tripogondra amplexicaule*, *Valeriana sorbifolia*, *Peperomia campilotropa*, *Oxalis jaquiniana* y *Oplismenus burmanni* (figura 5.1.2).



Figura 5.1.2. Bosque de encino sobre cárcavas, San José de las Torres, cuenca de Cuitzeo, Mich.

La reforestación de pino fue establecida por los propietarios de los terrenos con el propósito de controlar la erosión en cárcavas a principios de la década de los 70's. Se incluyeron principalmente *Pinus pseudostrobus* y *P. devoniana*, ambas especies nativas del Cinturón Volcánico Mexicano y de distribución natural local, otros componentes fueron *Cupressus lusitanica*, especie nativa del Cinturón Volcánico Mexicano, pero que no se distribuye localmente, así como *Eucaliptus camaldulensis*, especie de procedencia australiana que no prosperó en el área. Actualmente esta comunidad se reconoce como una masa forestal homogénea con un estrato arbóreo de alrededor de 25 m de altura, con escaso desarrollo del sotobosque. El estrato arbustivo es pobre en especies y se compone casi exclusivamente de *Crataegus pubescens* y *Baccharis heterophylla*, mientras que el estrato herbáceo en los sitios mas sombreados se compone principalmente de *Oxalis corniculata*, *Salvia lavanduloides*, *Tauschia nudicaulis* y *Oenothera rosea*, ambos estratos con cobertura inferior al 20%, el resto de la superficie esta cubierta por un mantillo de acículas de pino que llega a tener hasta 30 cm de espesor, este mantillo impide el desarrollo de la vegetación del sotobosque (figura 5.1.3).



Figura 5.1.3. Reforestación de pino sobre cárcavas, Cerro El Barco, cuenca de Cuitzeo, Mich.

La comunidad de herbáceas o hierbazal (*sensu* Gonzalez-Medrano, 2003) describe una formación vegetal que consta de un solo estrato de plantas no leñosas con alturas que no superan los 50 cm. Los componentes de esta comunidad incluyen diversas familias de plantas, que en el área están representadas por: *Adiantum andicola*, *Loeselia mexicana*, *Tagetes micrantha*, *Digitaria ternata*, *Oplismenus burmanni var. burmanni*, *Peperomia campilotropa* y *Bidens odorata* (figura 5.1.4).



Figura 5.1.4. Comunidad de herbáceas sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.

El pastizal se refiere a un tipo de hierbazal (*sensu* Gonzalez-Medrano, 2003) compuesto mayormente de gramíneas (Poaceae) y gramínoideas (Cyperaceae y Juncaceae). Los principales componentes son: *Schizachyrium sanguineum*, *Sonchus asper*, *Sporobolus indicus*, *Paspalum divaricatum*, *Lycurus phleoides*, *Hilaria cenchroides* y *Bromus dolichocarpus* (figura 5.1.5).



Figura 5.1.5. Pastizal sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.

La comunidad de arbustivas equivale a una variante del matorral (*sensu* Gonzalez-Medrano, 2003), en este caso de origen secundario, y esta compuesta en su estrato superior por plantas leñosas ramificadas desde la base que conforman un dosel de baja altura que no rebasa los 5 m. Bajo este estrato puede o no desarrollarse un estrato herbáceo y uno rasante, y en ocasiones un mantillo compuesto por estructuras muertas de los componentes de estratos superiores. Los componentes mas frecuentes de esta comunidad en el área son: *Baccharis heterophylla*, *Monina cilliolata*, *Calliandra grandiflora*, *Stevia rhombifolia*, *Crataegus pubescens*, *Croton adspersus* y *Berberis serrata* (figura 5.1.6).



Figura 5.1.6. Comunidad de arbustivas sobre cárcavas, Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Mich.

5.1.1. Conclusiones

- Con base en los criterios empleados, se obtuvieron seis clases de la vegetación establecida en las cárcavas: tres con estratos arborescente, arbustivo, herbáceo y rasante (Bosque de encino, Bosque de pino, reforestación de pino), una con estratos arbustivo y herbáceo (comunidad de arbustivas), y dos solo con estrato herbáceo (hierbazal y pastizal).
- La riqueza de especies es de 35 en el bosque de pino y el pastizal, 32 en el hierbazal, 21 en reforestación de pino, 20 en el bosque de encino y 14 en la comunidad de arbustivas.
- La diversidad se calculó en 3.17 en el bosque de pino, 2.92 en el pastizal, .52 en el bosque de encino, 2.22 en reforestación de pino y la comunidad de arbustivas, respectivamente y 2.2 en el hierbazal.
- Se registraron en total 95 taxa de plantas correspondientes a 26 familias, de las cuales, las *Pinaceae* y *Fagaceae*, en el estrato arbóreo, *Asteraceae* y *Polemoniaceae* en el estrato arbustivo y *Leguminosae* y *Poaceae* en el estrato herbáceo, tuvieron la mayor representación por la riqueza de especies.
- En las comunidades arborescentes, la cantidad de especies conspicuas registradas en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, respectivamente fue de 4, 2 y 3 en el bosque de pino, 3, 5 y 9 en el bosque de encino, así como 2, 2 y 4 en la reforestación de pino. Las comunidades sin estrato arbóreo se distinguen por la presencia de 7 especies en la comunidad de arbustivas, 7 en el pastizal y 7 en el hierbazal.

5.1.2. Literatura citada

Ávila D.I. 1992. Contribución al conocimiento florístico-ecológico de las plantas arvenses en el cultivo de maíz de temporal, de la cuenca hidrográfica "Presa Cointzio", Mich. México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México. 95 pp.

Cantón Y., G. Del Barrio, A. Solé-Benet and R. Lázaro. Topographic controls on the spatial distribution of ground cover in the Tabernas badlands of SE Spain. *Catena* 55: 341–365.

González-Medrano. 2004. Las comunidades vegetales de México: Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Segunda edición. INE-SEMARNAT. México, D.F.

Magurran A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. 179 pp.

Medina G.C. 1992. Contribución al conocimiento florístico de la microcuenca del Río Chiquito de Morelia, Michoacán, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México. 104 pp.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de Mexico*. Editorial Limusa. Mexico, D.F. 432 pp.

Segura P.L.R. 1979. Estudio florístico-ecológico de las plantas arvenses en el cultivo de maíz de temporal en diferentes localidades del estado de Morelos, México. Tesis profesional. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. 141 pp.

Villanueva V.L. 1999. Vegetación riparia del Arroyo Tiquio en la microcuenca del Río Chiquito, municipio de Morelia, Michoacán, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México. 68 pp.

Villegas D.M. 1969. Estudio florístico y ecológico de las plantas arvenses de la parte meridional de la Cuenca de México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.* 18: 17-89.

5.2. Resolución del objetivo particular 3. Versión modificada del manuscrito enviado a “TERRA LATINOAMERICANA”, registro No. 1603.

INACTIVACIÓN DE CÁRCAVAS POR COMUNIDADES VEGETALES EN SUELOS VOLCÁNICOS DEL CENTRO DE MÉXICO: CONSIDERACIONES PARA SU RESTAURACIÓN

Gully Inactivation by Plant Communities within Volcanic Soils from Central Mexico: Considerations for Restoration.

Hugo Zepeda Castro^{1*}, Alberto Gómez Tagle Rojas¹, Jorge Batlle Sales² y Alberto Gómez Tagle Chávez¹.

¹ Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. * Autor de correspondencia. Constitución 50, Col. Morelos, Morelia, Michoacán, México. Email: guianativo@gmail.com

² Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Valencia, España.

5.2.1. RESUMEN

Se estudio el efecto de comunidades vegetales sobre la erosión en cárcavas de la Cuenca de Cuitzeo. En seis comunidades vegetales se distribuyeron ocho trampas de sedimentos (silt fences) por comunidad: tres en talúd, tres en cabecera, una en el fondo y un testigo ubicado en el talúd sin vegetación, para cuantificar el suelo removido. La remoción de suelo es mayor en cabecera (767.0 a 21,778.0 kg/ha) que en el talúd (24.0 a 115.0 kg/ha) y fondo (<1.0 kg/ha), incluso supera al testigo (8,200.0 y 19,800.0 kg/ha). La reforestación de pino tuvo la mayor erosión en la cabecera (44,988.0 kg/ha), pero fue nula en el fondo y el talúd. El bosque de pino tuvo la menor erosión en todos los casos (176.0, 5.0 y 0.0 kg/ha, en cabecera, talúd y fondo, respectivamente). Concluimos que las comunidades estudiadas controlan la erosión en cárcavas con el 100% de eficiencia para el periodo estudiado.

Palabras clave: *Cárcavas, inactivación, vegetación nativa, restauración.*

SUMMARY

The effect of plant communities on the gully erosion has been studied in the Cuitzeo watershed. In six plant communities, eight silt fences had been placed by community in order to quantify soil remotion, the study arrangement is as follows; three in the gully headwaters, three in the hillslope, three in the gully bottom and one as control reference. Soil remotion is higher at the gully headwaters (767.0 a 21,778.0 kg/ha) than at the hillslope (24.0 a 115.0 kg/ha) and gully bottom (<1 kg/ha), even it outstands the control reference (8,200.0 y 19,800.0 kg/ha). Pine afforestation had the highest soil remotion at the gully headwaters (44,988.0 kg/ha) while the hillslope and gully bottom had rill remotion. Natural pine forest had the lesser of all treatments (176.0, 5.0 and 0.0 kg/ha, within headwaters, hillslope and bottom respectively). We conclude that plant communities studied may control gully soil remotion up to a 100%, for the studied period.

Index words: *Gullies, inactivation, indigenous vegetation, restoration.*

5.2.2. INTRODUCCIÓN

La erosión en cárcavas es una de las más importantes fuentes de sedimentos para los cuerpos de agua. Esta forma de erosión aporta entre el 10 y el 90% de los sedimentos que emite una cuenca

(Poesen *et al.*, 2003) y es el origen de hasta el 60% del azolve contenido en algunos reservorios (Plata Bedmar *et al.*, 1997; Hughes y Prosser, 2003), con efectos severos sobre algunas características fisicoquímicas del agua como la turbidez que a su vez limitan la productividad de los cuerpos de agua y aumentan los costos del tratamiento para consumo humano.

Bocco y García-Oliva reportan que para 1992 la superficie nacional mexicana con erosión severa era de alrededor del nueve por ciento, aunque pudo haber incrementado durante la última década.

Las medidas de “restauración” y de control que se utilizan en la actualidad en todo el mundo, han sido insuficientes (Poesen *et al.*, 2003), por lo que diversos grupos de investigación han emprendido la búsqueda de formas alternativas de resolver el problema.

Los expertos mundiales en el tema (por ejemplo Poesen *et al.* 2003; Rey, 2003) coinciden en que *“el papel que juega la vegetación en el control de la erosión es fundamental para resolver este problema”*. Sin embargo, esta propuesta se ha reducido al establecimiento de una cubierta vegetal con mayor frecuencia de especies exóticas que de nativas, basándose en criterios como el crecimiento rápido y la morfología y densidad de sus raíces (Poesen, *et al.*, 2003). En términos ecológicos, un sistema con estas características puede ser susceptible a la sustitución de las especies plantadas por otras que no cumplan con esas funciones, requiriendo de asistencia continua para mantener su estructura y función, y cumplir con el propósito para el que fue establecido. Una opción mas adecuada y que resulta menos costosa a largo plazo, es implementar un proceso de restauración que asista la recuperación del ecosistema (SER, 2004) hacia un estado o trayectoria autosuficiente y con capacidad de resiliencia ante las perturbaciones (Urbanska *et al.*, 1997). Esto podría requerir, entre otras cosas del establecimiento de las especies originales (nativas) del sitio, o de aquellas establecidas en lugares cercanos con características ambientales similares a las que presenta actualmente el sitio a restaurar (sistemas de referencia *sensu* Hobbs y Norton, 1996).

En este trabajo se proponen como sistemas de referencia las comunidades de vegetación nativa ya establecidas en las cárcavas. Puesto que estas comunidades tienen muchos años establecidas y salvo escasas excepciones, no requirieron intervención humana, se asume que estas son autosuficientes y autorregulables y requerirán poca cantidad de esfuerzo y recursos para su establecimiento.

Por otra parte, se propone como criterio de elección del sistema (comunidad) o área de referencia, el efecto que estos tengan sobre el proceso de erosión, aquellas que mejor lo controlen serán las

más viables para recuperar este servicio ecosistémico. El objetivo es cuantificar la tasa de erosión en las diferentes comunidades establecidas en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, como criterio para proponerlas como sistemas de referencia que permitan guiar los esfuerzos de restauración de cárcavas en zonas de aptitud e históricamente de uso forestal en esta región de México.

5.2.3. MATERIALES Y METODOS

Para calcular la erosión, se muestrearon en total seis comunidades vegetales: 1) bosque de pino, 2) bosque de encino, 3) reforestación de pino, 4) pastizal, 5) comunidad de arbustivas y 6) comunidad de herbáceas. Tras haber explorado ampliamente las áreas de cárcavas dentro de la cuenca, no fue posible ubicar alguna donde confluyeran las seis comunidades mencionadas. Con base en esto, se optó por ubicar las unidades de medición en cuatro lugares distintos dentro de la cuenca de Cuitzeo (El Barco, San José de las Torres, Cerro Verde y Tupátaro), donde se hubo al menos una cárcava cubierta por alguna de las comunidades de interés, mas una superficie de suelo desnudo para usarla como testigo.

Para cuantificar la erosión en cada comunidad se instalaron ocho trampas de sedimentos de acuerdo con el diseño experimental mostrado en el cuadro 5.2.1: tres en el talúd, tres en la cabecera, una en el fondo de la cárcava y un testigo ubicado en el talúd sin vegetación.

Cuadro 5.2.1. Diseño experimental para cuantificar la erosión en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Mich., bajo cobertura de diferentes comunidades vegetales.

TRATAMIENTOS (COMUNIDAD VEGETAL)	CLAVE DE COMUNIDAD	REPETICIONES			
		CABECERA	TALÚD	FONDO	TESTIGO
REFORESTACION DE PINO (30 AÑOS DE EDAD)	C3RP	3	3	1	1
BOSQUE DE PINO	C1BP	3	3	1	1
BOSQUE DE ENCINO	C2BQ	3	3	1	1
PASTIZAL	C5P	3	3	1	1
COMUNIDAD DE ARBUSTIVAS	C6A	3	3	1	1
COMUNIDAD DE HERBACEAS	C4H	3	3	1	1

Las trampas de sedimentos (silt fences), es una técnica de bajo costo, fácil de instalar y de operar, empleada exitosamente para medir la erosión en laderas altamente erosivas Robichaud et al. (2001). De acuerdo con lo recomendado en Robichaud y Brown (2002), el empleo de esta técnica en este trabajo consistió en colocar verticalmente una malla geotextil empotrada en una zanja de aproximadamente 0.2 m de profundidad y 0.15 de anchura, con geometría cóncava orientada hacia la parte superior de la ladera. Sobre esta zanja se introdujo un extremo de la malla hasta que recubrió completamente las paredes de la misma, posteriormente se rellenó y compactó con el suelo extraído de la misma zanja. Finalmente, mediante remaches, se fijó la malla a estacas de madera colocadas a 1.5 m de distancia entre ellas, dejando la parte inferior de la malla, lo suficientemente holgada como para que se formara un bolsón donde eventualmente se acumuló el sedimento removido del área de aporte (figura 5.2.1).



Figura 5.2.1. Trampas de sedimentos colocadas en las tres partes que componen una cárcava: a) cabecera, en esta caso cubierta por bosque de pino, b) talúd cubierto por pastizal y c) fondo cubierto por mantillo, bajo una reforestación de pino de 30 años de edad.

Durante la medición, el sedimento atrapado en la malla se removió y colectó para pesar en laboratorio. De aquellas trampas con aproximadamente mas de 1 kg de sedimento, se homogenizó previamente y colectó una submuestra para procesamiento en laboratorio.

El sedimento colectado, fue secado en estufa a 105° C durante al menos 24 horas hasta alcanzar peso constante, y posteriormente pesado en balanza digital. Con esto, se calculó el suelo removido por los tres principales procesos que componen la erosión en cárcavas: la erosión remontante de la cabecera, la erosión laminar y en canalillos del talúd y la erosión fluvial del fondo.

La erosión en cada comunidad vegetal y para cada parte de la cárcava se obtuvo por el volumen medio de suelo removido en las tres parcelas correspondientes a cada tratamiento, el cual se compone de un tipo de comunidad en cada parte de la cárcava.

El periodo de muestreo de sedimentos abarcó del 17 de junio de 2006 al 2 de julio de 2006. Mediante el empleo de pluviómetros convencionales para las trampas ubicadas en Tupátaro, San Miguel del Monte y El Barco, se registró una precipitación pluvial acumulada de 60.7, 28.0 y 51.1 mm, respectivamente. En Cerro Verde no fue posible establecer ningún aparato de medición.

5.2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, la erosión fue mayor en las áreas desprovistas de cubierta vegetal (testigos) que en aquellas con cubierta (Figura 5.2.2). En las primeras los volúmenes de emisión de sedimentos oscilaron entre 8, 200 y 19, 800 kg/ha, mientras que en las segundas el intervalo es considerablemente menor (270 y 7, 200 kg/ha).

