UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIHUAHUA

FACULTAD DE ZOOTECNIA Y ECOLOGÍA

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN BOSQUE SEMI-SECO BAJO DIFERENTES INTENSIDADES DE ACLAREO EN CHIHUAHUA, MÉXICO

POR:

M. C. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

DISERTACIÓN PRESENTADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR IN PHILOSOPHIA

ÁREA MAYOR EN RECURSOS NATURALES

"Comportamiento hidrológico de un bosque semiseco bajo diferentes intensidades de aclareo en Chihuahua, México". Disertación presentada por Argelia Emelina Rascón Ramos como requisito parcial para obtener el grado de Doctor in Philosophia, ha sido aprobado y aceptada por:

Ph.D. Carlos Ortega Ochoa
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología

D.Ph. Agustín Corral Luna
Secretario de Investigación y Posgrado

Ph.D. Iván Adrián García Galicia
Coordinador Académico

Dr. Martín Martínez Salvador
Presidente

16 Febrero 2021
Fecha

Comité:
Ph.D. Gabriel Sosa Pérez
Ph.D. Federico Villarreal Guerrero
D.Ph. Alfredo Pinedo Álvarez
Dr. Eduardo Santellano Estrada

© Derechos Reservados
AUTOR. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS
DIRECCIÓN: PERIFÉRICO FRANCISCO R. ALMADA KM. 1, CHIHUAHUA, CHIH., MÉXICO C.P. 31453
FEBRERO 2021

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Chihuahua, la Facultad de Zootecnia y Ecología y todo su personal, por la oportunidad de formación en un Programa de Posgrado de alta calidad.

Al Dr. Martín Martínez Salvador, por su confianza, amistad, todas las facilidades y el apoyo durante el proceso del Doctorado.

Al Dr. Gabriel Sosa Pérez, por la capacitación, acompañamiento en campo y por compartir su conocimiento y experiencia.

A mis maestros y miembros del Comité: Dr. Federico Villarreal Guerrero, Dr. Eduardo Santellano Estrada y Dr. Alfredo Pinedo Álvarez, por su disposición incondicional y sobre todo por sus enseñanzas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el financiamiento otorgado durante el periodo de estudios del Doctorado.

Al Proyecto a cargo del Dr. Martín Martínez: Servicios para la restauración de suelos y reforestación del área de compensación ambiental de la Línea de Transmisión Eléctrica 1723 sitio CERESO, por el financiamiento para adquisición de equipo y trabajo de campo.

Agradezco especialmente a mi esposo por ser mi soporte, y a mis hijos, Isaac y Sofía, quienes a su corta edad han aprendido que los proyectos familiares requieren de sacrificios y perseverancia. Con su paciencia y aliento hemos logrado una meta más.

CURRICULUM VITAE

El autor nació el 4 de noviembre de 1980 en el estado de Chihuahua, México.

1998 - 2002	Estudios de Licenciatura en Ingeniería Forestal, en la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México.
2003 - 2004	Prestador de Servicios Profesionales en la Comisión Nacional Forestal. Oficinas Centrales Zapopan, Jalisco y Gerencia Regional VI “Río Bravo” Chihuahua, Chihuahua.
2005	PSP, Programa de Servicios Ambientales. Comisión Nacional Forestal. Gerencia Regional V “Pacífico Sur” Oaxaca, Oaxaca.
2006 - 2007	Estudios de Maestría en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
2007	Colaborador del Programa FOCUENCAS II, implementado por el CATIE con la cooperación de ASDI, Tegucigalpa, Honduras.
2008 - 2010	PSP de Desarrollo Forestal en la Comisión Nacional Forestal. Gerencia Regional VI “Río Bravo” Chihuahua, Chihuahua.
2017-2020	Programa de Doctorado en Recursos Naturales en la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, Chih.

RESUMEN GENERAL

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN BOSQUE SEMISECO BAJO DIFERENTES INTENSIDADES DE ACLAREO EN CHIHUAHUA, MÉXICO

POR:

M. C. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Doctor en Philosophia de Recursos Naturales

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Martín Martínez Salvador

La comprensión de los procesos hidrológicos en los bosques semi-secos es esencial para evaluar el impacto del manejo forestal sobre la disponibilidad de agua. El objetivo general fue analizar los cambios en el escurrimiento superficial y la humedad del suelo de tres microcuencas de características similares (0.19, 0.20, 0.27 ha), sometidas a diferentes intensidades de aclareo en un bosque semi-seco en Chihuahua, México. Los objetivos específicos se analizaron en tres estudios: 1) determinar los factores más críticos en la generación y cantidad de escurrimiento superficial durante una temporada de lluvias previa a la aplicación de aclareos; 2) analizar la dinámica de la humedad del suelo en función de la precipitación y evaluar los cambios después de tres diferentes intensidades de aclareo (0 %, 40 % y 80 %); y 3) analizar el comportamiento del escurrimiento en las microcuencas antes y después de los aclareos. La vegetación, las características del suelo, la precipitación y el escurrimiento se midieron antes (2018) y después del aclareo (2019). En el primer estudio se encontró que la

intensidad de lluvia máxima en 30 minutos, la precipitación y la humedad del suelo fueron las principales variables que controlaron el escurrimiento superficial. La intensidad de lluvia se relacionó mejor con la cantidad de escurrimiento, el cual aumentó cuando las intensidades fueron mayores a 25 mm h^{-1}. Los coeficientes de escurrimiento más altos (10 %) ocurrieron solo cuando la intensidad de la lluvia excedió los 30 mm h^{-1}. La intercepción (36 %) y la drástica disminución de la humedad en el suelo indicaron que el 90 % de la lluvia se pierde por evapotranspiración. El segundo estudio mostró que la humedad del suelo fue baja y similar entre las tres microcuencas en 2018 (promedio = 8.5 %), y solo los eventos de lluvia > 30 mm aumentaron significativamente la humedad del suelo (29-52 %). Después del aclareo (2019), la humedad del suelo fue mayor y significativamente diferente entre microcuencas solo durante eventos de lluvia <10 mm, y no se observó diferencia en eventos mayores. El tercer estudio reveló que el escurrimiento fue bajo (coeficiente promedio = 1.7 %) y similar en las tres microcuencas antes del aclareo (2018). Solo los análisis de algunos eventos individuales de lluvia mostraron diferencias de escurrimiento entre microcuencas en 2019. La mayor intensidad de aclareo (80 %) presentó mayor escurrimiento; seguido del aclareo intermedio (40 %) y finalmente la microcuenca sin aclareo. Sin embargo, el distanciamiento entre cada evento de lluvia propició una rápida disminución de la humedad del suelo, lo cual impidió evidenciar el efecto global de los aclareos sobre el escurrimiento.

GENERAL ABSTRACT

HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF A SEMI-DRY FORESTS UNDER DIFERENT THINNING INTENSITIES IN THE STATE OF CHIHUAHUA, MEXICO

BY:

ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

The understanding of hydrological processes in semi-dry forests is essential to evaluate the impact of forest management over water availability. The general objective was to analyze the changes in surface runoff and soil moisture of three micro-catchments with similar characteristics (0.19, 0.20, 0.27 ha), subject to different thinning intensities in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico. The specific objectives were analyzed in three studies: 1) to determine the most critical factors in the generation and amount of surface runoff during one rainy season prior to the application of thinning; 2) to analyze the soil moisture dynamics as a function of rainfall and evaluate the changes after three different thinning intensities (0 %, 40 % and 80 %); and 3) to analyze the runoff behavior in the micro-catchments before and after thinning. Vegetation, soil characteristics, precipitation and runoff were measured before (2018) and after thinning (2019). In the first study, it was found that maximum 30-min rainfall intensity, rainfall depth, and soil moisture were the main variables controlling surface runoff. Rainfall intensity was better related to the amount of surface runoff, with an increase in runoff when rainfall intensities were greater than 25 mm h^{-1}. The highest runoff coefficients (10 %) occurred only when the intensity exceeded 30 mm h^{-1}. The interception (36 %) and the drastic decrease in soil moisture suggest that more than 90 % of the rainfall was lost by evapotranspiration. The second

study showed that soil moisture was low and similar among the three micro-catchments in 2018 (mean = 8.5 %), and only rainfall events > 30 mm increased soil moisture significantly (29-52 %). After thinning (2019), soil moisture was higher and significantly different among micro-catchments only during rainfall events <10 mm, while a difference was not noted during larger events. The third study revealed that runoff was low (mean coefficient = 1.7 %) and similar among micro-catchments before thinning (2018). Individual events showed differences in runoff among micro-catchments in 2019. The micro-catchment with the highest thinning intensity (80 %) presented greater runoff, followed by the intermediate thinning micro-catchment (40 %) and finally the micro-catchment without thinning. However, the distance between rainfall events led to a decrease in soil moisture, which generated inefficiency of thinning over runoff.

CONTENIDO

Página

RESUMEN GENERAL v

GENERAL ABSTRACT vii

LISTA DE CUADROS xiii

LISTA DE GRÁFICAS xv

LISTA DE FIGURAS xvi

INTRODUCCIÓN GENERAL 1

REVISIÓN DE LITERATURA 4

LITERATURA CITADA 15

STUDY I. HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO: FACTORS CONTROLLING SURFACE RUNOFF 22

RESUMEN 23

ABSTRACT 25

INTRODUCTION 27

METHODS 31

Study Area 31

Monitoring Period and Experimental Setup 31

Vegetation and soil characteristics. 32

Precipitation 35

Interception 35

Infiltration. 36

Soil moisture 36

Surface runoff. 37

Data Analysis....38
RESULTS....40
Vegetation and Soil Characteristics....40
Precipitation and Surface Runoff....43
Controls on Surface Runoff....47
Effects of Precipitation Variables and VWC on the Amount of Surface Runoff....52
Controls on Time to Runoff Initiation....54
DISCUSSION....55
Rainfall Interception and Evapotranspiration....55
Soil moisture, Rainfall Characteristics, and Surface Runoff....57
Implications at Different Scales....58
CONCLUSIONS....61
REFERENCES....62
STUDY II. SOIL MOISTURE DYNAMICS IN RESPONSE TO PRECIPITATION AND THINNING IN A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO....69
RESUMEN....70
ABSTRACT....72
INTRODUCTION....74
MATERIAL AND METHODS....77
Study area....77
Micro-catchments Characterization....78
Study design and thinning application....79
Rainfall Measurements....80

Soil Moisture Monitoring 82
Data Analysis 83
RESULTS 84
Soil and Vegetation Characteristics 84
Precipitation and Soil Moisture Before Thinning (2018) 86
Precipitation and Soil Moisture After Thinning (2019) 90
Statistical analysis of soil moisture before and after thinning 98
DISCUSSION 100
Soil Moisture Before Thinning 100
Soil Moisture After Thinning 102
Management Implications 104
CONCLUSIONS 106
REFERENCES 108
ESTUDIO III. RESPUESTA DEL ESCURRIMIENTO DE MICROCUENCAS AL ACLAREO DE UN BOSQUE SEMIÁRIDO EN EL NORTE DE MÉXICO 113
RESUMEN 114
ABSTRACT 116
INTRODUCCIÓN 118
MATERIALES Y MÉTODOS 121
Descripción del Área de Estudio 121
Caracterización de las Microcuencas 121
Diseño del Estudio y Aplicación de los Aclareos 123
Mediciones de Precipitación 125
Monitoreo del Escurrimiento Superficial 127

Análisis de Datos 129
RESULTADOS Y DISCUSIÓN 130
Características del Suelo y Vegetación 130
Características Generales de la Precipitación y el Escurrimiento en 2018 130
Características Generales de la Precipitación y el Escurrimiento en 2019 138
Análisis Estadísticos del Escurrimiento Antes y Después de los Aclareos 146
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 150
LITERATURA CITADA 152
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES 159

LISTA DE CUADROS

Table		Page
	STUDY I	
1	Variables evaluated in the generation of surface runoff of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua...	34
2	Mean and standard deviation (s.d.) of vegetation and soil characteristics of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico……..	42
3	Rainfall events that produced surface runoff from June 1 to October 31, 2018, in three micro-catchments of a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico……..	46
4	Pearson correlation coefficients (r) between surface runoff (SR) and soil moisture content (VWC) with rainfall, vegetation, and soil characteristics. n=153 rainfall events….	48
5	Statistics of the three principal components and variables that explain the greater variability of data…….	49
6	Parameters and relative importance of the variables that explain surface runoff. n=153 rainfall events……..…….	51
	STUDY II	
1	Variables evaluated in the study of soil moisture dynamics of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico…….…..…….	81
2	Vegetation and soil characteristics before and after thinning	85
3	Precipitation metrics and volumetric water content for three large rainfall events (> 30 mm) and three small rainfall events (<10 mm) before thinning (2018)……..……	88
4	Precipitation metrics and volumetric water content for three large rainfall events (> 30 mm) and three small rainfall events (<10 mm) after thinning (2019)....……	94
5	Soil moisture differences (daily average and maximum values) between before thinning (2018) and after thinning (2019) for the inter canopy and under the canopy scenarios in the three micro-catchments..…….	99
	ESTUDIO III	
1	Características de vegetación y suelo medidas en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México	124

2	Variables evaluadas en el comportamiento del escurrimiento superficial de tres microcuenas en un bosque semi-seco en Chihuahua, Mexico…….……	126
3	Características de la vegetación y el suelo en tres microcuencas de bosque semi-seco antes y después de la aplicación de aclareos……	131
4	Eventos de lluvia que produjeron escurrimiento superficial en la temporada de lluvias 2018 (antes de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México……..	134
5	Eventos de lluvia que produjeron escurrimiento superficial en la temporada de lluvias 2019 (después de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México……..	142
6	Coeficientes de escurrimiento promedio en las microcuencas control e impacto, antes y después de la aplicación de aclareos de diferente intensidad en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México……	148

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Eventos de precipitación y escurrimiento superficial durante la temporada de lluvias 2018 (antes de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México	132
2	Respuesta de las tres microcuencas al escurrimiento superficial durante el evento de precipitación más grande en el periodo 2018 (26 de septiembre; 59 mm)……	135
3	Precipitación mensual durante los periodos de estudio 2018 y 2019 en un bosque semi-seco de Chihuahua, México……..	139
4	Eventos de precipitación y escurrimiento superficial durante la temporada de lluvias 2019 (después de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México..……	140
5	Respuesta de las tres microcuencas al escurrimiento superficial durante un evento de precipitación el 6 de octubre de 2019 (17.8 mm)..…….	145

LISTA DE FIGURAS

Figure		Page
	STUDY I	
1	Location of micro-catchments and an aerial image of a drone showing the location of the monitoring equipment in the study area.....	32
2	Distribution of sampling points (left), and a square showing the typical ground cover at the study area (right).....	33
3	Small water dam of one of the micro-catchments (left); set of containers in a diagram (middle); and containers in the field (right).....	38
4	a) Rainfall and the average of the maximum volumetric water content of the three micro-catchments by each rainfall event; b) rainfall and daily volumetric water content by micro-catchment; and c) rainfall and average surface runoff of the three micro-catchments.....	44
5	Dispersion of vegetation, soil, and precipitation variables comparing components 1 and 2. The ellipse shows the variables for PC2.....	50
6	Relationship between surface runoff from 153 rainfall events (51 rainfall events and three micro-catchments) versus: a) maximum 30-min rainfall intensity; b) rainfall depth; and c) maximum volumetric water content.....	53
	STUDY II	
1	Location of the three micro-catchments and monitoring equipment in the study area in Chihuahua, Mexico.....	78
2	Aerial image from a drone showing the characteristics of micro-catchment 2 before thinning (left) and after 80% thinning (right).....	79
3	Location of soil moisture sensors inter canopy, and under canopy in an oak-pine forest in Chihuahua, Mexico.....	82
4	Mean soil moisture by rainfall event before thinning (2018) for micro-catchments 1 and 2.....	86
5	Soil moisture response in micro-catchment 3 as a result of two precipitation events in 2018: (a) September 26, 2018 (59 mm); and (b) October 4, 2018 (37 mm). The x-axis represents the time of day	89

6 Soil moisture behavior inter canopy and under canopy for one rainfall event (29 mm) on July 10, 2018, in micro-catchment 1…….. 90

7 Monthly precipitation during the 2018 and 2019 rainy seasons in a semi-dry forest of Chihuahua, Mexico…… 91

8 Mean soil moisture by rainfall event after thinning (2019) for micro-catchments 1 and 2…….. 92

9 Soil moisture behavior after thinning of three micro-catchments with different magnitudes of rainfall events: (a) series of rainfall events in July 2019; (b) large rainfall event; (c) and (d) small rainfall events…….. 95

10 Soil moisture behavior inter canopy and under canopy for one rainfall event (37 mm) on July 4, 2019, in micro-catchment 2…….. 96

11 (a) Rainfall after thinning (2019); (b), (c), and (d) Mean daily soil moisture inter canopy and under canopy during the entire study period for micro-catchment 1, 2, and 3, respectively…….. 97

ESTUDIO III

1 Ubicación de las tres microcuencas y características de la microcuenca 2 antes y después del aclareo en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México…….. 122

2 a) área de captación del escurrimiento superficial donde se conduce el agua con tubos de PVC; b) serie de contenedores para la medición de la escorrentía en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México…… 128

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los bosques semi-secos de México se ubican principalmente entre los ecosistemas de clima semiárido y templado. Ocupan un área de 22 millones de hectáreas, de las cuales, la cuarta parte se encuentran en el estado de Chihuahua (INEGI *et al*., 2008; SEMARNAT, 2010; González-Elizondo *et al*., 2012). Estos bosques son los principales proveedores de agua para las actividades agropecuarias y las ciudades ubicadas en las partes bajas de las cuencas, donde se agudiza la problemática por escasez, contaminación y mal uso (CONAGUA, 2016; 2018). En este sentido, la captura de agua por los bosques semi-secos se considera tema esencial de los servicios hidrológicos (Sun *et al*., 2015; Saavedra-Diaz y Perevochtchikova, 2017).

En los últimos años se ha implementado el pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) como una alternativa para mantener la capacidad de recarga de acuíferos (Porras *et al*., 2008; Alix-García *et al*., 2010). Sin embargo, los esquemas se han acotado a pagos por la conservación de polígonos arbolados (Alix-García *et al*., 2009; García y Cisneros, 2010). Este enfoque ha promovido la elección de polígonos densamente arbolados sobre otros usos de suelo y ha impulsado un componente conservacionista prohibitivo del manejo forestal sin tener información que demuestre la validez de estos esquemas (Madrid, 2011; Perevochtchikova y Ochoa, 2012). Esto es un claro ejemplo de cómo el conocimiento de los procesos hidrológicos en los bosques semi-secos es necesario y fundamental para evaluar el impacto del manejo forestal sobre la disponibilidad de agua.

La alteración de los patrones de vegetación cambia la forma como el clima interactúa con la geología y, por lo tanto, puede afectar la cantidad de agua que entra en los sistemas de subterráneos y superficiales (Bras, 1990; Moreno *et al*., 2016; Ellison *et al*., 2017). Conociendo estos procesos se pueden predecir las consecuencias de las actividades de manejo forestal sobre los componentes del ciclo hidrológico (MacDonald y Stednick, 2003; Newton *et al*., 2015). Gran cantidad de investigaciones han reportado que las actividades silvícolas que involucran una disminución en la densidad del arbolado, disminuyen la cantidad de agua utilizada por los árboles por efecto de intercepción y evapotranspiración (Días *et al*., 2015; Návar, 2017; Del Campo *et al*., 2019). Consecuentemente, hay un aumento en la disponibilidad de agua del perfil del suelo que desciende a los acuíferos (Sohn *et al*., 2013; Zhu *et al*., 2017; Del Campo *et al*., 2018). Asimismo, también pueden aumentar los escurrimientos superficial o sub-superficial, con un potencial incremento en el caudal de las corrientes de agua (Baker, 1986; Newton *et al*., 2012; Dung *et al*., 2012;). Sin embargo, los resultados son altamente variables y dependen de las características de la vegetación, suelo, clima, incluso de la escala de medición (Chow, 1964; He *et al*., 2013; Gebhardt *et al*., 2014; Perlinski *et al*., 2017; Cerdá y Rodrigo-Comino, 2020).

Hay una carencia de esta información para los bosques semi-secos de Chihuahua y los resultados también son de interés nacional al considerar alternativas que impacten favorablemente en la hidrología de estos ecosistemas. El objetivo general de esta investigación fue analizar los cambios en el escurrimiento superficial y la humedad del suelo de tres microcuencas de características similares (0.19, 0.20, 0.27 ha), sometidas a diferentes

intensidades de aclareo en un bosque semi-seco en el estado de Chihuahua, México. Para cumplir el objetivo, la investigación se dividió en tres estudios en los que se plantearon los objetivos específicos que se resumen a continuación: 1) determinar los factores más críticos en la generación y cantidad de escurrimiento durante una temporada de lluvias previa a la aplicación de aclareos; 2) analizar la dinámica de la humedad del suelo en función de la precipitación y evaluar los cambios después de diferentes intensidades de aclareo (0 %, 40 % y 80 %); y 3) evaluar el comportamiento del escurrimiento superficial en función de la precipitación en las tres microcuencas antes y después de los aclareos.

Esta información es importante para el aprovechamiento óptimo de los bosques y el agua, contribuye a optimizar los esquemas de PSAH, además de proporcionar información útil para ser incorporada en los programas de manejo forestal y los planes de ordenación territorial. El incremento de la producción maderable de los bosques debe acompañarse de la inclusión del agua como un componente esencial de la gestión del ecosistema y un requisito para lograr una productividad sostenible.

REVISIÓN DE LITERATURA

Los efectos del manejo forestal sobre el comportamiento hidrológico de los bosques han sido, desde hace mucho tiempo, de interés para los administradores de tierras y usuarios de agua, y un tema de considerable debate (MacDonald y Stednick, 2003). Los antiguos griegos observaron que el aclareo de los bosques podría hacer que los manantiales se secaran (Biswas, 1970), mientras que un gran número de estudios han demostrado que los aclareos de bosques pueden aumentar los rendimientos anuales de agua (Bosch y Hewlett, 1982; Baker, 1986; Stednick, 1996; Sun *et al*., 2002; Brown *et al*., 2005; Ffolliott y Stropki, 2008; Troendle *et al*., 2010; Dung *et al*., 2012; Hawthorne *et al*., 2013; Chen *et al*., 2014; Moreno *et al*., 2016).

En México se tiene poco avance en la investigación hidrológica de los ecosistemas forestales. Se pueden encontrar análisis de diferentes usos del suelo y su relación con la erosión y con algunos componentes del balance hídrico. Algunos se llevaron a cabo mediante la implementación de sistemas de información geográfica y otros más con mediciones en campo. Por ejemplo, Dueñez-Alanís *et al*. (2006) evaluaron el efecto del uso del suelo (forestal y pecuario) y los tratamientos silvícolas, en los procesos de infiltración, escurrimiento, concentración de sedimentos y erosión superficial en bosques comerciales tratados como sistemas silvopastoriles en Durango. Los autores concluyeron que los suelos que pasan de uso forestal a pecuario poseen las características de incrementar el escurrimiento superficial y la erosión del suelo, así como la reducción de la capacidad de infiltración, en contraste con los suelos forestales sujetos a aclareos o cortas de regeneración.

Por otra parte, Berlanga-Robles *et al*. (2011) integraron un sistema de información geográfica para analizar las tendencias de cambio de los usos del suelo y su impacto sobre los patrones de escurrimiento en la cuenca Lechuguilla, Sinaloa. Los resultados indicaron que, para la zona de estudio, el cambio en los volúmenes de escurrimiento depende más de los cambios en las tasas de precipitación que de los cambios en la cobertura y usos del suelo, debido a que predominan los suelos de textura fina, con poca capacidad de infiltración, y un potencial de escurrimiento resistente a los cambios de uso del suelo.

Granada *et al*. (2013) estudiaron la interacción de la precipitación, la vegetación, el suelo y el escurrimiento, en una cuenca tropical del sur de México, para resaltar la importancia de la vegetación como elemento regulador de procesos hidrológicos de superficie. Encontrando que la respuesta hidrológica en cuencas de zonas tropicales, depende en gran medida del estado de degradación de la cobertura vegetal y de variables relacionadas con la intensidad máxima y media de la precipitación. Los resultados sugieren que variables como el caudal pico, la intensidad máxima y media, y la precipitación total, deben ser consideradas para el entendimiento de la relación lluvia-escurrimiento en diferentes condiciones de cobertura vegetal, así como su uso potencial en la implementación de las mejores prácticas para el manejo del agua y la preservación del suelo.

Adicionalmente, existen algunos estudios sobre intercepción de lluvia por diferentes tipos de vegetación, principalmente en matorrales y con especies arbustivas como *Acacia farnesiana*, *Acacia berlandieri*, *Acacia rigidula*, *Diospyros texana*, y *Juniperus flaccida* (Cantú-Silva y González-Rodríguez, 2005; Návar-

Cháidez *et al*., 2007; Flores-Ayala *et al*., 2013). En cuanto a la dinámica de la humedad del suelo, su estudio ha estado restringido a trabajos de modelación del contenido de agua del suelo para relacionarlo con incendios forestales, así como las variaciones espaciales a consecuencia de la cobertura forestal (Návar-Cháidez, 2011; Martínez-Yrizar *et al*., 2017).

A diferencia de nuestra realidad nacional, en países como Estados Unidos existe gran cantidad de investigación científica relacionada con el aprovechamiento forestal y la hidrología forestal. El primer experimento de cuencas pareadas en el mundo se llevó a cabo en Wagon Wheel Gap, en el sur de Colorado, a comienzos del siglo XX. A esto siguió una larga serie de estudios diseñados para documentar más rigurosamente los efectos de la cosecha del bosque sobre los rendimientos anuales de agua, el tamaño de los caudales pico, los caudales base y, en menor medida, la calidad del agua (Harr *et al*., 1982; Douglass, 1983; Harr, 1983; Baker, 1986; Wood y Javed, 2001; Walker *et al*., 2002; MacDonald y Stednick, 2003).

Dentro de los estudios con mayor aportación en el tema se encuentran los desarrollados en ambientes semiáridos por Baker (1986), quien determinó los rendimientos anuales de agua para diferentes intensidades de corta del arbolado en cuencas cubiertas por *Pinus ponderosa*. Encontrando que los caudales de agua de una cuenca con remoción total aumentaron durante 7 años, y fueron disminuyendo tras la recuperación y crecimiento de los encinos y la vegetación herbácea. Mientras que, en las áreas con intensidad de corta baja y alta, el aumento de rendimiento de agua se mantuvo por 6 y 10 años, respectivamente. Asimismo, identificó que después de cierto tiempo, entre 3 y 4 años, los caudales

comenzaban a disminuir en las cuencas hidrográficas con un alto porcentaje de exposición sur. Estudios con el mismo enfoque fueron desarrollados por Stednick (1996) y Troendle *et al*. (2001).

En años posteriores, Simonin *et al*. (2007) llevaron a cabo experimentos más complejos para entender el efecto de aclareos con fines de restauración sobre los componentes del balance hídrico en bosques del mismo tipo. Se utilizó el enfoque de cuencas pareadas, es decir, estudiaban dos parcelas de las mismas condiciones, una como control y otra con el tratamiento de aclareo. Pusieron especial énfasis en la transpiración de la cobertura aérea, la cual estimaron a partir del flujo de la savia de los árboles y la evapotranspiración del material herbáceo (Simonin *et al*., 2006), calculado a partir de la diferencia entre la precipitación y el cambio en el contenido de agua en el suelo, cuyas mediciones se hicieron en parcelas que excluyeron las raíces de los árboles. En el área bajo tratamiento se redujo el área basal en un 82 % y el índice de área foliar en un 45 %. Resultados importantes indican que la evapotranspiración herbácea fue mayor en áreas bajo el tratamiento de aclareo en comparación con las que no se intervinieron y aumentó durante eventos de sequía extrema, cuando la transpiración aérea fue baja debido al cierre de los estomas. En este estudio se destaca la importancia de eventos de sequía y el clima como factores que influyen en el impacto de la relación disminución de la densidad / balance hídrico en los bosques de pino ponderosa.