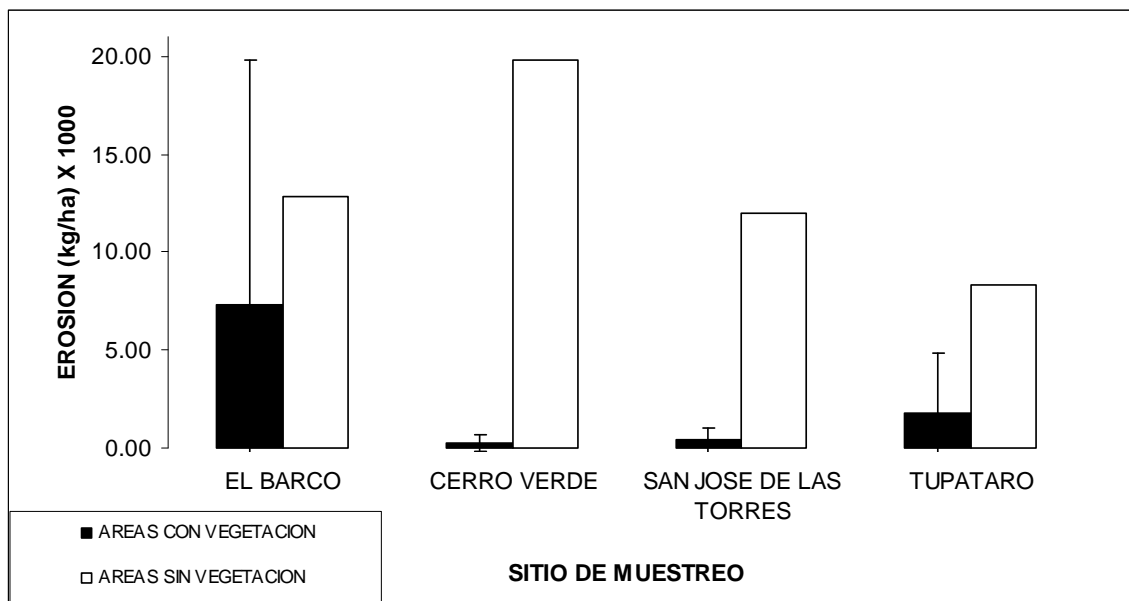


Figura 5.2.2. Erosión en cárcavas con diferente condición de cobertura vegetal en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar.

Esta diferencia es notablemente mayor en Cerro Verde y San José de las Torres que en Tupátaro y El Barco. En los dos primeros las áreas desnudas emiten 20 veces más sedimentos que las áreas

con vegetación, mientras que en los dos últimos la diferencia se reduce a menos de cinco, sobre todo en El Barco, donde las áreas desnudas no duplican la erosión de las áreas cubiertas.

Entre las áreas con cobertura vegetal, la cabecera presentó los mayores volúmenes de erosión, superando considerablemente al talúd y al fondo de la cárcava. Las emisiones de sedimento en la cabecera van de 767 a 21,778 kg/ha, en segundo lugar se ubicó el talúd con intervalo de 24 a 115 kg/ha, mientras que en el fondo las emisiones fueron menores a 1 kg/ha en todos los casos (Figura 5.2.3).



Figura 5.2.3. Erosión en las tres partes de las cárcavas con cobertura vegetal en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. Las letras a, b y c, representan igualdad o diferencia estadística ($\alpha=0.05$).

Respecto al comportamiento de las diferentes comunidades vegetales en cada parte de la cárcava, se encontró lo siguiente.

En la cabecera la comunidad vegetal donde se emitió la mayor cantidad de sedimento fue en la reforestación de pino con mas de 44, 000 kg/ha, superando al pastizal e incluso al testigo (áreas sin vegetación) en mas de tres ordenes de magnitud, seguidos por la comunidad de herbáceas con casi 6, 000 kg/ha, la vegetación arbustiva con casi 5, 000 kg/ha, el bosque de encino con casi 2,000 kg/ha y finalmente el bosque de pino con 176 kg/ha (Figura 5.2.4).

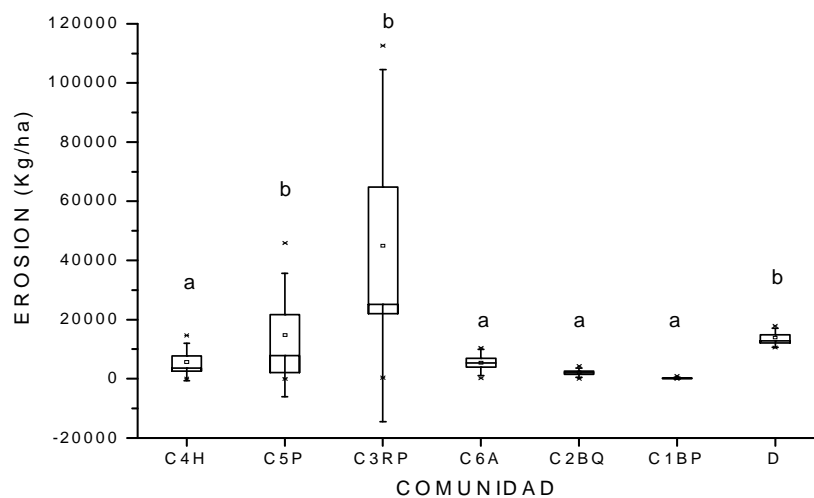


Figura 5.2.4. Erosión en las cabeceras de las cárcavas con diferentes comunidades vegetales en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. C1BP (Bosque de pino), C2BQ (Bosque de encino), C3RP (Reforestación de pino), C4H (Hierbazal), C5P (Pastizal) y C6A (Comunidad de arbustivas). El punto central representa la media, los extremos verticales de la caja representan ± 1 error estándar, los bigotes ± 1 desviación estándar. La letras a y b, representan igualdad estadística entre las respectivas comunidades.

En el talúd la comunidad vegetal donde se emitió la mayor cantidad de sedimentos fue en el pastizal con mas de 150 kg/ha, en seguida la comunidad de herbáceas con 90 kg/ha, el bosque de encino con 37 kg/ha, la vegetación arbustiva con 7 kg/ha, el bosque de pino con 5 kg/ha y finalmente la reforestación de pino donde no se detecto erosión alguna en esta parte de la cárcava (Figura 5.2.5).

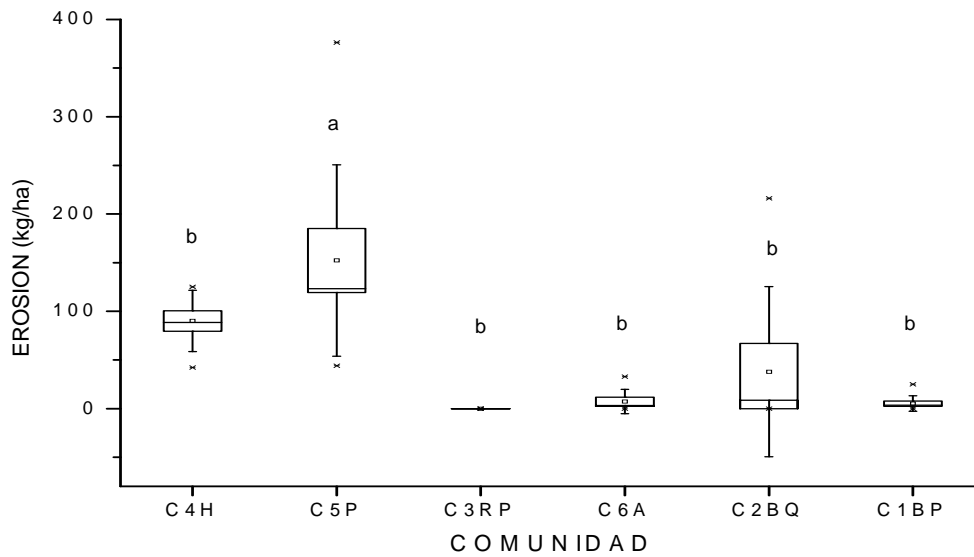


Figura 5.2.5. Erosión en los talúdes de las cárcavas con diferentes comunidades vegetales en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. C1BP (Bosque de pino), C2BQ (Bosque de encino), C3RP (Reforestación de pino), C4H (Hierbazal), C5P (Pastizal) y C6A (Comunidad de arbustivas). El punto central representa la media, los extremos verticales de la caja representan ± 1 error estándar, los bigotes ± 1 desviación estándar. La letras a y b, representan igualdad estadística entre las respectivas comunidades.

En el fondo de la cárcava prácticamente no hubo emisión de sedimentos. El único sitio donde se cuantificó una pequeña cantidad fue en un cárcava donde coexisten tres comunidades vegetales: la comunidad de herbáceas, la comunidad de arbustivas y la reforestación de pino, en este sitio la emisión de sedimentos se calculó en 0.18 kg/ha, en el resto de las comunidades no hubo erosión. La diferencia en la emisión de sedimentos entre las áreas con vegetación y los testigos está dentro de lo esperado. Diversos autores han documentado la reducción de la erosión del suelo por efecto de la cobertura vegetal y esto sugiere que en las cárcavas estudiadas, la protección que brindan al suelo las comunidades vegetales establecidas redujo significativamente la erosión.

Por otra parte, la elevada erosión calculada para las áreas con vegetación de las localidades. El Barco y Tupátaro, se debe a que la cabecera presenta volúmenes elevados de erosión en estos sitios, especialmente en El Barco, donde se registraron los volúmenes mayores de toda la muestra, incluso por arriba de lo registrado para las áreas desnudas de toda la cuenca (Figura 5.2.2).

El patrón de producción de sedimentos en estas cárcavas tiene un comportamiento relacionado con la posición microtopográfica dentro de la cárcava, mayor emisión en las partes altas (cabecera), mucho menor en las partes medias (talúdes) y casi imperceptible en las partes bajas. Este patrón indica que aun bajo cobertura vegetal densa existe erosión remontante, responsable del elevado desprendimiento del suelo, sin embargo, aparentemente el suelo removido por este proceso no llega al fondo de la cárcava ni es emitido a la red fluvial, sino que se queda emplazado en el talúd, al parecer por un efecto de retención ejercido por la cubierta vegetal de esta parte de la cárcava, donde el suelo se remueve principalmente por erosión laminar, proceso que no alcanza la energía suficiente para evacuar volúmenes tan elevados de material.

En términos de la actividad de las cárcavas, Rey (2003) las clasifica como activas, aquellas que emiten sedimentos a la red fluvial, y como inactivas a las que no emiten sedimentos a la red fluvial, aun cuando al interior de estas el proceso de erosión continúe efectuándose, existiendo equilibrio entre el desprendimiento y la sedimentación. Para los eventos de precipitación estudiados las cárcavas cubiertas por estas comunidades vegetales se clasifican como inactivas, que no emiten sedimentos a la red fluvial, debido a que el 100% del suelo removido de la cabecera y los taludes fue finalmente sedimentado en su totalidad en el talúd y el fondo de la misma para los eventos cuantificados. Sin embargo no se descarta la posibilidad de que la sedimentación haya sido temporal y que haya emisión de sedimentos en eventos que rebasen cierto umbral.

La elevada erosión registrada en la cabecera con reforestación de pino, la cual superó significativamente al resto de las comunidades, así como al testigo, tiene origen al menos en dos factores identificados claramente; a) Las cárcavas en el Cerro El Barco con reforestación de pinos, presentan una morfología que corresponde a la segunda de las cuatro etapas del desarrollo de una cárcava (Sóvolev, citado en Lugo-Hubp, 1991), el cauce presenta un perfil longitudinal accidentado y predomina la erosión vertical y remontante por procesos gravitacionales, características típicas de geoformas jóvenes con elevada actividad erosiva; b) En segundo término, para este mismo sitio y comunidad, debido a que es una reforestación con especies arbóreas existe poca vegetación en el sotobosque cuyas raíces deberían proporcionar estabilidad a la cabecera de la cárcava que es la porción con mayor inestabilidad. Ambos factores contribuyen a que haya erosión gravitacional (derrumbes) en la cabecera constituyendo la principal forma de erosión de esta parte de la cárcava (Figura 5.2.6). Esto se confirmó durante el trabajo de campo,

donde se observó que la principal forma de erosión en la cabecera aún con cobertura vegetal son los derrumbes, en comparación con los talúdes donde la erosión laminar y por salpicadura (splash) son las fuentes principales de sedimentos en las áreas cubiertas.



Figura 5.2.6. Erosión por desprendimiento en las cabeceras de cárcavas bajo una reforestación de pinos en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán.

Por su parte, el resto de las comunidades, crecen en cárcavas con morfología distinta, correspondiente a las etapas tres y cuatro de la clasificación de Sóvlev (citado en Lugo-Hubp, 1991), que poseen menor actividad erosiva o con mayor cobertura del sotobosque y vegetación rasante. Esta combinación de factores reduce la erosión considerablemente.

Esto ocurre sobre todo en los bosques de encino y pino estudiados, donde prácticamente no se registró erosión en la cabecera, posiblemente debido a su elevada cobertura de sotobosque y estrato rasante.

En el talúd de la cárcava, donde de manera contrastante se obtuvo la menor erosión en la reforestación de pino, se explica por la elevada cobertura de hojarasca de pino en esta parte de la cárcava, esta hojarasca proviene de la intensa defoliación de los árboles y la acumulación de las hojas sobre la superficie del suelo conformando un mantillo de hasta 30 cm de espesor que cubre el 100% de la superficie. El mantillo de coníferas, el cual puede almacenar una cantidad de agua equivalente hasta en el 200% de su peso (Brooks *et al.*, 1993), es capaz de interceptar hasta el

82% de la precipitación pluvial (Díaz, 2005), además de la protección que brinda al suelo contra el efecto dispersante de las gotas de lluvia.

En la reforestación de pino estudiada, no se registro escurrimiento superficial por efecto de la interceptación de la lluvia tanto en el estrato arbóreo como en el mantillo y se considera que al no escurrir el agua, el suelo depositado en el talúd, proveniente de la cabecera, carece de un medio de transporte para fluir hacia las partes bajas (el fondo) y esto explica el porcentaje reducido de sedimento que se capturó en los talúdes y en el fondo de la cárcava. Este mismo proceso se observó en las comunidades de arbustos y bosque de pino.

En el bosque de encino, la comunidad de herbáceas y el pastizal se registró escurrimiento superficial, el cual es considerablemente mayor en estas dos últimas y contribuye a incrementar los volúmenes de erosión registrados para estas comunidades.

En el fondo de la cárcava prácticamente no hubo erosión en el periodo de registro. Los volúmenes calculados en el complejo comunidad de herbáceas-arbustivas-reforestación de pino no provienen de la erosión fluvial, que es el principal proceso erosivo del fondo, sino de la erosión por salpicadura producto de la dispersión del suelo en la zona de contacto entre la malla y el suelo mineral, el cual queda desnudo al modificar ligeramente el terreno durante la colocación de la trampa, aunque esto no se ha reportado por los autores de donde se tomó la técnica (Robichaud y Brown, 2002).

La inexistencia de erosión en el fondo se explica por el nulo escurrimiento en el caso de los bosques de pino, vegetación arbustiva y reforestación de pino, y en el caso de la comunidad de herbáceas, el pastizal y el bosque de encino por la protección que proporcionan las plantas del estrato inferior al ser postradas durante el flujo de agua, impidiendo el desprendimiento de partículas de suelo y actuando al mismo tiempo como un filtro de sedimentos.

Por otra parte, el patrón de erosión que predomina en general en todas las cárcavas muestreadas es benéfico para la evolución geomorfológica de estas, debido a que la elevada erosión de la cabecera y la subsiguiente sedimentación de la totalidad de este material en el talúd y el fondo va rellenando la cárcava con su propio material y esto promueve el cambio hacia geoformas similares a la etapa cuatro, donde al cesar la incisión y el crecimiento por erosión remontante se suavizan las cabeceras y la erosión disminuye considerablemente. En esta fase de mayor estabilidad geomorfológica la vegetación tiene mayores posibilidades de establecerse, y las cárcavas adquieren una forma de “U” muy amplia que por su elevada estabilidad, pueden

reincorporarse a las actividades productivas, como ha ocurrido en varios casos en la zona de Tupátaro (Figura 5.2.7).



Figura 5.2.7. Cárcava geomorfológicamente estabilizada y cultivada con maíz, calabaza, frijol, haba y avena en Tupátaro, cuenca de Cuitzeo, Michoacán, después de la eliminación de la vegetación arbustiva de origen secundario establecida años atrás sin intervención humana. Nótese la forma de “U”, con el fondo amplio y las cabeceras suavizadas.

En términos de la eficiencia de la vegetación para retener sedimentos, en este trabajo se ha calculado que para el talúd oscila entre el 95% y 99%, mientras que para el fondo la retención es del 100%. Esto aplica para todas las comunidades estudiadas, que, medido en términos de su efecto sobre la inactivación de las cárcavas, todas contribuyen de manera similar a este fenómeno cuando tienen cobertura total del sitio, sugiriendo que cualquiera de ellas es potencialmente útil para guiar los esfuerzos de restauración de las cárcavas, cuando en propósito de esta sea la recuperación de la retención del suelo como servicio ecosistémico.

Si en el proceso de restauración se considera además la suavización del relieve, emulando el cambio morfológico que promueva la estabilidad de la cárcava, cualquiera de las seis comunidades propuestas en este trabajo, que se establezca en cárcavas sin vegetación, será capaz de autosostenerse a largo plazo, como ha sucedido hasta la fecha, con costos mínimos de mantenimiento y efectos favorables sobre los procesos ecológicos locales y de los ecosistemas circundantes, dándole una gran ventaja sobre las vegetación exótica.

5.2.5. CONCLUSIONES

La cabecera con reforestación de pinos produjo la mayor cantidad de sedimentos, sin embargo, esta misma comunidad tuvo erosión nula en el talúd y el fondo. Este proceso se repitió en todas las comunidades describiendo un patrón de erosión que implica mayor emisión de sedimentos en la cabecera, escasa emisión en el talúd y nula en el fondo.

Este patrón de erosión ubica a estas como cárcavas inactivas bajo cualquier tipo de comunidad vegetal.

Las seis comunidades estudiadas contribuyen a la inactivación de las cárcavas de forma similar. Cualquiera de ellas es potencialmente útil para la restauración de cárcavas sin vegetación en áreas ambientalmente similares de la cuenca.

5.2.6. LITERATURA CITADA

- Bocco, G., and F. García-Oliva. 1992. Researching gully erosion in Mexico. *Journal of soil and water conservation* 47(5): 365 - 367.
- Brooks, K.N., P.F. Ffolliot, H.M. Gregersen and J.L. Thames. 1993. *Hydrology and the Management of Watersheds*. Fourth printing, first edition, Iowa State University Press. 392 pp.
- Díaz, F.E. 2005. Interceptación pluvial por plantaciones de *Pinus michoacana*, encinar y pastizal en la zona baja de la cuenca hidrográfica de Cointzio. Tesis de Maestría. INIRENA, UMSNH.
- González-Medrano. 2004. Las comunidades vegetales de México: Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Segunda edición. INE-SEMARNAT. México, D.F.
- Hobbs, R. J. and D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93-110.
- Hughes A.O. and I.P. Prosser. 2003. *Gully and Riverbank Erosion Mapping for the Murray-Darling Basin*. CSIRO Land and Water, Canberra. Technical Report 3/03, March 2003.
- Lugo-Hubp, 1991. Elementos de geomorfología aplicada (métodos cartográficos). Instituto de Geografía, UNAM. Mexico, D.F. 109 pp.
- Plata Bedmar, A., R. Cobo Rayan, E. Sanz Montero, J.L. Gómez Montaña y C. Avendaño Salas. 1997. Influence of the Puentes reservoir operation procedure on the sediment accumulation rate between 1954–1994. *Commission Internationale des Grands Barrages, Proc. 19th Congress Grands Barrages, Florence, Italy, 1997, Q.74, R.52, 835– 847*.
- Poesen, J., J. Nachtergaele, G. Verstraeten and C. Valentin. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50: 91-133.
- Rey, F. 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50: 549-562.
- Robichaud, P.R.; McCool, D.K.; Pannkuk, C.D.; Brown, R.E.; Mutch, P.W. 2001. Trap Efficiency of Silt Fences Used in Hillslope Erosion Studies. In: Ascough II, J.C.; Flanagan, D.C., eds. *Soil erosion for the 21st century: proceedings of the international symposium*. St. Joseph, MI: ASAE. 541-543. ASAE Pub. No. 701P0007.
- Robichaud, P.R. and R. E Brown. 2002. Silt fences: an economical technique for measuring hillslope soil erosion. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-94. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 24 pp.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. Mexico, D.F.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER Primer for Ecological Restoration*. www.ser.org.
- Urbanska, K. M., N. R. Webb and P. J. Edwards. 1997. Why restoration?. pp 3–7 in: K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards (eds.). *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, United Kingdom.

5.3. Resolución del objetivo 4. Manuscrito en preparación.

SIMULADOR DE LLUVIA DE DISEÑO SIMPLE Y PORTÁTIL PARA ENSAYOS DE EROSIÓN EN TERRENOS ACCIDENTADOS.

Hugo Zepeda Castro^{1*}, Alberto Gómez-Tagle Rojas¹, Jorge Batlle Sales², Alberto Gómez-Tagle Chávez¹ y Oliver Felipe Cisneros¹.

¹Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. * Autor de correspondencia. Constitución 50, Col. Morelos, Morelia, Michoacán, México. Email: guianativo@gmail.com

² Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Valencia, España.

5.3.1. RESUMEN

Se diseñó y probó un simulador de lluvia de pequeñas dimensiones para aplicar en ensayos de erosión hídrica o infiltración en terrenos accidentados. Este dispositivo consta de 5 componentes: un tanque de alimentación de agua, una bomba centrífuga, una línea de poliducto para riego, un módulo de aspersión y una cortina de exclusión contra el viento, todos ellos construidos con materiales comerciales, con un costo que oscila entre \$5,000.00 y \$6,500.00 mn. Se calibró para 3 variables: la intensidad de la lluvia, la distribución de los tamaños de gota y la homogeneidad espacial en la distribución de la lluvia a presiones hidrostáticas que van de 49.03 kPa a 196.13 kPa, con intervalos de 49.03. La distribución de los tamaños de gota es de tipo log normal, similar a la lluvia natural, con tamaños que oscilan entre <2 mm hasta un máximo de 3 mm de diámetro, siendo las primeras las que ocupan la mayor proporción. La intensidad de la lluvia generada (I) es proporcional a la presión aplicada (p) y su relación se describe mediante la ecuación $I=28.656 \ln(p)+30.116$ con $r^2=0.9994$. Oscilando entre 20 mm/h y 70 mm/h para toda la superficie. La homogeneidad espacial (Coeficiente de Uniformidad de Christiansen, 1942) del dispositivo construido supera a otros simuladores de lluvia reportados en la literatura especializada (CU% = 95.5 a 97.9). La mayor uniformidad se obtuvo en la presión de 98.06 kPa (CU% = 98.9) con una intensidad de lluvia simulada de 79.6 mm/h y DS=9.7. El análisis geoestadístico evidenció la presencia de un área central con mayor homogeneidad, con dimensiones de 1.0 x 1.5m, suficiente para instalar una parcela de experimentación de 1m².

Se concluye que el dispositivo cumple con los requerimientos mínimos para ser usado en parcelas experimentales de 8 m² o menores, siendo útil para estudios comparativos entre diferentes tratamientos que afecten la erosión hídrica laminar, en canalillos y la remoción semillas a esta escala, así como de procesos hidrológicos como la infiltración y el escurrimiento.

Palabras clave: simulador de lluvia de bajo costo, fácil construcción, homogeneidad espacial.

5.3.2. INTRODUCCION

La simulación de lluvia es hoy en día una de las herramientas metodológicas de mayor uso en el mundo para estudiar los procesos que desencadena la precipitación pluvial, tales como la interceptación, la infiltración, la escorrentía y la erosión del suelo, debido a que ofrece ventajas considerables sobre la lluvia natural: es mas rápida de producir, mas controlada y adaptable, puede diseñarse para reproducir parámetros de la lluvia como la intensidad y la duración y emular ciertas tormentas de interés (Courtney, 2005), como por ejemplo, aquellas que ocurren en periodos de retorno de muchos años, reduciendo significativamente el tiempo de experimentación y con ello el costo de la investigación (Cerdá, 1999). Esta herramienta nació en los años 30 como una alternativa ante los problemas metodológicos y conceptuales que planteaba la medición de la infiltración con infiltrómetros de cilindro y cálculos de balance hídrico. Desde entonces, la técnica se ha expandido por todo el mundo, resultado en la construcción de más de 200 instrumentos distintos en diseño, componentes, complejidad técnica, y costos (Bubenzer, 1979a; Cerdá, 1999).

Pese a esta gran diversidad, los simuladores de lluvia se clasifican en dos grandes grupos (Hudson, 1997; Cerdá, 1999), diferenciados por el método de formación de las gotas (Kukul, 2004): los goteadores, en los cuales las gotas se precipitan desde un recipiente a muy baja presión, y los pulverizadores en los que las gotas se generan a partir del paso del agua a presión por boquillas. De estos, los mas usados en la actualidad son los pulverizadores, debido a que tanto la energía cinética como la estocasticidad espacial de la lluvia que generan se aproxima mas a la lluvia natural.

De los dispositivos existentes, la mayoría de ellos presentan importantes limitaciones de manejo (Meyer, 1965, 1988), que restringen su uso a terrenos agrícolas de baja pendiente, debido sus grandes dimensiones, gran peso, complejas estructuras, elevado consumo de agua y en consecuencia costo elevado (Moore *et al.*, 1983; Ochiai *et al.*, 2004). En los últimos años ha proliferado el diseño de dispositivos denominados portátiles y de bajo costo (Steinhardt y Hillel, 1966 ; Battany y Grismer, 2000), algunos de ellos operados a alturas que rebasan el dosel de la vegetación arborescente o arbustiva (Courtney, 2005), otros se han diseñado para trabajar en superficies pequeñas y por ello se les denomina como “de pequeñas dimensiones” (Steinhardt and

Hillel, 1966; Ogden et al., 1997), otros se han publicado con el calificativo de simples y portátiles (Kukal, 2004), incluso algunos capaces de variar la intensidad.

No obstante la cantidad de diseños, muy pocos de ellos se distribuyen comercialmente y sus costos suelen ser elevados, lo común es que cada equipo de trabajo diseñe y construya su propio simulador, atendiendo a las necesidades particulares del caso, ya que además los simuladores comerciales no siempre satisfacen las necesidades particulares de cada investigación o zona geográfica (Hudson 1997).

México no figura dentro de los países diseñadores de simuladores de lluvia (cuadro 5.3.1), quizá porque tampoco ha sido frecuente su uso en la investigación, por lo que no existe un aparato que se adapte a los condiciones de lluvia, del relieve y de disponibilidad y costo de los materiales para esta zona geográfica.

Cuadro 5.3.1. Simuladores de lluvia desarrollados por países. Tomado de Cerdá (1999).

País	No.	País	No.	País	No.
USA	102	Israel	9	Francia	1
Reino Unido	32	Bélgica	7	Niger	1
Australia	17	Italia	3	Nigeria	1
Canadá	14	Hungría	2	Nueva Zelanda	1
Alemania	10	Japón	2	Rusia	1
Holanda	10	Rhodesia	2	Uganda	1
España	9	Camerún	1	Venezuela	1

En este trabajo se presenta el diseño, la construcción, la calibración y pruebas de campo de un simulador pequeño, portátil, de bajo costo, de alta eficiencia y de construcción sencilla con materiales asequibles en prácticamente cualquier expendio de ferretería, materiales para construcción o sistemas de riego en México.

5.3.3. Requerimientos de diseño

Este dispositivo surgió como una necesidad para resolver una limitante logística, metodológica y económica dentro de un estudio en el que se pretendía comparar el efecto interactivo de la

cobertura y el tipo de vegetación sobre la tasa de erosión en cárcavas en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán, México.

Los sitios de experimentación, debido a las variables ambientales consideradas en el estudio presentaron una distribución espacial dispersa, ubicándose en lugares remotos, poco accesibles y con relieve accidentado, con tiempos de acceso entre si a mas de dos horas en vehiculo automotor. Durante el ciclo de lluvias del 2006 se instalaron trampas de sedimentos siguiendo la metodología de Robichaud y Bown (2002) para medir la erosión, sin embargo, el tiempo requerido para la colecta de muestras y su procesamiento en laboratorio solo permitió trabajar una fracción del tamaño de muestra requerido. Esto nos llevo a modificar el experimento siendo indispensable el uso de lluvia simulada.

El dispositivo debía cumplir los siguientes requerimientos;

- a) Eficiente en la simulación de los parámetros importantes de la lluvia: intensidad, distribución de los tamaños de gota y distribución espacial de la lluvia.
- b) Portátil para poderlo trasladar a sitios remotos.
- c) Ligero para que pudiese cargarlo una sola persona, ya que el proyecto contó con poco personal.
- d) Sencillo en diseño para que pudiera ser construido por cualquier persona.
- e) Con componentes comunes para que se pudiera reproducir en cualquier lugar del país.
- f) Económico, de tal manera que se pudiera usarse aun para estudios de bajo presupuesto.
- g) De bajo consumo de agua, debido a que en la mayoría de los sitios de trabajo no hay acceso al agua y esta debe ser transportada al lugar.
- h) Fácil de instalar.
- i) Maniobrable en terrenos accidentados.

El dispositivo resultante es un aparato de tipo pulverizador, que cuenta con las siguientes características:

5.3.4. Componentes del dispositivo

Este aparato cuenta con cinco componentes (figura 5.3.1): a) Un sistema de alimentación; b) Un sistema de regulación del flujo; c) Un modulo de aspersión, d) Un soporte metálico y e) Una cortina de exclusión contra el viento.

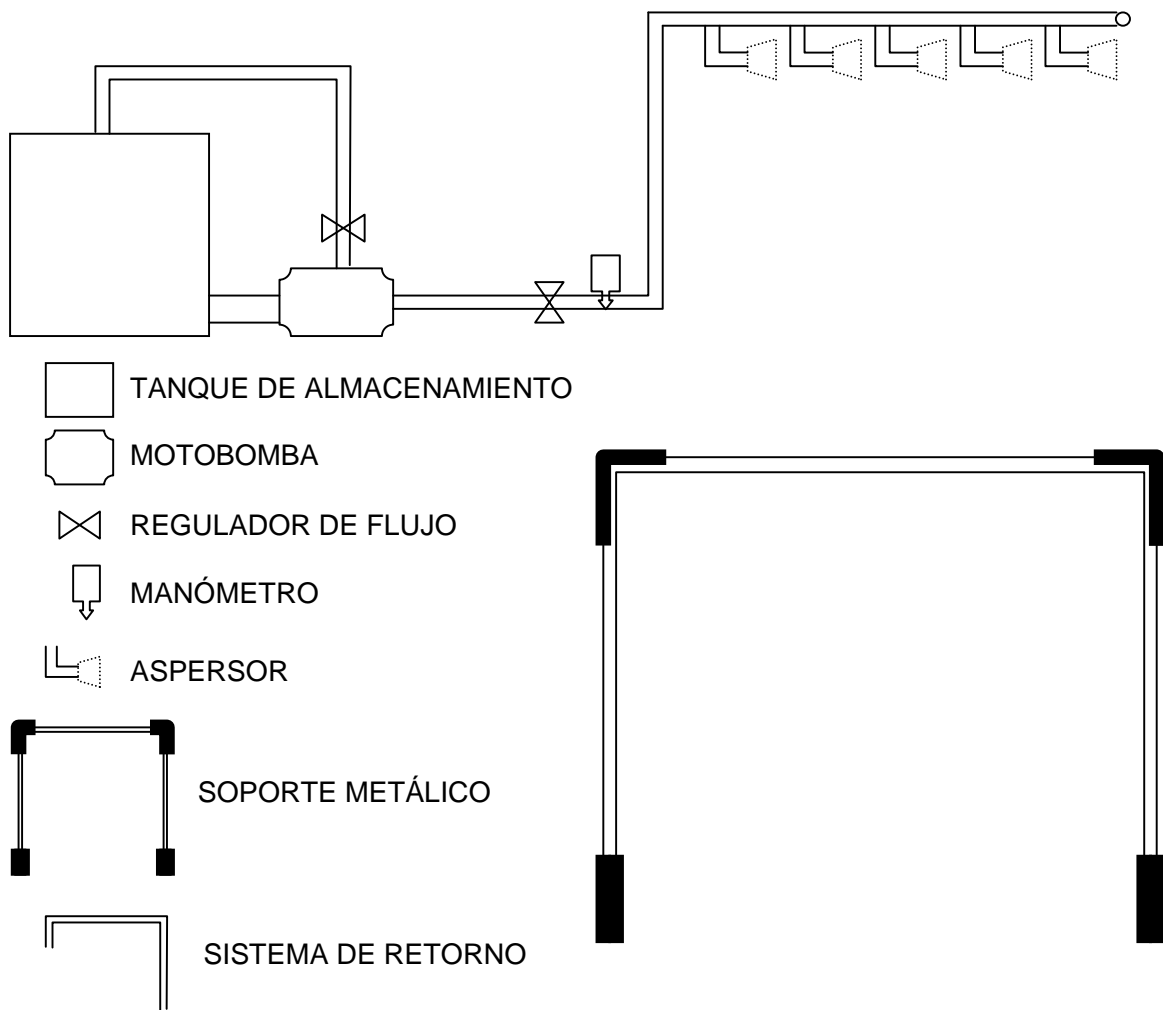


Figura 5.3.1. Diseño del simulador de lluvia.

a) Sistema de alimentación

Esta conformado por un tanque de almacenamiento de agua con capacidad para 1000 l, a este tanque va conectada una bomba centrífuga con potencia máxima de 1.5 hp, de la cual se desprenden dos líneas de poliducto para riego, una de 1.5 m de largo y 0.254 m de diámetro que retorna el exceso de agua al tanque, y otra de 0.117 m de diámetro y longitud máxima de 500 m que alimenta el modulo de aspersión.

b) Sistema de regulación del flujo

Consta de una llave de paso de 0.254 m de diámetro insertada en la línea de retorno, a una altura posterior a la conexión de la línea de alimentación de aspersores, esta llave se cierra o se abre para regular el flujo hasta que se logre la presión deseada en el módulo de aspersión. Al final de la línea de alimentación y principio del módulo de aspersión va un manómetro graduado en escala de 0 a 2 kgf/cm² (0 a 196.13 kPa), que indica la presión dentro de las líneas de alimentación y aspersión.

c) Módulo de aspersión

Se compone de una línea de tubo PVC de 0.117 m de diámetro, sobre el cual van conectados sobre la parte inferior cinco aspersores para riego, con boquillas en forma de abanico de 45°. Todo el módulo va atado a un tubo telescópico de aluminio, que permite desplazarlo horizontalmente hasta 1.5 m de distancia.

d) Soporte metálico

Es la parte más distintiva de este dispositivo respecto a otros, consiste en una estructura en forma de herradura compuesta por tres tubos de 15.0 mm de diámetro y longitud variable entre 1.5 y 3.0 m, ensamblados en sus extremos por medio de dos escuadras de varilla redonda de 90° de ángulo, 10.0 mm de diámetro y 50.0 cm de longitud total. Para colocarse, la estructura se posiciona verticalmente, quedando uno de los tubos orientado de manera horizontal, posteriormente se insertan los dos extremos libres sobre igual número de estacas de hierro de 50.0 cm de largo y 10.0 mm de diámetro, las cuales se clavan sobre el terreno hasta aproximadamente la mitad de su longitud (25.0 a 30.0 cm) y finalmente, el módulo de aspersión se sujeta al tubo horizontal.

Esta forma de estructura resulta suficiente para sostener horizontalmente nivelado el módulo de aspersión y evita el uso de trípodes, muy comunes en otros simuladores, cuya maniobrabilidad es menor terrenos accidentados.

e) Cortina de exclusión contra el viento

Consta de una estructura de aluminio totalmente abatible, que permite abrirse y cerrarse por una sola persona, adquiriendo una geometría de planta cuadrada. En la perimetral formada por la

estructura se coloca una lona plástica de aproximadamente 12.0 m de longitud, que se sujeta a la estructura con tiras de velcro y cremalleras plásticas.

5.3.5. Calibración

De acuerdo con lo recomendado por Bubenzer (1979b) y Rickson (2001), los simuladores deben diseñarse para reproducir las tormentas que realmente generan erosión, estas son las de mediana y alta intensidad. Esto significa que deben reproducir los parámetros más importantes de la lluvia que se relacionan con el proceso que se pretende estudiar, algunos autores sugieren: la intensidad, la energía cinética y la uniformidad de la lluvia Bubenzer (1979b), la distribución de los tamaños de gota (Palmer, 1965).

Para este dispositivo se hicieron pruebas a cuatro presiones distintas: 49.03, 98.06, 147.09 y 196.13 kPa, ajustando la presión en el sistema de regulación del flujo hasta lograr el valor deseado. Para la distribución de los tamaños de gota se comparó con una tormenta natural.

5.3.5.1. Intensidad de la lluvia

Esta variable se expresa en mm/h de precipitación. Para medirla se instalaron 35 recipientes de plástico con volumen aproximado de 500 cm³ con una disposición espacial en forma de malla rectangular de 2.5 x 3.5 m, a intervalos de 50.0 cm. En estos se registró el volumen captado durante cinco ensayos de cinco minutos cada uno para cada presión en condiciones de velocidad del viento=0 (uso de cortina rompe viento), resultando en una muestra de 175 mediciones por presión. Este volumen se convirtió a lamina de agua utilizando como referencia la superficie de la apertura superior de los recipientes (55.4 cm²). La intensidad se obtuvo al dividir la lámina obtenida entre el tiempo. Mediante un ANOVA de una vía efectuado en Statistica 6.0 (StatSoft, Inc., 2001) se hizo la comparación de medias entre ensayos sucesivos dentro de cada presión y entre las diferentes presiones, para probar la repetibilidad de las intensidades en ensayos sucesivos.