En general, bajo condiciones diferentes a eventos de sequía, existen cuantiosas investigaciones en las que se indican que los tratamientos silvícolas que involucran la disminución de la densidad disminuyen considerablemente la

tasa de evapotranspiración (MacDonald y Stednick, 2003; Brown *et al*., 2005; Dung *et al*., 2012; Newton *et al*., 2012; Webb y Kathuria, 2012; Hawthorne *et al*., 2013; Gebhardta *et al*., 2014). Para áreas con bosques mixtos de coníferas, donde la precipitación es mayor que en regiones semiáridas, existe investigación sobre los efectos de los aclareos sobre el escurrimiento superficial y la producción de sedimentos (Madrid *et al*., 2006; Cram *et al*., 2007; Fernald *et al*., 2012). Garduño *et al*. (2015) realizaron un estudio para evaluar la influencia de aclareos sobre el escurrimiento y la producción de sedimentos mediante el uso de simulaciones de lluvia. La vegetación predominante fue *Pseudotsuga menziesii*, *Abies concolor*, *Pinus flexilis* y *Pinus edulis*. En este caso, se tomaron en cuenta dos posiciones (parte alta y parte baja). La posición del paisaje afectó significativamente el escurrimiento y la producción de sedimentos, siendo mayor en la parte baja. En este estudio no detectaron efectos significativos del aclareo en el caudal pico y tiempo de inicio del escurrimiento.

Australia es otro de los países con mayor número de investigaciones en esta área de estudio (Stoneman y Schofield, 1989; Ruprecht *et al*., 1991; Jayasuriya, *et al*., 1993; Stoneman, 1993; Cornish y Vertessy, 2001; Lane y Mackay, 2001). Destacan trabajos como el de Zhang *et al*. (2001), quienes aseguran que las cuencas forestales tienen mayor evapotranspiración que las cuencas con pastizales. Por lo tanto, la gestión del uso de la tierra y las estrategias de rehabilitación tendrán un impacto en la disponibilidad de agua y la recarga de los mantos acuíferos. Asimismo, señalan que algunos de los factores clave sobre la evapotranspiración son la intercepción de lluvia, la radiación neta, el área foliar y la capacidad de almacenamiento de agua de las plantas. Por lo

que la importancia relativa de estos factores depende del clima, suelo y condiciones de vegetación. Bajo estos supuestos, desarrollaron un modelo simple de dos parámetros que relaciona la evapotranspiración media anual con la precipitación, la evapotranspiración potencial y la capacidad de almacenamiento de agua de la planta. El modelo mostró potencial para una variedad de aplicaciones, incluyendo el modelado del rendimiento de agua y la estimación de recarga; siendo una herramienta práctica que puede utilizarse fácilmente para evaluar el efecto de los cambios de vegetación en la evapotranspiración.

Por su parte, Brown *et al*. (2005) analizaron diversos estudios de cuencas pareadas en todo el mundo, para determinar la magnitud de los cambios en el rendimiento del agua en diversas escalas de tiempo, como resultado de cambios en la vegetación. La revisión consideró los cambios anuales en periodos de largo plazo, el patrón de caudales estacionales y los cambios en las curvas de duración del caudal anual y estacional. Dividieron los estudios de cuencas pareadas reportados en la literatura en cuatro grandes categorías: experimentos de forestación, experimentos de deforestación, experimentos de rebrote y experimentos de conversión forestal. Los resultados resaltan la subestimación potencial de los cambios en la disponibilidad de agua si se considera el rebrote de la vegetación para predecir el impacto probable de las alteraciones permanentes en la vegetación de una cuenca. Los cambios estacionales en el rendimiento del agua destacan el impacto proporcionalmente mayor en los caudales base. La comparación de la curva de duración del caudal proporciona

una mayor comprensión del impacto de la vegetación en la distribución de los caudales diarios.

De los estudios más recientes realizados en Australia está el desarrollado por Hawthorne *et al*. (2013), quienes investigaron los efectos a largo plazo de una serie de tratamientos de aclareo (aclareo en parches, aclareo uniforme, aclareo en franjas, eliminación del sotobosque) sobre la estructura de la vegetación y el rendimiento hídrico en bosques de *Eucalyptus regnans*. Se utilizó el método Light Detection and Ranging (LiDAR) para evaluar los cambios posteriores al aclareo en la estructura de la vegetación. Se encontraron aumentos hasta del 36 % en el rendimiento anual de agua durante el post-tratamiento. El aclareo en franjas produjo el mayor aumento acumulativo en el rendimiento de agua, seguido del aclareo uniforme y el aclareo en parches. Un aspecto interesante fue que la magnitud del efecto del tratamiento pareció amplificarse durante un período muy húmedo/seco, lo que puede deberse a cambios posteriores al aclareo en los procesos de generación de escurrimiento. Durante una segunda fase posterior al tratamiento, se detectó una tendencia a la disminución del rendimiento del agua en varias cuencas tratadas. Los perfiles de altura de la copa y el promedio del índice de área foliar que se derivaron de los datos LiDAR, indicaron una recuperación de la cubierta vegetal. Esto puede explicar parcialmente la disminución en el rendimiento del agua. Mientras tanto, la sequía de una década que coincidió con este período de disminución del rendimiento del agua podría haber exacerbado su magnitud.

Otros países como Canadá, Japón, China y Alemania, aunque en menor proporción, también han realizado investigación importante relacionada a los

efectos que cambios de densidades del arbolado tienen en diferentes componentes del balance hídrico (Chen *et al*.,2014; Dung *et al*., 2012; Gebhardta *et al*., 2014; Hottaa *et al*., 2010; Lin y Wei, 2008; Rahman *et al*., 2005; Sohn *et al*., 2013; Wang *et al*., 2013). Lin y Wei (2008), con base en la disponibilidad de datos hidrológicos y climáticos de un gran periodo (1953-2005), al igual que de aprovechamiento forestal a gran escala en una cuenca de Canadá, tuvieron una oportunidad única de estudiar el impacto del aprovechamiento forestal en la hidrología a gran escala. Analizaron los caudales pico, medio y base durante los períodos anuales y otros períodos (primavera, verano e invierno). Los resultados mostraron que el aprovechamiento forestal en la cuenca aumentó significativamente los caudales medio y pico durante los períodos anuales y de primavera. Sin embargo, los caudales medio y pico en los períodos de verano e invierno no se vieron afectados significativamente. Los impactos en el caudal base para todos los períodos estudiados no fueron estadísticamente significativos. Además, concluyeron que los caudales pico de primavera fueron significativamente alterados por el aprovechamiento forestal en esa cuenca hidrográfica de gran escala.

En Japón, Rahman *et al*. (2005), Hottaa *et al*. (2010) y Dung *et al*. (2012) también han hecho aportaciones en esta área de estudio. Por ejemplo, estos últimos autores examinaron el efecto de aclareo en bosques de ciprés japonés (*Chamaecyparis obtusa*) sobre la generación de escurrimiento a nivel de parcela y microcuenca. Se eliminó el 43 % del área basal en la parte alta de la microcuenca tratada y se dejó sin tratamiento al control. En ambas microcuencas, monitorearon el escurrimiento superficial en las parcelas y en las salidas de las

microcuencas, durante un período de dos años antes del aclareo y dos años posterior al aclareo. El análisis de las microcuencas reveló que el escurrimiento anual aumentó después del tratamiento. El escurrimiento tardío aumentó significativamente, mientras que el escurrimiento rápido siguió patrones similares en ambos periodos. La duración del caudal en la corriente intermitente de la microcuenca aumentó de 57 % en el período anterior al aclareo, a 73 % en el período posterior. El escurrimiento a nivel de parcela no incrementó. La mayor disponibilidad de agua en el suelo, causada por la disminución de la pérdida de intercepción y evapotranspiración, aumentó el caudal base después del aclareo en la microcuenca. Este estudio contribuyó a la comprensión de que el efecto de los aclareos es fuertemente dependiente de la escala, un hallazgo importante para optimizar el manejo del agua en las cuencas forestales.

En lo que respecta a China, los investigadores han incluido el componente de humedad del suelo más que en otros países. Las investigaciones hacen énfasis sobre el proceso de infiltración y la dinámica de la humedad del suelo ante los cambios de densidad arbórea, o bien, el diseño de densidades óptimas para proyectos en zonas con limitaciones de agua (He *et al*., 2012; Wang *et al*. 2013; Sun *et al*., 2015; Zhu *et al*., 2017). Chen *et al*. (2014) estudiaron la tasa de infiltración del suelo y la capacidad de almacenamiento de agua del bosque mixto de pino y encino bajo tres tratamientos de intensidad de corta diferentes (15 %, 30 % y 60 %). Los aclareos tuvieron una influencia significativa en la tasa de infiltración del suelo y en la capacidad de almacenamiento de agua. Se demostró que la intensidad de corta del 30 % puede mejorar sustancialmente la tasa de infiltración del suelo y la capacidad de almacenamiento de agua de los bosques

mixtos de pino y encino. La tasa de infiltración inicial del suelo, la tasa de infiltración estable y la tasa de infiltración promedio en el tratamiento de 30 % aumentaron significativamente en comparación con el control. La capacidad máxima de almacenamiento de agua del suelo y la capacidad de almacenamiento de agua no capilar en el tratamiento del 30 % mejoraron significativamente en contraste con el control. La tasa de infiltración del suelo y la capacidad de almacenamiento de agua fueron significativamente mayores en la capa superficial (0-20cm) que en las capas profundas (20-40 cm y 40-60 cm). Se encontró que la propiedad del suelo estaba estrechamente relacionada con la tasa de infiltración del suelo y la capacidad de almacenamiento de agua.

Por otra parte, estudios recientes en Alemania hechos por Sohn *et al*. (2013) y Gebhardta *et al*. (2014) señalan que los eventos intensos y prolongados de sequía provocan un reto para el manejo forestal. Por lo que el aclareo es entendido, además, como una medida silvícola para reducir el riesgo de sequía en los bosques densamente establecidos. Ellos diseñaron un experimento de aclareo de *Picea* spp. de 26 años de edad, compuesto por dos intensidades de corta y un control no tratado. La remoción del 43 % (aclareo moderado) y el 67 % (tratamiento intensivo) del área basal inicial, condujo a una mayor disponibilidad de agua durante el periodo de observación de tres años. La transpiración se redujo en un 25 % con aclareo moderado y aproximadamente en un 50% con el intensivo durante el primer año después de las intervenciones. Sin embargo, las diferencias en transpiración en los tratamientos disminuyeron dentro de los tres años después de la intervención, principalmente debido al aumento de la evapotranspiración adicional del sotobosque en el área bajo

tratamiento intensivo. Sin embargo, debido a una menor intercepción y transpiración en las parcelas intervenidas, tres años después del tratamiento, mostraron todavía un excedente sustancial en el agua del suelo. Los resultados mostraron que los principales factores determinantes del aumento de la intensidad del aclareo fueron la disponibilidad de agua en el suelo y la vegetación emergente del sotobosque. Así, el aclareo moderado repetido, a través del aumento de la disponibilidad de agua a los árboles restantes, puede mitigar el riesgo de sequía en los árboles jóvenes y, por lo tanto, representan una medida silvícola viable para anticipar posibles limitaciones de agua debido al cambio climático.

Derivado del análisis de las investigaciones anteriores y con base en la investigación llevada a cabo por Newton *et. al*. (2015), es un hecho que la intercepción de agua por las copas de los árboles disminuye drásticamente cuando una porción significativa de árboles es removida, resultando en un incremento en la cantidad de agua que llega a la superficie y que contribuye al balance de agua del suelo. Sin embargo, la respuesta hidrológica es altamente variable y depende mucho de las características propias de cada sitio. Los estudios han concluido también que los cambios en el escurrimiento o la humedad del suelo dependen en su mayoría del clima, las especies vegetales y el cambio en la densidad del bosque, de tal forma que es necesario generar información específica, especialmente de los ecosistemas frágiles como los boques semi-secos. Por esta razón, el presente estudio genera información sobre el efecto de la intensidad de corta sobre el comportamiento hidrológico de los bosques de encino-pino en el Estado de Chihuahua.

LITERATURA CITADA

Alix-García, J., A. De Janvry, E. Sadoulet y J. M. Torres. 2009. 10 Lessons learned from Mexico's payment for environmental services program. En L. Lipper, T. Sakuyama, R. Stringer y D. Zilberman, eds. Payment for Environmental Services in Agricultural Landscapes. J. Nat. Resour. Policy Res. 31:163-188.

Alix-García, J., E. Shapiro y K. Sims. 2010. Forest conservation and slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. Working Paper, University of Wisconsin. Madison, E.U.A.

Baker, M. B. 1986. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. Water Resour. Res. 22:67-73.

Berlanga-Robles, C. A., A. Ruiz-Luna, H. O. Covarrubias y R. Hernández-Guzmán. 2011. Patrones de escurrimiento en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, asociados a cambios de uso del suelo: Una aproximación con el modelo del número de curva. Bol. Soc. Geol. Mex. 63:39-52.

Biswas, A. 1970. History of Hydrology. Editorial North-Holland. Amsterdam, Holanda.

Bosch, J. M. y J. D. Hewlett. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. J. Hydrol. 55:3-23.

Bras, R. L. 1990. Hydrology, an introduction to hydrologic science. Addison-Wesley, Reading. MA, E.U.A.

Brown, A. E., L. Zhang, T. A. McMahon, A. W. Western y R. A. Vertessy. 2005. A review of paired catchments studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. J. Hydrol. 310:28-61.

Cantú-Silva, I. y H. González-Rodríguez. 2005. Pérdidas por intercepción de la lluvia en tres especies de matorral submontano. Ciencia UANL. 8:80-85.

Cerdá, A. y J. Rodrigo-Comino. 2020. Is the hillslope position relevant for runoff and soil loss activation under high rainfall conditions in vineyards?. Ecohydrol. Hydrobiol. 20:59-72. doi:10.1016/j.ecohyd.2019.05.006.

Chen, L., Z. Yuan, H. Shao, D. Wang y X. Mu. 2014. Effects of thinning Intensities on soil infiltration and water storage capacity in a Chinese pine-oak mixed forest. Sci. World J. 2014:268157. doi.org/10.1155/2014/268157

Chow, V. T. 1964. Handbook of Applied Hydrology. 1a ed. McGraw-Hill Book Company. New York, E.U.A.

CONAGUA. 2016. Por un México con agua. En: http://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/Mexicoconagua.pdf. Consultado 20 Febrero 2019.

CONAGUA. 2018. Sistema nacional de información del agua: Disponibilidad de acuíferos. En http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema. php?tema=acuiferos. Consultado 12 Enero 2020.

Cornish, P. M. y R. A. Vertessy. 2001. Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in eucalypt forest. J. Hydrol. 242:43-63.

Cram, D. S., T. T. Baker., A. G. Fernald., A. Madrid y B. Rummer. 2007. Mechanical thinning impacts on runoff, infiltration, and sediment yield following fuel reduction treatments in a southwestern dry mixed conifer forest. J. Soil Water Conserv. 62:359-366.

Del Campo, A. D., M. González-Sanchis, A. J. Molina, A. García-Prats, C. J. Ceacero e I. Bautista. 2019. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. Forest Ecol. Manag. 438:163-175.

Del campo, A. D., M. González-Sanchis, A. Lidón, C. J. Ceacero, y A. García-Prats. 2018. Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. J. Hydrol. 556:74-86. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.08.013.

Días, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe y C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the upper Xingu river basin, central Brazil. J. Hydrol. 4:108-120.

Douglass, J. E. 1983. The potential for water yield augmentation from forest management in the Eastern United States. Water Resour. Bull. 19:351-358.

Dueñez-Alanís, J., J. Gutiérrez, L. Pérez y J. Návar. 2006. Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión. Terra Latinoam. 24:233-240.

Dung, B. X., T. Gomi, S. Miyata, R. C. Sidle, K. Kosugi y Y. Onda. 2012. Runoff responses to forest thinning at plot and catchment scales in a headwater catchment draining Japanese cypress forest. J. Hydrol. 444:51-62.

Ellison, D., C. E. Morris, B. Locatelli, D. Shell, J. Cohen y D. Murdiyarso. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. Global Environ. Change. 43:51-61.

Fernald, A., J. Gallegos, D. VanLeeuwen y T. T. Baker. 2012. Evaluation of litter hydrology in ponderosa pine and mixed conifer stands in Northern New Mexico, USA. New Mex. J. Sci. 4:121-136.

Ffolliott, P. F. y C. Stropki. 2008. Impacts of Pinyon-Juniper treatments on water yields: A historical perspective. USDA Forest Service. New Mexico, E.U.A.

Flores-Ayala, E., F. Becerra-Luna, E. Buendía-Rodríguez, F. Carrillo-Anzures, G. H. Terrazas-Gonzáles, T. Pineda-Ojeda y M. Acosta-Mireles. 2013. Intercepción de lluvia por matorral inerme espinoso en Atotonilco el Grande, Hidalgo. Rev. Mexicana Cienc. Agric. 4:285-298.

García, H. y A. Cisneros. 2010. Evaluación de la focalización del Programa de Pagos por Servicios Hidrológicos en México. Documentos de Trabajo. Instituto Nacional de Ecología. México.

Garduño, H. R., A. G. Fernald y D. M. VanLeeuwen. 2015. Noncommercial thinning effects on runoff and sediment yield in a mixed conifer New Mexico forest. J. Soil Water Conserv. 70:25-35.

Gebhardt, T., K. Häberleb, R. Matyssekb, C. Schulzc y C. Ammer. 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. Agric. For Meteorol. 197:235-243.

González-Elizondo, S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González e I. L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la sierra madre occidental, México: una síntesis. Acta Bot. Mex. 100:351-403.

Granada, C. A., E. Ventura, J. Baumann, J. L. Oropeza y N. Mobayed. 2013. Efecto del estado de degradación en la respuesta hidrológica de dos unidades de escurrimiento en la Cuenca del Rio la Sierra, México. Eur. Sci. J. 9:194-210.

Harr, R. D., A. Levno y R. Mersereau. 1982. Streamflow changes after logging 130-year-old Douglas-fir in two small watersheds. Water Resour. Res. 18:637-644.

Harr, R. D. 1983. Potential for augmenting water yield through forest practices in Western Oregon. Water Resour. Res. 19:383-393.

Hawthorne, S. N. D., P. N. J. Lane, L. J. Bren, N. C. Sims. 2013. The long term effects of thinning treatments on vegetation structure and water yield. Forest Ecol. Manag. 310:983-993.

He, L., V. Y. Ivanov, G. Bohrer, J. E. Thomsen, C. S. Vogel y M. Moghaddam. 2013. Temporal dynamics of soil moisture in a northern temperate mixed successional forest after a prescribed intermediate disturbance. Agric. Forest Meteorol. 180, 22-33.

He, Z. B., W. Z. Zhao, H. Liu y X. X. Chang. 2012. The response of soil moisture to rainfall event size in subalpine grassland and meadows in a semi-arid mountain range: a case study in northwestern China's Qilian Mountains. J. Hydrol. 420:183-190.

Hottaa, N., N. Tanakab, S. Sawanoc, K. Kurajib, K. Shirakid y M. Suzukia. 2010. Changes in groundwater level dynamics after low-impact forest harvesting in steep, small watersheds. J. Hydrol. 385:120-131.

INEGI, CONABIO e INE. 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1000000. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática.

Jayasuriya, M. D. A., G. Dunn, R. Benyon y P. J. Oshaughnessy. 1993. Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus regnans*) dominated forests in South-East Australia. J. Hydrol. 150:345-367.

Kuras, P. K., A. Younes y W. Markus. 2012. Forest harvesting effects on the magnitude and frequency of peak flows can increase with return period. Water Resour. Res. 48:1544-1560. doi:10.1029/2011WR010705.

Lane, P. N. J. y S. M. Mackay. 2001. Streamflow response of mixed-species eucalypt forests to patch cutting and thinning treatments. For. Ecol. Manage. 143:131-142.

Lin, Y. y X. Wei. 2008. The impact of large-scale forest harvesting on hydrology in the Willow watershed of Central British Columbia. J. Hydrol. 359:141-149.

MacDonald, L. H. y J. D. Stednick. 2003. Forest and Water: A state of the art review for Colorado. Colorado Water Resources Research Institute. Colorado, E.U.A.

Madrid, A., A. G. Fernald., T. T. Baker y D. M. VanLeeuwen. 2006. Evaluation of silvicultural treatment effects on infiltration, runoff, sediment yield, and soil moisture in a mixed conifer New Mexico forest. J. Soil Water Conserv. 61:159-168.

Madrid, L. 2011. Los pagos por servicios ambientales hidrológicos: Más allá de la conservación pasiva de los bosques. Investigación Ambiental. 3:52-58.

Martínez-Yrizar, A., J. Álvarez-Sánchez y M. Maass. 2017. Analysis and perspectives of the study of terrestrial ecosystems in Mexico: hydrological dynamics and fluxes of nitrogen and phosphorus. Rev. Mex. Biodiv. 88:27-41. doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.008.

Moreno, H. A., H. V. Gupta, D. D. White y D. A. Sampson. 2016. Modeling the distributed effects of forest thinning on the long-term water balance and

streamflow extremes for a semi-arid basin in the southwestern US. Hydrol. Earth Syst. Sci. 20:1241-1267.

Návar, J. 2017. Fitting rainfall interception models to forest ecosystems of Mexico. J. Hydrol. 548:458-470.

Návar-Cháidez, J. J. 2011. Modelación del contenido de agua de los suelos y su relación con los incendios forestales en la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Madera y Bosques. 17:65-81.

Návar-Cháidez, J. J., J. Méndez-González y H. González-Rodríguez. 2007. Intercepción de la lluvia en especies de leguminosas del nordeste de México. Terra Latinoam. 26:61-68.

Newton, B. T., C. Gierke, H. Garduño, N. Canaris y K. Trevor. 2012. Sacramento mountains watershed study-Can we increase our water resources by thinning trees in the mountains? New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. New Mexico, E.U.A.

Newton, B. T., E. Mamer, P. ReVelle y H. Garduño. 2015. Sacramento mountains watershed study–The effects of tree thinning on the local hydrologic system. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. New Mexico, E.U.A.

Perevochtchikova, M. y A. M. Ochoa. 2012. Avances y limitaciones del programa de pago por servicios ambientales hidrológicos en México 2003-2009. Rev. Mex. Cien. For. 3:89-112.

Perlinski, A. T., G. B. Paige, S. N. Miller y A. L. Hild. 2017. Hydrologic response of four ecological sites to natural rainfall events within a semiarid watershed. Rangel. Ecol. Manag. 70:675-82.

Porras, I., M. Grieg-Gran y N. Nenes. 2008. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries. Natural Resource Issues No. 11. International Institute for Environment and Development. London, Inglaterra.

Rahman, A. F. M., H. Hiura, K. Shino y K. Takase. 2005. Effects of forest thinning on direct runoff and peak runoff properties in a small mountainous watershed on Kochi prefecture, Japan. J. Biol Sci. 8:259-266.

Ruprecht, J. K., N. J. Schofield, D. S. Crombie, R. A. Vertessy y G. L. Stoneman. 1991. Early hydrological response to intense forest thinning in southwestern Australia. J. Hydrol. 127:261–277.

Saavedra-Díaz, Z. M. y M. Perevochtchikova. 2017. Evaluación ambiental integrada de áreas inscritas en el programa federal de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Caso de estudio: Ajusco, México.

Investigaciones Geográficas. 93:76-94. doi: dx.doi.org/10.14350/rig.56437.

SEMARNAT, 2010. Atlas de biodiversidad de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. http://gisviewer.semarnat.gob.mx/geointegrador/enlace/atlas2010/atlas_biodiversidad.pdf. Consultado 26 Septiembre 2019.

Simonin, K., T. E. Kolb, M. Montes-Helu y G. W. Koch. 2006. Restoration thinning and influence of tree size and leaf area to sapwood area ratio on water relations of *Pinus ponderosa*. Tree Physiol. 26:493-503.

Simonin, K., T. E. Kolb, M. Montes-Helu y G. W. Koch. 2007. The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine forest stand during and after extreme drought. Agric. For Meteorol. 143:266-276.

Sohn, J. A., T. Gebhardt, C. Ammer, J. Bauhus, K. Häberle, R. Matyssek y T. E. Grams. 2013. Mitigation of drought by thinning: short-term and long-term effects on growth and physiological performance of Norway spruce (*Picea abies*). For. Ecol. Manage. 308:188-197.

Stednick, J. D. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. J. Hydrol. 176:79-95.

Stoneman, G. L., 1993. Hydrological response to thinning a small jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest catchment. J. Hydrol. 150:393-407.

Stoneman, G. L. y N. J. Schofield. 1989. Silviculture for water production in jarrah forest of Western Australia: an evaluation. For. Ecol. Manage. 27:273-293.

Sun F., Y. Lüa, J. Wang, J. Hua y B. Fua. 2015. Soil moisture dynamics of typical ecosystems in response to precipitation: A monitoring-based analysis of hydrological service in the Qilian Mountains. Catena. 129:63-75.

Sun, G., S. G. McNulty, D. M. Amatya, R. W. Skaggs, L. W. Swift Jr, J. P. Shepard y H. Riekerk. 2002. A comparison of the watershed hydrology of coastal forested wetlands and the mountainous uplands in the Southern U.S. J. Hydrol. 263:92-104.

Troendle, C. A., M. S. Wilcox, G. S. Bevenger y L. S. Porth. 2001. The Coon Creek water yield augmentation project: Implementation of timber harvesting technology to increase streamflow. For. Ecol. Manage. 143:179-187.

Troendle, C. A., S. H. MacDonald, C. H. Luce y I. J. Larsen. 2010. Fuel management and water yield in cumulative watershed effects of fuel management in the Western United States. eds. W. J. Elliot, I. S. Miller y L. Audin. U.S. Department of Agriculture/Forest Service. Colorado. E.U.A.

Walker, G. R., L. Zhang, R. W. Ellis, T. J. Hatton y C. Petheram. 2002. Estimating impacts of changed land use and other approaches for management of dryland salinity. Hydrogeol. J. 10:68-90.

Wang, H. M., W. Liu, W. J. Wang y Y. G. Zu. 2013. Influence of long-term thinning on the biomass carbon and soil respiration in a larch (*Larix gmelinii*) forest in Northeastern China. The Scientific World Journal. doi.org/10.1155/2013/865645.

Webb, A. A. y A. Kathuria. 2012. Response of streamflow to afforestation and thinning at Red Hill, Murray Darling basin, Australia. J. Hydrol. 412:133-140.

Wood, M. K. y N. Javed. 2001. Hydrologic and vegetal responses to fuelwood harvest and slash disposal in a Pinyon Pine and Juniper dominated grassland. New Mexico Water Resources Research Institute. New Mexico, E.U.A.

Zhang, L., W. R. Dawes y G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resour. Res. 37:701-708.

Zhu, X., Z. B. He, J. Dua, L. F. Chen, P. F. Lin y J. Li. 2017. Temporal variability in soil moisture after thinning in semi-arid *Picea crassifolia* plantations in northwestern China. Forest Ecol. Manag. 401:273-285.

STUDY I. HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO: FACTORS CONTROLLING SURFACE RUNOFF

BY:

Argelia Emelina Rascón-Ramos[a], Martín Martínez-Salvador[a], Gabriel Sosa-Pérez[b*], Federico Villarreal-Guerrero[a], Alfredo Pinedo-Alvarez[a], Eduardo Santellano-Estrada[a]

[a] Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México. [b] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental La Campana, Chihuahua, México.

[*]Correspondence: Gabriel Sosa-Pérez. INIFAP, Km 33.3 Carretera Chihuahua-Ojinaga, Aldama, Chihuahua, México. C.P. 32910. E-mail: sosa.gabriel@inifap.gob.mx,

DOI: https://doi.org/10.1080/15324982.2020.1783026

RESUMEN

COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN BOSQUE SEMI-SECO EN EL NORTE DE MÉXICO: FACTORES QUE CONTROLAN EL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL

POR:

M.C. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Doctorado en Recursos Naturales

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Martín Martínez Salvador

La comprensión de los procesos hidrológicos en las zonas de transición entre ecosistemas semiáridos y templados es fundamental, ya que estas áreas son particularmente sensibles a los cambios en las precipitaciones y la cobertura del suelo. Los objetivos fueron: 1) determinar los factores más críticos en la generación de escurrimiento superficial durante una temporada de lluvias; y 2) analizar el efecto de diferentes variables de precipitación y humedad del suelo sobre la cantidad de escurrimiento superficial. El área de estudio se encuentra en un bosque semi-seco en el estado de Chihuahua, México. Las variables de vegetación, suelo y precipitación se monitorearon en tres microcuencas (0.19-0.27 ha) en 2018. La intensidad máxima de lluvia de 30 minutos, la precipitación y la humedad del suelo fueron las principales variables que controlaron el escurrimiento superficial. La intensidad de la lluvia se relacionó mejor con la cantidad de escurrimiento superficial, con un aumento en el escurrimiento cuando

la intensidad de la lluvia fue mayor a 25 mm h^{-1}. Los coeficientes de escurrimiento más altos (10 %) ocurrieron solo cuando la intensidad de lluvia excedió los 30 mm h^{-1}. De manera similar, el escurrimiento superficial solo se activó cuando la precipitación excedió los 20 mm o cuando la humedad máxima por evento de lluvia excedió el 30 %. Solo el 10 % de los eventos superó estos umbrales, lo que indica la dificultad de la generación de escurrimiento en las zonas de transición. La intercepción (36 %; D.E. = 30.7 %) y la drástica disminución de la humedad del suelo después de cada tormenta, sugieren que más del 90 % de la lluvia se perdió por evapotranspiración. Nuestros resultados sugieren que la recarga de agua subterránea, en un año dado en estas zonas de transición, está altamente relacionada con el número de eventos de lluvia de baja intensidad y larga duración.

Palabras clave: ecosistemas semiáridos, relación lluvia-escurrimiento, recarga de acuíferos, manejo forestal, resiliencia de ecosistemas, monitoreo de cuencas.

ABSTRACT

HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO: FACTORS CONTROLLING SURFACE RUNOFF

BY:

ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

The understanding of the hydrological processes in transitional zones between semi-arid and temperate ecosystems is essential since these areas are particularly sensitive to changes in precipitation and land cover. The objectives were to: 1) determine the most critical factors in the generation of surface runoff during one rainy season; and 2) analyze the effect of different rainfall variables and soil moisture on the amount of surface runoff. The study area is in a semi-dry forest in the state of Chihuahua, Mexico. Vegetation, soil, and precipitation variables were monitored on three micro-catchments (0.19-0.27 ha) in 2018. Maximum 30-min rainfall intensity, rainfall depth, and soil moisture were the main variables controlling surface runoff. Rainfall intensity was better related to the amount of surface runoff, with an increase in runoff when rainfall intensities were greater than 25 mm hr^{-1}. The highest runoff coefficients (10 %) occurred only when rainfall intensity exceeded 30 mm h^{-1}. Similarly, surface runoff was only activated when rainfall depth exceeded 20 mm, or when the maximum volumetric water content by rainfall event exceeded 30 %. Only 10 % of storms exceeded these thresholds, indicating the difficulty of runoff generation in transitional zones. The interception (36 %; s.d. = 30.7 %), and the drastic decrease in soil moisture after each storm, suggest that more than 90 % of the rainfall was lost by evapotranspiration. Our findings suggest that the groundwater recharge in a

given year in these transitional zones is highly related to the number of low intensity and long duration rainfall events.

Keywords: semi-arid ecosystems, rainfall-runoff relationship, aquifer recharge, forest management, ecosystem resilience, watershed monitoring.

INTRODUCTION

Climate and geology, and the interface between these two systems are the main factors controlling the supply of surface water and groundwater (Bras 1990; Chow 1964). Between these two systems, vegetation plays a significant role, and a clear understanding of the linkages between vegetation and surface water is a critical step in developing adequate land and water management practices (MacDonald and Stednick 2003; Newman et al. 2006). This understanding is especially crucial in semi-arid environments or transitional zones between semi-arid and temperate ecosystems, where water availability is particularly vulnerable and sensitive to changes in precipitation and land cover (Del Campo et al. 2018; Polyakov et al. 2010).

The understanding of water dynamics in transitional zones has not been easy since the hydrological response is highly variable and depends on several factors (Gebhardt et al. 2014; Han et al. 2018). In the field of vegetation and runoff, hydrologists of different countries and ecosystems have conducted extensive studies, concluding that forest clearing generally increases water yield (Baker 1986; Moreno et al. 2016). Baker (1986), showed that water yield increased from a completely cleared watershed during at least seven years, but runoff decreased after recovery and growth of vegetation. Keesstra et al. (2007), noted that water discharge decreased 81 % after a watershed was covered by forests in 73 % of its area during fifty years. Some studies also found that vegetation type is relevant for surface runoff (Chandler et al. 2018). Cerdá et al. (2017) reported that surface runoff under pine trees (*Pinus halepensis* M.) was six times higher (232 mm, 8.31 %) than runoff under Holm oaks (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* L.) (40 mm, 1.4

%). Cantú and González (2001) also found differences in rainfall interception between Oak (Quercus sp.) and Pine forest (*Pinus pseudostrobus* Lindl.) in Northeast of Mexico, with interception loss going from 19.2 %, 13.6 % and 23 % for the pine, oak, and pine-oak canopies, respectively. These and other factors affect interception, resulting in highly variable interception rates going from 14 % in tropical ecosystems, 18 % in temperate, 26 % in dry tropical, and 22 % in arid and semi-arid zones, being able to reach 100 % in arid zones (Návar 2017).

Numerous other factors can significantly affect surface runoff, including slope (Cerdá and Rodrigo-Comino 2020), soil depth (Sharpley 1985), surface roughness (Zhao et al. 2018), soil organic matter, and soil texture (Jourgholami and Labelle 2020; Polyakov and Rattan 2008). Rainfall (including rainfall depth, intensity, and duration) is another primary control on surface runoff that has been widely studied and is still analyzed (Chen et al. 2018; Farrick and Branfireun 2014). Among the rainfall characteristics, rainfall intensity and depth are the two primary factors influencing runoff (Perlinski et al. 2017). Runoff coefficients of semi-arid watersheds have been reported from <1 % to 9 % (Del Campo et al. 2019), with a linear relationship between runoff and rainfall, especially when mean annual precipitation is less than 500 mm (Wang et al. 2018). In southern Arizona (USA), maximum 30 min rainfall intensity was the primary factor affecting runoff, and runoff was the best predictor for sediment yield, explaining up to 90 % of its variability in semi-arid rangeland watersheds (Polyakov et al. 2010). Several other studies have also investigated the effects of rainfall on runoff and soil erosion under natural or simulated rainfall conditions (Sosa-Pérez and MacDonald 2017; Vásquez-Méndez et al. 2010; Walega et al. 2020).

Runoff generation mechanisms and processes not only depend on conditions during rainfall but conditions in advance of storms such as soil moisture (Beven 2000). Nonetheless, it has been reported that the antecedent moisture condition has relatively little effect on storm runoff in southeast Arizona because of high soil permeability (Schreiber and Kincaid 1967). Zhang et al. (2011) found that the low variability of soil moisture in a dry-land environment in Arizona (8% over nine years) accounts for the relative lack of significance in runoff models. Finally, Zhang et al. (2019) also investigated the influence of soil moisture content on time to runoff initiation, and they found that soil moisture content at 0-5 cm depth and time to runoff were negatively correlated, indicating that soil moisture content was the main influential factor of runoff initiation and rainfall intensity was the second. Since water is the primary limiting resource in transitional zones, further studies are fundamental to understand the hydrological behavior of these ecosystems better.

Transitional zones in Mexico occupy approximately 220 000 km^2 (INEGI, CONABIO, and INE 2008). From this area, Chihuahua State has 57 000 km^2 between 1400 and 2600 m of elevation, where a semi-dry climate and grassland mixed with oak-pine forest predominate (CONAFOR 2014; González-Elizondo et al. 2012). Transitional zones in Chihuahua are essential, as these zones are providers of ecosystem services, mainly water, but these zones are facing many challenges, including erosion associated with vegetation change and overgrazing (CONAGUA 2018; González-Elizondo et al. 2012). Soil and water conservation in these areas should be an essential component of ecosystem management and a requirement for achieving sustainable productivity (Keesstra et al. 2018;

Mohammad and Adam 2010). Such is the importance of the soil, that its conservation has been recognized as a priority for the achievement of the United Nations Sustainable Development Goals (Keesstra et al. 2016; Keesstra et al. 2018). Unfortunately, hydrological studies in the transitional zones of Mexico are limited, as long periods of observation are required to evaluate the impacts of management and land use (Polyakov et al. 2010). Nevertheless, studies for a limited time and specific purposes are a valuable source of information for a better understanding of runoff generation processes in these zones. Hence, the objective of this study was to evaluate the influence of rainfall characteristics, soil moisture, and vegetation cover on the hydrological behavior of three micro-catchments (0.19-0.27 ha) located in a transitional zone or semi-dry forest in Chihuahua, Mexico. The specific objectives were to: 1) determine the most critical factors in the generation of surface runoff during one rainy season; and 2) analyze the effect of different rainfall variables and soil moisture on the amount of surface runoff. Our hypothesis was that surface runoff at the micro-catchment scale is mainly driven by rainfall intensity and rainfall duration, and that the threshold of rainfall for surface runoff is highly variable as it depends on the antecedent moisture condition.

METHODS

Study Area

The study area is in the Hydrological Region Cuencas Cerradas del Norte (RH34) (INEGI 2003), within the Santa Maria river watershed in the municipality of Namiquipa, Chihuahua State, Mexico (Figure 1). The climate is semi-dry and semi-cold with a mean annual temperature of 14.8 °C. The area has a mean annual precipitation of 494 mm that falls as rain primarily (80 %) between June and October (CONAGUA 2020). The highest temperatures in the year are during this rainy season, and the mean temperature during these months is 19.4 °C, while the mean maximum temperature during the same period is 27.3 °C. The mean annual evaporation is 1878 mm and about 59 % occurs between March and July (CONAGUA 2020). The area is at an elevation of 2150 m where oak-pine forest represented by *Quercus hypoleucoides* A. Camus, *Quercus grisea* Liebm*,* and *Pinus engelmannii* Carriere, predominate. The soil is haplic Phaeozem, derived from the disintegration of igneous rocks with a loamy-clay texture (FAO 2014). The study area is representative of transitional zones in Chihuahua State with a relatively high density of trees in oak-pine forests.

Monitoring Period and Experimental Setup

The monitoring period was from June 1 to October 31, 2018, which corresponds to the summer rainy season (CONAGUA 2020). Three micro-catchments with natural limits, similar soil, and vegetation characteristics were selected (Figure 1). The areas of the micro-catchments were 0.27, 0.20, and 0.19 ha for micro-catchments 1, 2, and 3, respectively. Variables monitored in each micro-catchment are presented in Table 1.

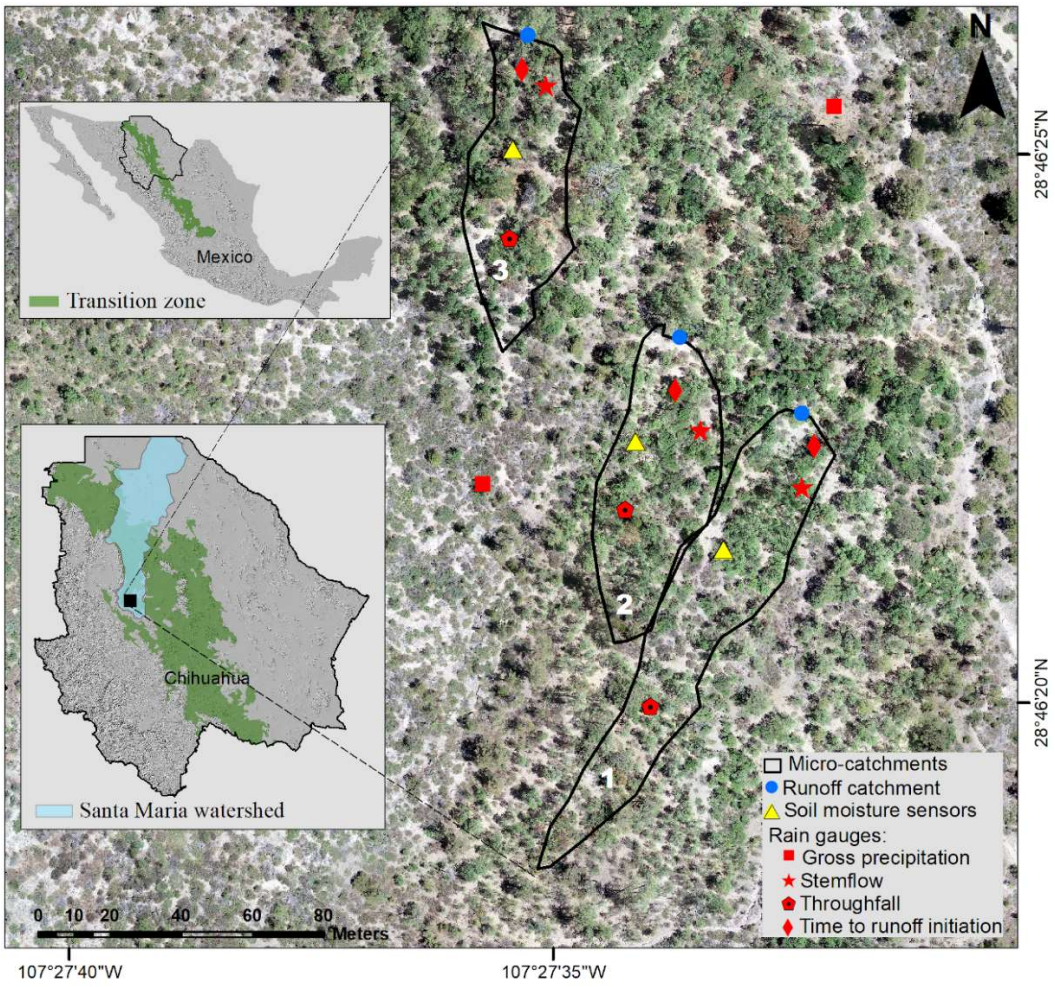


Figure 1. Location of micro-catchments and an aerial image of a drone showing the location of the monitoring equipment in the study area.

Vegetation and soil characteristics. Tree diameters at breast height, total height, and crown diameter were measured on each catchment. Then, the basal area and canopy cover per hectare were obtained, as well as the number and absolute density of trees (Romahn and Ramírez 2010) (Table 1). Ground cover was estimated using 20 squares of 0.75 m each side, distributed every 8 m on both sides of the channel inside each catchment (Figure 2). Digital photographs were taken 1.3 m above each square to calculate the percent cover by litter, herbaceous vegetation, and bare soil. Photographs were analyzed using

the SamplePoint 1.59 Software (Booth et al. 2006). The slope was measured using a Brunton clinometer. The surface roughness was measured by placing a thin chain on the ground, and calculated as the original chain length divided by the distance from one end to the other while the chain was lying on the surface (Sosa-Pérez and MacDonald 2017). Soil depth was measured in three soil profiles on each catchment.

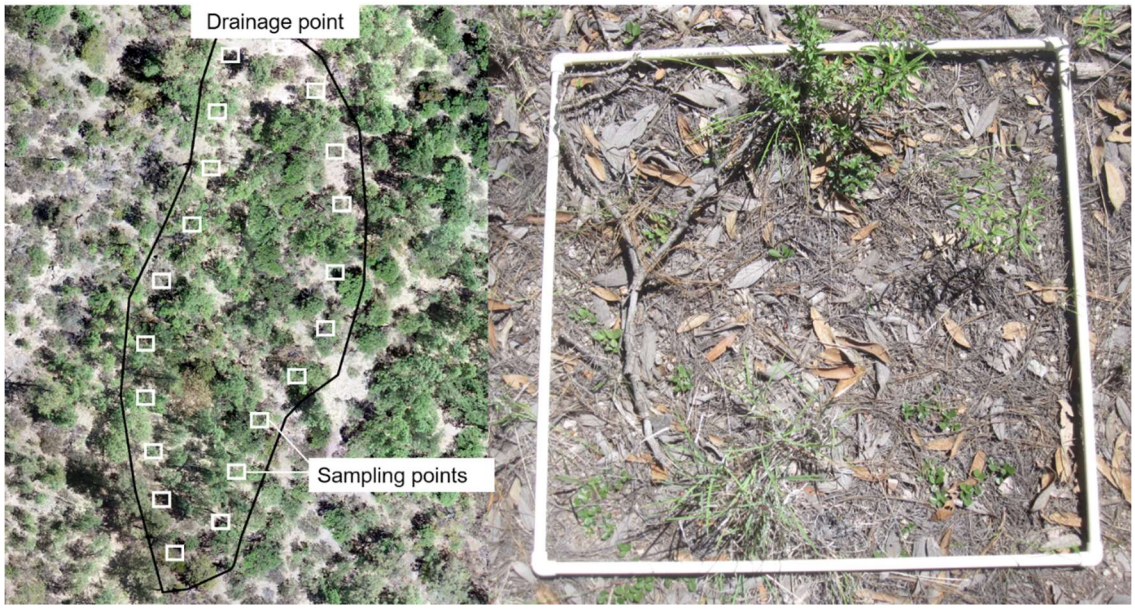


Figure 2. Distribution of sampling points (left), and a square showing the typical ground cover at the study area (right).

Table 1. Variables evaluated in the generation of surface runoff of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico

Factor	Variable	Abbreviation	Unit	Reference
Vegetation	Basal area	Ba	m^2 ha^{-1}	Romahn and Ramírez 2010
	Canopy cover	Cc	%	
Soil characteristics	Ground cover (Litter, herbaceous vegetation, and bare soil)	Lc, Hc, Bs	%	Booth et al. 2006
	Slope	S	%	Sosa-Pérez and MacDonald 2017
	Roughness	Rg	dimensionless	
	Soil depth	Sd	m	
Precipitation	Rainfall depth	R	mm	HOBOWare Pro (Onset Computer Corporation 2018)
	Storm event duration	D	h	RIST 3.94 (USDA 2015)
	Maximum 30 min rainfall intensity	I_{30}	mm h^{-1}	
	Antecedent precipitation index	API	mm	Dunne and Leopold 1978
Interception	Throughfall	Tf	mm	Contreras-Hinojosa et al. 2015
	Stemflow	Sf	mm	
Infiltration	Soil infiltration capacity	Inf	mm h^{-1}	Chen et al. 2014; Sosa-Pérez and MacDonald 2017
Soil moisture	Volumetric water content	VWC	V%	Spectrum Tech 2018
Runoff	Surface runoff	SR	m^3 ha^{-1}	Pinson et al. 2004

Precipitation. Two tipping bucket rain gauges (RainWise Inc) were installed to measure gross precipitation with each tip representing 0.25 mm of rainfall (Figure 1). Rainfall data was periodically downloaded using HOBO-Ware Pro software (Onset Computer Corporation 2018), and data were analyzed using the RIST (Rainfall Intensity Summarization Tool) version 3.94 (USDA 2015). Rainfall events were separated from each other by periods of 6 hours with less than 1.27 mm of rain. Total rainfall (R), event duration (D), beginning and ending time, and maximum 30-min rainfall intensity (I_{30}) were calculated for each rainfall event. The Antecedent Precipitation Index (API) was calculated following Dunne and Leopold (1978). API is a running day by day measure of catchment wetness based on the rainfall that has occurred over preceding days. It assumes natural drainage with evapotranspiration reducing soil moisture continuously at a logarithmic rate.

Interception. Three "V" shaped PVC gutters were designed to measure throughfall at 1.5 m above the ground level (Del Campo et al. 2018). The area of the gutter was 0.44 m^2. Two gutters were installed under oak trees on micro-catchments 1 and 2, while one gutter was installed under a pine tree on micro-catchment 3. The water collected was directed to tipping bucket rain gauges with datalogger WatchDog 1120, configured to record every 30 minutes. The amount of water that crossed the foliage was extrapolated to the total canopy cover (oak or pine) of each catchment (Contreras-Hinojosa et al. 2015; Gómez-Tagle et al. 2015). Stemflow was measured by collecting water from a plastic hose attached to a tree stem in

each micro-catchment (Gómez-Tagle et al. 2015). The water collected was led to a rain gauge with the same characteristics as those used for throughfall. Stemflow was calculated by dividing the recorded water volume by the crown area and extrapolating to the total canopy cover (oak or pine) (Barbosa-Moreno et al. 2016; Contreras-Hinojosa et al. 2015). The interception was obtained by following Equation 1, where I represents the interception, R the total rainfall, Tf represents throughfall, and Sf the stemflow:

$$I = R - (Tf + Sf) \quad \text{(Eq. 1)}$$

Infiltration. Three infiltration tests were performed on representative areas of each catchment using a cylinder infiltrometer (Chen et al. 2014). The cylinder was 12 cm high with 20 cm of diameter. The cylinder was buried to a depth of 5 cm, and water was added to a flood depth of 4 cm. Water was added every minute for one hour until a constant infiltration rate was obtained. The infiltration capacity of the soil was considered as the average infiltration rate of the last five minutes of each test (Sosa-Pérez and MacDonald 2017).

Soil moisture. Volumetric water content (VWC) was recorded every 30 minutes at 20 cm depth using two WaterScout SM100 sensors on each catchment (Figure 1). The sensors were connected to a WatchDog 1000-series micro station (Spectrum Technologies Inc 2018). We used only the

maximum values of VWC during each rainfall event to find the relationship with surface runoff.

Surface runoff. Surface runoff at the outlet of the micro-catchments was measured following Pinson et al. (2004). The drainage point on each catchment was first identified, and then a small water dam was built to collect the surface runoff and direct it to a container through a PVC pipe (Figure 3). Three aluminum containers of 55 cm of diameter and 112 cm height were used on each catchment. The first two containers had a crown with 15 triangular notches that divided the overflow of water once the container was full. The flow of one notch of the first container was then directed to a second container, and this to a third container (Figure 3). Surface runoff for each rainfall event was measured directly in the containers plus the water overflow by the notches using Equation 2, where: SR: Surface runoff (m^3). VC: Water volume in container 1, 2, and 3, respectively (m^3):

$$SR = (VC1) + (VC2 * 15) + (VC3 * 15 * 15) \quad \text{(Eq. 2)}$$

Surface runoff from each rainfall event (m^3) was normalized by the area (ha) of each catchment, and then runoff coefficients (Rc) were calculated by dividing the drained volume by total rainfall. The beginning and ending time of surface runoff during each rainfall event was also recorded with a tipping bucket rain gauge located under a small perforation in the PVC pipe that collected the water from the dam on each catchment. The rain gauge was covered as to only receive the water that went through the perforation of the pipe. This information was used to determine the time to runoff initiation (TRI) after the beginning of each rainfall event.

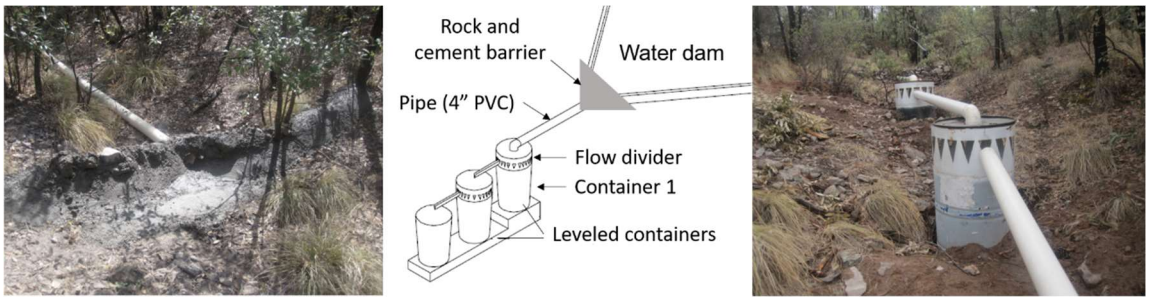


Figure 3. Small water dam of one of the micro-catchments (left); set of containers in a diagram (middle); and containers in the field (right).

Data Analysis

The effect of vegetation, soil, and precipitation variables (Table 1) on surface runoff was analyzed using Principal Components Analysis (PCA) and Multiple Linear Regression (MLR) for all rainfall events (Bro and Smilde 2014). MLR was performed using stepwise model selection (Di Rienzo and Casanoves 2005), and the relative importance of each variable selected by the model was obtained using the Relaimpo package in R (R Core Team 2019; Méndez-Suárez 2019). Runoff data was transformed to base 10 logarithm to meet normality assumptions, and variables were only included in the model if they were significant at $p \leq 0.05$. Data were also analyzed using Linear Mixed Models with repeated measurements in PROC MIXED (SAS Institute Inc 2002-2010). The random subject was each micro-catchment with 51 repeated measurements corresponding to 51 rainfall events. The between-subject variables were those of soil and vegetation, while the within-subject factors were the precipitation variables. Simple Linear Regressions (SLR) were used to evaluate the interrelationships between the amount of surface runoff and precipitation variables, including VWC. Finally, SLR was also used to explain the relationships

between the time to runoff initiation (TRI) with total rainfall, I_{30}, and VWC.

RESULTS

Vegetation and Soil Characteristics

Vegetation and soil characteristics were similar among the three micro-catchments with relatively small differences (Table 2). The basal area of micro-catchments 1 and 2 was close to the mean of 23.7 m^2 ha^{-1}, while the basal area of micro-catchment 3 was slightly higher with 26.9 m^2 ha^{-1}. The larger basal area of catchment three was not related to the number of trees, since catchment one had more trees (2381 trees ha^{-1} compared to 2170 and 2150 trees ha^{-1} in catchments 2 and 3), and this was reflected in more canopy coverage (Table 2). The difference in basal area of catchment 3 was due to the size of the trees, as average diameters in catchments 1, 2, and 3, were 10 cm, 9 cm, and 12.5 cm, respectively. Tree heights were also higher in catchment 3 with a mean of 5.5 m, compared to 5.0 m and 4.5 m in catchment 1 and 2.

Ground cover was mainly litter (68.8 %), with slight variation among the catchments. Catchment 1 had less litter and slightly higher values of bare soil. This difference seems to be inconsistent given that we found that canopy cover favors ground cover; however, this is explained by the overlapping of the crowns, leaving open spaces with more bare soil between groups of trees. We assume that there are no significant changes in the ground cover throughout the year, as the decomposition rate is prolonged, and much of the litter covering the soil has been there for several seasons (Figure 2). Canopy coverage by some deciduous trees could change seasonally; however, this is not relevant for this study as most of the rain occurs during the time that deciduous trees have leaves.

Soil depth was slightly deeper in catchments 2 and 3 compared to the 29

cm in catchment 1, which is not important as the area of catchment one was higher, and we did not find significant differences in the mean infiltration capacity of the soil among the catchments. The mean infiltration capacity was 146 mm h^{-1} (s.d. = 31 mm h^{-1}).