El promedio de intensidad varía de 30 a 70 mm/h para el intervalo de presiones manejado. Existe una relación proporcional entre la presión y la intensidad generada, descrita por una función logarítmica (figura 5.3.2) del tipo $y=a \ln x+b$ con R² de 0.9981. Esto implica que conforme

incrementa la presión disminuye la proporción del incremento en la intensidad, indicando una posible saturación del sistema, dado por el límite de conductividad hidráulica de las boquillas y por la disminución de los tamaños de gota al incrementar la presión. La ecuación obtenida permite simular una intensidad deseada modificando la presión hidrostática aplicada en el sistema.

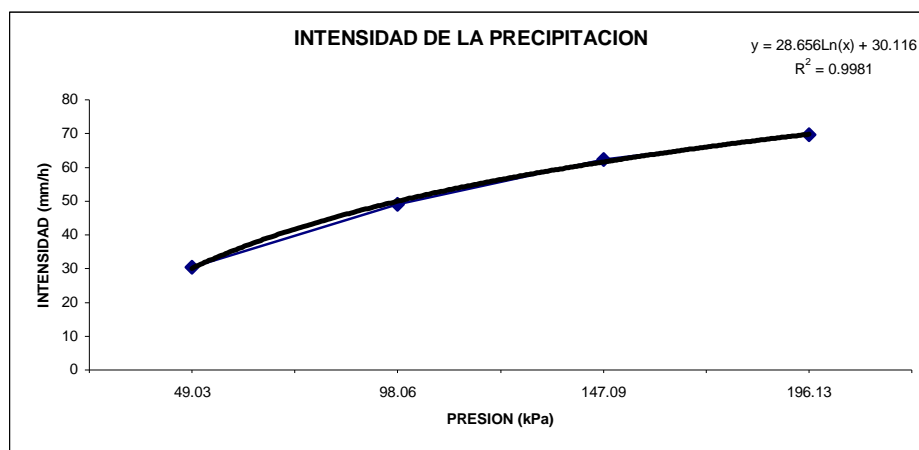


Figura 5.3.2. Intensidad (mm/h) de la lluvia simulada a diferentes presiones hidrostáticas dentro de la línea de alimentación del simulador.

El análisis de varianza muestra que no existe diferencia significativa (95 % de confianza) entre las simulaciones sucesivas dentro de una misma presión, lo que indica que el dispositivo es consistente en la reproducción de la intensidad de la lluvia, es decir, con este margen de confiabilidad se puede esperar que todas las tormentas simuladas dentro de una misma presión son estadísticamente iguales. Por su parte, entre las diferentes presiones existe diferencia altamente significativa, esto implica que el dispositivo es capaz de incrementar significativamente la intensidad de la lluvia al aumentar la presión hidrostática.

5.3.5.2. Uniformidad de la lluvia simulada

La uniformidad en la distribución espacial de la lluvia simulada se midió de dos maneras:

- a) Calculando un índice de uniformidad como se hace comúnmente. En este caso el coeficiente de uniformidad de Christiansen (1942), es el más usado, y se define con la expresión:

$$CU(\%) = 100 \cdot [1 - \frac{\sum Xi}{m \cdot n}], \text{ donde:} \quad [1]$$

Donde m es la media de las observaciones, n es el número de observaciones y Xi corresponde a la desviación estándar de las observaciones individuales respecto a la media.

Los valores de uniformidad obtenidos en los diferentes ensayos son superiores al 95% para todos los casos (cuadro 5.3.2), y superan la mayoría de los dispositivos diseñados por otros autores.

Cuadro 5.3.2. Relación de presiones y descriptores estadísticos de la precipitación simulada

Presión hidrostática aplicada (kPa)	49.03	98.06	147.09	196.13
Promedio de la intensidad (mm/h)	30.45	48.99	62.39	69.71
Desviación Estándar	37.77	34.07	40.17	40.20
Coefficiente de variación	124.07	69.54	64.39	57.67
Tamaño de muestra (n)	175	175	175	175
Coefficiente de uniformidad de Christiansen (1942) (Porcentaje)	95.57	97.52	97.70	97.94

b) Análisis geoestadístico de variación espacial

La geoestadística y otros métodos de análisis de variación espacial han sido empleados en experimentos de campo donde se desea detectar el efecto de la variación intrínseca del material de experimentación (Bishop & Lark, 2006).

En nuestro caso aplicamos el enfoque geoestadístico para conocer los patrones de variación espacial, más allá del índice de homogeneidad de Christensen (1942) y poder definir objetivamente el área útil del simulador y su ubicación espacial dentro del área de la lluvia simulada.

Para este análisis partimos del supuesto que la variación de la intensidad de la lluvia producida por el simulador, es un proceso estocástico, aunque los análisis previamente mencionados nos indica que si bien es un proceso dependiente de la presión hidrostática aplicada, su distribución espacial es desconocida y por lo tanto considerable como un proceso estocástico.

El semivariograma es el punto de apoyo conceptual del análisis geoestadístico y por lo tanto su estimación correcta es decisiva (Webster y Oliver, 2001).

El semivariograma es un tipo especial de gráfica donde el eje de las ordenadas corresponde a la distancia, en intervalos definidos por el investigador y las abscisas a la semivarianza promedio de todos los pares de puntos dentro de un conjunto de datos en un intervalo de distancia definido.

Para cada conjunto de datos podemos estimar la semivarianza utilizando:

$$\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) = 1/2 \{z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_j)\}^2 \quad [2]$$

Donde el término a la izquierda $\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j)$ es la semivarianza para un par de puntos cualquiera y el término derecho es un medio de la diferencia cuadrática en el valor de la propiedad z para estos puntos, por lo que para un conjunto de puntos separados por una distancia h la semivarianza del intervalo de distancia está definida por:

$$\gamma(h) = 1/2 [m(h)]^{-1} \sum_{i=1}^{m(h)} \{z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_i + h)\}^2 \quad [3]$$

Donde $\gamma(h)$ es la semivarianza para el intervalo de distancia h y $m(h)$ corresponde al número de pares de puntos separados por la distancia h .

Esto aplica siempre y cuando los puntos analizados se encuentren exactamente a la distancia h , sin embargo, debido a que esto no ocurre en la realidad, se emplean intervalos de distancia, donde los datos de la propiedad están definidos por $z_i = z(\mathbf{x}_i)$ donde $i = 1, 2, \dots, N$. En este momento, el intervalo de distancia es escalar, $h = |h|$, para el que γ_μ (media de las semivarianzas) puede calcularse solo a intervalos integrales y se lleva a cabo de la siguiente forma:

$$\gamma_\mu = 1/2 [N-h]^{-1} \sum_{i=1}^{N-h} \{z_i - z_{i+h}\}^2 \quad [4]$$

Primero se calculan las diferencias cuadráticas entre los pares vecinos z_1 y z_2 , z_2 y z_3 , y así progresivamente hasta computar el total de pares para el primer intervalo h , para posteriormente promediarse. Esto para una condición unidimensional.

Para el caso de una retícula de tamaño regular en dos dimensiones con m renglones y n columnas tenemos que:

$$\gamma_{\mu(p,q)} = \frac{1}{2}[(m-p)(n-q)]^{-1} \sum_{i=1}^{m-p} \sum_{j=1}^{n-q} \{z(i,j) - z(i+p, j+q)\}^2, \quad [5]$$

$$\gamma_{\mu(p,-q)} = \frac{1}{2}[(m-p)(n-q)]^{-1} \sum_{i=1}^{m-p} \sum_{j=q+1}^{n-q} \{z(i,j) - z(i+p, j-q)\}^2,$$

Donde p y q son los intervalos en el sentido de las columnas y renglones respectivamente. En general el intervalo se puede considerar como el espaciado de la retícula (para mayor detalle consultar Webster y Oliver, 2001).

El semivariograma representa la “diferencia” que tienen entre sí los puntos que se encuentran a un distancia definida, cuando una variable presenta autocorrelación espacial, esto es se relaciona consigo misma en el espacio el variograma indica por lo general un incremento (Figura 5.3.3A) hasta alcanzar una meseta en donde el incremento de la distancia ya no se relaciona con un incremento en la semivarianza. Otra condición es que la semivarianza (γ) muestre un decremento con el incremento de la distancia (Figura 5.3.3B).

Cuando no existe relación espacial de las variables, se obtiene un efecto pepita (*nugget* en la literatura anglosajona) (Figura 5.3.3C) e indica que a las distancias del muestreo no hay una dependencia espacial en el fenómeno analizado (Webster & Oliver, 2001).

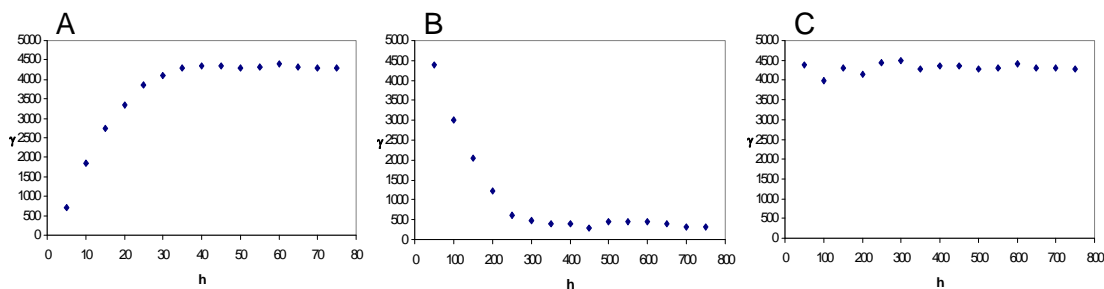


Figura 5.3.3. Variogramas hipotéticos típicos, A) incremento de la semivarianza (γ) con el incremento de la distancia (h), B) decremento de la semivarianza (γ) con el incremento de distancia (h) y C) fenómeno sin dependencia espacial semivarianza (γ) y distancia (h) para los intervalos muestreados, efecto pepita “puro”.

En el presente trabajo se empleó el programa VarioWin 2.21 y sus módulos Prevar2D, Vario2D with PCF y Model (Pannatier, 1993-1998) para el cálculo y graficación de los semivariogramas. Las interpolaciones se realizaron empleando el módulo Krigging & Simulation del programa Idrisi V.14.0 (Clark Labs, 1987-2003).

Los semivariogramas experimentales se calcularon a partir de los promedios de cinco ensayos para cada presión, utilizando diferentes intervalos de distancia y direcciones angulares. Decidimos incluir solo los variogramas omnidireccionales, debido al tamaño de muestra relativamente reducido ($N=35$) por lo que se omitió el análisis de anisotropía.

Los variogramas promedio muestran una dependencia espacial clara (Figura 5.3.4). Para la presión de 49.03 kPa, se presenta un efecto pepita con $\gamma \approx 700$, subsecuentes del variograma se aprecia un incremento rápido hasta alcanzar una meseta $\gamma \approx 1800$ (Figura 5.3.4A). Para la presión de 98.06 kPa el efecto pepita disminuye $\gamma \approx 800$ y se observa un incremento regular en γ con el incremento de la distancia, se puede apreciar además una fase de meseta $\gamma \approx 1600$ (Figura 5.3.4C). Los puntos en este variograma indican una dependencia espacial mas clara que en la presión de 49.03 kPa.

En el caso de la presión 147.09 kPa, se observa que el efecto pepita disminuye considerablemente respecto al de la presión 98.06 kPa, con un $\gamma \approx 500$ y una meseta $\gamma \approx 1600$ (Figura 5.3.4E).

La última presión analizada 196.13 kPa muestra una dependencia espacial clara, con la meseta y efecto pepita más elevados de todos los variogramas con $\gamma \approx 3600$ para el primero, $\gamma \approx 1200$ para el segundo (Figura 5.3.4G).

En todos los casos el $\Delta\gamma$ ($\gamma_{\text{meseta}}/\gamma_{\text{pepita}}$) se encuentra entre 2.0 (presión 98.06 kPa) y 3.2 (presión 147.09 kPa). Estos valores de $\Delta\gamma$ indican que la distancia mínima de muestreo no está capturando la variación espacial existente a distancias menores y que las γ se encuentran cerca de la meseta, por lo que para un mayor detalle de la variación espacial es necesario utilizar una distancia mínima <50 cm.

En el cuadro 5.5.3 se resumen las características de los modelos de variograma ajustados para las distintas presiones hidrostáticas aplicadas.

Cuadro 5.3.3. Características de los variogramas para intensidad de lluvia simulada con diferentes presiones hidrostáticas aplicadas.

Presión (kPa)	Literal en Figura 3A	Modelo	Pepita	Alcance	Meseta
49.03	E	Gausiano	0	96.182	1500
98.06	F	Gausiano	0	116.99	1645
147.09	G	Gausiano	0	111.79	1310
196.13	H	Gausiano	0	97.994	2855

Todos los modelos de variograma ajustado presentaron valores de alcance similares, entre 96 y 116 cm, que indican que la variación de la intensidad de la lluvia simulada muestra dependencia espacial hasta distancias cercanas a 100 cm, donde se alcanza la meseta o γ decrece. Para las presiones de 49.03 kPa y 196.13 kPa se observa un decremento en γ a mayores distancias (Figura 5.3.4A, B, G y H). En el resto de los variogramas se observa una tendencia a la estabilización tras un pico máximo en γ , a una distancia de 180 cm para las presiones 98.06 kPa y 147.09 kPa (Figura 5.3.4C, D, E y F). Aún cuando se probaron diferentes modelos (esférico, exponencial, entre otros) el que mejor ajustó a los variogramas experimentales es de tipo gaussiano.

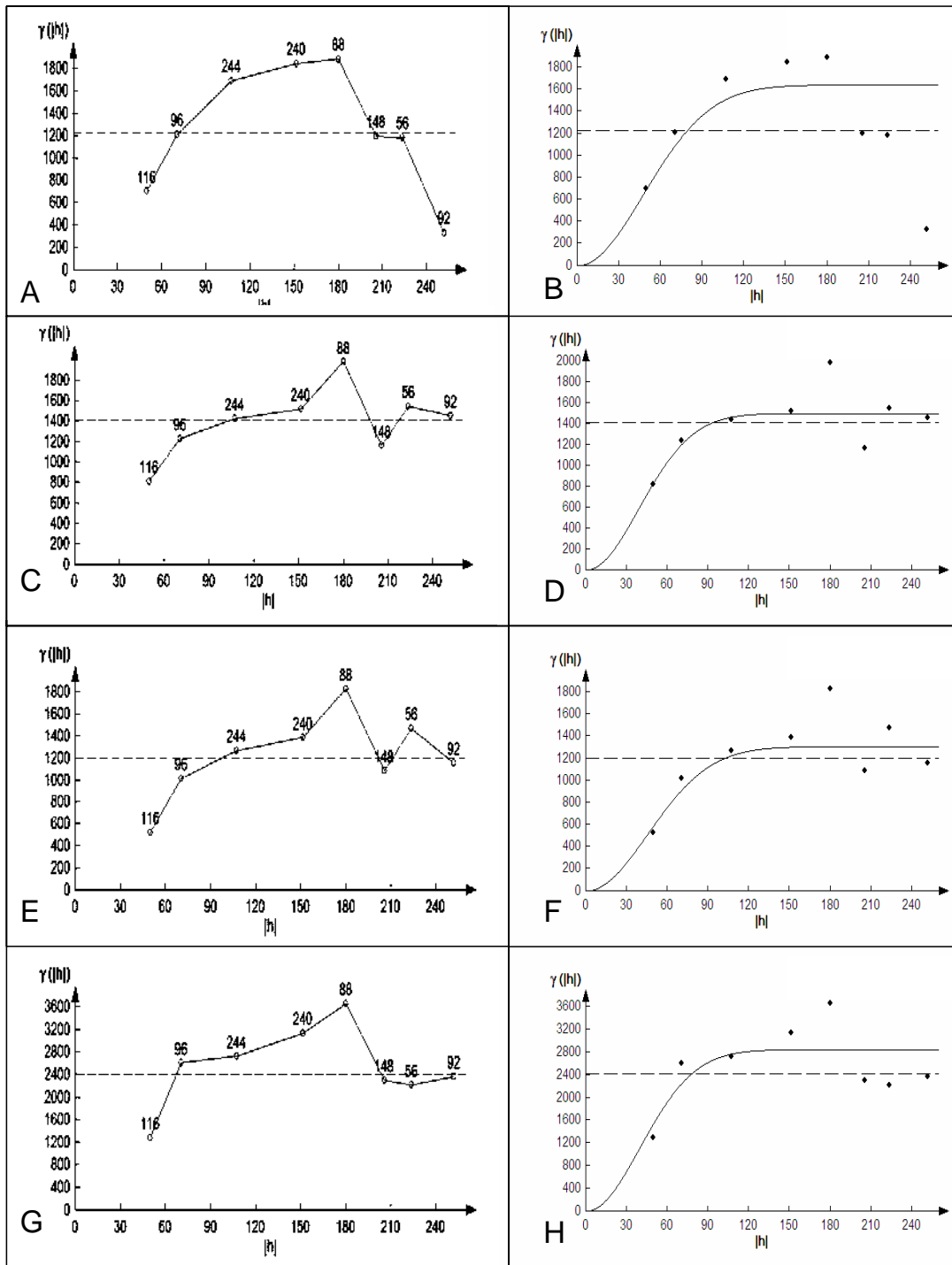


Figura 5.3.4. Variogramas experimentales (izquierda) y modelos de variogramas ajustados (derecha) con intervalo de distancia de 25 cm para las diferentes presiones ensayadas, A y B) 49.03 kPa, C y D) 98.06 kPa, E y F) 147.09 kPa, G y H) 196.13 kPa.

Las interpolaciones realizadas empleando los modelos de variograma ajustados para la intensidad de lluvia simulada de cada presión ensayada se muestran en la figura 5.3.5.