Table 2. Mean and standard deviation (s.d.) of vegetation and soil characteristics of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico

Variable	Catchment 1	Catchment 2	Catchment 3	Mean	s.d.
Basal area (m^2 ha^{-1})	22.4	21.9	26.9	23.7	2.7
Canopy cover (%)	110.5	89.7	106.4	102.2	11.0
Litter (%)	60.4	69.7	76.4	68.8	8.0
Herbaceous vegetation (%)	16.0	18.4	11.0	15.2	3.7
Bare soil (%)	23.6	11.9	12.6	16.0	6.5
Slope (%)	10.3	11.5	12.0	11.27	0.9
Surface roughness	0.947	0.945	0.954	0.948	0.004
Soil depth (cm)	29.0	48.0	47.0	41.3	10.6

Precipitation and Surface Runoff

Rainfall during the study period was 470 mm, corresponding to 82 % of 570 mm of total rainfall recorded in 2018, and 16 % higher than the long-term average (30 years) of 394 mm for the same rainy period (CONAGUA 2020). Fifty-one rainfall events were recorded during the study period (Figure 4a) with a mean rainfall depth of 8.9 mm (s.d. = 10.9 mm) and a mean rainfall duration of 6.9 h (s.d. = 5.4 h). Seventy-five percent of the rainfall events were less than 10 mm, and there were only three significant events with 34, 37, and 59 mm, respectively. These three events accounted for 28 % of total rainfall. Most rainfall events were low intensity, as the mean I_{30} was 8.8 mm h^{-1} (s.d. = 10.1 mm h^{-1}), and only five events were higher than 25 mm h^{-1}. The Antecedent Precipitation Index fluctuated between 1.4 and 79 mm during the monitoring period.

Although some small rainfall events were recorded at the beginning of the study period, soil moisture remained very low and relatively constant during that time (Figure 4a, and 4b). Mean soil moisture between June 1 and July 9 was only 1.8 % (s.d. = 0.6 %). It was not until July 10 that a heavy storm increased the maximum soil moisture above 40 %. However, soil moisture declined sharply immediately after this rainfall event. This pattern was observed during the whole study period with maximum soil moisture by rainfall event increasing to more than 45 % when rainfall depth was more than 30 mm, followed by a sharp decline after each rainfall event (Figure 4a, and 4b). Overall, there were few events of runoff, considering the relatively high number of rainfall events (Figure 4c).

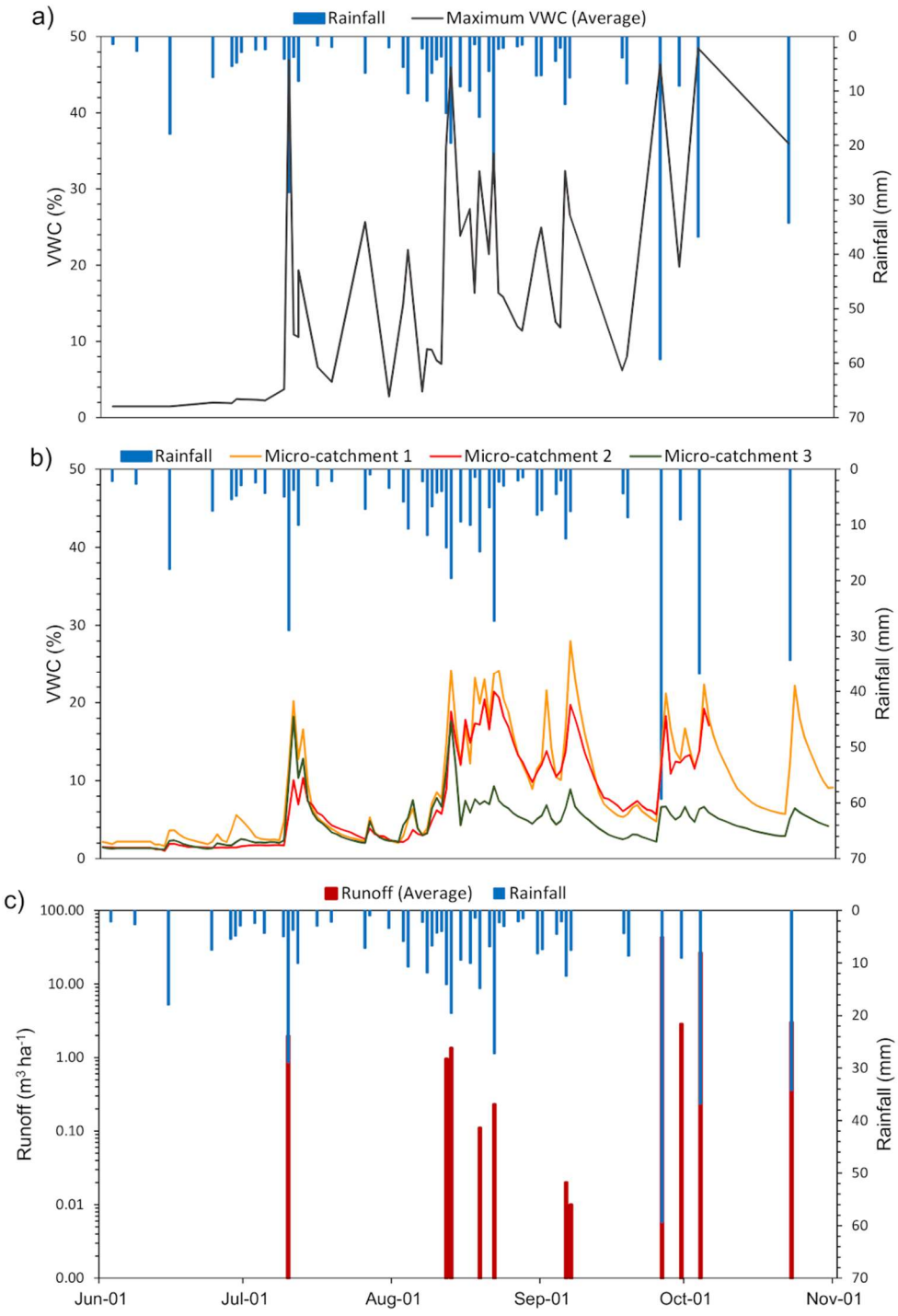


Figure 4. a) Rainfall and the average of the maximum volumetric water content of the three micro-catchments by each rainfall event; b) rainfall and daily volumetric water content by micro-catchment; and c) rainfall and average surface runoff of the three micro-catchments.

Only nine rainfall events produced surface runoff in catchments 1 and 3, and 10 rainfall events in catchment 2 (Table 3). Runoff coefficients by rainfall event varied from zero to 10 %, corresponding to a water volume between zero and 56 m^3 ha^{-1} (0 - 5.6 mm). The mean of the runoff coefficient, for the three micro-catchments during the entire study period, was only 1.7 % or 7.9 mm. There were only two large rainfall events, on September 26 and October 4, that produced runoff coefficients above 6% in all catchments (Table 3). Overall, the mean runoff coefficient for rainfall events that produced runoff was slightly higher for micro-catchment 2 with 3.1 %, while the means for the micro-catchments 1 and 3 were 1.5 % and 2.0 %, respectively.

The rainfall intercepted by the vegetation was relatively high, with a mean of 36 % (s.d. = 30.7 %) or 167 mm of total rainfall. Of the remaining rainfall, 63 % corresponded to throughfall and less than 1 % to stemflow. Overall, oak trees had a higher interception (37 %) compared to pine trees (22 %). The interception was also higher in small and low rainfall intensity events, with values between 50 % and 95 % when R<10 mm and I_{30} <10 mm h^{-1}. In these small rainfall events, however, we found that pines were able to intercept more rainfall (77 %) compared to oaks (51 %).

Table 3. Rainfall events that produced surface runoff from June 1 to October 31, 2018, in three micro-catchments of a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico

Date	Rainfall (mm)	Surface runoff (m^3 ha^{-1})			Runoff coefficient (%)		
		Catchment			Catchment		
		1	2	3	1	2	3
Jul-10	29	0.51	1.85	3.53	0.18	0.65	1.23
Aug-12	14	0.26	0.90	1.72	0.18	0.64	1.22
Aug-13	20	0.37	1.25	2.39	0.19	0.64	1.22
Aug-19	15	0.13	0.20	0	0.09	0.14	0
Aug-22	27	0.23	0.37	0.09	0.09	0.14	0.03
Sep-06	12	0.04	0	0.02	0.03	0	0.02
Sep-07	8	0	0.02	0.01	0	0.03	0.01
Sep-26	59	35.96	55.79	36.76	6.10	9.50	6.30
Sep-30	9	0	8.51	0	0	9.40	0
Oct-04	37	22.32	34.63	22.82	6.00	9.39	6.20
Oct-23	34	0.62	0.89	7.54	0.18	0.26	2.20
	Total	60.40	104.40	74.90			
	Mean	6.70	10.40	8.30	1.50	3.10	2.00

Controls on Surface Runoff

Pearson correlation coefficients (r) indicated that runoff was strongly and positively correlated with rainfall depth, $I_{30,}$ and VWC ($r = 0.85, 0.86, 0.75$; $p < 0.0001$). Runoff was also positively and significantly correlated with API, although to a lesser extent ($r = 0.51$; $p < 0.0001$). Neither runoff nor soil moisture showed a significant correlation with vegetation and soil variables (Table 4).

PCA analysis showed that the first three components accounted for 85% of the total variance. Correlation coefficients, eigenvectors, and their graphic representations for each of the Principal Components (PC) are in Table 5 and Figure 5. PC1 represented 36.8 % of the total variability, while PC2 and PC3 represented 27.7 % and 20.3 %, respectively (Table 5). The PC1 characterizes litter cover (Lc), associated with slope (S), and to a lesser extent, the soil depth (Sd). PC2 is the component that characterizes the importance of runoff. Surface runoff was mainly influenced by rainfall intensity (I_{30}), rainfall depth (R), soil moisture (VWC) and to a lesser extent to the antecedent precipitation index (API) (Figure 5), being opposed to surface roughness (Rg) and canopy cover (Cc). The PC3 characterizes surface roughness (Rg), associated to a lesser extent with bare soil (Bs) and opposed to herbaceous vegetation cover (Hc). Overall, the runoff was associated with precipitation variables ($r = 0.70 - 0.93$; $p < 0.0001$) and are framed with an ellipse in Figure 5.

Table 4. Pearson correlation coefficients (r) between surface runoff (SR) and soil moisture content (VWC) with rainfall, vegetation, and soil characteristics

	R	**D**	**I_{30}**	**SR**	**VWC**	**API**	**Ba**
SR	0.85*	0.10	0.86*	1.00	0.75*	0.51*	-0.01
VWC	0.70*	0.07	0.77*	0.75*	1.00	0.68*	-0.15
	Cc	**Hc**	**Lc**	**Bs**	**Rg**	**Sd**	**S**
SR	-0.03	0.02	0.01	-0.03	-0.03	0.03	0.02
VWC	-0.03	0.16	-0.09	0.01	-0.16	-0.01	-0.06

* Significance level α = 0.05.

n = 153 rainfall events.

R: Rainfall depth; D: Duration of the rainfall event; I_{30}: Maximum 30-minute rainfall intensity; SR: Surface runoff; VWC: Volumetric water content; API: Antecedent Precipitation Index; Ba: Basal area; Cc: Canopy cover; Hc: Herbaceous cover; Lc: Litter cover; Bs: Bare soil; Rg: Roughness; Sd: Soil depth; S: Slope.

Table 5. Statistics of the three principal components and variables that explain the greater variability of data

PC	Eigenvalue	Proportion	Cumulative	Variable	Eigenvector
1	5.153	0.368	0.368	Litter cover	0.439
				Slope	0.437
2	3.881	0.277	0.645	I_{30}	0.471
				Surface runoff	0.462
				Rainfall depth	0.461
3	2.854	0.203	0.849	Roughness	0.542
				Herbaceous vegetation	-0.487

n=153 rainfall events.

I_{30}: Maximum 30 min rainfall intensity.

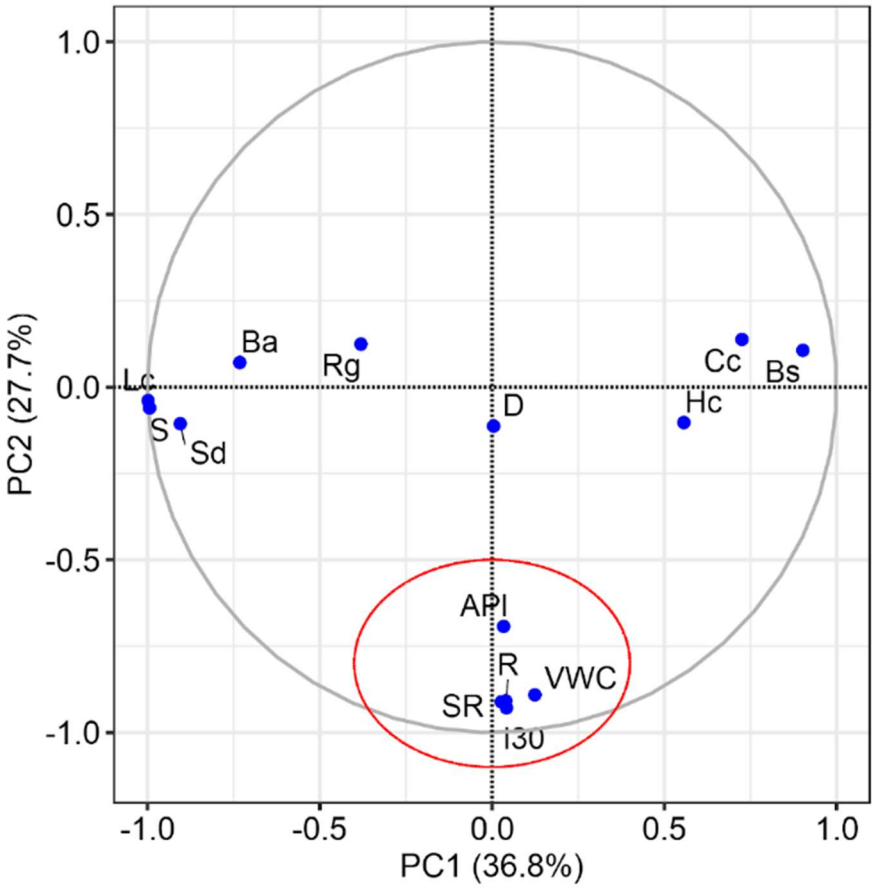


Figure 5. Dispersion of vegetation, soil, and precipitation variables comparing components 1 and 2. The ellipse shows the variables for PC2.

Linear mixed models with repeated measurements and multiple linear regression results were similar as both indicated that rainfall intensity, total rainfall, and soil moisture had the most significant influence on runoff. The coefficients and relative importance of each variable are shown in Table 6. Rainfall intensity (I_{30}) was an essential variable followed by rainfall depth and soil moisture (VWC). In contrast to the PCA, the regression model did not select the API and rainfall duration. Similarly, the model did not select vegetation and soil characteristics.

Table 6. Parameters and relative importance of the variables that explain surface runoff

Variable	Coefficient	p-value	Relative importance	Importance order
Intercept	-4.647	< 0.0001		
Rainfall depth	0.058	0.0003	0.36	2
I_{30}	0.051	0.0007	0.37	1
VWC	0.026	0.0001	0.27	3

n=153 rainfall events

Model: $R^2 = 0.78$; $p < 0.0001$

I_{30}: Maximum 30 min rainfall intensity; VWC: Volumetric water content.

Effects of Precipitation Variables and VWC on the Amount of Surface Runoff

The amount of surface runoff was better related to I_{30} (R^2 = 0.79; p <0.0001), with surface runoff increasing when rainfall intensities were greater than 25 mm h^{-1} (Figure 6a), and it was observed that surface runoff was even higher when I_{30} exceed 30 mm h^{-1}. If we take into account that only six runoff events were below 20 mm h^{-1}, there is a low probability of having surface runoff if rainfall intensity is below this threshold. The relationship between I_{30} and runoff was also similar when considering only the events with runoff greater than zero (n=25) (R^2 = 0.73; p <0.0001).

The amount of surface runoff was also related to rainfall depth (R^2 = 0.75; p <0.0001) (Figure 6b). The same as rainfall intensity, the amount of surface runoff was practically zero when rainfall depth was less than 20 mm. Soil moisture content was also positively and significantly related to runoff (R^2 = 0.57; p <0.0001); however, surface runoff was only significant when VWC was higher than 30 % (Figure 6c). This finding is interesting since VWC was above 30 % only on 12 of the 153 days of the study period.

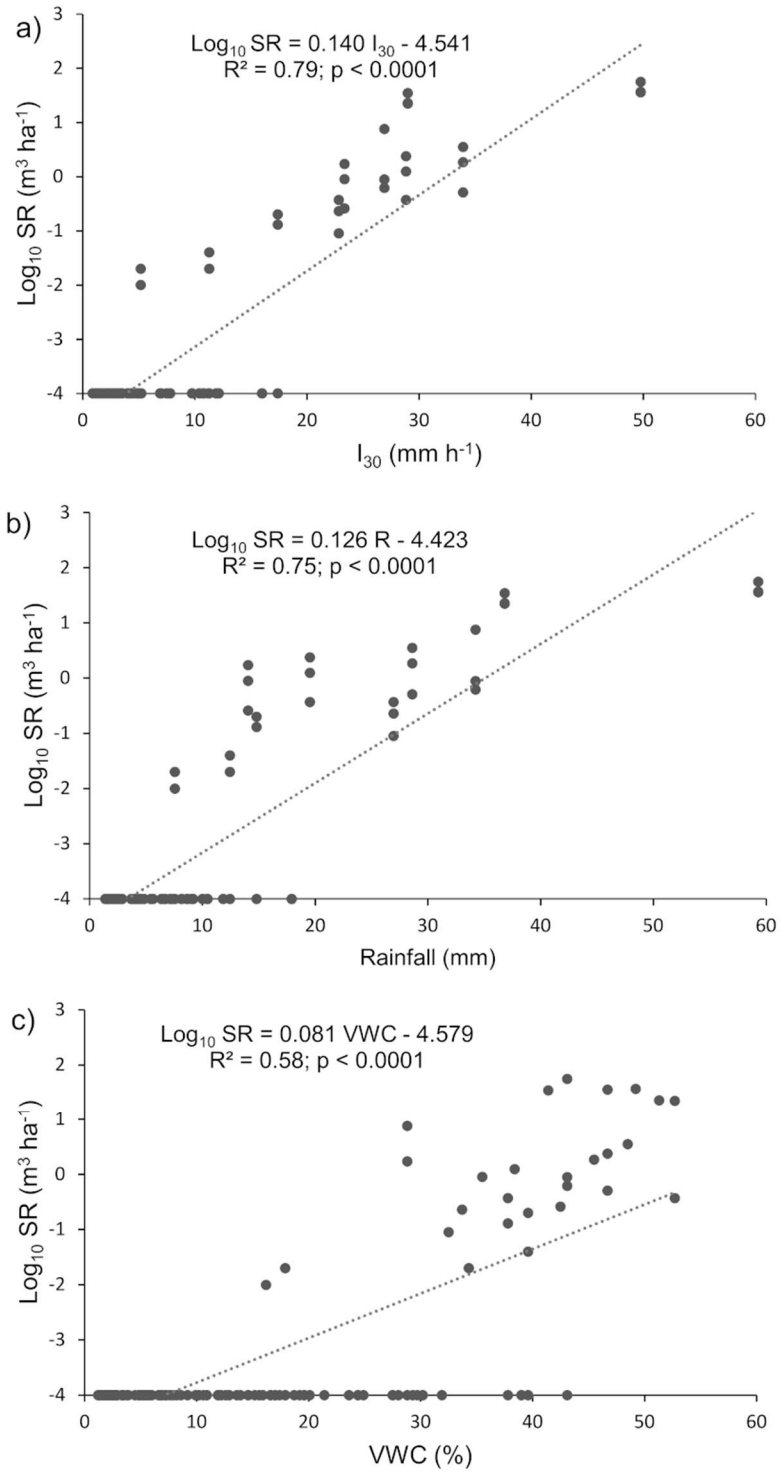


Figure 6. Relationship between surface runoff from 153 rainfall events (51 rainfall events and three micro-catchments) versus: a) maximum 30-min rainfall intensity; b) rainfall depth; and c) maximum volumetric water content.

Controls on Time to Runoff Initiation

The mean time to runoff initiation was 2.3 h (s.d. = 3.1 h). As expected, the events with high rainfall depth (59 and 37 mm) and high intensity (50 and 29 mm h^{-1}) had shorter time to runoff initiation (0.35 and 2.6 h, respectively). In contrast, small rainfall events (e.g., 8 mm) had the longest time to runoff initiation (13 h). Our results also indicated that VWC was the main control on the time to runoff initiation ($r = -0.72$; $R^2 = 0.52$; $p = 0.02$). Rainfall intensity was not the most important variable, but it was also related ($r = -0.68$; $R^2 = 0.47$; $p = 0.04$).

DISCUSSION

Rainfall Interception and Evapotranspiration

Our results show that the interception (50-90 %) was more significant in small and low rainfall intensity events (<10 mm and 10 mm h^{-1}). This threshold follows the same trend as that found by Brasil et al. (2018) in tropical dry forests, where the interception was between 30 % and 74 % when precipitation and rainfall intensity was below 20 mm and 15 mm h^{-1}, respectively. However, when rainfall events were above those values, the interception was between 10 % and 20 %. The mean interception of 36 % in our results was also consistent with other studies in semi-dry climate ecosystems in Spain, where about 35 % of the rainfall was intercepted (Del Campo et al. 2018). Another study in Northeast of Mexico also reported an interception rate of 23 % in a pine-oak forest (Cantú and González 2001). This value is lower than our mean, but this difference could be explained by the amount of rain, as total precipitation was 639 mm, and the number of trees was much lower with 466 trees ha^{-1}. It is expected, however, to find a considerable variation among studies since an essential factor to consider in interception, and therefore throughfall, is the type of vegetation. Cerdá et al. (2017) demonstrated that Holm oaks (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* L.) intercepted more rain than Aleppo pine (*Pinus halepensis* M.) in Eastern Spain, finding six times more runoff under pine than under oak trees. Similarly, Flores-Ayala et al. (2013) found interception rates of 19.2 % for pine and 21.7 % for oak, with a basal area of 23.3 m^2 ha^{-1} and 10.7 m^2 ha^{-1}, respectively. Our results confirm these findings, indicating that oak trees intercept more rain (37 %) compared to pine trees (22 %).

An important question remaining in our study is the total amount of rainfall evaporated back to the atmosphere. Overall, we can estimate that from 470 mm of rainfall, only 1.7 % corresponded to surface runoff, while the canopy cover intercepted 36 %. The rest of the rainfall (62.3 %) is distributed in transpiration through vegetation, a change in storage of the unsaturated zone, and primarily by evaporation from the ground. Our results indicated that there is a drastic reduction in soil moisture after each rainfall event, suggesting that most of the rainfall that reaches the soil is eventually lost by evapotranspiration. A weather station close to our study area (1 km) reported mean maximum temperatures of 24.6º C during the study period, with a daily mean of 17.2º C. The wind speed ranged between 0 and 55 km h^{-1} with a mean of 17 km h^{-1} and a mean relative humidity of 46 %. A high evapotranspiration rate should be expected in our study area, as this is controlled mainly by temperature, wind speed, and relative humidity (Ariza-Villaverde et al. 2019). It is not surprising that more than 90% of the rain was lost by evapotranspiration, as similar findings have been reported in dry-lands. Wang et al. (2018) found that evapotranspiration usually accounts for more than 90% of precipitation in dry ecosystems, especially when precipitation is less than 500 mm. Similarly, Zhang et al. (2011) reported that almost 90% of the rainfall was lost by evapotranspiration in four small watersheds in Arizona. Overall, these studies agree that semi-arid ecosystems have high interception losses compared with other ecosystems (e.g., 26 % for dry tropical, 18 % for temperate, and 14 % for tropical) (Návar 2017). Perry and Jones (2017) found up to 75 % evapotranspiration in temperate coniferous forests, while Flores-Ayala et al.

(2013) reported interception losses of up to 25 %. Días et al. (2015) found a 75 % loss of water due to evapotranspiration for tropical forests.

Soil moisture, Rainfall Characteristics, and Surface Runoff

Soil moisture only increased for brief periods, decreasing dramatically after each precipitation event. It was a surprising result as we were expecting a high variation of the soil moisture through the study period, but not a drastic decrease in the moisture after each rainfall event. In some cases, the VWC dropped rapidly from 52 % to 17 % in only 24 hours. This rapid decrease is different from other ecosystems where the soil moisture is close to the field capacity once the rainy season is established (Farrick and Branfireun 2014). It has been shown, for example, that surface runoff is strongly controlled by soil moisture in semi-humid conditions (Brocca et al. 2008; Western et al. 1998). Brocca et al. (2008) analyzed the relationship between antecedent soil moisture and runoff coefficients and found a strong correlation indicating that runoff was greater than zero only when soil moisture was above 36 %. Similarly, Western et al. (1998) found a threshold value of the soil moisture from 41 to 46 %, below which no runoff occurred on a semi-humid watershed. Our results indicated that runoff was significant only when soil moisture was above 30 %, which is much lower than the thresholds in semi-humid environments. This threshold, however, could not be significant, as we found that maximum 30-min rainfall intensity and precipitation depth were more critical than VWC. Our results are consistent with some studies in semi-arid environments where the role of antecedent soil moisture has been considered less critical, with a relative lack of importance in runoff models (Zhang et al. 2011). This lack of importance has been mainly attributed to the controlling runoff

mechanism of infiltration excess overland flow, as contrasted to saturation excess overland flow (Castillo et al. 2003). Infiltration excess overland flow, therefore, depends on high rainfall intensity or less permeable soils, rather than initial soil moisture (Castillo et al. 2003; Chandler et al. 2018).

Concerning runoff initiation (TRI), it was slightly more correlated with VWC than rainfall intensity; therefore, we found an immediate activation of runoff only when the soil moisture content reached a high value. This relationship is consistent with that reported by Zhang et al. (2019), who found that the main component affecting time to runoff initiation for different vegetation types was soil moisture followed by rainfall intensity. We were expecting, however, a high variation in VWC and high variability in the rainfall metrics to generate surface runoff. Nevertheless, we found very low variability, as VWC was above 30% only for 12 days out of 154 days. We also found that infiltration excess overland flow mainly occurred when maximum 30-minute rainfall intensity and rainfall depth were above 20 mm and 20 mm h^{-1}, respectively. Contrary to the expectation, these relatively high thresholds led to few runoff events during the study period since most of the rainfall events were under 10 mm and 10 mm hr^{-1}. Since previous studies indicate that local groundwater recharge occurs in very intense storms or when the storm occurs during relatively high soil moisture conditions (Muñoz-Villers and McDonnell 2013; Muñoz-Villers et al. 2016), our findings suggest that only small number of rainfall events contribute to percolation and eventually groundwater recharge in these transitional zones.

Implications at Different Scales

The hydrological response of ecosystems to precipitation is closely related

to the observation scale (Dung et al. 2012; Farrick and Branfireun 2014). The dominant hydrological processes at the watershed level then may be different depending on vegetation type, topography, and soil properties (Sidle et al. 2011). Therefore, the generation and amount of runoff are highly related to the scale of observation, especially in semi-arid areas (Mayor et al. 2011). Given this, an essential factor to consider in the present study is the scale. For example, in other topics such as suspended sediment loads, González-Hidalgo et al. (2013) found that the contribution of different daily events on total suspended sediment load decreases as catchment size increases, suggesting that different processes may act on different spatial scales. In this sense, a concept called connectivity has been used to describe and quantify the influences on the fluxes of water and sediment at different scales: aggregate/plot, hillslope, watershed, and basin-scale (González-Hidalgo et al. 2013; Parsons et al. 2015). There is, however, a lack of studies linking the plot scale to the watershed scale (González-Hidalgo et al. 2013), and in this sense, our study helps to fill that gap. Further studies are necessary to track the runoff of these relatively high-intensity storms downstream, in order to know the real contribution of these precipitation events to direct flow or base flow at the watershed scale (Chow 1964; Walega et al. 2020). We can, however, assume that the measured surface runoff is contributing mainly to the direct flow, as the base flow is a better indicator of subsurface flow (Goswami and Kalita 2009). Then, small rainfall events are mostly intercepted, while high-intensity storms could have little contribution to the base flow. Under these conditions, the rainfall events that better contribute to storage and subsurface flow in the study area are not the high-intensity storms, but the precipitation events

with intermediate intensities (10-25 mm h^{-1}) and long duration (> 15 h). However, while high-intensity and short-duration storms are more common during the summer, intermediate storm intensities are more related to cyclonic and frontal precipitation rain in late fall or early winter. Therefore, groundwater recharge during a given year in transitional zones could be more related to the amount of rain by cyclonic or frontal precipitation than summer thunderstorms.