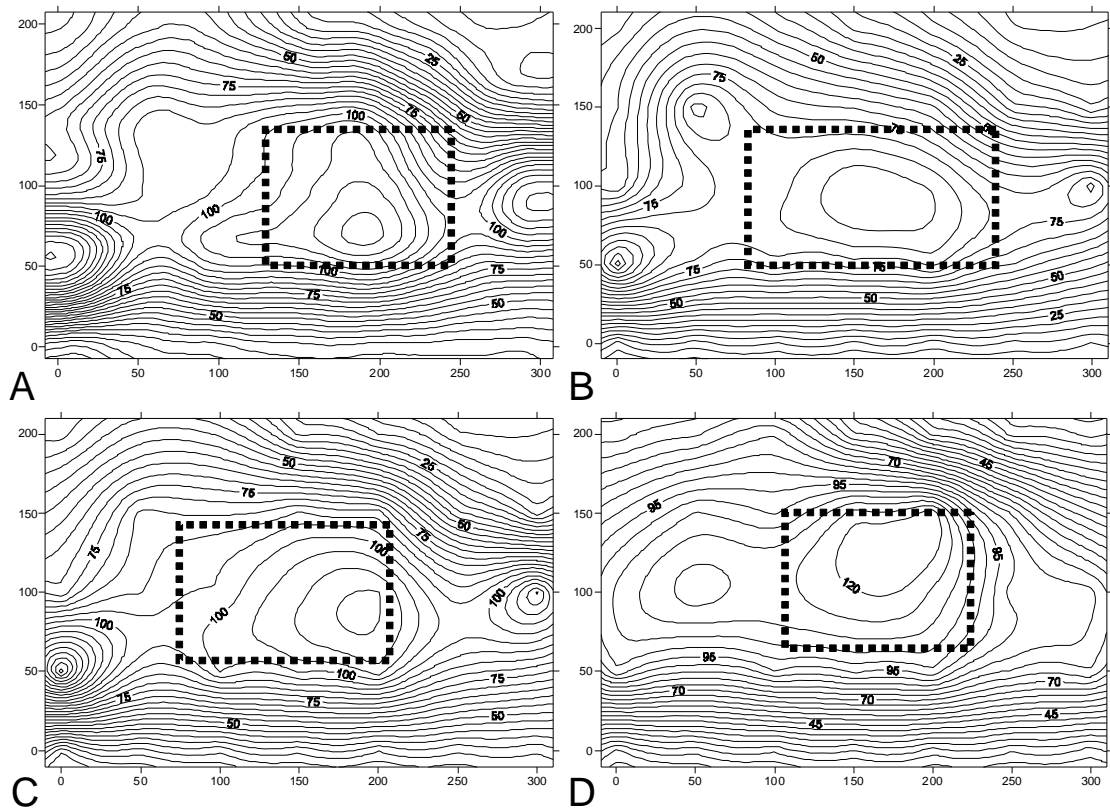


Figura 5.3.5. Mapas de intensidad de precipitación simulada interpolada mediante krigeado ordinario; Isolíneas cada 5 mm/hr. A) 49.03 kPa, B) 98.06 kPa, C) 147.09 kPa y D) 196.13 kPa.

Se puede apreciar que la región próxima al centro del cuarto cuadrante es la que tiene la mayor homogeneidad, siendo 98.06 kPa la presión con mayor homogeneidad interna, con un coeficiente de uniformidad (CU)= 98.9 %.

5.3.5.3. La distribución de los tamaños de gota

Se expresa como la mediana de los tamaños de gota (D_{50}) (Martínez-Mena *et al.*, 2001). Se midió utilizando la técnica de las perlas de harina, exponiendo una charola de harina de trigo tamizada y fresca durante un segundo en la parte central de la superficie de lluvia simulada a cada presión.

La distribución de los tamaños de gota obtenida para las diferentes presiones se muestra en la figura 5.3.6. El tamaño medio de las gotas disminuye con el incremento de presión. Para las presiones de 49.03 kPa y 98.06 kPa los valores obtenidos de D_{50} fueron de 1.07 mm, similares a los obtenidos para la lluvia natural, para las presiones de 147.09 kPa y 196.13 kPa estos valores fueron de 0.075 mm. Esto se debe a que con el incremento de presión, incrementa la velocidad de salida del agua a través de las boquillas fraccionando el chorro de agua en unidades de menor tamaño (gotas).

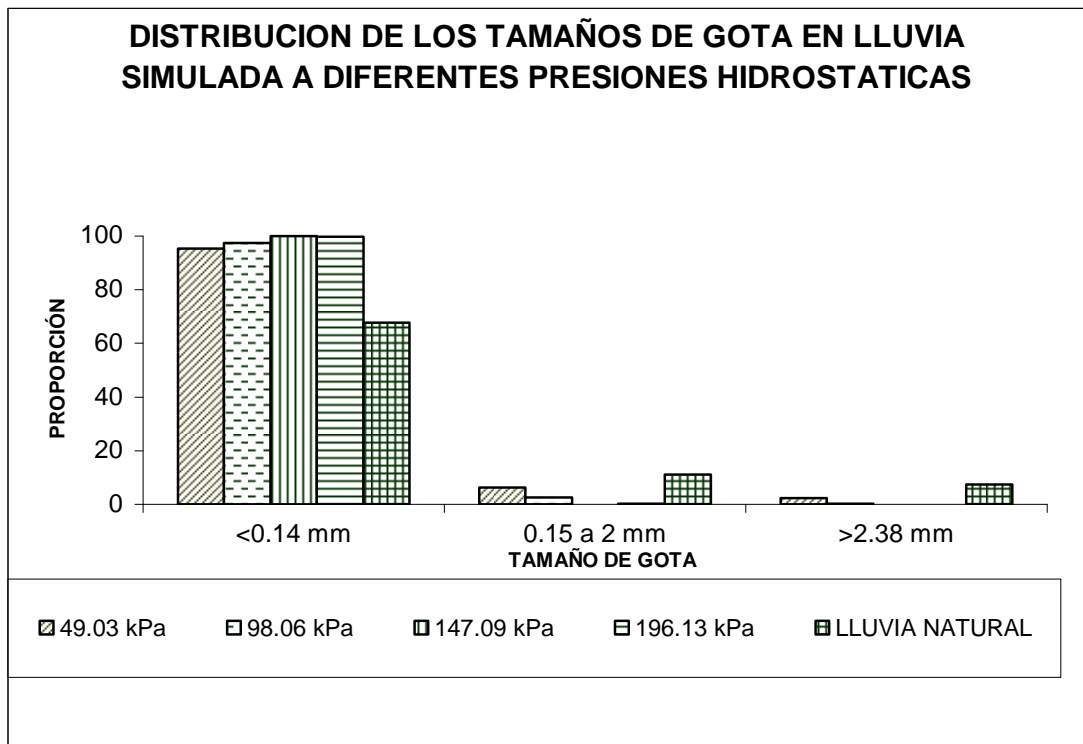


Figura 5.3.6. Distribución de los tamaños de gota para las diferentes presiones probadas.

5.3.6. Pruebas de campo

El dispositivo se probó en 80 ensayos en parcelas de erosión de 1 m² en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo (Umécuaro: 19°32'58" N y 101°14'33" O, San José de las Torres: 19°38'57" N y 101°06'59" O, al sur de la Ciudad de Morelia, Michoacán, México. En estos ensayos se usó la presión la que mostró mayor homogeneidad espacial en las pruebas de calibración (98.06 kPa y 79 mm/h de intensidad en la zona más homogénea).

Los resultados fueron satisfactorios, con el dispositivo, operado por una sola persona se completaron en su totalidad los ensayos en menos de 60 horas de trabajo efectivo de campo, en sitios con pendiente superior a 40 en muchos casos, establecidos hasta 200 m de distancia al camino de acceso vehicular más cercano. El cuadro 5.3.4 muestra la erosión generada por una lluvia artificial de 79mm/h de intensidad, aplicada con este dispositivo en diferentes comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo. La figura 5.3.7 compara el cambio en la morfología superficial de cárcavas sin vegetación por efecto de eventos sucesivos de lluvia simulada con este dispositivo.

Cuadro 5.3.4. Erosión (kg/m²) en diferentes comunidades vegetales en cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán por efecto de lluvia artificial. Los valores antes y después del símbolo ±, son la media y su desviación estándar, respectivamente.

INTERVALO DE COBERTURA (%)	EROSION POR COMUNIDAD DE PLANTAS (kg/m ²)					Promedio
	Pastizal	Hierbazal	Bosque de encino	Reforestación de pino	Bosque de pino	
0-20	4.34±0.06	0.61±0.19	0.05±0.01	0.16±0.01	0.02±0.01	1.04
20-40	1.78±0.16	0.41±0.00	0.01±0.00	0.19±0.00	0.01±0.00	0.48
40-60	1.29±0.19	0.13±0.00	0.01±0.00	0.07±0.01	0.01±0.00	0.30
60-80	0.81±0.12	0.03±0.00	0.01±0.00	0.06±0.02	0.02±0.00	0.19
80-100	0.45±0.09	0.02±0.00	0.00±0.00	0.06±0.00	0.01±0.00	0.11
Promedio	1.74	0.24	0.02	0.11	0.01	0.42

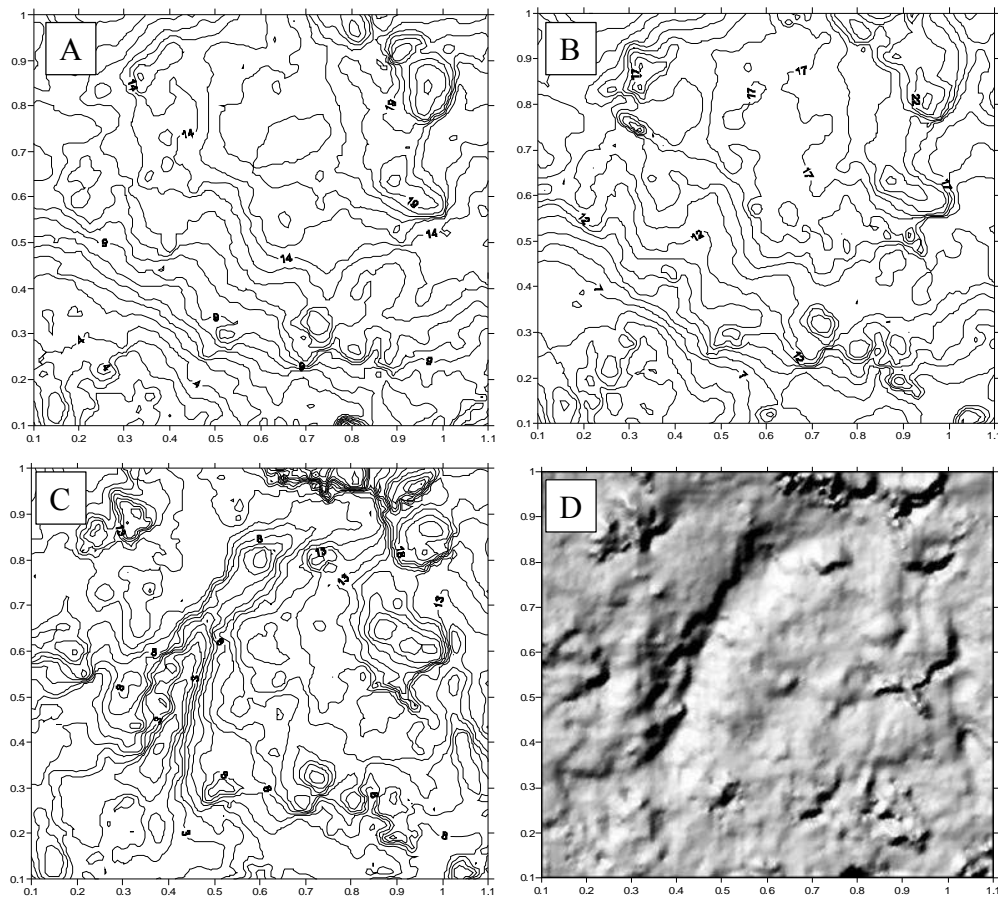


Figura 5.3.7. Análisis de cambio en la microtopografía superficial del suelo inducido por lluvia simulada (tomado de Gómez-Tagle *et al.*, 2007). Curvas de nivel de microtopografía; A) Previo a la simulación (t_0), B) tras la primera simulación (t_1), C) tras la segunda simulación (t_2) y D) sombreado analítico para t_2 , donde se muestra la diferencia de nivel.

5.3.7. CONCLUSIONES

El dispositivo, debido a su diseño sencillo es altamente maniobrable en terrenos muy accidentados y factible de operar incluso por una sola persona.

Los componentes son muy comunes y pueden adquirirse en prácticamente cualquier expendio de ferretería, equipo agrícola y sistemas de riego de México.

El costo es accesible aun para proyectos de investigación de bajo presupuesto.

Es de bajo consumo de agua, puesto que es factible efectuar un ensayo de simulación a alta intensidad con solo 200 l de agua.

Es consistente, específicamente en la repetición de las intensidades de lluvia, generando tormentas sucesivas con alto grado de similitud entre ellas.

Es capaz de simular tormentas con intensidades entre 30 y 70 mm/h incluyendo aquellas reportadas como erosivas (Prat *et al.*, 2007) en el área de prueba.

El análisis de variación espacial mediante geoestadística permitió conocer los patrones de autocorrelación espacial de la precipitación simulada, encontrándose alcances entre 90 y 116 cm. La obtención de los modelos de los variogramas permitió la interpolación de la información y pasar de un soporte de puntos a otro de retícula, representado como superficie continua mediante isolíneas.

Formas de representación como éstas permiten visualizar fácilmente y analizar en forma objetiva el espacio abarcado por la simulación de lluvia así como su variación espacial, garantizando así que el área seleccionada para la realización de los experimentos posea una precipitación simulada homogénea, optimizando la superficie con menor variación y manteniendo una uniformidad en la experimentación.

Esto aunado al empleo de una cortina para viento en el simulador permite reducir factores responsables de la variación espacial y determinar con alta precisión el área útil del dispositivo.

El dispositivo presentado es altamente eficiente en cuanto a la homogeneidad espacial de la lluvia simulada y supera a la mayoría de los dispositivos reportados en la literatura.

Las dimensiones de la superficie de lluvia simulada (8 m²) limitan su uso a superficies pequeñas, pero suficientes para estudios comparativos entre diferentes tratamientos que afecten la erosión hídrica laminar y en canalillos, así como de procesos hidrológicos como la infiltración, la interceptación y el escurrimiento.

5.3.8. LITERATURA CITADA

- Battany MC, Grismer ME. 2000. Development of a portable field rainfall simulator system for use in hillside vineyard runoff and erosion studies. *Hydrological Processes* 14: 1119–1129.
- Bishop, T.F.A. & R.M. Lark. 2006. The Geostatistical análisis of experiments at the landscape-scale. *Geoderma* 133: 87-106.
- Bubbenzer, G.D. 1979a. Inventory of rainfall simulators. In USDA Science and education administration Agricultural Reviews and Manuals. ARM-W-10. 1979. Proceedings of the rainfall simulator workshop. Tucson, Arizona. p120 - 130.
- Bubbenzer, G.D. 1979b. Rainfall characteristics important for simulation. In USDA Science and education administration Agricultural Reviews and Manuals. ARM-W-10. 1979. Proceedings of the rainfall simulator workshop. Tucson, Arizona. p 22 - 34.
- Cerda A. 1999. Simuladores de lluvia y su aplicación a la geomorfología. Estado de la cuestión. *Cuadernos I. Geográfica* 25: 45-84.
- Christiansen, J.E. 1942. Irrigation by sprinkling. *Univ. Calif. Expt. Sta. Bull.*, 670.
- Courtney P.S. 2005. The use of a rainfall simulator for brush control research on the edwards plateau region of texas. Master of Science Thesis. Texas A&M University. 84 pp.
- Gómez-Tagle, Ch. A., A.F. Gómez-Tagle R., H. Zepeda C. 2007. Cuantificación y análisis de erosión mediante fotogrametría digital de rango cercano. En memorias del Simposio Acciones y Resultados para el Desarrollo de Sostenible de la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán. Morelia, Michoacán, México 8 de Octubre 2007, pg:159-166.
- Martínez-Mena, M., Abadía, R., Castillo, V. y Albaladejo, J. (2001). Diseño experimental mediante lluvia simulada para el estudio de los cambios en la erosión del suelo durante la tormenta. *Rev. C. & G.*, 15 (1-2), 31-43.
- Meyer, L.D. 1965. Simulation of rainfall for soil erosion research. *Trans. ASAE* 8:63-65.
- Meyer, L.D. 1988. Rainfall simulators for soil conservation research. In: R. Lal (ed.) *Soil erosion research methods*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA. pp. 75-96.
- Moore, I.D., M.C. Hirschi, and B.J. Barfield. 1983. Kentucky rainfall simulator. *Trans. ASAE* 26:1085-1089.
- Ochiai H., Y. Okada, G. Furuya, Y. Okura, T. Matsui, T. Sammori, T. Terajima and K. Sassa. 2004. A fluidized landslide on a natural slope by artificial rainfall. *Landslides* 1:211– 219.
- Ogden C. B., H. M. Van Es and R. R. Schindelbeck. 1997. Miniature rain simulator for field measurement of soil infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1041-1043.
- Palmer, R.S. 1965. Water drop impact forces. *Trans. ASAE*, Vol. 8, p 69 - 70, 72.
- Rickson, R.J.2001. Experimental techniques for erosion studies: Rainfall simulation. http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/staff/cv/rainfall_simulation.pdf.
- Robichaud, P.R. and R. E Brown. 2002. Silt fences: an economical technique for measuring hillslope soil erosion. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-94. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 24 pp.
- Steinhardt R. and D. Hillel. 1966. A Portable low-intensity rain simulator for field and laboratory use. *SOIL SCI. SOC. AMER. PROC.* 30: 661-663.
- Webster, R., and M. A. Oliver. 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, England.

5.4. Resolución del objetivo 5.

CÁLCULO DEL NIVEL DE COBERTURA VEGETAL NECESARIO, PARA REDUCIR LA EROSIÓN A UN NIVEL CRÍTICO DEFINIDO.

5.4.1. Introducción

La erosión en cárcavas es claramente un fenómeno de umbrales. Este proceso geomorfológico ocurre solo si se excede un umbral de flujo hidráulico, precipitación, topográfico, pedológico y de uso del suelo (Poesen *et al.*, 2003). En diversas referencias se ha documentado la iniciación o reactivación de cárcavas por ejemplo por pastoreo de ganado (Webb y Hereford, 2001), incremento de la superficie cultivada con maíz (Nachtergaele, 2001), sustitución de vegetación nativa por cultivo de almendros (Faulkner, 1995) y la construcción de carreteras (Nyssen, 2001). Esto sugiere que el proceso también puede ocurrir a la inversa, que la estabilización de las cárcavas o la reducción de la erosión a niveles tolerables también depende de rebasar un umbral de cobertura.

En las comunidades vegetales establecidas en las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo se desconoce cual es el umbral de cobertura para reducir la erosión a determinada proporción, respecto al volumen inicial.

Por otra parte, diversas evidencias (capítulo 1) que han mostrado la influencia de distintos atributos de la vegetación, sobre las tasas de erosión, sugieren que los atributos estructurales y morfológicos que diferencian las comunidades vegetales establecidas en las cárcavas, podrían demarcar una diferencia en la erosión que ocurre bajo cada una de ellas, así como en la cantidad de cobertura requerida para reducir la erosión por debajo de determinados niveles.

De estas consideraciones se desprende la siguiente **hipótesis del trabajo**:

“El umbral de cobertura vegetal, mediante el cual se reduce determinada proporción de la erosión en cárcavas, depende de la comunidad vegetal establecida sobre ellas”

En la ecuación propuesta por Vanacker *et al.* (2007), que muestra la reducción de la erosión en cárcavas en función de la cobertura vegetal (figura III1), a partir de un punto en la curva, el cual está alrededor de 0.4 de cobertura, la erosión ya no disminuye significativamente con el incremento de la cobertura. Desde el inicio de la curva hasta este punto, la erosión se ha reducido en el 80% de la que el suelo desnudo experimenta.

Esto sugiere que una reducción de esa magnitud en la erosión inicial (suelo desnudo), constituye un referente adecuado para probar el efecto de diferentes tipos de vegetación sobre la velocidad de la reducción de la erosión, en función de la cobertura que estas tengan sobre el suelo.

5.4.2. Materiales y métodos

5.4.2.1. Diseño experimental.

Para probar la hipótesis planteada, se diseñó un experimento factorial con dos factores, cinco niveles por factor y tres réplicas por combinación de factores (cuadro 5.4.1). La vegetación como primer factor considera como niveles cinco comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo (*sensu* capítulo 5.1 de este trabajo): bosque de pino, bosque de encino, reforestación de pino, pastizal y hierbazal. La cobertura como segundo factor se discretizó para facilitar el experimento en cinco intervalos con base en la proporción de superficie cubierta por el estrato inferior de vegetación en cada comunidad considerada (1-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80% y 80-100%).

La cobertura se calculó visualmente utilizando una retícula con celdas de 0.1m x 0.1m (100 celdas) y recuadro de 1m por lado. El porcentaje de cobertura es la proporción de celdas cubiertas con material vegetal multiplicado por 100 y corresponde únicamente al estrato inferior de la vegetación: mantillo+estrato herbáceo o rasante en comunidades arborescentes y estrato herbáceo en comunidades monoestratificadas (hierbazal y pastizal).

Cuadro 5.4.1. Diseño experimental empleado en el experimento de erosión con lluvia simulada. Los números 1 y 3, representan las unidades muestrales por combinación de factores.

INTERVALO DE COBERTURA (%)	COMUNIDAD DE PLANTAS				
	Pastizal	Hierbazal	Bosque de encino	Reforestación de pino	Bosque de pino
0	1	1	1	1	1
1-20	3	3	3	3	3
20-40	3	3	3	3	3
40-60	3	3	3	3	3
60-80	3	3	3	3	3
80-100	3	3	3	3	3

En cada combinación de factores se aplicaron tres ensayos de simulación de lluvia ($n=75$), y un testigo por comunidad, como se indica en las celdas del cuadro 5.4.1, en lotes de escurrimiento de 1 m^2 instalados en el talud de la cárcava (figura 5.4.1), obteniendo así, tres curvas de erosión por comunidad, en función del cambio de cobertura, equivalentes a tres réplicas, a partir de las cuales, se obtuvo además una curva promedio.

Aplicando los mismos criterios que para el experimento con lluvia natural, se ubicaron las unidades experimentales en tres lugares distintos dentro de la cuenca de Cuitzeo (San José de las Torres, Jesús del Monte y Umécuaro), donde hubo al menos una cárcava cubierta por alguna de las comunidades de interés, mas una superficie de suelo desnudo para usarla como testigo. De esta manera, cada comunidad estudiada, cubre una cárcava distinta, dentro de la cual, se ubicaron las unidades experimentales en micrositios que cumplieran con los siguientes criterios de homogeneidad: intervalo de cobertura requerido y pendiente de 20° . Se asumió homogeneidad en el resto de los factores relacionados con la erosión: tipo y humedad del suelo y rugosidad superficial.

Los ensayos de simulación se llevaron a cabo durante 20 minutos, a una intensidad de 79 mm/h , en una superficie de lluvia altamente homogénea ($CU=98.9\%$), de acuerdo con el coeficiente de uniformidad de Christensen (1942) y un tamaño medio de gota de 1.07 mm , con el simulador de lluvia descrito en el capítulo 5.3 de este trabajo.

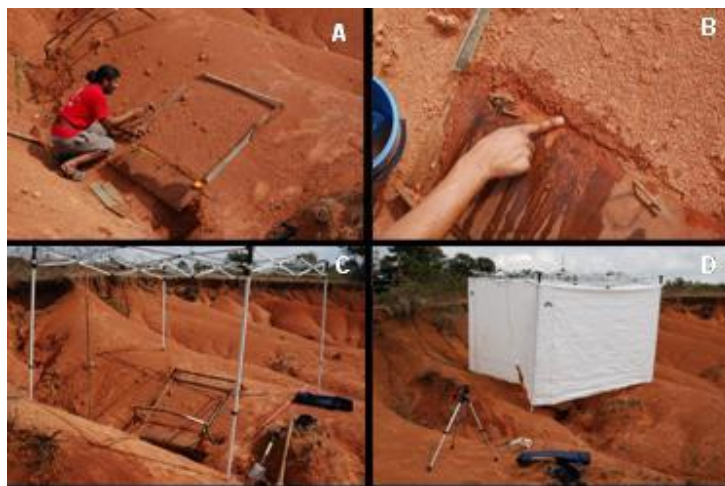


Figura 5.4.1. Ensayos de simulación de lluvia en cárcavas de la cuenca de cuitzeo. A) colocación de la parcela, B) sellado de la zona de contacto del vertedor, C y D) parcela y simulador completamente instalados, sin y con cortina rompevientos, respectivamente.

5.4.2.2. Análisis estadístico.

Para determinar si las comunidades, y en su caso los niveles de cobertura son diferentes entre sí, se usaron modelos lineales generalizados, aplicando el procedimiento GENMOD (SAS, 2005). En el modelo se usó la comunidad y la cobertura como variables categóricas independientes, y la erosión como variable dependiente. Debido a que la erosión no sigue una distribución normal, se usó una distribución de Poisson la cual usa como liga, una función logarítmica.

Los umbrales de cobertura se obtuvieron por triplicado para cada comunidad, proyectando en el eje de las ordenadas, de cada una de las tres curvas obtenidas, el punto de intersección entre la curva ajustada a la función propuesta por Vanacker *et al.* (2007) y una línea recta horizontal que representa el valor donde la erosión equivale a determinada proporción de la que el suelo desnudo experimenta. Este procedimiento se hizo de manera semiautomatizada en el software Origin v7.0220 (220) (OriginLab Corporation, 2002).

En este trabajo se consideraron de manera arbitraria, para propósitos comparativos entre comunidades, $\frac{1}{2}$ (50%) y $\frac{1}{5}$ (80%) de la erosión obtenida para el suelo desnudo en el área experimental de cada comunidad vegetal.

A partir de los tres valores de umbral obtenidos por comunidad, mediante un ANOVA efectuado en JMP 6.0 (SAS Institute Inc., 2005) se compararon las medias del valor umbral entre las comunidades.

5.4.3. Resultados

En general la erosión fue de 0.42 kg/m^2 en promedio para todos los ensayos, con intervalo de 0.00 a 4.34 kg/m^2 , que corresponden al bosque de encino con cobertura mayor al 80% y el pastizal con cobertura menor del 20%, respectivamente.

Para el factor cobertura el volumen promedio de erosión oscila entre 1.04 kg/m^2 para cobertura menor del 20% y 0.11 kg/m^2 para coberturas mayores del 80%, disminuyendo 2.1 veces entre el primer y segundo nivel (intervalos de 1-20 a 20-40) y 1.6 veces entre los niveles restantes. Para el factor comunidad el volumen mayor de erosión, independiente del nivel de cobertura, se registró en el pastizal (1.74 kg/m^2), seguido del hierbazal, la reforestación de pino, el bosque de encino y el bosque de pino, con una diferencia entre los niveles considerablemente mayor que para la

cobertura, con valores de 7, 16, 115 y 123 veces, respectivamente (Cuadro 5.3.4, capítulo 5.3; figura 5.4.2).

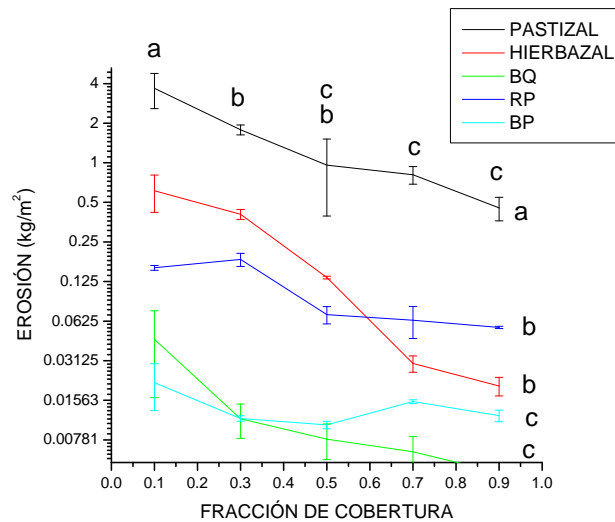


Figura 5.4.2. Tendencia de erosión en relación a la cobertura del estrato rasante en las comunidades vegetales establecidas sobre cárcavas de la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. Las letras a, b y c, representan igualdad estadística entre las respectivas comunidades ó intervalos de cobertura.

De acuerdo con el análisis estadístico empleado, la erosión registrada en el pastizal es significativamente mayor que el en las comunidades restantes ($\alpha=0.05$), le siguen en volumen de erosión, la reforestación de pino y el hierbazal, mientras que el bosque de pino y bosque de encino, registraron la erosión menor (figura 5.4.2.). Para el factor cobertura, hay tres grupos estadísticamente distintos. El primero conformado por la cobertura menor (0.1), con la mayor tasa de erosión, el segundo conformado por las coberturas intermedias (0.3 y 0.5), y el tercero conformado por las coberturas mayores (0.7 y 0.9), con la menor tasa de erosión.

En todas las comunidades se conservó la tendencia conocida de reducir la erosión conforme incrementa la cobertura (Snelder y Bryan, 1995; Cerdá, 1999). Esta tendencia tiene una trayectoria no lineal. En general las curvas presentan tres fases; la primera con una disminución drástica de la erosión en los primeros incrementos de cobertura, la segunda representada por una asíntota donde la tasa de cambio en el volumen de erosión respecto a la cobertura se reduce considerablemente y una tercera fase de saturación generalmente en las coberturas mayores, a partir de esta, la tasa de cambio en erosión ya no disminuye significativamente al aumentar la

cobertura. En la siguiente secuencia de figuras se ilustran las particularidades para cada comunidad.

En el pastizal el promedio de erosión fue de 1.74 kg/m^2 , con valores que oscilan entre 4.34 y 0.45 kg/m^2 para las coberturas menor y mayor, respectivamente. La relación entre erosión y cobertura en esta comunidad, se ajusta a la función exponencial decreciente, del tipo $E=a*\exp(-b*C)$, propuesta por Vanacker et al. (2007), con R^2 de 0.98 (figura 5.4.3), donde el parámetro “a” es el punto inicial de la curva (kg/m^2), y “b” un parámetro adimensional que describe la forma de la curva. Los valores del umbral promedio de cobertura para rebasar $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{5}$ de la erosión inicial son de 0.24 y 0.54 , respectivamente (Figuras 5.4.8 y 5.4.9).

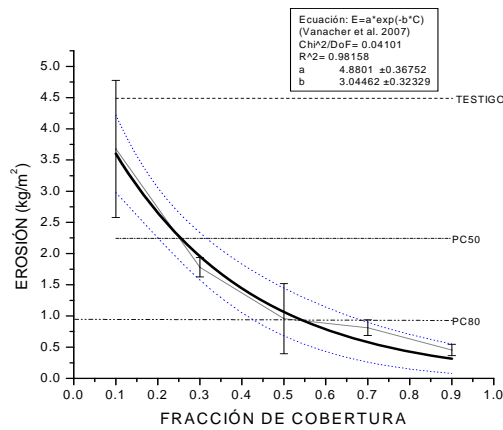


Figura 5.4.3. Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de pastizal. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. La línea sólida gruesa representa la curva de la función. PC50 y PC80 representa el 50% y 80% de la erosión inicial (testigo), respectivamente. Las líneas punteadas azules representan los límites de confianza al 95%.

El hierbazal generó en promedio 0.24 kg/m^2 , con valores en el intervalo de 0.61 y 0.02 kg/m^2 para las coberturas menor y mayor, respectivamente. La relación entre erosión y cobertura en esta comunidad esta descrita por la misma función que el pastizal, con R^2 de 0.95 (figura 5.4.4). Los valores del umbral promedio de cobertura para rebasar $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{5}$ de la erosión inicial son de 0.45 y 0.68 , respectivamente (Figuras 5.4.8 y 5.4.9).

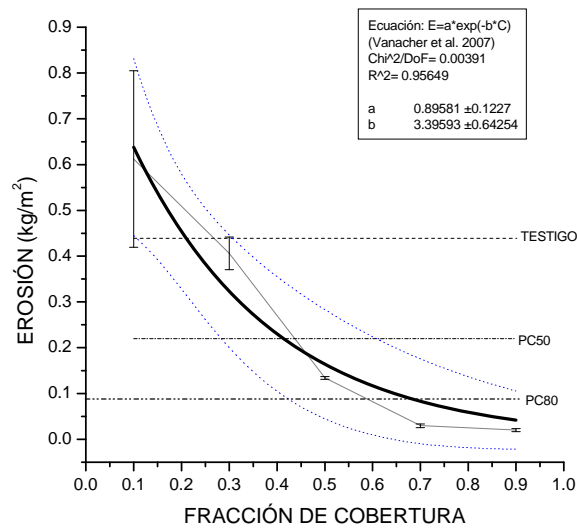


Figura 5.4.4. Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de hierbazal. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. La línea sólida gruesa representa la curva de la función. PC50 y PC80 representa el 50% y 80% de la erosión inicial (testigo), respectivamente. Las líneas punteadas azules representan los límites de confianza al 95%.

La reforestación de pino presenta en promedio 0.11 kg/m^2 de erosión, con intervalo de 0.16 a 0.06 kg/m^2 para las coberturas menor y mayor, respectivamente. Consistentemente en las tres repeticiones muestra un incremento en la erosión del primero al segundo intervalo de cobertura, y a partir de este punto disminuye drásticamente hasta la fase de estabilidad a partir del tercer intervalo (40-60%). El ajuste a la ecuación de Vanacker *et al.* (2007) es aceptable, con una R^2 de 0.7 (Figura 5.4.5). Los valores del umbral promedio de cobertura para rebasar $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{5}$ de la erosión inicial son de 0.0 y 0.56 , respectivamente (Figuras 5.4.8 y 5.4.9).

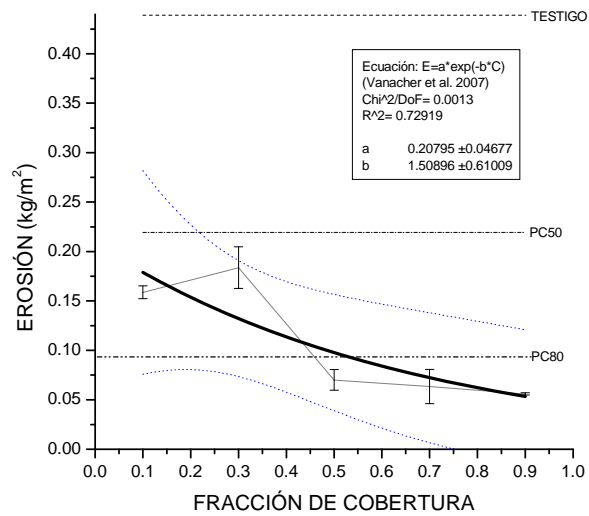


Figura 5.4.5. Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de reforestación de pino. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. La línea sólida gruesa representa la curva de la función. PC50 y PC80 representa el 50% y 80% de la erosión inicial (testigo), respectivamente. Las líneas punteadas azules representan los límites de confianza al 95%.

Para el bosque de encino el promedio de erosión fue de 0.02 kg/m^2 . La curva presenta buen ajuste a la ecuación de Vanacker *et al.* (2007), con R^2 de 0.95. Inicia con un valor de 0.05 kg/m^2 para la cobertura menor, y disminuye drásticamente a partir del segundo intervalo de cobertura, mostrando una fase de estabilidad, en la cual la erosión no rebasa los 0.01 kg/m^2 hasta reducirse a 0.00 kg/m^2 en la cobertura mayor (Figura 5.4.6). Los valores del umbral promedio de cobertura para rebasar $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{5}$ de la erosión inicial son de 0.19 y 0.33, respectivamente (Figuras 5.4.8 y 5.4.9).

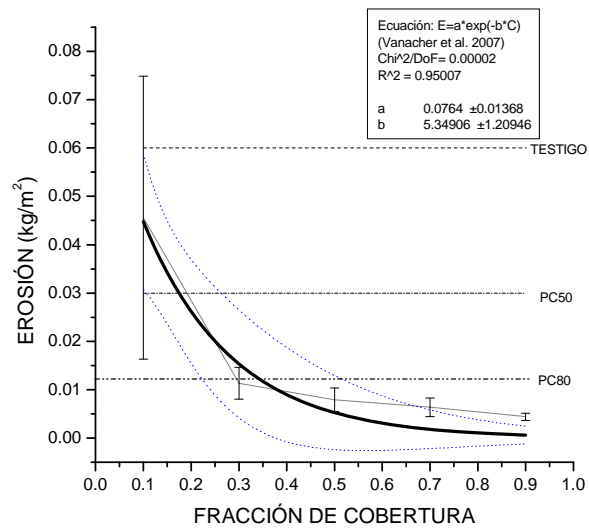


Figura 5.4.6. Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de bosque de encino. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. La línea sólida gruesa representa la curva de la función. PC50 y PC80 representa el 50% y 80% de la erosión inicial (testigo), respectivamente. Las líneas punteadas azules representan los límites de confianza al 95%.