CONCLUSIONS

The most critical variables on the generation of surface runoff in a semi-dry forest on transitional zones of northern Mexico, in order of importance, are: rainfall intensity, total precipitation, and soil moisture. The maximum 30-min rainfall intensity had a strong relationship with the amount of surface runoff, with an increase in runoff when rainfall intensities were greater than 25 mm h^{-1}. The highest runoff coefficients (10 %) occurred when the intensity exceeded 30 mm h^{-1}. Similarly, surface runoff was only activated when the amount of rainfall exceeded 20 mm, or when the volumetric water content exceeded 30 %. Only 10 % of the rainfall events exceeded these thresholds, indicating the difficulty of obtaining surface runoff at the studied scale. The high interception rates, 36 % (s.d.= 30.7 %), by the tree canopy, and the drastic decrease in soil moisture after each rain event, suggest a little contribution of small rain events in percolation processes and therefore groundwater recharge. In contrast, heavy rains contribute to the rapid generation of surface runoff, but the contribution to interflow or subsurface flow can be minimum, as indicated by the rapid decrease of the soil moisture. Our findings suggest that the groundwater recharge in a given year in these transitional zones is highly related to the number of low intensity and long duration rainfall events.

REFERENCES

Ariza-Villaverde, A. B., P. Pavón-Domínguez, R. Carmona-Cabezas, E. Gutiérrez-Ravé, and F. J. Jiménez-Hornero. 2019. Joint multifractal analysis of air temperature, relative humidity and reference evapotranspiration in the middle zone of the Guadalquivir river valley. *Agricultural and Forest Meteorology* 278:107657.

Baker, M. B. 1986. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. *Water Resources Research* 22:67-73.

Barbosa-Moreno, F., D. S. Fernández-Reynoso, E. Rubio-Granados, I. Sánchez-Cohen, and J. R. Contreras-Hinojosa. 2016. Dinámica del agua de lluvia en árboles de selva baja caducifolia. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7:1179-88.

Beven, K. J. 2000. Rainfall Runoff Modelling: The Primer. 1st ed. Chichester, UK: John Wiley and Sons Ltd.

Booth, D. T., S. E. Cox, and R. D. Beeryman. 2006. Point sampling digital imagery with SamplePoint. *Environmental Monitoring and Assessment* 123:97-108.

Bras, R. L. 1990. Hydrology, an introduction to hydrologic science. MA, USA: Addison-Wesley, Reading.

Brasil, J. B., E. M. Andrade, H. A. de Queiroz-Palacio, P. H. Augusto-Medeiros, and J. C. Neves-Dos Santos. 2018. Characteristics of precipitation and the process of interception in a seasonally dry tropical forest. *Journal of Hydrology* 19:307-17. doi:10.1016/j.ejrh.2018.10.006.

Bro, R., and A. K. Smilde. 2014. Principal component analysis. *Analytical Methods* 6:2812-31.

Brocca, L., F. Melone, and T. Moramarco. 2008. On the estimation of antecedent wetness conditions in rainfall-runoff modeling. *Hydrological Processes* 22:629-42.

Cantú, S. I., and R. H. González. 2001. Interception loss, throughfall and stemflow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico. *Tree Physiology* 21:1009-13.

Castillo, V. M., A. Gómez-Plaza, and M. Martínez-Mena. 2003. The role of antecedent soil water content in the runoff response of semiarid catchments: a simulation approach. *Journal of Hydrology* 284:114-30.

Cerdá, A., and J. Rodrigo-Comino. 2020. Is the hillslope position relevant for runoff and soil loss activation under high rainfall conditions in vineyards?.

Ecohydrology & Hydrobiology 20:59-72. doi:10.1016/j.ecohyd.2019.05.006.

Cerdá, A., M. E. L. Borja, X. Úbeda, J. F. Martínez-Murillo, and S. Keesstra. 2017. Pinus halepensis M. versus Quercus ilex subsp. Rotundifolia L. runoff and soil erosion at pedon scale under natural rainfall in Eastern Spain three decades after a forest fire. *Forest Ecology and Management* 400:447-56.

Chandler, K. R., C. J. Stevensa, A. Binleya, and A. M. Keith. 2018. Influence of tree species and forest land use on soil hydraulic conductivity and implications for surface runoff generation. *Geoderma* 310:120-27.

Chen, H., X. Zhang, M. Abla, D. Lü, R. Yan, Q. Ren, Z. Ren, Y. Yang, W. Zhao, P. Lin, et al. 2018. Effects of vegetation and rainfall types on surface runoff and soil erosion on steep slopes on the Loess Plateau, China. *Catena* 170:141-49.

Chen, L., Z. Yuan, H. Shao, D. Wang, and X. Mu. 2014. Effects of thinning intensities on soil infiltration and water storage capacity in a Chinese pine-oak mixed forest. *The Scientific World Journal* 157:1-7 doi:10.1155/2014/268157.

Chow, V. T. 1964. Handbook of Applied Hydrology. 1st ed. NY, USA: McGraw-Hill Book Company.

CONAFOR. 2014. Inventario estatal forestal y de suelos Chihuahua 2013. 1a ed. México: Comisión Nacional Forestal.

CONAGUA. 2018. Sistema nacional de información del agua: Disponibilidad de acuíferos. Accessed January 12, 2020. http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema. php?tema=acuiferos.

CONAGUA. 2020. Normales climatológicas de México por Estado. Accessed April 22, 2020. https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=chih

Contreras-Hinojosa, H. J., M. Gómez-Cárdenas, F. Barbosa-Moreno, B. Villar-Sánchez, and A. Hernández-Hernández. 2015. Manual para medir intercepción, el escurrimiento, la transpiración y la infiltración del agua de lluvia. Libro técnico 21, INIFAP, Etla, Oax., México.

Del Campo, A. D., M. González-Sanchis, A. J. Molina, A. García-Prats, C. J. Ceacero, and I. Bautista. 2019. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. *Forest Ecology and Management* 438:163-75.

Del campo, A. D., M. González-Sanchis, A. Lidón, C. J. Ceacero, and A. García-Prats. 2018. Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid

forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. *Journal of Hydrology* 556:74-86. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.08.013.

Días, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe, and C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the upper Xingu river basin, central Brazil. *Journal of Hydrology* 4:108-20.

Di Rienzo, J., F. Casanoves, L. González, M. Tablada, M. Diaz, C. Robledo and M. Balzarini. 2005. Estadística para las ciencias agropecuarias. 6a ed. Argentina: Ed. Triunfar.

Dung, B. X., T. Gomi, S. Miyata, R. C. Sidle, K. Kosugi, and Y. Onda. 2012. Runoff responses to forest thinning at plot and catchment scales in a headwater catchment draining Japanese cypress forest. *Journal of Hydrology* 444:51-62.

Dunne, T., and L. B. Leopold. 1978. Water in environmental planning. 1st ed. NY, EUA: W.H. Freeman.

FAO. 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports 106. Rome.

Farrick, K. K., and B. A. Branfireun. 2014. Soil water storage, rainfall and runoff relationships in a tropical dry forest catchment. *Water Resources Research* 50:9236-50. doi:10.1002/2014WR016045.

Flores-Ayala, E., F. Becerra-Luna, E. Buendía-Rodríguez, F. Carrillo-Anzures, G. H. Terrazas-Gonzáles, T. Pineda-Ojeda, and M. Acosta-Mireles. 2013. Intercepción de lluvia por matorral inerme espinoso en Atotonilco el Grande, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 4:285-98.

Gebhardt, T., K. Häberleb, R. Matyssekb, C. Schulzc, and C. Ammer. 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology* 197:235-43.

Gómez-Tagle, A., A. F. Gómez-Tagle, J. A. Ávila, and L. A. Bruijnzeel. 2015. Partición de la precipitación en un bosque tropical montano de pino-encino en el centro de México. *Bosque* 36:505-18. doi:10.4067/S0717-92002015000300017.

González-Elizondo, S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González, and I. L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la sierra madre occidental, México: una síntesis. *Acta Botanica Mexicana* 100:351-63.

González-Hidalgo, J. C., R. J. Batalla, and A. Cerdá. 2013. Catchment size and contribution of the largest daily events to suspended sediment load on a continental scale. *Catena* 102:40-45.

Goswami, D., and P. K. Kalita. 2009. Simulation of base-flow and tile-flow for storm events in a subsurface drained watershed. *Biosystems Engineering* 102 (2):227-35. doi:10.1016/j.biosystemseng.2008.11.004.

Han, D., G. Wang, T. Liu, B. L. Xue, G. Kuczera, and X. Xu. 2018. Hydroclimatic response of evapotranspiration partitioning to prolonged droughts in semiarid grassland. *Journal of Hydrology* 563:766-77. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.06.048.

INEGI. 2003. Síntesis de información geográfica del estado de Chihuahua. 1a ed. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática.

INEGI, CONABIO, and INE. 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1000000. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática.

Jourgholami, M., and E. R. Labelle. 2020. Effects of plot length and soil texture on runoff and sediment yield occurring on machine-trafficked soils in a mixed deciduous forest. *Annals of Forest Science* 77(19). doi:10.1007/s13595-020-00938-0.

Keesstra, S. D. 2007. Impact of natural reforestation on floodplain sedimentation in the Dragonja basin, SW Slovenia. *Earth Surface Processes and Landforms* 32(1):49-65.

Keesstra, S. D., G. Mol, J. de Leeuw, J. Okx, C. Molenaar, M. de Cleen, and S. Visser. 2018. Soil-related sustainable development goals: Four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. *Land* 7(4):133. doi:10.3390/land7040133.

Keesstra, S. D., J. Bouma, J. Wallinga, P. Tittonell, P. Smith, A. Cerdá, L. Montanarella, J. N. Quinton, Y. Pachepsky, W. H. van der Putten, et al. 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil* 2:111-28. doi:10.5194/soil-2-111-2016.

MacDonald, L. H., and J. D. Stednick. 2003. Forest and Water: A state of the art review for Colorado. Colorado Water Resources Research Institute. Colorado, E.U.A.

Mayor, A. G., S. Bautista, and J. Bellot. 2011. Scale-dependent variation in runoff and sediment yield in a semiarid mediterranean catchment. *Journal of Hydrology* 397 (2):128-35.

Méndez-Suárez, M. 2019. Análisis de datos con R. 1st ed. Mexico city, MX: Alfaomega.

Mohammad, A. G., and M. A. Adam. 2010. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *Catena* 81:97-03.

Moreno, H. A., H. V. Gupta, D. D. White, and D. A. Sampson. 2016. Modeling the distributed effects of forest thinning on the long-term water balance and streamflow extremes for a semi-arid basin in the southwestern US. Hydrol. *Hydrology and Earth System Sciences* 20:1241-67.

Muñoz-Villers, L. E., D. R. Geissert, F. Holwerda, and J. J. McDonnell. 2016. Factors influencing stream base flow transit times in tropical montane watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences* 20:1621-35.

Muñoz-Villers, L. E., and J. J. McDonnell. 2013. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences* 17:3543-60.

Návar, J. 2017. Fitting rainfall interception models to forest ecosystems of Mexico. *Journal of Hydrology* 548:458-70.

Newman, B. D., B. P. Wilcox, S. R. Archer, D. D. Breshears, C. N. Dahm, C. J. Duffy, N. G. McDowell, F. M. Phillips, B. R. Scanlon, and E. R. Vivoni. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research* 42:W06302. doi:10.1029/2005WR004579.

Onset Computer Corporation. 2018. HOBO pendant event data logger (UA-003-64) Manual. Bourne, MA, USA. Accessed January 16, 2020. https://www.onsetcomp.com /files/manual_pdfs/9831-I%20MAN-UA-003.pdf

Parsons, A. J., L. Bracken, R. E. Poeppl, J. Wainwright, and S. D. Keesstra. 2015. Introduction to special issue on connectivity in water and sediment dynamics. *Earth Surface Processes and Landforms* 40:1275-77. doi:10.1002/esp.3714.

Perlinski, A. T., G. B. Paige, S. N. Miller, and A. L. Hild. 2017. Hydrologic response of four ecological sites to natural rainfall events within a semiarid watershed. *Rangeland Ecology & Management* 70:675-82.

Perry T. D., and J. A. Jones. 2017. Summer streamflow deficits from regenerating Douglas-fir forest in the Pacific Northwest, USA. *Ecohydrology* 10:e1790. doi:10.1002/eco.1790.

Pinson, W. T., D. C. Yoder, J. R. Buchanan, W. C. Wright, and J. B. Wilkerson. 2004. Design and evaluation of an improved flow divider for sampling runoff plots. *Applied Engineering in Agriculture* 20:433-38.

Polyakov, V. O., and L. Rattan. 2008. Soil organic matter and CO2 emission as affected by water erosion on field runoff plots. *Geoderma* 143(1):216-222. doi:10.1016/j.geoderma.2007.11.005

Polyakov, V. O., M. A. Nearing, M. H. Nichols, R. L. Scott, J. J. Stone, and M. P. McClaran. 2010. Long-term runoff and sediment yields from small semiarid watersheds in southern Arizona. *Water Resources Research* 46:W09512. doi:10.1029/2009wr009001.

Romahn, C. F., and H. Ramírez. 2010. Dendrometría. 2a ed. México: Universidad Autónoma Chapingo. 354 p.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

SAS Institute Inc. 2002-2010. SAS 9.3 online documentation. Samples and SAS notes. North Carolina, USA: SAS Institute Inc.

Schreiber, H. A., and D. C. Kincaid. 1967. Regression models for predicting on-site runoff from short duration convective storms. *Water Resources Research* 3(2):389-95.

Sharpley, A. N. 1985. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Science Society of America Journal* 49:1010-15.

Sidle, R. C., K. Kim, Y. Tsuboyama, and I. Hosoda. 2011. Development and application of a simple hydrogeomorphic model for headwater catchments. *Water Resources Research* 47:W00H13. doi:10.1029/2011WR010662.

Sosa-Pérez, G., and L. H. MacDonald. 2017. Effects of closed roads, traffic, and road decommissioning on infiltration and sediment production: A comparative study using rainfall simulations. *Catena* 159:93-105.

Spectrum technologies, Inc. 2018. SM100 Soil moisture sensor product manual. Aurora, IL. USA. Accessed January 16, 2020 https://www.specmeters.com/assets/1/22 /6460_SM1003.pdf

USDA. 2015. RIST-Rainfall Intensity Summarization Tool (3.94). Oxford, MS, USA: Agricultural Research Service. U.S. Department of Agriculture.

Vásquez-Méndez, R., E. Ventura-Ramos, K. Oleschkob, L. Hernández-Sandoval, J. F. Parrot, and M. A. Nearing. 2010. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid central Mexico. *Catena* 80 (3):162-69.

Walega, A., M. A. Devendra, P. Caldwell, D. Marion, and P. Sudhanshu. 2020. Assessment of storm direct runoff and peak flow rates using improved SCS-CN models for selected forested watersheds in the Southeastern United States. *Journal of Hydrology* 27:100645. doi:10.1016/j.ejrh.2019.100645.

Wang, H., W. Xu, M. Zhang, L. Cui, and X. Yu. 2018. Effects of forest on mean annual runoff in North China. *Polish Journal of Environmental Studies* 27:889-96.

Western, A. W., G. Bloschl, and R. B. Grayson. 1998. The Tarrawarra data set: soil moisture patterns, soil characteristics, and hydrological flux measurements. *Water Resources Research* 34:2765-68.

Zhang, J., L. Zhou, R. Ma, Y. Jia, F. Yang, H. Zhou, and X. Cao. 2019. Influence of soil moisture content and soil and water conservation measures on time to runoff initiation under different rainfall intensities. *Catena* 182:104172. doi:10.1016/j.catena.2019. 104172

Zhang, Y., H. Wei, and M. A. Nearing. 2011. Effects of antecedent soil moisture on runoff modeling in small semiarid watersheds of southeastern Arizona. *Hydrology Earth System Sciences* 15:3171-79. doi:10.5194/hess-15-3171-2011.

Zhao, L., R. Hou, F. Wu, and S. Keesstra. 2018. Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. *Soil and Tillage Research* 179:47-53.

STUDY II. SOIL MOISTURE DYNAMICS IN RESPONSE TO PRECIPITATION AND THINNING IN A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO

BY:

Argelia Emelina Rascón-Ramos[a], Martín Martínez-Salvador[a], Gabriel Sosa-Pérez[b]*, Federico Villarreal-Guerrero[a], Alfredo Pinedo-Alvarez[a], Eduardo Santellano-Estrada[a], and Raúl Corrales Lerma[a]

[a] Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México. [b] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental La Campana, Chihuahua, México.

*Correspondence: Gabriel Sosa-Pérez. INIFAP, Km 33.3 Carretera Chihuahua-Ojinaga, Aldama, Chihuahua, México. C.P. 32910. E-mail: sosa.gabriel@inifap.gob.mx

DOI: https://doi.org/10.3390/w13010105

RESUMEN

DINÁMICA DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN RESPUESTA A LA PRECIPITACIÓN Y AL ACLAREO EN UN BOSQUE SEMI-SECO EN EL NORTE DE MÉXICO

POR:

M.C. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Doctorado en Recursos Naturales

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Martín Martínez Salvador

La comprensión del comportamiento de la humedad del suelo en los bosques semi-secos es esencial, especialmente para evaluar el impacto del manejo forestal sobre la disponibilidad de agua. El objetivo fue analizar los cambios en la humedad del suelo basada en observaciones de eventos de precipitación en tres microcuencas (0.19, 0.20, y 0.27 ha) con densidades de arbolado similares, y sometidas a diferentes intensidades de aclareo en un bosque semiseco de Chihuahua, México. Se midieron la vegetación, las características del suelo, la precipitación y la humedad del suelo antes (2018) y después de tres aclareos del 0 %, 40 % y 80 % para cada microcuenca (2019). La humedad del suelo fue baja y relativamente similar entre las tres microcuencas en 2018 (promedio = 8.5 %). Solo los eventos de lluvia grandes (>30 mm) aumentaron significativamente la humedad del suelo (29 % - 52 %). Después de los aclareos, la humedad del suelo fue mayor y significativamente diferente entre

las microcuencas solo durante eventos de lluvia pequeños (<10 mm), mientras que en eventos de lluvia grandes no se encontraron diferencias. La diferencia antes-después durante eventos de lluvia pequeños no fue significativa para el testigo (0 %), mientras que los aclareos del 40 % y 80 % aumentaron la humedad del suelo significativamente en un 40 % y 53 %, respectivamente. El conocimiento de la respuesta de la humedad del suelo como resultado del aclareo y las características de las lluvias tiene implicaciones importantes, especialmente para evaluar el impacto del manejo forestal en la disponibilidad de agua.

Palabras clave: manejo de bosques semi-secos, cosecha de agua, manejo de cuencas, dinámica del agua, ecosistemas semiáridos.

ABSTRACT

SOIL MOISTURE DYNAMICS IN RESPONSE TO PRECIPITATION AND THINNING IN A SEMI-DRY FOREST IN NORTHERN MEXICO

BY:

ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Understanding soil moisture behavior in semi-dry forests is essential for evaluating the impact of forest management on water availability. The objective of the study was to analyze soil moisture based in storm observations in three micro-catchments (0.19, 0.20, and 0.27 ha) with similar tree densities, and subject to different thinning intensities in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico. Vegetation, soil characteristics, precipitation, and volumetric water content were measured before thinning (2018), and after 0 %, 40 %, and 80 % thinning for each micro-catchment (2019). Soil moisture was low and relatively similar among the three micro-catchments in 2018 (mean = 8.5 %), and only large rainfall events (>30 mm) increased soil moisture significantly (29 %-52 %). After thinning, soil moisture was higher and significantly different among the micro-catchments only during small rainfall events (<10 mm), while a difference was not noted during large events. The difference before-after during small rainfall events was not significant for the control (0 % thinning); whereas 40 % and 80 % thinning increased soil moisture significantly by 40 % and 53 %, respectively. Knowledge of the response of soil moisture as a result of thinning and rainfall characteristics has important implications, especially for evaluating the impact of forest management on water availability.

Keywords: Dry forest management, water harvesting, watershed

management, water dynamics, semi-arid ecosystems

INTRODUCTION

Semi-dry forests where mean annual rainfall is below 650 mm occupy approximately six percent of the world's forest area [1]. The area with semi-dry forests in Mexico corresponds to transition zones between semi-arid and temperate ecosystems and occupies approximately 22 million hectares, located from 1400 to 2600 meters above sea level [2-4]. Semi-dry forests are critical in northern México, as they are the main suppliers of water for agriculture and cities located at the valley bottom of watersheds [5]. Water regulation or retention by semi-dry forests are regarded as typical subjects for hydrological services [6]. However, there is a lack of knowledge regarding hydrological processes and more specifically soil moisture behavior as a result of lumber harvesting and silvicultural practices in these ecosystems.

Knowledge of soil moisture is fundamental for developing an understanding of numerous hydrological processes in soil hydrology, meteorology, and ecology research [7]. Soil moisture is also an important indicator of the hydrological health of ecosystems, as there is a positive correlation with porosity, organic carbon, and sand content [6,8]. Soil moisture varies greatly in both space and time because it is controlled by several factors such as atmospheric dynamics, soil properties, vegetation characteristics, and topographic features [7]. The canopy structure plays a significant role in forested ecosystems due to rainfall interception, moisture uptake for transpiration, and shading of the forest floor, which affects sub-canopy microclimate and evaporative drying of soil [9]. Consequently, soil moisture can be affected by silvicultural practices, including thinning. There are several studies on the effects

of thinning and clear-cutting on soil water storage, including spatial and temporal variability [9-12]. Some studies report that high intensity thinning in dry forests increases soil water content due to the reduced interception and transpiration rates [13,14]. For example, the decrease in tree density from 100 % to 74 % in an alepo pine forest, and from 100 % to 41 % in an oak forest, increased soil water content up to 26 % and 18 %, respectively [15]. Several studies have also reported higher soil water content in low-density ponderosa pine stands compared to denser stands [12,16-18]. However, intense thinning could also increase evaporation from the ground and decrease soil moisture [11,19].

Precipitation patterns are among other important factors influencing the spatial and temporal variability in soil moisture [10]. In semi-arid ecosystems, Heisler-White et al. [20] showed that only large rainfall events (15 and 20 mm) increased soil water content and facilitated the moisture penetration deep into the soil profile (20 and 40 cm) of grasslands in the United States, located in northeastern Colorado. Although large rainfall events are needed to increase soil moisture, Sun et al. [6] found some ecosystems are far more sensitive to individual rainfall events, whereas others need periods of frequent rainfall to exhibit a response. Numerous studies in the literature address the effects of thinning on soil moisture dynamics and soil hydrological response, including changes in soil water storage, seasonal soil water content, and spatial and temporal variability of soil moisture at different scales [9-12]. However, extensive uncertainty persists since results vary greatly with climate, forest type and age, soil type and depth, thinning type and intensity, and time since thinning [10,11,19]. More important, there is little research describing eco-hydrological consequences of thinning in

Mexico, and specifically, soil moisture behavior after thinning in semi-dry forests. Unfortunately, hydrological studies in the transitional zones of Mexico are limited, as long periods of observation are required to evaluate the impacts of management and land use. Nevertheless, studies for a limited time and specific purposes are a valuable source of information for a better understanding of hydrological processes in these zones.

The general objective of this study was to analyze the changes in soil moisture of three micro-catchments with similar tree densities subject to different thinning intensities in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico. The specific objectives were to 1) analyze the soil moisture dynamics as a function of rainfall events on three micro-catchments with similar tree densities (before thinning); and 2) evaluate the changes in moisture dynamics of the same micro-catchments after different thinning intensities (0 %, 80 %, and 40 %). Knowledge of the response of soil moisture as a result of tree density and rainfall characteristics has important implications, especially for evaluating the impact of forest management over water availability in transition zones of northern Mexico.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study area is located in the Hydrological Region Cuencas Cerradas del Norte (RH34) [21], within the Santa Maria river watershed in the municipality of Namiquipa, in the State of Chihuahua, Mexico (Figure 1). The climate is semi-dry and semi-cold with a mean annual temperature of 14.8° C. The mean annual precipitation of 494 mm falls as rain, primarily between June and October [5]. The highest temperatures in the year are during this rainy season, and the mean temperature during these months is 19.4° C, while the mean maximum temperature during the same period is 27.3° C. The mean annual evaporation is 1878 mm with approximately 59 % occurring between March and July [5]. The area is at an elevation of 2150 m where the oak-pine forest is represented by *Quercus hypoleucoides* A. Camus., *Quercus grisea* Liebm., and *Pinus engelmannii* Carriere. The soil is haplic phaeozem, derived from the disintegration of igneous rocks with a loamy-clay texture [22]. Three micro-catchments with natural limits (watershed divide), similar soil, and vegetation characteristics were selected in this area (Figure 1). The areas were 0.27, 0.20, and 0.19 ha for micro-catchments 1, 2, and 3, respectively.

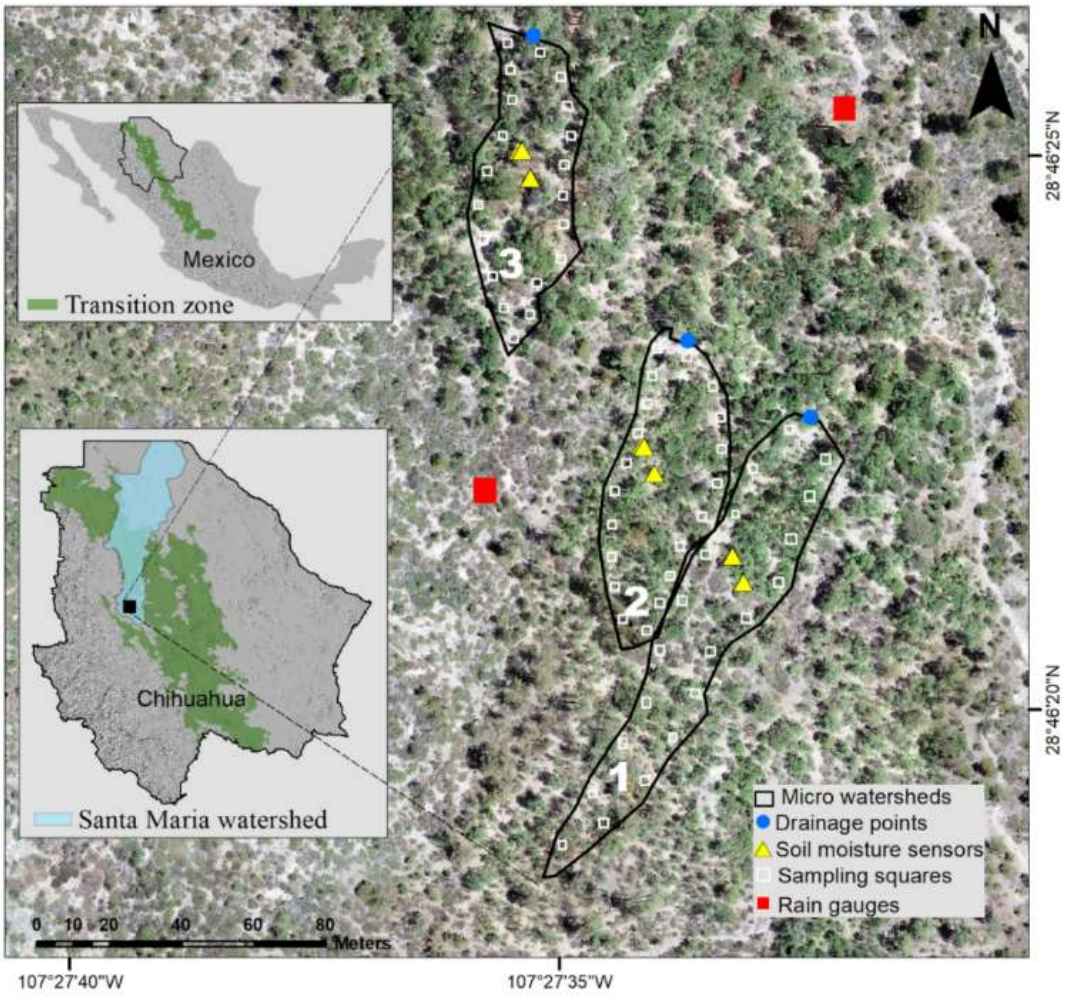


Figure 1. Location of the three micro-catchments and monitoring equipment in the study area in Chihuahua, Mexico.