El bosque de pino tiene el promedio menor (0.01 kg/m^2), así como un comportamiento distinto al resto de las comunidades. Inicia con un valor de 0.021 kg/m^2 en la cobertura menor y desciende drásticamente en el segundo intervalo hasta el valor menor de la curva (0.010 kg/m^2) en el tercer intervalo de cobertura, a partir de este incrementa en 1.5 veces y finalmente desciende a 0.01 kg/m^2 en la cobertura mayor (Figura 5.4.7). Dentro de diversas ecuaciones con las que se hicieron pruebas, el mejor ajuste se presentó con la ecuación de Vanacker et al. (2007), sin embargo, con una R^2 de 0.3, esta función no representa de manera confiable la trayectoria de los datos. Los valores del umbral promedio de cobertura para rebasar $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{5}$ de la erosión inicial son de 0.0 y 0.62, respectivamente (Figuras 5.4.8 y 5.4.9).

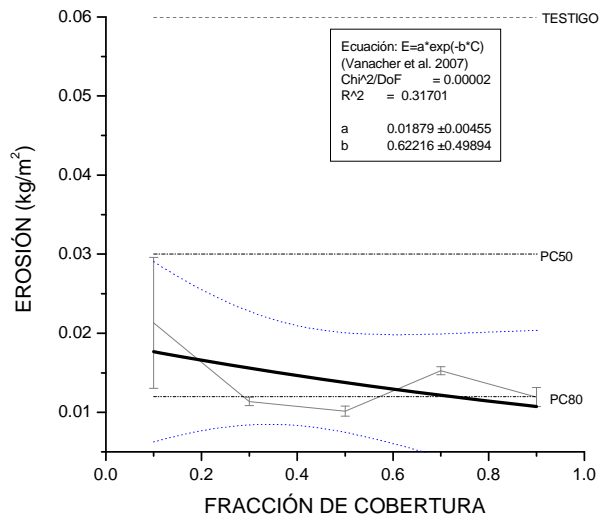


Figura 5.4.7. Función de relación cobertura-erosión en la comunidad de bosque de pino. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. La línea sólida gruesa representa la curva de la función. PC50 y PC80 representa el 50% y 80% de la erosión inicial (testigo), respectivamente. Las líneas punteadas azules representan los límites de confianza al 95%.

El análisis estadístico, mostró que los umbrales de cobertura para reducir la erosión inicial al 80%, son distintos entre algunas comunidades. Los valores menores se obtuvieron para el bosque de encino, en segundo término, el grupo conformado el resto de las comunidades, entre las cuales no hay diferencia estadística (figura 5.4.8).

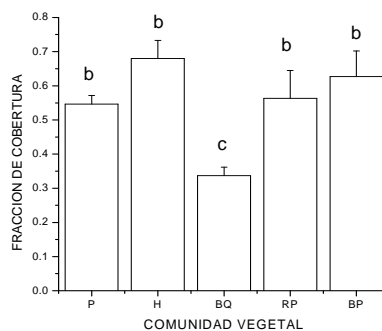


Figura 5.4.8. Umbral de cobertura para rebasar 1/5 (80%) de la erosión obtenida para el suelo desnudo en el área experimental de las diferentes comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. Las letras a, b y c, representan igualdad estadística entre las respectivas comunidades. BP (Bosque de pino), BQ (bosque de encino), RP (reforestación de pino), H (hierbazal) y P (pastizal).

El análisis estadístico, mostró que los umbrales de cobertura para reducir la erosión inicial al 80%, son distintos entre algunas comunidades. Los valores menores se obtuvieron para el bosque de pino y la reforestación de pino, en segundo término, el grupo conformado por el bosque de encino y el pastizal y con el valor mayor el hierbazal (figura 5.4.8.).

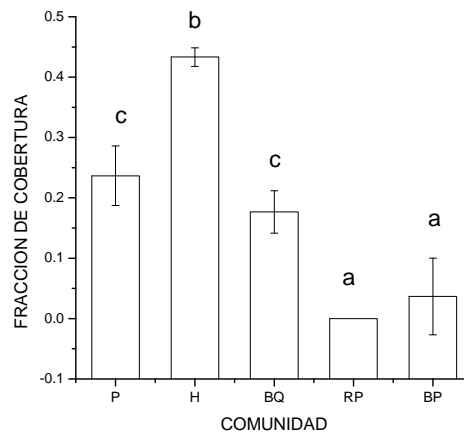


Figura 5.4.8. Umbral de cobertura para rebasar 1/2 (50%) de la erosión obtenida para el suelo desnudo en el área experimental de las diferentes comunidades vegetales establecidas sobre las cárcavas de la cuenca de Cuitzeo. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar. Las letras a, b y c, representan igualdad estadística entre las respectivas comunidades. BP (Bosque de pino), BQ (Bosque de encino), RP (Reforestación de pino), H (Hierbazal) y P (Pastizal).

5.4.4. Discusión de resultados

En estudios de erosión en cárcavas, en relación con la precipitación, para el la Cuenca de Cuitzeo, Prat (2007) menciona que, del total registrado durante el 2006, solo 20 tormentas son erosivas, haciendo referencia a aquellas que generan erosión en cárcavas. Si se proyecta en un ciclo anual, multiplicando por esta cantidad de tormentas erosivas, el volumen de erosión cuantificado en este trabajo (0.0 a 4.3 kg/m^2), rebasa considerablemente los límites superior e inferior de erosión en cárcavas reportados en trabajos que no especifican el tipo o grado de cobertura del suelo ($0.08 \text{ kg/m}^2/\text{año}$; Lentz *et al.*, 1993 y $2.10 \text{ kg/m}^2/\text{año}$; Grissinger y Murphey, 1989). Es equiparable a lo reportado por Vanacker *et al.* (2007) para *badlands* en las que se incluyen las cárcavas, con cobertura densa de diversas comunidades entre las que se incluye el bosque nativo y seis coberturas mas de origen antrópico (reforestación de eucalipto, reforestación de pino, pastizal, vegetación arbustiva, terreno agrícola y suelo desnudo) en la Cuenca Inter-Andina en el sur de los

Andes Ecuatorianos; estos autores reportan tasas de erosión en el intervalo de 152.65 a 20,500.00 t/km²/año (0.15 a 20 kg/m²/año).

La trayectoria de las curvas (figura 5.4.2) muestra tanto divergencias como entrecruzamientos entre ellas, con ausencia completa de segmentos paralelos, sugiriendo una fuerte interacción entre la cobertura y el tipo de comunidad, en este caso, el efecto del cambio en el nivel de cobertura sobre el volumen de erosión es modificado por el tipo de comunidad y viceversa. Los resultados del análisis estadístico confirman este planteamiento, al encontrar diferencia significativa entre los niveles de ambos factores.

Estos resultados discrepan de lo reportado por Vanacker *et al.* (2007), ellos mencionan que el control de la erosión en cárcavas por la cobertura vegetal es independiente del tipo de comunidad. Thurow *et al.* (1988) mencionan que la cobertura de la vegetación varía de acuerdo a su hábito de crecimiento, estado fenológico y a la intensidad de pastoreo, provocando cambios estacionales en las pérdidas de sedimentos (Wood *et al.*, 1986). En este trabajo la erosión mayor en el pastizal, respecto a las comunidades restantes se explica por el intenso pastoreo de esta comunidad, aun a cobertura total, la altura de la vegetación no rebasa los 0.1m, esto afecta negativamente la actuación de mecanismos dependientes de la biomasa vegetal aérea, tales como la interceptación y la disipación de la energía cinética de las gotas de lluvia, el retardo de la velocidad del escurrimiento y el incremento de la infiltración (Ruan *et al.*, 2001; Bochet y Garcia-Fayos, 2004), favoreciendo el desprendimiento y transporte de partículas de suelo, aun cuando permanezcan activos los mecanismos de estabilización e incremento de la resistencia del suelo al esfuerzo cortante del flujo concentrado, proporcionado por las raíces (Gyssels y Poesen, 2003; Gyssels *et al.*, 2005; De Baets *et al.*, 2006; 2007; Rubens *et al.*, 2007).

Por su parte, en las comunidades restantes, la similitud en la erosión registrada evidencia la importancia de la biomasa aérea en la protección del suelo contra la erosión, particularmente la reforestación de pino, donde las raíces fibrosas de la vegetación herbácea son escasas, debido a la reducida abundancia de plantas en el estrato rasante.

Esto tiene implicaciones importantes en el uso potencial de estas comunidades en la restauración de cárcavas. Si bien, algunos autores (De Baets *et al.*, 2007) destacan la importancia de la biomasa aérea como protector del suelo contra el flujo concentrado, sobre todo en ambientes climáticos con marcada estación seca, donde al desaparecer la biomasa aérea por diversas causas durante esta estación, se pierde esta capa protectora del suelo, es pertinente considerar en la

elección, otros aspectos como la palatabilidad de las plantas empleadas. En este caso, el pastizal y quizá el hierbazal tienen importante desventaja respecto a las comunidades con estratos leñosos, sobre todo de aquellas en las cuales prevalece el mantillo (poco palatable para herbívoros) como componente principal del estrato rasante de la vegetación.

La tendencia general de las curvas que relacionan la cobertura con la erosión en el pastizal y el hierbazal, el bosque de encino y la reforestación de pino concuerda con lo reportado por otros autores. Istanbuluoglu y Bras (2005) reportan una relación exponencial negativa, que Vanacker *et al.* (2007) sintetizan mediante la ecuación $E = a \times e^{-bC}$, donde: donde el parámetro “a” es el punto inicial de la curva (kg/m^2), “b” un parámetro adimensional que describe la forma de la curva y C= fracción de la cobertura del suelo.

La excepción la constituye el bosque de pino, donde en algunos puntos de las funciones la erosión incrementa de manera correlacionada con el incremento de cobertura, lo cual ocurre también en la reforestación de pino, en el segundo intervalo de cobertura, discrepando con lo reportado en la literatura. Esto tiene dos posibles explicaciones.

En primer término, se observa elevada dispersión en los datos, probablemente por errores en el muestreo o por la expresión en el sitio de muestreo, de algunos factores con efecto mayor que la cobertura en la erosión, tales como la estabilidad de los agregados del suelo, la humedad antecedente, la rugosidad de la superficie, la textura o el afloramiento horizontes con menor erodabilidad.

Otra posibilidad es que, en el caso de la reforestación de pino, donde el incremento ocurre del primero al segundo intervalo de cobertura, al estar cubierto principalmente por acículas y ramillas de pino que tienen forma estrecha y alargada, es posible que en ese nivel de cobertura el escaso contacto entre las fracciones individuales del material permita que el arrastre por escurrimiento lo oriente de manera paralela a este, creando rutas de flujo preferencial concentrado a través de las cuales se favorece la erosión, incrementando suficiente para reflejarse en el punto de medición. Por su parte en la cobertura menor (1-20%) la escasez de material vegetal en la superficie no alcanza a crear irregularidades suficientes para concentrar o incrementar la turbulencia del flujo, indispensable para el arrastre del material, mientras que en las coberturas mayores (>40%), el material más abundante, con mayor contacto entre sí forma un entramado de mayor continuidad que frena el movimiento del suelo, aun en presencia de escurrimiento de agua, como lo menciona Rey (2003). Este autor encuentra una relación entre la continuidad de los manchones de

vegetación y la actividad de la cárcava, independiente de la cobertura total del área. Otra posibilidad independiente o que se suma a la explicación anterior es que algunas fracciones del material se acomoden en sentido perpendicular al escurrimiento de agua y esto genere microterrazas y puntos de caída a microescala, promoviendo la iniciación de un corte por el flujo concentrado, de manera similar a la iniciación de una cárcava en puntos de caída generados por el cambio en el relieve a escala de ladera, con el incremento de cobertura (>40%) se acorta la distancia entre estos micropuntos de caída, de manera que el suelo desprendido se acumula en la microterrazza inmediata inferior, resultando en la disminución del sedimento transportado, como lo describen las funciones respectivas.

Por su parte, en el bosque de pino, no se descarta la posibilidad de desprendimiento y transporte de suelo por flujo concentrado, a través de rutas de flujo preferencial por orientación paralela del material en contacto directo con la superficie del suelo, en las coberturas mayores. Como tampoco se descarta la posibilidad de iniciación de esas rutas de flujo preferencial por la entrada de agua a través del espeso mantillo, mediante flujo caulinar por los tallos de la vegetación herbácea y arbustiva, de mayor abundancia registrada en el sotobosque de esta comunidad.

El análisis del umbral de cobertura mostró diferencias entre las fracciones de reducción empleadas. Para el 50% de reducción de la erosión inicial, la reducción de esa fracción de erosión a coberturas menores, experimentada en las comunidades con estrato arbóreo, sugiere mayor eficiencia que las comunidades de herbáceas (pastizal y hierbazal). Esto se explica por la expresión de los mecanismos de reducción de la erosión, relacionados con la biomasa vegetal aérea. En estas comunidades la interceptación y disipación de la energía cinética de las gotas de lluvia (Blackburn *et al.*, 1986) por la vegetación de los estratos arborescentes, y en mayor grado la retención de humedad (Brooks *et al.*, 1993) y la elevada interceptación por el mantillo (Díaz, 2005), constituyen factores decisivos en la estabilización de la pérdida de suelo (Meyer *et al.*, 1995) desde coberturas bajas. Mientras que en las comunidades sin estrato arbóreo (pastizal y hierbazal), la interceptación es considerablemente inferior y la actuación de mecanismos como el retardo de la velocidad del escurrimiento, el incremento de la infiltración (Ruan *et al.*, 2001; Bochet y García-Fayos, 2004) y la estabilización por las raíces (Gyssels y Poesen, 2003; Gyssels *et al.*, 2005; De Baets *et al.*, 2006; 2007a; Rubens *et al.*, 2007) no son suficientes para reducir la erosión con la misma eficiencia.

Otro factor que probablemente contribuye a incrementar la eficiencia de las comunidades arbóreas en coberturas bajas del estrato rasante, es el patrón de acomodo espacial de la hojarasca en la superficie del suelo. Es probable que durante la caída por defoliación las hojas muertas queden orientadas perpendicularmente a la pendiente del terreno, lo cual puede incrementar con el escurrimiento de agua, creando a coberturas bajas un entramado de elevada continuidad que frena el movimiento del suelo, aun en presencia de escurrimiento de agua, como lo explica Rey (2003), mientras que a coberturas mayores, tanto el acomodo horizontal, como el espesor de la hojarasca permite la formación de una capa de baja permeabilidad hídrica, a través de la cual, el agua interceptada fluye paralelamente sobre la superficie del terreno, reduciendo la erosión por menor contacto directo con el suelo. El agua proveniente de estos puntos puede acumularse en el fondo de la cárcava, fluyendo a través de la hojarasca sin desprender grandes cantidades de suelo, como ocurriría en ausencia de esta capa protectora, o bien, evaporándose ó infiltrándose si las condiciones de permeabilidad lo permiten.

En comunidades herbáceas, la orientación de los componentes vegetales es principalmente vertical, de manera que para que haya continuidad entre estos materiales se requiere una cobertura mayor, reflejada en el inicio de la fase estacionaria de las curvas.

Para el 80% de reducción de la erosión, respecto al la experimentada por el suelo desnudo, solo el bosque de encino resultó significativamente menor, el resto de las comunidades tienen umbrales mayores, sin diferencia estadística entre ellas. Esto sugiere mayor homogeneidad en la eficiencia de las comunidades en fracciones mayores de reducción, y concuerda con los resultados de la medición bajo condiciones de lluvia natural, los cuales mostraron igualdad de eficiencia entre las comunidades, en condiciones de cobertura vegetal elevada.

VI. DISCUSION GENERAL

Debido a que la erosión es un proceso episódico, generalmente las herramientas convencionales de medición subestiman o sobreestiman la tasa de erosión a largo plazo (Hovius *et al.*, 2000; Kirchner *et al.*, 2001; Hewawasam *et al.*, 2003, citados en Vanacker, 2007). Este trabajo, como la mayoría de los estudios de erosión esta basado en el cálculo de la erosión con herramientas convencionales usando parcelas comparativas a escala espacial de cárcava y ladera de cárcava y a escala temporal de un periodo de lluvias o un evento de lluvia simulada, por lo que no se descarta la posibilidad de subestimación o sobreestimación de la erosión. Sin embargo, la relevancia de este estudio es el efecto comparativo entre las comunidades, mas que la precisión en el calculo de los volúmenes erosionados.

Por otra parte Vanacker *et al.* (2007) proponen que los límites tolerables de erosión en cárcavas deben equipararse con el promedio de erosión natural a largo plazo previo a la perturbación humana en las cuencas, mismo que calculan en $150 \pm 100 \text{ t/km}^2/\text{año}$ ($0.15 \text{ kg/m}^2/\text{año}$) a partir del análisis de núcleos de sedimentos. Esta propuesta se basa en la erosión histórica e incluye áreas que no han sido sujetas a este tipo de perturbación. En las cárcavas el ecosistema ha sufrido profundas modificaciones en su estructura, incluyendo la pérdida total de los componentes vegetales y generalmente del componente edáfico activo (horizontes superficiales), cambio total del relieve, modificación significativa del microclima y las condiciones hidrológicas. Esto, sumado a las modificaciones de los patrones locales de lluvia debido al cambio ambiental, genera patrones locales de erosión y supone poca probabilidad de que un proceso histórico como este se equipare a los patrones actuales, sin embargo, la similitud entre las tasas históricas y la erosión contemporánea cárcavas con cobertura forestal densa, sugiere que los volúmenes contemporáneos de erosión en un área dada también son adecuados como límites tolerables para orientar los esfuerzos de restauración de cárcavas en esa área. En este sentido, y considerando la erosión cero obtenida en prácticamente todas las comunidades con cobertura elevada bajo tormentas naturales históricas (150 mm en 24 h, en San José de las Torres) o lluvia simulada de intensidad superior a las tormentas registradas en un periodo de retorno de 1940 a 2004 en las casetas del sur de la cuenca (Cointzio, Santiago Undameo y Acuitzio del Canje), se considera que los volúmenes de erosión obtenidos en este trabajo podrían constituir un referente para medir los esfuerzos de

restauración de cárcavas en la cuenca de Cuitzeo y áreas ambientalmente similares del centro de México.