Micro-catchments Characterization

The diameter at breast height, total height, and crown diameter of each tree located inside the micro-catchments were measured in January 2018. Basal area (m^2 ha^{-1}), canopy cover (%), and tree density (number of trees ha^{-1}) were estimated from these measurements [23]. Ground cover inside the micro-catchments was characterized by sampling 20 (0.6 m^2) quadrants, distributed on both sides of the mainstream (Figure 1). Inside each quadrant, the percentage of ground cover by litter, herbaceous vegetation, and bare soil were registered [24],

including slope and roughness [25]. Soil infiltration, soil depth, bulk density and soil porosity were estimated in three representative points in each micro-catchment [26].

Study design and thinning application

The study included two time-periods: before thinning (2018), and after thinning (2019). The analysis was concentrated on the rainy season of each year (June-October). Thinning was performed in January 2019 with 0 % (control), 80 %, and 40 % of intensity for micro-catchments 1, 2, and 3, respectively. These none, high, and intermediate thinning intensities were chosen to create different scenarios. Micro-catchment 1 was not thinned to control the rainfall variability between the two periods. The remaining tree densities after thinning were 100 %, 20 %, and 60 % for micro-catchments 1, 2, and 3, respectively (Figure 2).

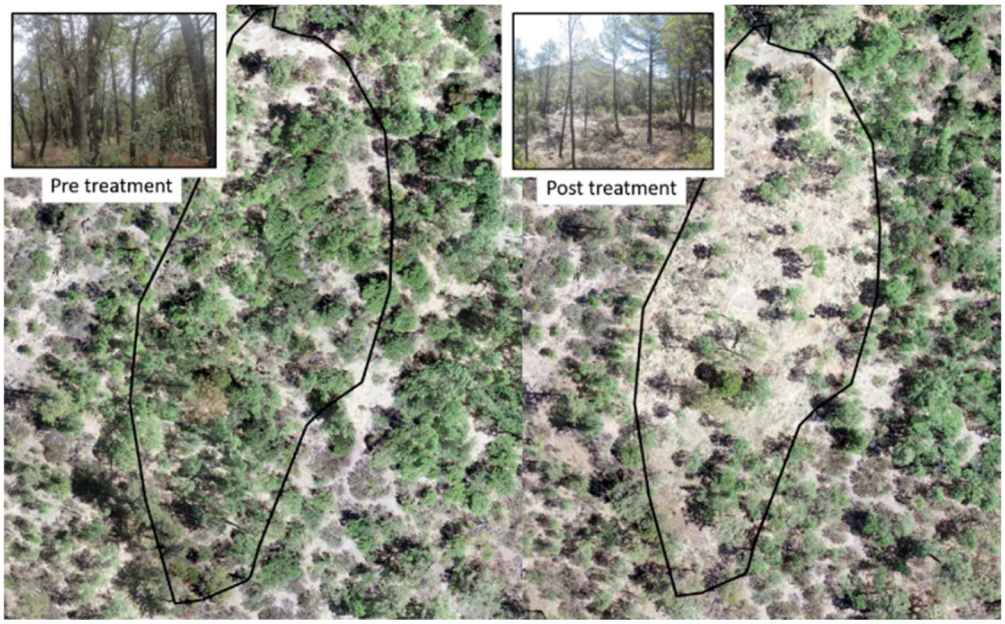


Figure 2. Aerial image from a drone showing the characteristics of micro-catchment 2 before thinning (left) and after 80 % thinning (right).

Rainfall Measurements

Two tipping bucket rain gauges (203 mm diameter) were installed to measure rainfall, with each tip representing 0.25 mm (Figure 1). Rainfall records were periodically downloaded using the software HOBO Ware Pro [27]. Additionally, rainfall depth, relative humidity, temperature, wind speed, and direction were measured by a weather station Vantage Vue (Davis Instruments), located 1 km from the study area. Various precipitation metrics were calculated for each rainfall event using the RIST software (Rainfall Intensity Summarization Tool) version 3.94 [28] (Table 1). Individual rainfall events were defined as precipitation events separated from each other by six hours with less than 1.27 mm of rain [28]. Additionally, the Antecedent Precipitation Index (API) was calculated following Dunne and Leopold [29]. The API is a running day-by-day measure of catchment wetness based on rainfall that occurred over the preceding days. It assumes natural drainage with evapotranspiration, reducing soil moisture continuously at a logarithmic rate.

Table 1. Variables evaluated in the study of soil moisture dynamics of three micro-catchments in a semi-dry forest in Chihuahua, Mexico.

Factor	Variable	Unit
Precipitation	Rainfall depth	mm
	Rainfall event duration	h
	Maximum 30-minute rainfall intensity	mm h^{-1}
	Antecedent precipitation index	mm
Soil moisture	Maximum VWC inter canopy*	% VWC
	Average VWC inter canopy*	
	Maximum VWC under the canopy*	
	Average VWC under the canopy*	

VWC: Volumetric Water Content. * For each rainfall event, day, month, and rainy season.

Soil Moisture Monitoring

Soil volumetric water content (VWC) was monitored using sensors WaterScout SM100 [30] with 0.1 % resolution and 3 % accuracy. Two sensors were placed in each micro-watershed at 20 cm depth in two scenarios: 1) under canopy, and 2) inter canopy (Figure 3). The sensors under canopy remained under a tree after thinning, but some trees around the sensors were removed, depending on the thinning intensity. The sensors were connected to a micro-stations WatchDog serie-1000, which recorded VWC every 30 min. Data loggers were downloaded periodically using the SpecWare 9 software. The soil moisture records were related to the beginning and end time of each precipitation event to select the maximum and average VWC for each rainfall event (Table 1). Additionally, the mean and maximum daily, monthly, and total rainy season values were calculated.

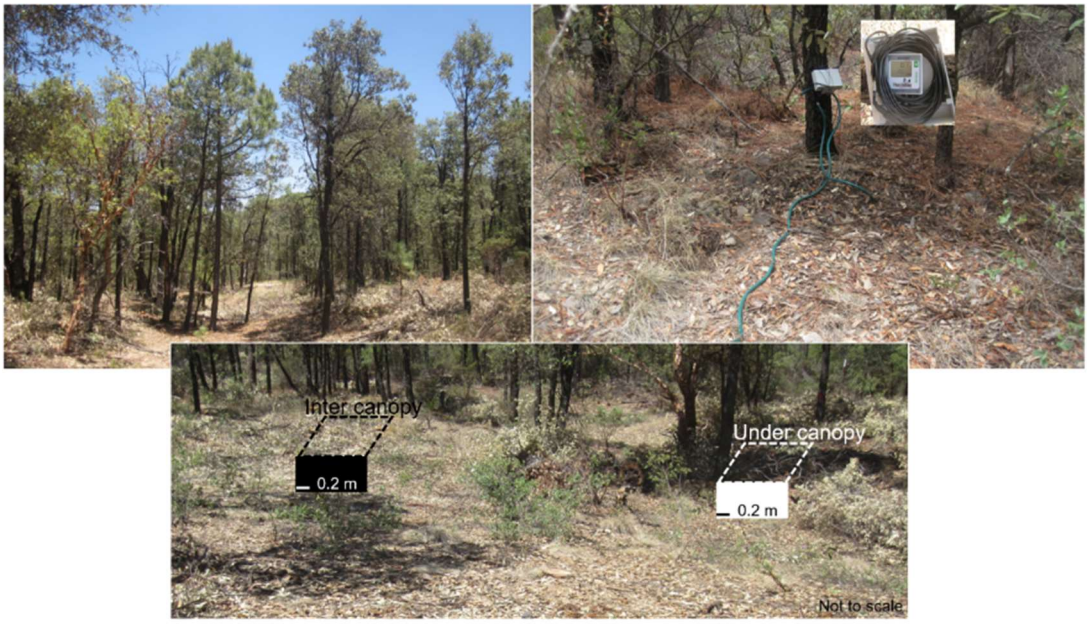


Figure 3. Location of soil moisture sensors inter canopy, and under canopy in an oak-pine forest in Chihuahua, Mexico.

Data Analysis

All data were graphically analyzed for each rainfall event and series of events throughout the rainy season of each year. Statistical analysis was performed using the mean and maximum daily records of soil moisture before and after thinning for both scenarios: inter canopy and under canopy. The difference among micro-catchments for each rainy season was evaluated by applying independent samples Student´s t-tests. The difference before and after thinning for each micro-catchment was analyzed using paired-samples t-tests. Additionally, data were analyzed using the Before-After-Control-Impact (BACI) design [31]. The BACI design used for the analysis was: one site impact; one site control; with multiple years before/after, where instead of years were analyzed multiple rainfall events. The BACI analysis was performed between micro-catchment 1 and 2, and between 1 and 3. The level used to determine differences was $p \leq 0.05$. All statistical analyses were performed using SAS software [32].

RESULTS

Soil and Vegetation Characteristics

Canopy coverage before thinning was similar between micro-catchments 1 and 3, and approximately 20 % lower for micro-catchment 2 (Table 2). The mean basal area was 23.7 m2 ha^{-1}, and the mean tree density was 2210 trees ha^{-1}, with a similar number of trees between micro-catchment 2 and 3, and approximately 100 more trees ha^{-1} in micro-catchment 1. These slight differences, however, were not significant because the lower number of trees in some cases was compensated by the size of the trees. For example, micro-catchment 3 had a lower number of trees, but a higher basal area (Table 2). Ground cover was mainly litter (general mean, 68.8 %), with a small variation between micro-catchments. Slope, soil depth, and roughness were also similar. Mean soil bulk density was 1.13 g cm^{-3} and mean soil porosity was high at 57 %. The mean infiltration capacity was 146 mm h^{-1} (s.d. = 13.6). Thinning was conducted with minimal disturbance on the ground so changes after thinning were mainly on tree densities (Table 2).

Table 2. Vegetation and soil characteristics before and after thinning

Before thinning (2018)			
	Micro-catchment		
Characteristic	1	2	3
Tree density (trees ha^{-1})	2311	2172	2147
Basal area (m^2 ha^{-1})	22.4	21.9	26.9
Canopy cover (%)	110.5	89.7	106.4
Litter (%)	60.4	69.7	76.4
Herbaceous vegetation (%)	16.0	18.4	11.0
Bare soil (%)	23.6	11.9	12.6
Slope (%)	10.3	11.5	12.0
Surface roughness	0.947	0.945	0.954
Soil depth (m)	0.29	0.48	0.47
Soil bulk density g cm^{-3}	1.03	1.10	1.27
After thinning (2019)			
	Percentage of standing trees by catchment		
Characteristic	1= 100 %	2= 20 %	3= 60 %
Tree density (trees ha^{-1})	2311	434	1290
Basal area (m^2 ha^{-1})	22.4	6.6	17.2
Canopy cover (%)	110.5	19.1	61.5

Precipitation and Soil Moisture Before Thinning (2018)

Precipitation from June to October in 2018 was 470 mm, which represented 82 % of the annual rainfall. Fifty-one rainfall events were recorded from June to October (Figure 4) with a mean of 8.9 mm (s.d. = 10.9 mm) and a mean of 6.9 h (s.d. = 5.4 h) of duration. Most of the rainfall events were small with low intensity. Seventy-five percent of the events were lower than 10 mm and the mean 30-minute rainfall intensity was only 8.9 mm h^{-1} (s.d. = 10.1 mm h^{-1}). The API was estimated to be between 1.4 and 79 mm, with a mean of 26.9 mm and a median of 21.4 mm.

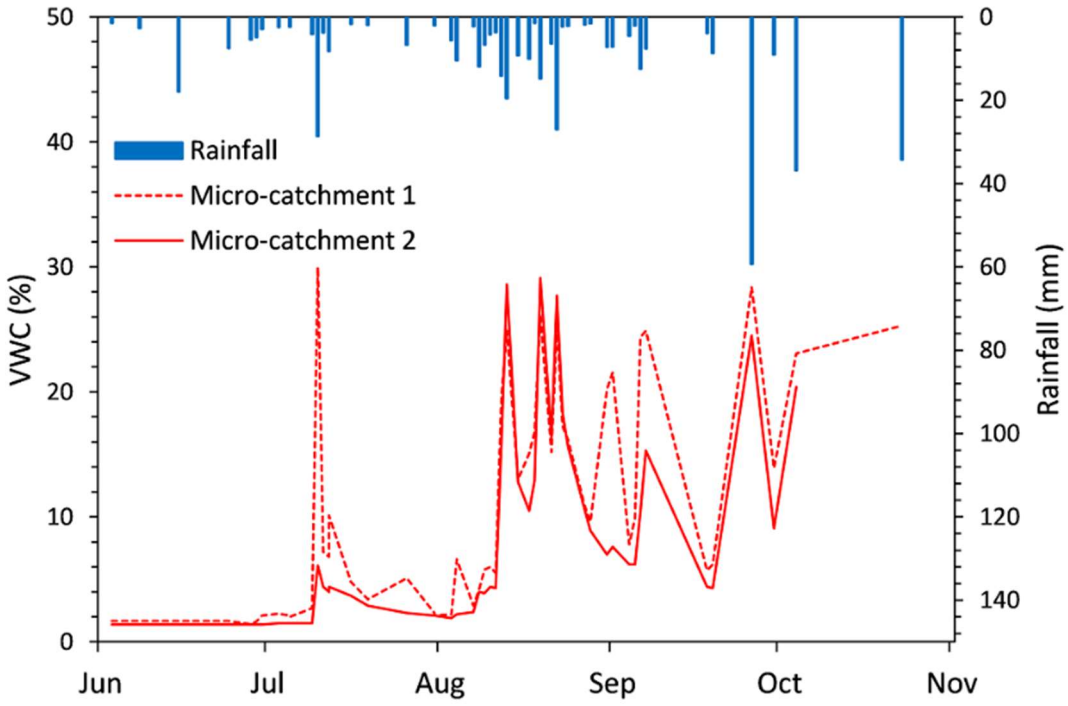


Figure 4. Mean soil moisture by rainfall event before thinning (2018) for micro-catchments 1 and 2.

Rainfall events started in June, but these small events did not cause any significant change in soil moisture (Figure 4). After July 10, some rainfall events were larger, but only rainfall events greater than 20 mm produced significant changes in soil moisture. Higher changes in soil moisture were noted when precipitation depth was above 30 mm. These rainfall events increased soil moisture to more than 30 %, but the increase was followed by a drastic decrease immediately after each rainfall event. From 51 rainfall events, 12 caused the most significant increase in soil moisture, with similar results between micro-catchments, reaching maximum values between 29 % and 52 %. During the 153 days of the rainy season in 2018, the soil moisture was found to be higher than 30 % in only 12 of those days. Considering the records of each 30 min, the soil moisture during the entire rainy season in micro-catchments 1 and 2 was similar, with a mean of 9.3 % and 9.2 %, respectively. Mean soil moisture in micro-catchment 3 was lower, at 7.2 %. The relatively small difference found in micro-catchment 3 was more evident during large rainfall events (> 30 mm), while soil moisture during small rainfall events (<10 mm) was similar among the three catchments (Table 3).

Table 3. Precipitation metrics and volumetric water content for three large rainfall events (> 30 mm) and three small rainfall events (<10 mm) before thinning (2018)

Date	R	D	I_{30}	API	VWC (%)					
					Catchment 1		Catchment 2		Catchment 3	
	(mm)	(h)	(mm h^{-1})	(mm)	Max	Avg	Max	Avg	Max	Avg
Large rainfall events										
Sept 26	59.3	6.6	49.8	72.0	44.3	28.4	43.1	24.5	49.2	16.9
Oct 4	36.8	5.1	29.0	73.8	43.1	23.1	41.4	20.4	44.9	10.2
Oct 23	34.2	7.3	26.9	45.5	43.1	25.3	-	-	41.4	10.0
Small rainfall events										
Jun 29	4.8	2.5	4.8	18.7	2.1	1.7	2.4	2.2	2.8	2.5
Aug 4	10.5	9.2	9.8	26.2	27.5	6.6	13.6	5.0	24.9	7.2
Aug 9	6.7	10.4	2.1	34.8	7.9	5.8	11.9	8.5	6.9	7.1

R: Rainfall depth; D: Rainfall event duration; I_{30}: Maximum 30-min rainfall intensity; API: Antecedent precipitation index; Max and Avg VWC: Maximum and Average Volumetric Water Content. (-) no data.

A detailed analysis of individual rainfall events showed that it was necessary to have at least 10-mm of rain during the first 30 min, to reach values of approximately 50 % in soil moisture (Figures 5a and 5b). Surprisingly, after the peak in soil moisture, there was a rapid decrease, and this decrease was almost at the same time as the decrease in rainfall (Figures 5a and 5b). Our results also indicated soil moisture reached similar values as before the rainfall in only 24 h after the event. This pattern was similar for all rainfall events in the three micro-catchments. The only difference found in this pattern was when comparing the response of soil moisture under canopy versus inter canopy (Figure 6). Soil moisture under canopy remained higher for a longer time compared to the uncovered areas.

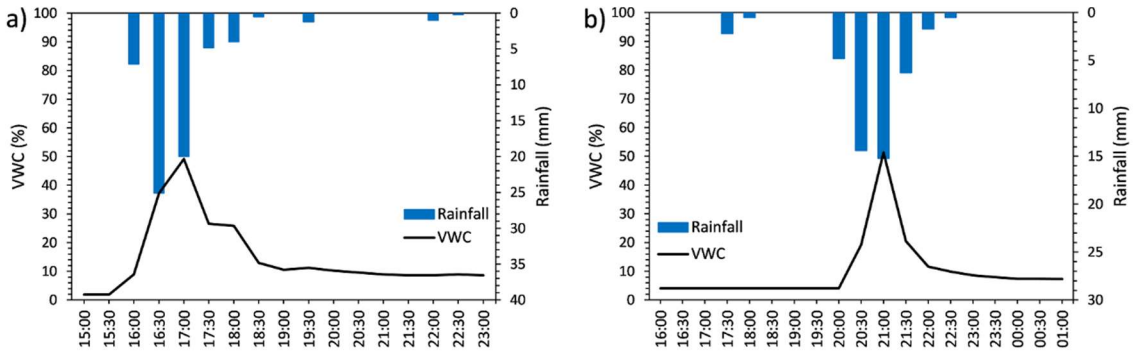


Figure 5. Soil moisture response in micro-catchment 3 as a result of two precipitation events in 2018: (a) September 26, 2018 (59 mm); and (b) October 4, 2018 (37 mm). The x-axis represents the time of day.

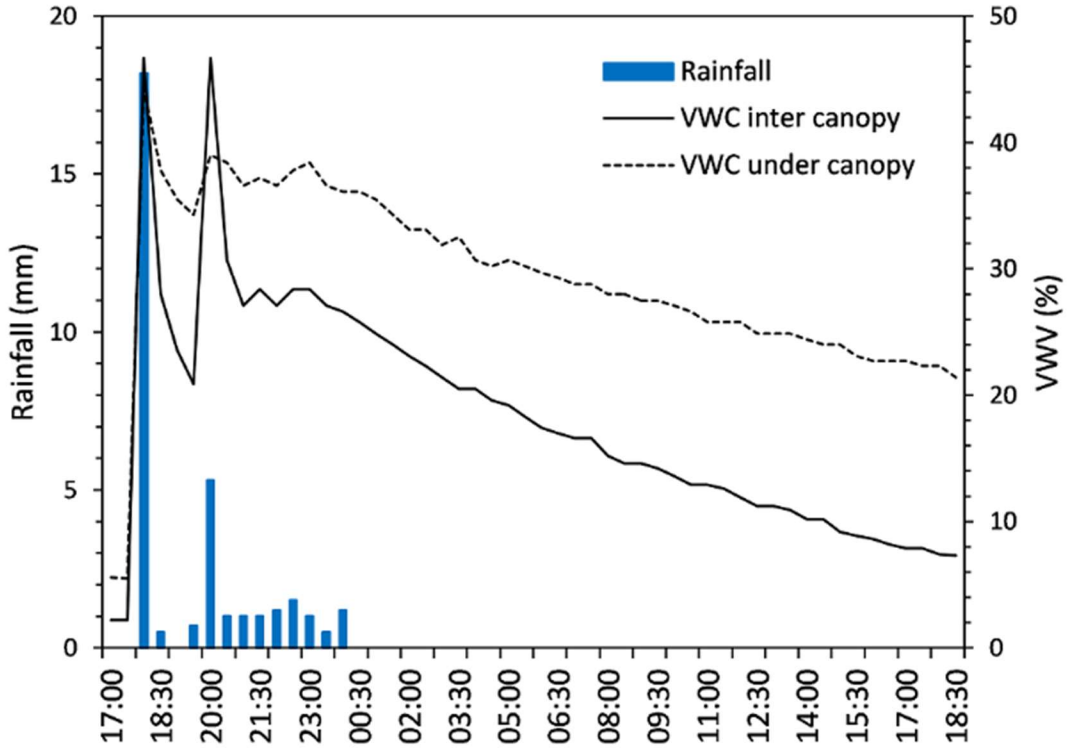


Figure 6. Soil moisture behavior inter canopy and under canopy for one rainfall event (29 mm) on July 10, 2018, in micro-catchment 1.

Precipitation and Soil Moisture After Thinning (2019)

Precipitation from June to October 2019 was 530 mm, which represented 83 % of the annual rainfall and 60 mm more than 2018 (Figure 7). There were 49 rainfall events in 2019, two events less than in 2018 (Figure 8), with a mean of 10.5 mm (s.d. = 9 mm) and a mean 6.2 h (s.d. = 6.1 h) of duration. Fifty-five percent of the events were lower than 10 mm and only three events were higher than 30 mm (31, 36, and 38 mm). The large rainfall events represented 20 % of the total rainfall. Most of the events were of low intensity with a mean of 11.6 mm h^{-1} (s.d. = 10.6 mm h-1) and only six events were greater than 25 mm h^{-1}. The API was estimated to be between 8 and 96 mm during the measurement period, with

a mean of 37.4 mm and a median of 36.1 mm. The mean was 10.5 mm higher than in 2018, and was consistent with the increase in rainfall compared to 2018.

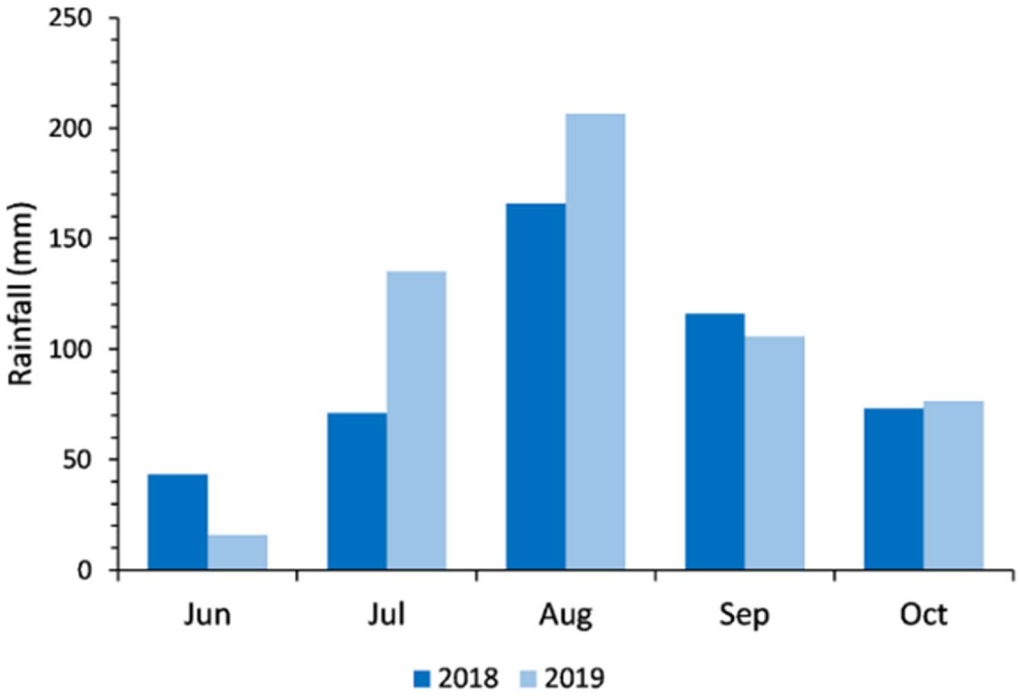


Figure 7. Monthly precipitation during the 2018 and 2019 rainy seasons in a semi-dry forest of Chihuahua, Mexico.

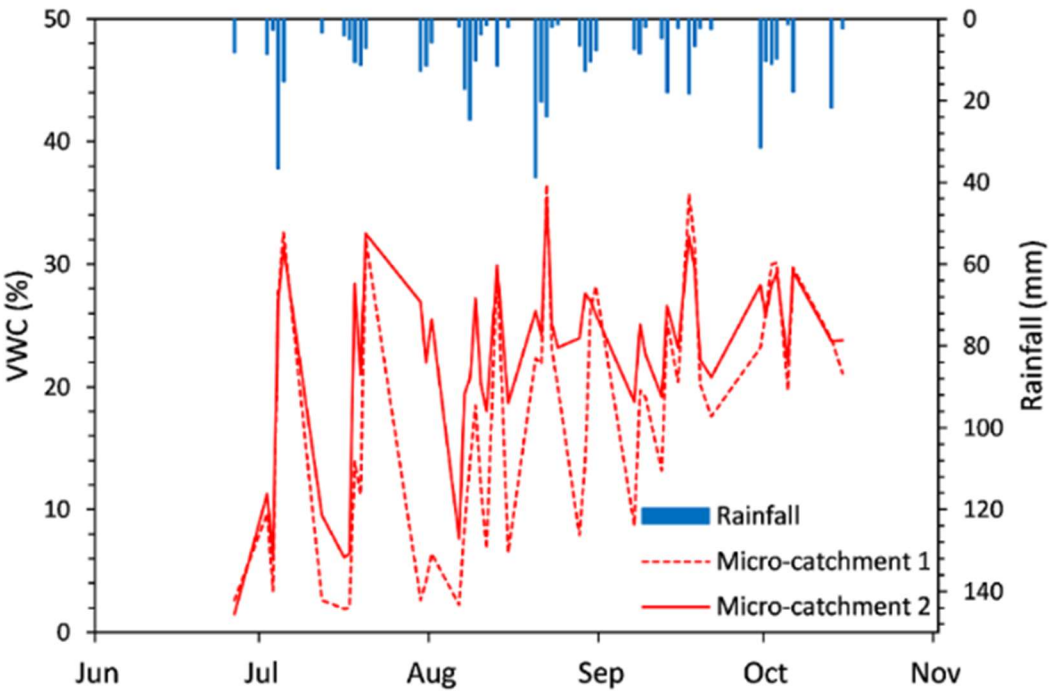


Figure 8. Mean soil moisture by rainfall event after thinning (2019) for micro-catchments 1 and 2.

Rainfall events in 2019 started on June 10, but similar to 2018, small rainfall events did not cause any significant change in soil moisture. Soil moisture remained relatively constant between June 10 and July 3, with a mean of 1.1 % (s.d. = 0.8 %). Rainfall began to increase on July 4, and similar to 2018, soil moisture in 2019 increased up to 45 % when rainfall was above 20 mm. However, in contrast to 2018, soil moisture also exceeded 45 % during consecutive events not necessarily greater than 20 mm (Figure 8). Soil moisture records for each 30 min in micro-catchment 1 (0 % thinning) showed the same trend as in 2018, with the same mean of 9.3 % during the entire period of 2019. Conversely, the soil moisture in micro-catchments 2 and 3 was higher with a mean of 14.1 % and 10.1 %, respectively. These values represented an increase in soil moisture of 53% for

micro-catchments 2 (80 % thinning) and 40 % for micro-catchment 3 (40 % thinning).