La erosión cero, registrada a escala de cárcava en el experimento con lluvia natural, sugiere igualdad de eficiencia entre las comunidades. Sin embargo, las diferencias encontradas con el experimento de simulación de lluvia, en el volumen de erosión experimentado entre las distintas comunidades y en los umbrales para rebasar la fracción de la erosión inicial (suelo desnudo), constituyen evidencia clara de la influencia del tipo de comunidad sobre este proceso. Estos resultados marcan un punto de integración entre lo reportado por Rey (2003) y por Vanacker *et al.* (2007). El primero reporta una escasa influencia de la cobertura absoluta y le atribuye la mayor parte de la variación en la tasa de erosión a la distribución espacial de la vegetación, especialmente a la continuidad de los manchones, mientras que los segundos encuentran una explicación del proceso principalmente en el cambio de cobertura, sin influencia del tipo de comunidad. En este trabajo, el volumen de erosión se relacionó tanto con la cobertura como con el tipo de comunidad. Esto implica diferencias importantes en la eficiencia de las comunidades para controlar la erosión en cárcavas y sugiere que este parámetro es un buen criterio para orientar la elección de especies o comunidades en procesos de restauración de cárcavas.

Por otra parte, la erosión discrepante entre las comunidades arbóreas (bosque de pino y bosque de encino) y las herbáceas (pastizal), sin excluir necesariamente el efecto de la biomasa radicular sugerido por Debates *et al.* (2007), confirma la influencia de la biomasa vegetal aérea sobre este proceso.

La explicación de la mayor erosión en el pastizal, en términos del probable efecto del pastoreo, tiene implicaciones importantes en el uso potencial de estas comunidades en la restauración de cárcavas. Si bien, algunos autores (De Baets *et al.*, 2007) destacan la importancia de la biomasa radicular como protector del suelo contra el flujo concentrado, sobre todo en ambientes climáticos con marcada estación seca, donde al desaparecer la biomasa aérea por diversas causas durante esta estación, se pierde esta capa protectora del suelo, es pertinente considerar en la elección, otros aspectos como la palatabilidad de las plantas empleadas. En este caso, el pastizal y probablemente el hierbazal tienen importante desventaja respecto a las comunidades con estratos leñosos, sobre todo de aquellas en las cuales prevalece el mantillo (poco palatable para herbívoros) como componente principal del estrato rasante de la vegetación. Esto concuerda con lo reportado por Thurow *et al.* (1988), quienes lo atribuyen a la reducida palatabilidad de la

hojarasca, la tasa menor de erosión registrada en bosques de encino, en comparación con dos tipos distintos de pastizales, sujetos a diferentes intensidades de pastoreo. Observaciones de campo en el área de estudio, confirman la propuesta de estos autores, así como el intenso pastoreo en cárcavas con vegetación herbácea, sobre todo en sitios sin exclusión de ganado.

Es pertinente considerar también, aspectos como la velocidad de crecimiento de los componentes de las distintas comunidades. Evidentemente las herbáceas, por su mayor tasa de crecimiento, presentan ventaja sobre las arborescentes.

Otro aspecto importante a considerar es el potencial de establecimiento de las distintas comunidades. Diversas referencias (García-Fayos y Cerda, 1997; Zepeda, 2004), proponen la influencia de factores como la erosión hídrica de semillas, la textura y la rugosidad superficial del suelo, como factores limitantes en la colonización de cárcavas. En el caso de la erosión hídrica de semillas, la ornamentación, la forma, el peso y el tamaño parecen ser factores decisivos en interacción con la rugosidad superficial del suelo. La forma semiesférica, el tamaño y peso evidentemente mayores que el de la mayoría de las especies que crecen en cárcavas del área de estudio, pondría en desventaja a los componentes arbóreos más conspicuos del bosque de encino.

Sin embargo, para la cuenca de Cuitzeo, estas consideraciones permanecen aún como incógnitas interesantes de resolver.

VII. CONCLUSIONES GENERALES

- De acuerdo a la metodología seguida y los resultados obtenidos, se acepta la hipótesis planteada. Los resultados confirman que la reducción de la erosión en las cárcavas, por efecto de la cobertura, sí depende de la comunidad establecida sobre ellas, principalmente en coberturas menores.
- Con base en los criterios empleados, se obtuvieron seis clases de la vegetación establecida en las cárcavas: bosque de encino, bosque de pino, reforestación de pino, comunidad de arbustivas, hierbazal y pastizal.
- La riqueza de especies es de 35 en el bosque de pino y el pastizal, 32 en el hierbazal, 21 en reforestación de pino, 20 en el bosque de encino y 14 en la comunidad de arbustivas.
- La diversidad se calculó en 3.17 en el bosque de pino, 2.92 en el pastizal, .52 en el bosque de encino, 2.22 en reforestación de pino y la comunidad de arbustivas, respectivamente y 2.2 en el hierbazal.
- Se registraron en total 95 taxa de plantas correspondientes a 26 familias, de las cuales, las *Pinaceae* y *Fagaceae*, en el estrato arbóreo, *Asteraceae* y *Polemoniaceae* en el estrato arbustivo y *Leguminosae* y *Poaceae* en el estrato herbáceo, tuvieron la mayor representación por la riqueza de especies.
- En la escala de cárcava, se registraron distintas cantidades de erosión, en función del tipo de comunidad y la posición topográfica dentro de la cárcava.
- La cantidad mayor de erosión se registró en la cabecera de las cárcavas bajo reforestación de pino y en pastizal.
- La erosión menor se registró en el fondo de las cárcavas, donde la emisión de sedimentos es prácticamente cero, en todas las comunidades estudiadas.
- Se detectó un patrón de erosión que implica mayor emisión de sedimentos en la cabecera, escasa emisión en el talud y nula en el fondo, para todas las comunidades estudiadas bajo condiciones de lluvia natural y cobertura densa, sugiriendo un efecto sinérgico entre la estabilización geomorfológica y la cobertura vegetal en la inactivación de las cárcavas.
- Se diseñó, construyó y probó un dispositivo simulador de lluvia, sencillo y útil para ensayos de erosión en terrenos muy accidentados.
- Por la simplicidad de su diseño, la disponibilidad de sus componentes, la consistencia entre distintos ensayos de simulación, la elevada homogeneidad espacial de la lluvia y el

costo accesible, se propone como innovación tecnológica altamente recomendable para proyectos de investigación de bajo presupuesto.

- El umbral de cobertura para reducir a 50% y 80% la erosión que el suelo desnudo experimenta, es de 0.0 y 0.56 en la reforestación de pino, 0.0 y 0.62 en bosque de pino, 0.19 y 0.33 en bosque de encino, 0.24 y 0.54 en el pastizal y 0.45 y 0.68 en hierbazal. Esto sugiere eficiencia distinta entre ellas para el control de la erosión en cárcavas a coberturas medias y bajas.
- La diferencia en la erosión que experimentan las distintas comunidades a escala de ladera o talud de cárcava, aporta evidencia de su efecto diferencial en el control de la erosión en cárcavas.
- La erosión discrepante, a escala de ladera de cárcava, entre las comunidades arbóreas y las herbáceas, sin excluir necesariamente el efecto de la biomasa radicular, confirma la influencia de la biomasa vegetal aérea sobre este proceso.
- Las diferencias encontradas en la eficiencia de las distintas comunidades para controlar la erosión en cárcavas, sugieren que este parámetro puede usarse como criterio para orientar la elección de especies o comunidades, así como en la evaluación del éxito, en acciones de restauración de cárcavas en esta zona de México.

VIII. LITERATURA CITADA

- Badii M.H., A.E. Flores, R. Foroughbakhch y H. Quiróz. 2000. Fundamentos de muestreo. En: Badii M.H., A.E. Flores y L. Galán. 2000. Fundamentos y perspectivas de control biológico. UANL. México. 464 pp.
- Bocco, G., y F. García-Oliva. 1992. Researching gully erosion in México. *Journal of soil and water conservation* 47(5): 365-367.
- Bochet E, Garcia-Fayos P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restor Ecol* 12(2):166–174.
- Boix-Fayos C, M. Martínez-Mena, E. Arnau-Rosalén, A. Calvo-Cases, V. Castillo and J. Albaladejo. 2006. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation *Earth-Science Reviews* 78: 267–285.
- Braun-Blanquet J. 1950. *Sociología vegetal: Estudio de las comunidades vegetales*. Acme agency, Soc. de Resp. Ltda. Buenos Aires, Argentina. 77 pp.
- Brooks, K.N., P.F. Ffolliot, H.M. Gregersen, J.L. Thames. 1993. *Hydrology and the Management of Watersheds*. Fourth printing, first edition, Iowa State University Pres. 392 pp.
- Casalí, J., Bennett, S., Robinson, K., 1998. Processes of ephemeral gully erosion. *Int. J. Sed. Res.*, in press.
- Casalí J., J.J. López, J.V. Giradles. 1999. Ephemeral gully erosion in southern Navarra (Spain). *Catena* 36: 65–84.
- Cerdá, A., 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63, 362– 368.
- Cochran, W.G.1980. *Técnicas de muestreo*. C.E.C.S.A. México, D.F. 513 pp.
- Colegio de Postgraduados. 1991. *Manual de conservación del suelo y del agua*. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de México.
- Cuevas-Flores, L., D. Tejada-Sartorius, J.A. García-Carreón, J.C. Gonzalo-Olarte, H. Hernández-Méndez, M.D.L. Lira-Quintero, J.L. Nieves, C.M. Vázquez-Martínez y R. Cardoza-Vázquez. 2007. *Protección, restauración y conservación de suelos forestales; Manual de obras y prácticas*. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. 297 pp.
- Díaz, F.E. 2005. *Intercepción pluvial por plantaciones de Pinus michoacana, encinar y pastizal en la zona baja de la cuenca hidrográfica de Cointzio*. Tesis de Maestría. INIRENA, UMSNH.
- De Baets S, Poesen J, Gyssels G, Knapen A. 2006. Effect of grass roots on the erodibility of top soils during concentrated flow. *Geomorphology* 76:54–67.

- De Baets S, Poesen J, Knapen A, Galindo P. 2007a. Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surf Process Landform* 32: 1323–1345.
- De Baets S, J. Poesen, A. Knapen, G. G. Barbera and J. A. Navarro. 2007. Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff. *Plant Soil* 294:169–183.
- Dotterweich M., A. Schmitt, G. Schmidtchen and H. R. Bork. 2003. Quantifying historical gully erosion in northern Bavaria. *Catena* 50: 135– 150.
- Evans, R., 1993. On assessing accelerated erosion of arable land by water. *Soils and Fertilizers* 56 (11), 1285–1293.
- Foster, G.R., 1986. Understanding ephemeral gully erosion. In: Committee on Conservation Needs and Opportunities, Soil Conservation Ed., *Assessing the National Resources Inventory*, Board on Agriculture, National Research Council. National Academy Press, Washington, DC, pp. 90–125.
- Fuentes S.A. y Martínez O. O. 2001. Manual técnico de estabilización y forestación de cárcavas en cuencas hidrográficas. Dirección Nacional del Servicio Estatal Forestal. Ministerio de Agricultura. La Habana, Cuba. 43 pp.
- González-Medrano. 2004. Las comunidades vegetales de México: Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Segunda edición. INE-SEMARNAT. México, D.F.
- Grissinger, E.H., Murphey, C.E., 1989. Ephemeral gully erosion in the loess uplands, Goodwin Creek watershed, northern Mississippi, USA. Final Proc. Int. Conf. River Sedimentation. Beijing, China, pp. 51–58.
- Gyssels G, Poesen J. 2003. The importance of plant root characteristics in controlling concentrated flow erosion rates. *Earth Surf Process Landform* 28:371–384.
- Gyssels G, Poesen J, Bochet E, Li Y. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Prog Phys Geogr* 29:189–217.
- Hamilton City Council. 2002. Gully restoration guide A guide to assist in the ecological restoration of Hamilton's gully systems. 2nd edition. 56 pp.
- Hobbs, R. J. and D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93-110.
- Hu G., Y. Wu, B. Liu, Z. Yu, Z. You and Y. Zhang. Short-term gully retreat rates over rolling hill areas in black soil of Northeast China. *Catena* 71 (2007) 321–329.

Hughes A.O. and I.P. Prosser. 2003. Gully and Riverbank Erosion Mapping for the Murray-Darling Basin. CSIRO Land and Water, Canberra. Technical Report 3/03, March 2003.

Laflen, J.M., 1985. Effect of tillage systems on concentrated flow erosion. Final Proc. Int. Conf. Soil Conservation, Maracay, Venezuela, pp. 798–809.

Lentz, R.D., Dowdy, R.H., Rust, R.H., 1993. Soil property patterns and topographic measures associated with ephemeral gully erosion. *J. Soil Water Conserv.* 48, 355–361.

Malik I. 2008. Dating of small gully formation and establishing erosion rates in old gullies under forest by means of anatomical changes in exposed tree roots (Southern Poland). *Geomorphology* 93: 421–436.

Marden M., A. Greg, B. Gomez and D. Rowan. 2005. Pre- and post- reforestation gully development in mangatu forest, east coast, north island, new zealand. *River Res. Applic.* 21: 757–771.

Matteucci D. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Universidad Nacional Experimental Francisco Miranda. Edo. de Falcón, Venezuela. 162 pp.

Menéndez-Duarte R. , J. Marquínez, S. Fernández-Menéndez, R. Santos. 2007. "Incised channels and gully erosion in Northern Iberian Peninsula: Controls and geomorphic setting." *catena Soil Water Erosion in Rural Areas* 71(2): 267-278.

Meyer LD, Dabney SM, Harmon WC. 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Trans. ASAE* 38:809-815.

Moore, I.D., Burch, G.J., Mackenzie, D.H., 1988. Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Trans. ASAE* 31, 1098–1107.

Plata Bedmar, A., R. Cobo Rayan, E. Sanz Montero, J.L. Gómez Montaña y C. Avendaño Salas. 1997. Influence of the Puentes reservoir operation procedure on the sediment accumulation rate between 1954–1994. Commission Internationale des Grands Barrages, Proc. 19th Congress Grands Barrages, Florence, Italy, 1997, Q.74, R.52, 835– 847.

Poesen, J., Govers, G., 1990. Gully erosion in the loam belt of Belgium: typology and control measures. In: Boardman, J., Foster, I.D.L., Dearing, J.A._Eds., *Soil Erosion on Agricultural Land*. Wiley, London, pp. 513–530.

Poesen, J., 1993. Gully typology and gully control measures in the European loess belt. In: Wicherek, S._Ed., *Farm Land Erosion in Temperate Plains Environment and Hills*. Elsevier, Amsterdam, pp. 221–239.

Poesen, J., Vandaele, K., Van Wesemael, B. 1996. Contribution of gully erosion to sediment production on cultivated lands and rangelands. In: Walling, D.E., Webb, B.W._Eds., *Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publ. no. 236, pp. 251–266.

- Poesen, J., J. Nachtergaele, G. Verstraeten and C. Valentin. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50: 91-133.
- Rey, F. 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50: 549-562.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de Mexico*. Editorial Limusa. Mexico, D.F. 432 pp.
- Scheaffer R.L., W. Mendenhall y L. Ott. 1987. *Elementos de muestreo*. Grupo Editorial Iberoamérica. México, D.F. 321 pp.
- Smith, L.M. 1993. Investigation of ephemeral gullies in loessial soils in Mississippi. US Army Corps of Engineers. Technical Report GL-93-11.
- Snelder, D.J., Bryan, R.B., 1995. The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. *Catena* 25, 105–116.
- Soms J. 2006. Vegetation cover as factor controlling slope stability within gully channels: a case study from the Daugava valley (SE Latvia). *Geophysical Research Abstracts* 8 (05269).
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER Primer for Ecological Restoration*. www.ser.org.
- Spomer, R.G., Hjelmfelt, A.T. 1986. Concentrated flow erosion on conventional and conservation tilled watersheds. *Trans. ASAE* 29, 129–147.
- Thomas, A.W., Welch, R., Jordan, T.R., 1986. Quantifying concentrated-flow erosion on cropland with aerial photogrammetry. *J. Soil Water Conserv.* 41, 249–252.
- Thurrow TL, Blackburn WH, Taylor CA. 1988. Infiltration and interrill erosion responses to selected livestock grazing strategies, Edwards Plateau, Texas. *J. Range Manage.* 41: 296-302.
- Urbanska, K. M., N. R. Webb and P. J. Edwards. 1997. Why restoration?. Pages 3–7 in K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards, editors. *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Vahrson WG. 1991. Taller de erosión de suelos: resultados, Comentarios y recomendaciones. *Agronomía Costarricense*: 15(1/2): 197-203.
- Vanacker V., F. von Blanckenburg, G. Govers, A. Molina, J. Poesen, J. Deckers and P. Kubik. 2007. Restoring dense vegetation can slow mountain erosion to near natural benchmark levels. *Geology* 35: 303–306.
- Vandaele, K., 1993. Assessment of factors affecting ephemeral gully erosion in cultivated catchments of the Belgian loam belt. In: Wicherek, S., Ed., *Farm Land Erosion in Temperate Plains Environment and Hills*. Elsevier, Amsterdam, pp. 125–136.

Vandaele, K., Poesen, J., Marques da Silva, J.R., Desmet, P. 1996. Rates and predictability of ephemeral gully erosion in two contrasting environments. *Geomorphologie: Relief, Processus, Environnement* 2, 83–96.

Vandekerckhove L., J. Poesen and G. Govers. 2003. Medium-term gully headcut retreat rates in Southeast Spain determined from aerial photographs and ground measurements. *Catena* 50: 329–352.

Vanwalleghem T., J. Poesen, J. Nachtergaele, G. Verstraeten. 2005. Characteristics, controlling factors and importance of deep gullies under cropland on loess-derived soils. *Geomorphology* 69: 76– 91.

Wood MK, Donart GB, Weltz M. 1986. Comparative infiltration rates and sediment production on fertilized and grazed blue grama rangeland. *J. Range Manage.* 39: 371-374.