The difference in soil moisture after thinning was mainly produced by small rainfall events. Data on the individual rainfall events showed that during small rainfall events (<10 mm), the increase in soil moisture in micro-catchments 2 and 3 was higher, compared to micro-catchment 1 (Table 4). However, the increase in soil moisture during large events (> 30 mm) was in the same magnitude for the three micro-catchments. Overall, the maximum and average soil moisture values were higher in micro-catchment 2, followed by micro-catchment 3, and finally, micro-catchment 1. The difference in response to soil moisture as an effect of tree density, mainly between the micro-catchments 1 and 2, is shown in Figure 8.

A detailed analysis of individual rainfall events showed soil moisture in micro-catchments 2 and 3 reached values of 45 % with only 5-mm rain accumulated during the first 30 min. This value is much lower compared to the 10 mm of rain accumulation in 2018. Additionally, soil moisture remained longer in micro-catchment 2, compared to the micro-catchments 1 and 3, and this difference was noticed during several days (Figure 9a), as well as during large rainfall events (Figure 9b). The response to the change in soil moisture was also faster in micro-catchment 2 than in micro-catchment 1 and 3, particularly during small events (Figures 9c and 9d).

Table 4. Precipitation metrics and volumetric water content for three large rainfall events (> 30 mm) and three small rainfall events (<10 mm) after thinning (2019)

Date	R	D	I_{30}	API	VWC (%)					
					Catchment 1		Catchment 2		Catchment 3	
	(mm)	(h)	(mm h^{-1})	(mm)	Max	Avg	Max	Avg	Max	Avg
	Large rainfall events									
Jul 4	36.6	10.9	40.9	49.5	45.5	27.6	36.6	27.0	50.6	15.8
Aug 20	38.7	8.8	37.2	67.5	47.9	22.3	37.8	26.2	49.2	11.1
Sept 30	31.5	15.7	11.7	48.5	38.4	23.2	35.5	28.3	27.5	14.1
	Small rainfall events									
Jul 18	10.5	1.6	17.8	35.3	29.7	13.9	37.2	28.4	48.5	18.1
Aug 28	6.5	0.6	12.5	59.9	8.6	7.9	24.4	24.0	20.5	15.4
Sept 07	7.4	3.4	5.9	41.4	13.6	8.7	23.1	18.8	18.3	9.2

R: Rainfall depth; D: Rainfall event duration; I_{30}: Maximum 30-min rainfall intensity; API: Antecedent precipitation index; Max and Avg VWC: Maximum and Average Volumetric Water Content; (-) no data.

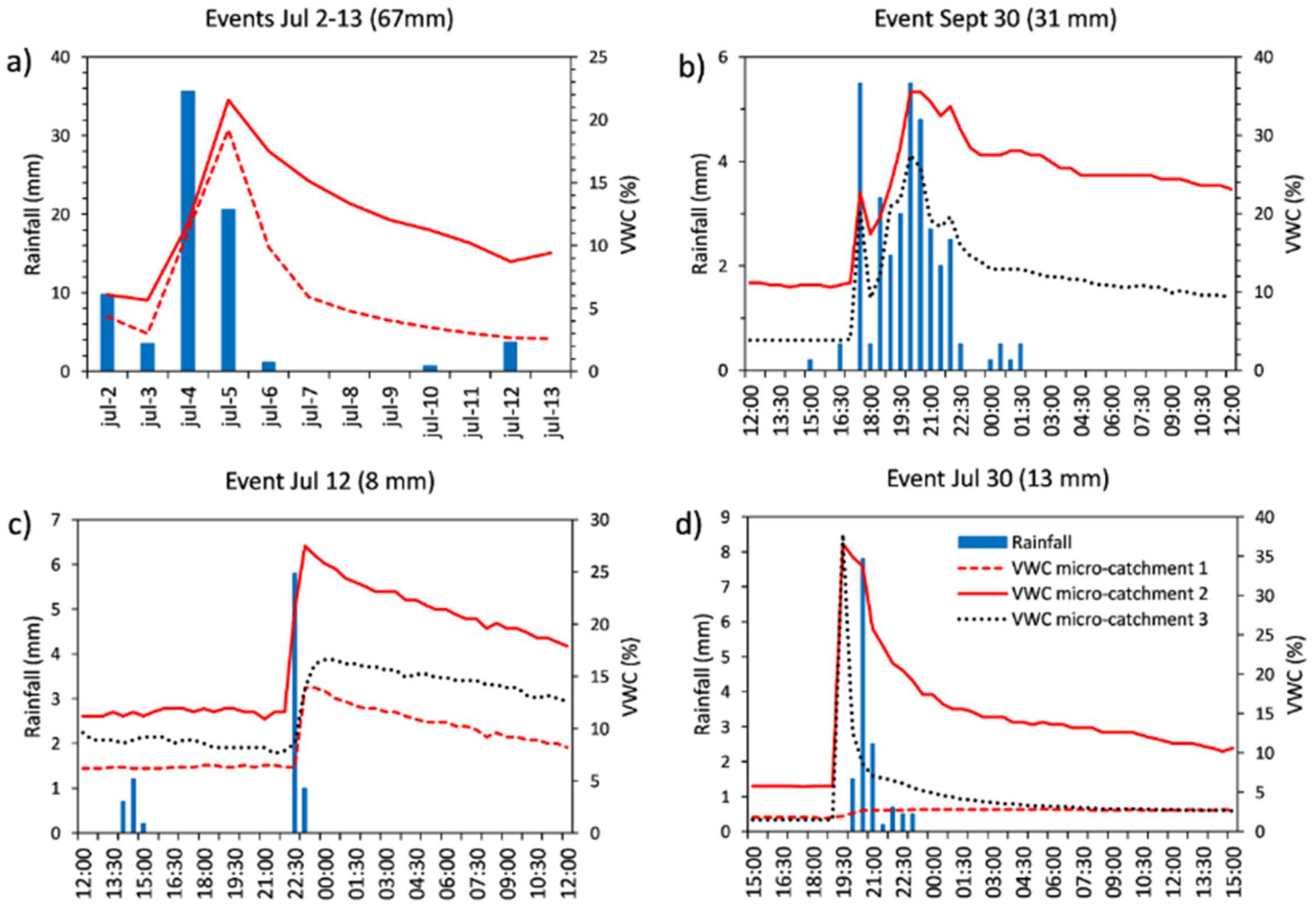


Figure 9. Soil moisture behavior after thinning of three micro-catchments with different magnitudes of rainfall events: (a) series of rainfall events in July 2019; (b) large rainfall event; (c) and (d) small rainfall events.

Similar to 2018 (before thinning), in 2019 soil moisture in micro-catchment 1 was higher under canopy, compared to the areas inter canopy. In contrast, micro-catchments 2 and 3 showed more soil moisture inter canopy than under canopy, and this was particularly notable in micro-catchment 2 (Figure 10). This pattern was consistent for the entire rainy season (Figure 11).

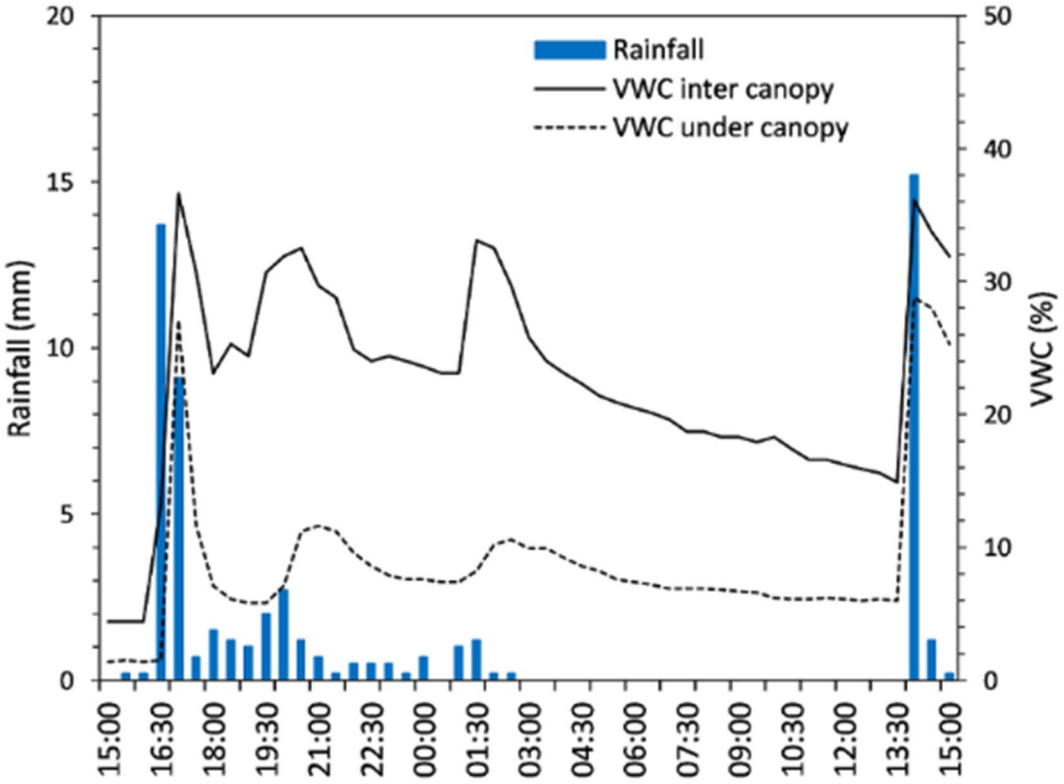


Figure 10. Soil moisture behavior inter canopy and under canopy for one rainfall event (37 mm) on July 4, 2019, in micro-catchment 2.

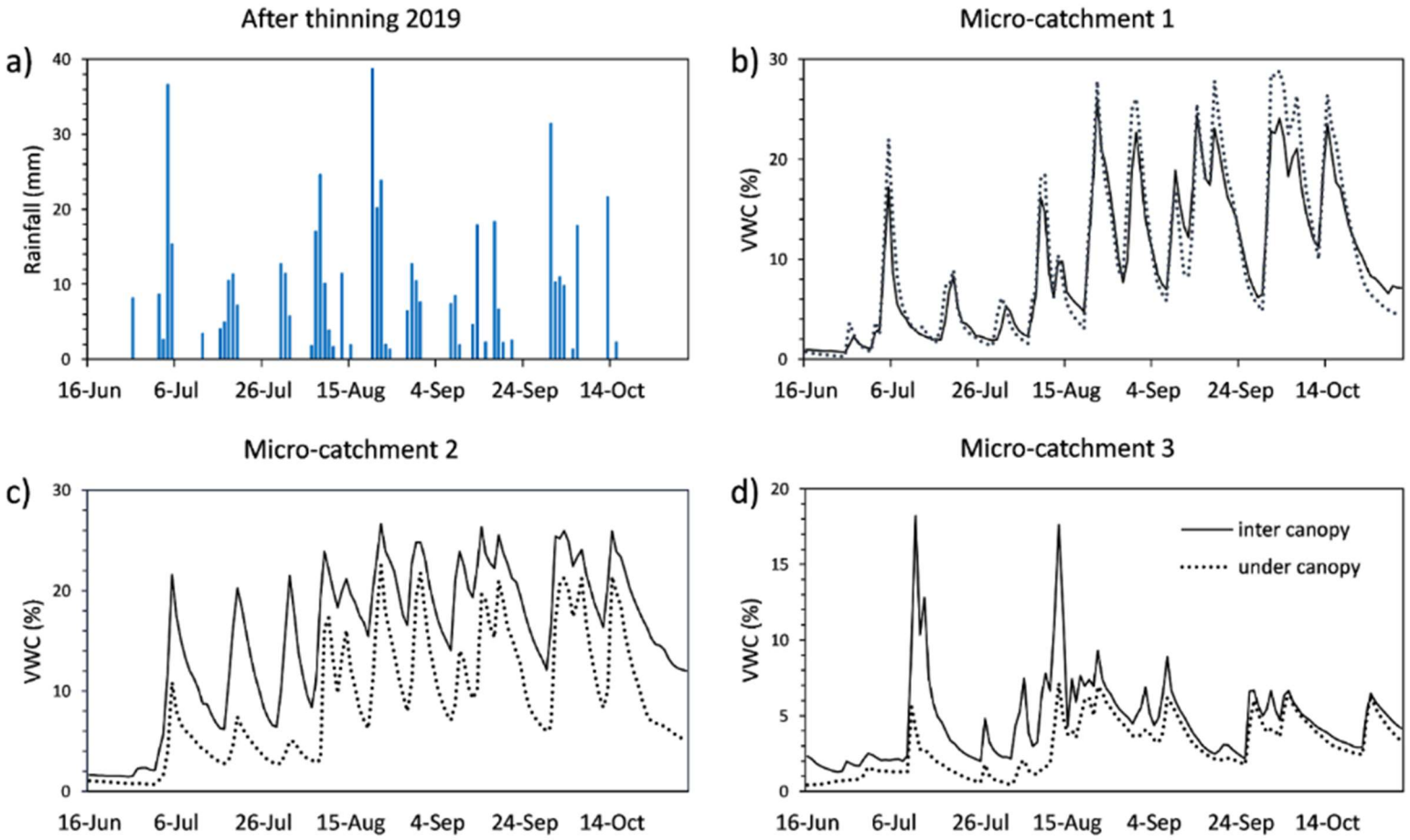


Figure 11. (a) Rainfall after thinning (2019); (b), (c), and (d) Mean daily soil moisture inter canopy and under canopy during the entire study period for micro-catchment 1, 2, and 3, respectively.

Statistical analysis of soil moisture before and after thinning

Statistical analysis showed the difference in mean daily soil moisture between micro-catchment 1 and 2 before thinning (2018) was not significant ($p = 0.18$), but the difference between micro-catchment 1 and 3 was significant ($p \leq 0.0001$), as micro-catchment 3 had lower values compared to catchments 1 and 2 (Table 5).

There were no significant differences (paired t-test) between before thinning (2018) and after thinning (2019) for micro-catchment 1 (0 % thinning), in either under or inter canopy (Table 5). In contrast, micro-catchment 2 (80 % thinning) had significant differences in before-after results in both canopy scenarios. The same was found in micro-catchment 3 (40 % thinning), except for the maximum values inter canopy in catchment 3 (Table 5). The BACI analysis provides evidence of the thinning impact on mean daily soil moisture when comparing micro-catchments 1 vs 2 ($p \leq 0.0001$).

Conversely, there was no evidence of impact when using the daily maximum values ($p = 0.15$). These findings were consistent when comparing micro-catchments 1 vs 3, as the impact was significant using the mean daily soil moisture ($p = 0.04$); however, there was no evidence of impact using the maximum values ($p = 0.29$). Overall, the results were consistent; the impact of thinning on soil moisture was more perceptible during small rainfall events than during large events.

Table 5. Soil moisture differences (daily average and maximum values) between before thinning (2018) and after thinning (2019) for inter canopy and under canopy scenarios in the three micro-catchments

	Micro-catchment 1		**Micro-catchment 2**		**Micro-catchment 3**	
	Daily VWC (%)		**Daily VWC (%)**		**Daily VWC (%)**	
	Average	**Max**	**Average**	**Max**	**Average**	**Max**
Inter canopy						
2018	8.6	12.5	9.7	15.9	4.6	7.9
2019	9.6	14.7	15.0	19.4	5.4	10.1
df	137	137	112	112	137	137
t-Value	-1.9	-1.7	-8.8	-2.8	-2.5	-1.8
p-Value	0.1	0.1	*<0.0001*	*0.0069*	*0.01*	0.07
Under canopy						
2018	10.4	15.3	6.2	8.4	2.9	5.4
2019	10.1	15.7	8.6	11.4	4.7	7.8
df	137	137	112	112	137	137
t-Value	0.4	-0.3	-4.6	-3.2	-9.0	-2.5
p-Value	0.7	0.8	*<0.0001*	*0.0019*	*<0.0001*	*0.01*

A significant p-Value at a 95% confidence level is indicated in italics. VWC: volumetric water content; Max: maximum; df: degrees of freedom.

DISCUSSION

Soil Moisture Before Thinning

Data from the micro-catchments indicated moisture behaved similarly at different points given the relatively small size of the micro-catchments and similar characteristics in the soil depth, ground cover, and tree density. Even with these similarities, it is not surprising to find some differences, such as the low values recorded in micro-catchment 3. Several elements affect the dynamic of soil moisture and therefore, it is common to find variations in moisture values, even in sites with the same vegetation characteristics (10,33]. According to other studies, the influence of vegetation on soil moisture dynamics include interception and stem flow [34,35], soil surface temperature due to plant shading [36], availability of soil moisture due to the extraction of water from the plant root system [37], and contributions of plants to evapotranspiration [38,39].

Two other important issues are the low rate of soil moisture throughout the rainy season and the drastic decrease after each rainfall event. Concerning the low moisture values, we consider canopy interception played a significant role, especially during small rainfall events (<10 mm), which corresponded to 75% of the rainfall events. According to Návar [40], semi-dry ecosystems present a higher percentage of losses due to interception than other types of ecosystems. Similarly, other studies in dry ecosystems have reported that approximately 35% of total precipitation is lost by interception [41,42]. High interception leads to low moisture values, as reported by Zhu et al. [11] in a similar study from a Picea crassifolia Kom. plantation, which found a moisture average of only 19 % at a soil depth of 20 cm. Similarly, Heisler-White et al. [20] and Muñoz-Villers et al. [43]

also found high interception percentages are related to small rainfall events and low rainfall intensities. It should not be a surprise that small rainfall events in our study area had no impact on the increase in soil moisture before thinning, resulting in low values throughout the rainy season.

Concerning the drastic decrease in soil moisture after each rainfall event (soil moisture dropped between 90 % and 100 % in only 24 h), other studies found evapotranspiration is usually greater than 90 % of precipitation in dry ecosystems, especially when precipitation is less than 500 mm [44,45]. For instance, evapotranspiration values near 90 % have been found in semi-dry areas covered by Pinus halepensis Mill., and Quercus ilex ssp. ballota Samp [15], whose tree density and basal area were 50% of that found in our study area. On the other hand, evapotranspiration rates have been reported to be less than 75 % in temperate coniferous forests [46]. Our drastic decrease in moisture after each rainfall event suggests water not intercepted by the canopy that reaches the ground is almost immediately lost by evaporation from the ground. A weather station located close to our study area confirmed this assumption as the recorded mean maximum temperature during 2018 was 33° C, while the mean temperature was 25° C. The wind speed reached 55 km h-1 with an average of 17 km h^{-1} and the average relative humidity was 46 %. The API also had low values during several days of the season, with a median of only 21.4 mm. These data reflect high evaporation from the ground [47] and a subsequent low possibility of maintaining the increased moisture over-time.

In this study, a considerable increase in soil moisture occurred only when the amount of rainfall exceeded 20 mm, or when at least 10-mm rain occurred

during the first 30 min of the rainfall event. Additionally, only large rainfall events (> 30 mm) increased soil moisture in similar proportions in the three micro-catchments (29 %-52 %). Similarly, other studies of grasslands have reported a significant increase in soil moisture (more than 1 %) up to 40 cm depth when rainfall events were greater than 15 mm, and greater than 20 mm in prairies with a semi-dry climate [10]. Likewise, Zhu et al. [11] found the depth of soil moisture tended to increase with an increase in the amount and intensity of rainfall. This finding indicated that when two large and high-intensity rainfall events occurred, within a short timeframe between them, soil moisture showed a double "peak" at 40 cm depth in micro-catchments similar to those in our study area. Findings from our study indicate large rainfall events are needed for soil moisture to increase to a depth of 20 cm in these semi-dry ecosystems. Small rainfall events are more frequent, but they do not have a significant impact on the increase in soil moisture. Our results from before thinning suggest soil saturation and the probability of runoff generation by infiltration excess overland flow in these ecosystems are low, as only 10% of the rainfall events were greater than 20 mm.

Soil Moisture After Thinning

The BACI analysis indicated there was evidence of the thinning impact when using the mean daily soil moisture, whereas there was no evidence of impact when using the daily maximum values. This is consistent with the fact that small rainfall events (<10 mm) significantly increased the maximum and average soil moisture after thinning, especially for high thinning intensity. Conversely, the thinning intensity did not affect soil moisture during large rainfall events (> 30 mm). Relative to the effect of thinning, previous studies have revealed stands with low

densities have higher soil water contents due to the reduction of interception and transpiration rates [12,48,49]. Fedorová [50], found an increase in the soil moisture between 26 % and 43 % after applying a thinning of 50 % in a forest of *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. Likewise, Zou et al. [12] found the increase in soil moisture in a semi-arid ecosystem was higher after thinning, even in deeper layers because trees consume excessive amounts of water stored mainly in the subsurface-layers of soil. Similar to Zou et al. (2008), Zhu et al. [11] found thinning increased soil moisture at a depth of 40 cm, even when the residual density was higher as compared to our study.

Regarding the soil moisture response to the rainfall size, our data indicate that only 5 mm during the first 30 min of a rainfall event was enough to reach values of 45 % of soil moisture after thinning. This amount corresponds to 50 % of the amount needed before thinning. This could be explained by the interception of the canopy, as thinning reduces interception allowing the water to reach the soil immediately [48]. Nonetheless, interception could be negligible during large rainfall events, and this explains the similar response among micro-catchments during events higher than 30 mm. Studies in other ecosystems have found interception was between 30 % and 74 % when precipitation and rainfall intensity was below 20 mm and 15 mm h^{-1}, respectively; but the interception decreased to between 10% and 20% for storms above those thresholds [42].

Our data indicated that the soil moisture inter canopy remained high for longer periods compared to similar events before thinning. This indicates moisture can stay retained longer, despite the increase in radiation and evaporation created by thinning [51]. This increase in moisture, however, is finally lost after

some days, given the time without rain after each event, as indicated by the API. In this regard, other studies have indicated moisture permanence after small rainfall events, is affected more by the soil moisture antecedent, than the amount of precipitation or thinning intensity. Some studies have observed temporal patterns regarding the response of moisture in small rainfall events. Cantón et al. [52], reported small events (<3 mm) may or may not affect soil moisture, depending on the background moisture values in a semi-arid region of southeastern Spain. Similarly, Lozano-Parra et al. [51] found that in ecosystems with higher moisture content, even small rainfall events (<3 mm), produced a hydrological response of the soil moisture in both forests and grasslands, whereas in drier conditions, rainfall hardly reaches deeper soils. Overall, these studies argue that the incidence of small rainfall events on soil moisture depends on antecedent moisture. Thus, the increase in soil moisture after thinning in our study area, and consequently, the potential for surface runoff, depends not only on thinning intensity, but also on antecedent moisture.

Management Implications

It is important to note that the measurements of this study are restricted to a few points for each micro-catchment. Notwithstanding limitations, this study presents interesting findings of soil moisture dynamics in a semi-dry forest of northern Mexico, where previous studies on this topic are limited. This study shows thinning increases soil moisture, especially during small rainfall events and when thinning intensity is high. However, some considerations are worthy of discussion relative to forest management in the long term. Previous studies have indicated high thinning intensities not only affect soil moisture, but also other

conditions, such as evaporation, infiltration, and changes in the understory. Consequently, the potential evapotranspiration in our high-thinned catchment could be high in the long term, given discontinuous rainfall events and increasingly frequent years of drought. Other studies have also indicated low canopy cover and high rainfall intensities could increase soil bulk density, and reduce water infiltration [53-55]. Qualitative observations after the rainy season in our high thinned area also showed a rapid growth of the understory, including grasses, herbs, and oak regrowth. These changes in ground cover not only increase interception, but also the water demand from the soil profile. Given these considerations, forestry practices including clear cuts or high thinning intensities to increase water recharge should be taken with caution.

Forest management in Mexico rarely involves high intensity thinning in semi-dry ecosystems due to the low rate of growth. Nonetheless, there are many high-density areas lacking management; intermediate intensities might be an option for such areas. Some studies have reported moderate intensity thinning of 20 %-40 % facilitates the recharge of deep soil water [11]. This is especially important for our study area, where the soil is shallow with a high infiltration capacity, which increases the probability of groundwater recharge. Water conservation in semi-dry forests should be an essential component of forest management and a requirement for achieving sustainable productivity [56]. In this regard, it is important to consider the effects of thinning and clear-cutting at broader spatial and temporal scales in future research studies.

CONCLUSIONS

This study examined soil moisture based on storm observations of three micro-catchments, before and after two thinning intensities (40 % and 80 %), plus the control. Soil moisture before thinning was low most of the rainy season due to the high evapotranspiration rates and high interception, especially during small rainfall events. The precipitation threshold that led to a drastic increase in soil moisture before thinning was the accumulation of 10-mm of rain in the first 30 min. Only large rainfall events (>30 mm) increased soil moisture in similar proportions in the three micro-catchments before thinning. Mean soil moisture per rainfall event did not exceed 12 % when events were less than 10 mm, and significant increases were recorded only when the amount of rainfall was higher than 20 mm. However, only 10 % of the events had precipitation greater than 20 mm. After each rainfall event, soil moisture had a drastic decrease in only 24 h. This behavior was influenced by high evaporation rates from the ground and the low moisture antecedent.

Only small rainfall events (<10 mm) significantly increased the daily maximum and average soil moisture after thinning, especially for high thinning intensity. Conversely, the thinning intensity did not affect soil moisture during large rainfall events (>30 mm). The different response to the amount of rain is explained by interception; as thinning reduces interception, however, the amount of intercepted water tends to be negligible during large rainfall events. Thinning also impacted the rapid increase in soil moisture, since only 5 mm of rain over 30 min was enough to reach values above 45 % VWC. Additionally, soil moisture remained high for a longer time period compared to similar events before thinning.

Nonetheless, this increase was finally lost after some days, given the relatively long period without rain. Overall, our findings at the micro-catchment scale indicate the effect of thinning on soil moisture in these semi-dry ecosystems is relatively short and highly dependent on the amount of rain and antecedent moisture.

REFERENCES

1. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010 – Informe principal*, 1a ed.; Estudios FAO: Montes, No 140. Roma, Italia, 2010; pp. 11-47.

2. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). Ecorregiones terrestres de México, Escala 1:1000000, México, 2008. Available online: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/ ecort08gw.png (accessed on 20 September 2019).

3. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Atlas de biodiversidad de México, 2010. Available online: http://gisviewer.semarnat.gob.mx/geointegrador/enlace/atlas2010/ atlas_biodiversidad.pdf (accessed on 26 September 2019).

4. González-Elizondo, S.; González-Elizondo, M.; Tena-Flores, J.A.; Ruacho-González, L.; López-Enríquez, I.L. Vegetación de la sierra madre occidental, México: una síntesis. *Acta Bot. Mex.* **2012**, *100*, 351-403.

5. CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). Normales climatológicas de México por Estado, 2020. Available online: https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=chih (accessed on 22 April 2020).

6. Sun, F.; Lüa, Y.; Wang, J.; Hua, J.; Fua, B. Soil moisture dynamics of typical ecosystems in response to precipitation: A monitoring-based analysis of hydrological service in the Qilian Mountains. *Catena* **2015**, *129*, 63-75.

7. Chow, V.T. *Handbook of applied hydrology*, 1st ed.; McGraw-Hill Book Company, New York, USA, 1964.

8. Bras, R.L. *Hydrology, an introduction to hydrologic science.* 1st ed.; Addison-Wesley, MA, USA, 1990.

9. He, L.; Ivanov, V.Y.; Bohrer, G.; Thomsen, J.E.; Vogel, C.S.; Moghaddam, M. Temporal dynamics of soil moisture in a northern temperate mixed successional forest after a prescribed intermediate disturbance. *Agric. Forest Meteorol*. **2013**, *180*, 22-33.

10. He, Z.B.; Zhao, W.Z.; Liu, H.; Chang, X.X. The response of soil moisture to rainfall event size in subalpine grassland and meadows in a semi-arid mountain range: a case study in northwestern China's Qilian Mountains. *J. Hydrol*. **2012**, *421*, 183-190.

11. Zhu, X.; He, Z.B.; Dua, J.; Chen, L.F.; Lin, P.F.; Li, J. Temporal variability in soil moisture after thinning in semi-arid Picea crassifolia plantations in northwestern China. *Forest Ecol. Manag*. **2017**, *401*, 273-285.

12. Zou, C.B.; Breshears, D.D.; Newman, B.D.; Wilcox, B.P.; Gard, M.O.; Rich, P.M. Soil water dynamics under low-versus high-ponderosa pine tree density: ecohydrological functioning and restoration implications. *Ecohydrology* **2008**, *4*, 309-315.

13. Del Campo, A.D.; González-Sanchis, M.; Molina, A.J.; García-Prats, A.; Ceacero, C.J.; Bautista, I. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. *Forest Ecol. Manag*. **2019**, *438*, 163-175.

14. Dung, B.X.; Gomi, T.; Miyata, S.; Sidle, R.C.; Kosugi, K.; Onda, Y. Runoff responses to forest thinning at plot and catchment scales in a headwater catchment draining Japanese cypress forest. *J. Hydrol*. **2012**, *444*, 51-62.

15. Del campo, A.D.; González-Sanchis, M.; Lidón, A.; Ceacero, C.J.; García-Prats, A. Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. *J. Hydrol*. **2018**, *556*, 74-86. https://doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.08.013.

16. Baker, M.B. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. *Water Resour. Res*. **1986**, *22*, 67-73.

17. Feeney, S.R.; Kolb, T.E.; Covington, W.W.; Wagner, M.R. Influence of thinning and burning restoration treatments on presettlement ponderosa pines at the Gus Pearson Natural Area. *Can. J. For. Res*. **1998**, *28*, 1295-1306.

18. Stone, J.E.; Kolb, T.E.; Covington, W.J. Effects of restoration thinning on presettlement Pinus ponderosa in northern Arizona. *Restor. Ecol*. **1999**, *7*, 172-182.

19. Dunkerley, D. Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation: a brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrol. Process*. **2000**, *14*, 669-678.

20. Heisler-White, J.L.; Knapp, A.K.; Kelly, E.F. Increasing precipitation event size increases aboveground net primary productivity in a semi-arid grassland. *Oecologia* **2008**, *158*, 129-140.

21. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). *Síntesis de información geográfica del estado de Chihuahua*, 1a ed.; INEGI, México, DF, MEX, 2003.

22. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.* World Soil Resources Reports 106, 1a ed.; Rome, Italy, 2014.

23. Romahn, C.F.; Ramírez, H. *Dendrometría*, 2a ed.; Universidad Autónoma Chapingo, México, DF, MEX, 2010; 354 p.

24. Booth, D.T.; Cox, S.E.; Beeryman, R.D. Point sampling digital imagery with SamplePoint. *Environ. Monit. Assess*. **2006**, *123*, 97-108.

25. Sosa-Pérez, G.; MacDonald, L.H. Effects of closed roads, traffic, and road decommissioning on infiltration and sediment production: A comparative study using rainfall simulations. *Catena* **2017**, *159*, 93-105.

26. Chen, L.; Yuan, Z.; Shao, H.; Wang, D.; Mu, X. Effects of thinning intensities on soil infiltration and water storage capacity in a Chinese pine-oak mixed forest. *Sci. World J*. **2014**, *268157*, 1-7.

27. Onset Computer Corporation. HOBO pendant event data logger (UA-003-64) Manual 2019. Available online: https://www.onsetcomp.com /files/manual_pdfs/9831-I%20MAN-UA-003.pdf (accessed on 16 January 2020).

28. USDA (U.S. Department of Agriculture). RIST-Rainfall Intensity Summarization Tool *Software*; Version 3.94; Agricultural Research Service: Oxford, MS, USA, 2015.

29. Dunne, T.; Leopold, L.B. *Water in environmental planning*, 1st ed.; W.H. Freeman, NY, USA, 1978.

30. Spectrum technologies. SM100 Soil moisture sensor product manual 2018. Available online: https://www.specmeters.com/assets/1/22 /6460_SM1003.pdf (accessed on 16 January 2020).

31. Smith, E.P. BACI Design. In: *Encyclopedia of Environmetrics*, 1st ed.; El-Shaarawi, A.H., Piegorsch, W.W., Eds.; John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, 2002; pp. 141-148.

32. SAS (Statistical Analysis Software) Institute. SAS *Software*; Version 9.3; SAS Inc.: Cary, NC, USA, 2010.

33. Miller, P.C.; Poole, D.K.; Miller, P.M. The influence of annual precipitation, topography and vegetative cover on soil moisture and summer drought in southern California. *Oecologia* **1983**, *56*, 385-391.

34. He, Z.B.; Yang, J.J.; Du, J.; Zhao, W.Z.; Liu, H.; Chang, X.X. Spatial variability of canopy interception in a spruce forest of the semiarid mountain regions of China. *Agric. Forest Meteorol*. **2014**, *188*, 58-63.

35. Zhang, Y.F.; Wang, X.P.; Hu, R.; Pan, Y.X. Throughfall and its spatial variability beneath xerophytic shrub canopies within water-limited arid desert ecosystems. *J. Hydrol*. **2016**, *539*, 406-416.

36. Breshears, D.D.; Nyhan, J.W.; Heil, C.E.; Wilcox, B.P. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *Int. J. Plant. Sci*. **1998**, *159*, 1010–1017.

37. Scott, R.L.; Shuttleworth, W.J.; Keefer, T.O.; Warrick, A.W. Modeling multiyear observations of soil moisture recharge in the semiarid American Southwest. *Water Resour. Res*. **2000**, *36*, 2233-2247.

38. Chang, X.X.; Zhao, W.Z.; He, Z.B. Radial pattern of sap flow and response to microclimate and soil moisture in Qinghai spruce (Picea crassifolia) in the upper Heihe River Basin of arid northwestern China. *Agric. Forest Meteorol*. **2014**, *187*, 14-21.

39. Chen, Y.; Wang, S.; Ren, Z.; Huang, J.; Wang X.; Liu, S.; Deng H.; Lin, W. Increased evapotranspiration from land cover changes intensified water crisis in an arid river basin in northwest China. *J. Hydrol*. **2019**, *574*, 383-397.

40. Návar, J. Fitting rainfall interception models to forest ecosystems of Mexico. *J. Hydrol*. **2017**, *548*, 458-470.

41. Bari, M.A.; Smith, N.; Ruprecht, J.K.; Boyd, B.W. Changes in streamflow components following logging and regeneration in the southern forest of Western Australia. *Hydrol. Process*. **2015**, *10*, 447-458.

42. Brasil, J.B.; Andrade, E.M.; De Queiroz-Palacio, H.A.; Augusto-Medeiros, P.H.; Neves-Dos Santos, J.C. Characteristics of precipitation and the process of interception in a seasonally dry tropical forest. *J. Hydrol*. **2018**, *19*, 307-317. https://doi: 10.1016/j.ejrh.2018.10.006.

43. Muñoz-Villers, L.E.; Geissert, D.R.; Holwerda, F.; McDonnell J.J. Factors influencing stream base flow transit times in tropical montane watersheds. *Hydrol. Earth Syst. Sc*. **2016**, *20*, 1621-1635.

44. Wang, H.; Xu, W.; Zhang, M.; Cui, L.; Yu, X. Effects of forest on mean annual runoff in North China. *Pol. J. Environ. Stud*. **2018**, *27*, 889-896. http://doi: 10.15244/pjoes/76028.

45. Zhang, Y.; Wei, H.; Nearing, M.A. Effects of antecedent soil moisture on runoff modeling in small semiarid watersheds of southeastern Arizona. *Hydrol. Earth Syst. Sc*. **2011**, *15*, 3171-3179. http://doi: 10.5194/hess-15-3171-2011.

46. Perry, T.D.; Jones, J.A. Summer streamflow deficits from regenerating Douglas-fir forest in the Pacific Northwest, USA. *Ecohydrology* **2017**, *10*, e1790. http://doi: 10.1002/eco.1790.

47. Ariza-Villaverde, A.B.; Pavón-Domínguez, P.; Carmona-Cabezas, R.; Gutiérrez-Ravé, E.; Jiménez-Hornero, F.J. Joint multifractal analysis of air temperature, relative humidity and reference evapotranspiration in the middle zone of the Guadalquivir river valley. *Agr. Forest Meteorol*. **2019**, *278*, 107657.

48. Gebhardt, T.; Häberleb, K.; Matyssekb, R.; Schulzc, C.; Ammer, C. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agr. Forest Meteorol*. **2014**, *197*, 235-243.

49. Schrumpf, M.; Axmacher, J.C.; Zech, W.; Lyaruu, H.V.M. Net precipitation and soil water dynamics in clearings, old secondary and old-growth forests in the montane rain forest belt of Mount Kilimanjaro, Tanzania. *Hydrol. Process*. **2011**, *25*, 418-428.

50. Fedorová, B.; Kadavy, J.; Adamec, Z.; Knott, R.; Kucera, A.; Kneifl, M.; Drápela, K. Effect of thinning and reduced throughfall in young coppice dominated by Quercus petraea (Matt.) Liebl. and Carpinus betulus L. *Austrian J. For. Sci*. **2018**, *135*, 1-17.

51. Lozano-Parra, J.; Schnabel, S.; Ceballos-Barbancho, A. The role of vegetation covers on soil wetting processes at rainfall event scale in scattered tree woodland of Mediterranean climate. *J. Hydrol*. **2015**, *529*, 951-961.

52. Cantón, Y.; Solé-Benet, A.; Domingo, F. Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *J. Hydrol*. **2004**, *285*, 199–214.

53. Carter, M.C.; Dean, T.J.; Wang, Z.; Newbold, R.A. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of Pinus taeda in the Gulf Coastal Plain: a long-term soil productivity affiliated study. *Can. J. For. Res*. **2006**, *36*, 601–614.

54. Tarpey, R.A.; Jurgensen, M.F.; Palik, B.J.; Kolka, R.K. The long-term effects of silvicultural thinning and partial cutting on soil compaction in red pine (Pinus resinosa Ait.) and northern hardwood stands in the northern Great Lakes Region of the United States. *Can. J. Soil Sci*. **2008**, *88*, 849-857.

55. Wall, A. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecol. Manag*. **2012**, *282*, 175-184.

56. Keesstra, S.D.; Mol, G.; De Leeuw, J.; Okx, J.; Molenaar, C.; De Cleen, M.; Visser, S. Soil related sustainable development goals: Four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. Land 2018, 7, 133. https://doi:10.3390/land7040133.

ESTUDIO III. RESPUESTA DEL ESCURRIMIENTO DE MICROCUENCAS AL ACLAREO DE UN BOSQUE SEMIÁRIDO EN EL NORTE DE MÉXICO

RESUMEN

RESPUESTA DEL ESCURRIMIENTO DE MICROCUENCAS AL ACLAREO DE UN BOSQUE SEMIÁRIDO EN EL NORTE DE MÉXICO

POR:

M.C. ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Doctorado en Recursos Naturales

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: Dr. Martín Martínez Salvador

El conocimiento sobre los efectos de los aclareos en el escurrimiento de microcuencas en bosques semi-secos es importante para comprender la influencia eco-hidrológica del manejo forestal a diferentes escalas. El objetivo fue analizar el comportamiento del escurrimiento superficial bajo diferentes intensidades de corta en un bosque semi-seco de encino-pino del estado de Chihuahua, México. Los objetivos específicos fueron: 1) analizar el comportamiento del escurrimiento en función de la precipitación en tres microcuencas con densidades de arbolado similares; y 2) evaluar los cambios en el escurrimiento de las mismas microcuencas después de diferentes intensidades de aclareo (0 %, 40 %, y 80 %). La vegetación, las características del suelo, la precipitación y el escurrimiento se midieron antes (2018) y después del aclareo (2019). El escurrimiento superficial fue bajo y similar en las tres microcuencas en 2018. Los coeficientes de escurrimiento bajos (promedio = 1.7 %) estuvieron relacionados con las tasas altas de intercepción y evapotranspiración a causa de

la densidad arbórea, la cobertura de copas y el gran porcentaje de eventos de lluvia <10 mm. Los análisis de algunos eventos individuales de lluvia mostraron diferencias de escurrimiento entre las microcuencas en 2019. La microcuenca con el aclareo más intenso obtuvo mayor escurrimiento. Sin embargo, el distanciamiento entre lluvias favoreció la evaporación, y el efecto de los aclareos en el escurrimiento disminuyó rápidamente. El análisis estadístico *Before-After-Contorl-Impact* mostró que no hay evidencia del impacto de los aclareos sobre el coeficiente de escurrimiento cuando los datos fueron analizados de forma global o para toda la temporada de estudio. Por lo tanto, a la escala estudiada, la cantidad o la frecuencia de la precipitación siguen siendo factores importantes en la generación de escurrimiento.

Palabras clave: ecosistema de bosque semi-seco, manejo de zonas de transición, manejo orientado al agua, microcuencas forestales, adaptación de bosques.

ABSTRACT

MICRO-CATCHMENT RUNOFF RESPONSE TO A SEMI-ARID FOREST THINNING IN NORTHERN MEXICO

BY:

ARGELIA EMELINA RASCÓN RAMOS

Knowledge about thinning effects on micro-catchments runoff in semi-dry forests is important to understand the eco-hydrological influence of forest management at different scales. The objective was to analyze the behavior of surface runoff to different thinning intensities in a semi-dry oak-pine forest in Chihuahua, Mexico. The specific objectives were to: 1) analyze runoff behavior as a function of rainfall on three micro-catchments with similar tree densities; and 2) evaluate the changes in runoff of the same micro-catchments after different thinning intensities (0 %, 40 %, and 80 %). Vegetation, soil characteristics, precipitation, and runoff were measured before (2018), and after thinning (2019). Surface runoff was low and similar among the three micro-catchments in 2018. Low runoff coefficients (mean = 1.7 %) were related to high interception and evapotranspiration rates due to tree density, canopy cover, and the high percentage of small rainfall events (<10 mm). Individual events analysis showed differences in runoff among the watersheds in 2019. The most thinned watershed obtained the highest runoff. However, the distance among rainfall events led to evaporation, and thinning effect on runoff was quickly lost. The BACI analysis showed that there is no evidence of thinning impact on the runoff coefficient. At this study scale, the effect of thinning on runoff remains dependent on precipitation size or frequency.

Keywords: semi-dry forest ecosystem, water-oriented management, management of transitional zones, forest micro-catchments, forest adaptation.

INTRODUCCIÓN

Los bosques y su manejo influyen en los componentes del ciclo del agua desde la escala global hasta la local (Ellison *et al*., 2017; Saska, *et al*., 2017). Los tratamientos típicos incluyen el aclareo selectivo de arbolado, el cual ha sido una práctica silvícola importante para mejorar la reposición de agua en el suelo en bosques semiáridos (Baker *et al*., 1986; Dung *et al*., 2012; Sohn *et al*., 2013). Sin embargo, la intensidad de remoción de vegetación afecta la generación de escurrimiento al reducir la intercepción por las copas de los árboles (Ffolliott *et al*., 1989; Lesch y Scott, 1997; Zou *et al*., 2010), disminuye la tasa de evapotranspiración (Días *et al*., 2015; Wang *et al*., 2018) y se incrementa el volumen de agua que llega al suelo (Del Campo *et al*., 2018).

Los efectos del aclareo en el escurrimiento, la variabilidad espacial y temporal del escurrimiento a diferentes escalas, y los factores más importantes en esa variabilidad, entre otros, han sido ampliamente estudiados (Baker, 1986; Sohn *et al*., 2013; Del Campo *et al*., 2019). La intensidad de corta y el área de captación son elementos clave en la respuesta del escurrimiento de cualquier ecosistema (Bosch y Hewlett, 1982; Stednick, 1996; Rahman *et al*., 2005). Algunos autores reportan, por ejemplo, mayor escurrimiento y rendimiento de agua en rodales de pino ponderosa con intensidades de corta alta, en comparación con rodales más densos (Baker *et al*., 1986; Feeney *et al*., 1998; Stone *et al*., 1999). Por otra parte, los cambios en escurrimiento después del aclareo a escalas de microcuenca no necesariamente siguen tendencias similares a nivel de cuenca (Miyata *et al*., 2010; Dung *et al*., 2011). Dung *et al*., (2012) encontraron que el caudal en una cuenca incrementó cuando aplicaron un

aclareo del 50 %, aun cuando no hubo un aumento de escurrimiento superficial en las microcuencas que la integran. Por lo tanto, el escurrimiento subsuperficial de la cuenca puede depender de la continuidad o discontinuidad de los procesos hidrológicos desde el nivel de las microcuencas (Sidle *et al*., 2000; Van de Giesen *et al*., 2002; Gomi *et al*., 2008; Dung *et al*., 2012; Saska *et al*., 2017). En general, las investigaciones han concluido que los procesos hidrológicos en la parte alta, media o baja de la cuenca difieren, y que se asocian principalmente con las características de vegetación, propiedades del suelo y clima (Cammeraat, 2004; Chandler *et al*., 2018), de ahí que los resultados no sigan una tendencia general y, por tanto, sea necesario evaluar las respuestas del escurrimiento a diferentes escalas, especialmente en áreas semiáridas (Miyata *et al*., 2010; Mayor *et al*., 2011).

Los bosques semi-secos ocupan aproximadamente el 6% de la superficie forestal mundial y cuentan entre los ecosistemas más frágiles del mundo (FAO, 2012; Umar *et al*., 2019). En México, la superficie con bosques semi-secos es de aproximadamente 22 millones de hectáreas. Estos ecosistemas forman asociaciones de encino-pino en altitudes entre 1400 a 2600 msnm (INEGI, 2008; SEMARNAT, 2010; González-Elizondo *et al*., 2012). Los bosques semi-secos proporcionan bienes y servicios ecosistémicos, mantienen las condiciones apropiadas para actividades forestales, agrícolas, el pastoreo y la diversificación de fuentes de ingreso en las comunidades (FAO, 2012). Además, estas áreas contribuyen en la captación de agua para surtir a distritos de riego con agricultura comercial de alto rendimiento, y para abastecer los consumos doméstico e

industrial de grandes ciudades en las partes bajas de las cuencas (CONAGUA, 2020).

Los estudios que evalúan los efectos de los aclareos en el escurrimiento de microcuencas cubiertas por bosques semi-secos en México son escasos. Hipotéticamente cuando se tiene menor densidad de arbolado el escurrimiento se eleva y se reduce el déficit hídrico. Sin embargo, es necesario incorporar más observaciones sobre el escurrimiento y comprender su comportamiento bajo diferentes intensidades de aclareos y a diferentes escalas. El objetivo general de este estudio fue analizar el comportamiento del escurrimiento superficial bajo diferentes intensidades de corta en un bosque semi-seco de encino-pino del estado de Chihuahua, México. Los objetivos específicos fueron: 1) analizar el comportamiento del escurrimiento superficial en función de la precipitación en tres microcuencas con densidades de arbolado similares (antes de los aclareos); y 2) evaluar los cambios en el escurrimiento de las mismas microcuencas después de diferentes intensidades de aclareos (0 %, 40 %, y 80 %). Los resultados específicos a nivel de microcuenca son una fuente valiosa de información para una mejor comprensión de las consecuencias ecohidrológicas de los aclareos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

El área se encuentra en la región hidrológica Cuencas Cerradas del Norte (RH34) (INEGI, 2003), dentro de la cuenca del río Santa María en el municipio de Namiquipa, Chihuahua, México. La superficie bajo estudio está dentro del predio experimental Teseachi, propiedad de la Universidad Autónoma de Chihuahua. El clima del sitio es semiseco-semifrío (BS1k''w) con una temperatura media anual de 14.8° C y una precipitación media anual de 494 mm distribuida principalmente entre junio y octubre (80 %). Las temperaturas más altas del año son durante esta temporada de lluvias, y la temperatura media durante estos meses es de 19.4° C, mientras que la temperatura máxima promedio durante el mismo período es de 27.3° C. La evaporación media anual es de 1878 mm, aproximadamente el 59% ocurre entre marzo y julio (CONAGUA, 2020). El área de transición se encuentra en un rango de elevación promedio entre 1900 y 2150 msnm, donde predomina el bosque de encino-pino representado por *Quercus hypoleucoides* A. Camus, *Quercus grisea Liebmann* y *Pinus engelmannii Carriere*. El suelo es Feozem háplico, derivado de la desintegración de rocas ígneas con una textura franco-limosa-arcillosa (FAO, 2014). En esta zona se seleccionaron tres pequeñas microcuencas con límites definidos de forma natural por su parteaguas (Figura 1) y que comparten las mismas características de vegetación y suelo. Las superficies de las microcuencas fueron 0.27, 0.20 y 0.19 ha cada una.

Caracterización de las Microcuencas

A inicio del año 2018 se determinaron las características de vegetación y

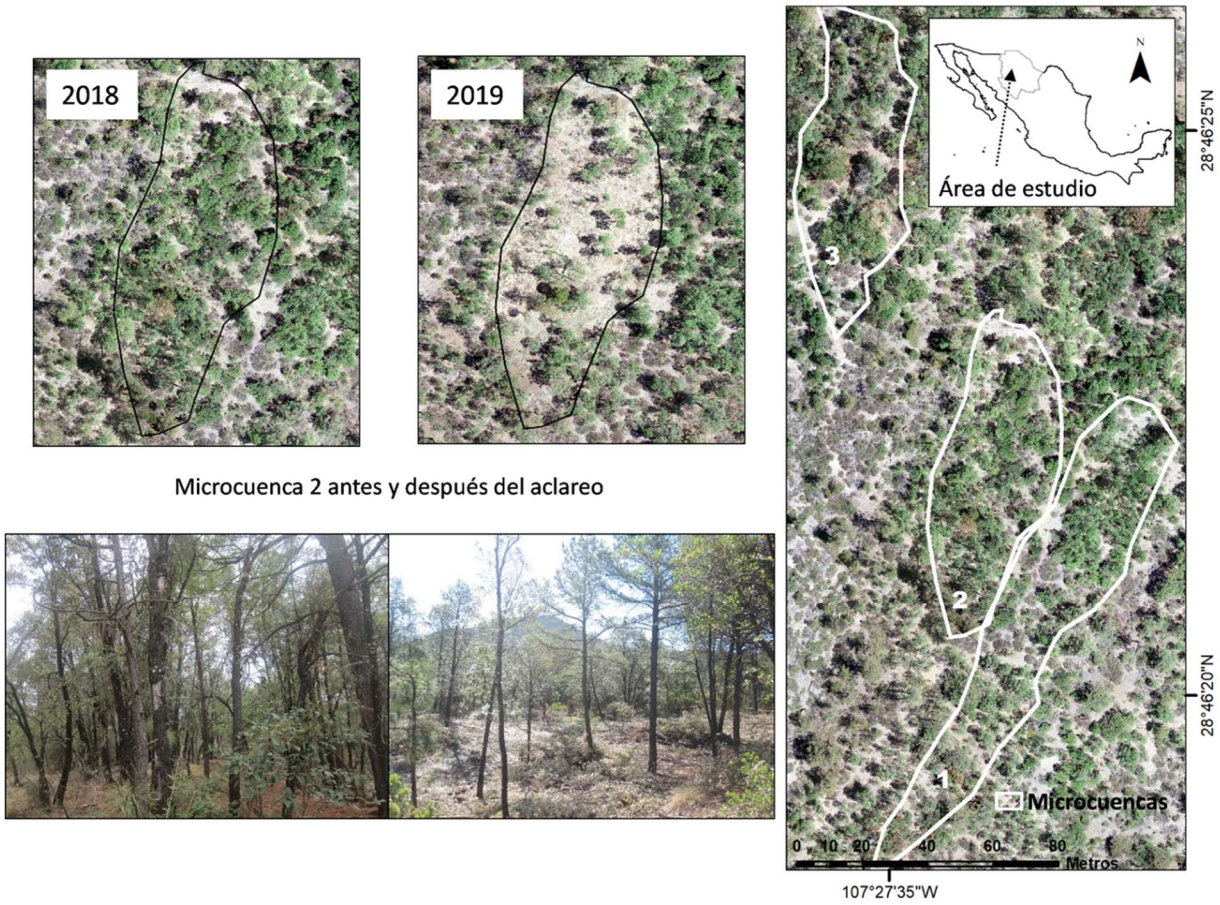


Figura 1. Ubicación de las tres microcuencas y características de la microcuenca 2 antes y después del aclareo en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México.

suelo en las tres microcuencas (Cuadro 1). La caracterización de la vegetación arbórea se realizó mediante un censo de todos los árboles en las tres microcuencas de estudio. A cada árbol se le midió diámetro normal, altura total y diámetro de copa. Con estas mediciones se calculó el área basal (m^2 ha^{-1}) y área de cobertura de copas (%), así como la densidad absoluta del arbolado (árboles ha^{-1}) (Romahn y Ramírez, 2010). Las características de la vegetación se estimaron nuevamente en el año 2019. La caracterización del suelo se realizó mediante un muestreo con 20 cuadrantes de 0.6 m^2, distribuidos a ambos lados del cauce de cada microcuenca. En cada cuadrante se obtuvo el porcentaje de cobertura del suelo por hojarasca, vegetación herbácea y suelo desnudo (Booth *et al*., 2006); así como la pendiente y la rugosidad del terreno (Sosa-Pérez y MacDonald, 2017). Se determinó la capacidad de infiltración del suelo en tres áreas representativas de cada microcuenca y se midió la profundidad del suelo en los mismos puntos (Chen *et al.*, 2014; Sosa-Pérez y MacDonald, 2017).

Diseño del Estudio y Aplicación de los Aclareos

El periodo de estudio comprendió los años 2018 (antes de los aclareos) y 2019 (después de los aclareos) con especial énfasis en la temporada de lluvias (junio-octubre). En el año 2018 sólo se estudió el comportamiento del escurrimiento superficial en función de la precipitación, ya que fue el periodo en el que la densidad del arbolado se mantuvo igual en las tres microcuencas (promedio de 2210 árboles ha^{-1}). A inicio del año 2019 se realizaron las cortas para reducir la densidad del arbolado en dos microcuencas. La microcuenca 1 no fue sometida a ninguna corta. En la microcuenca 2 se realizó una corta con una intensidad del 80 % del arbolado o 70 % del área basal (Figura 1). En el caso de

Cuadro 1. Características de vegetación y suelo medidas en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México

Factor	**Característica**	**Unidad**	**Referencia**
Vegetación	Área basal	m^2 ha^{-1}	Romahn y Ramírez, 2010
	Cobertura de copa	%	
	Densidad arbórea	trees ha^{-1}	
Suelo	Cobertura del suelo (hojarasca, vegetación herbácea y suelo desnudo)	%	Booth *et al*., 2006
	Pendiente	%	Sosa-Pérez y MacDonald, 2017
	Rugosidad	adimensional	
	Profundidad	m	
	Capacidad de infiltración	mm h^{-1}	

la microcuenca 3 se aplicó una intensidad de corta del 40 % del arbolado, equivalente a 36 % del área basal. Las variables monitoreadas se enlistan en el Cuadro 2.

Mediciones de Precipitación

Se instalaron dos pluviómetros de balancín de 203 mm de diámetro para medir la precipitación (RainWise Inc). Ambos pluviómetros se colocaron a 1 m de altura sobre el nivel del piso en áreas abiertas sin obstrucción de copas de árboles. El primero fue colocado 30 m al Norte de las microcuencas 1 y 2; el segundo pluviómetro fue instalado al Sur entre las microcuencas 2 y 3. La resolución de los pluviómetros fue de 0.25 mm por cada registro y cada uno contó con un registrador HOBO event (Onset Computer Corporation, 2018) que se descargó periódicamente con el software HOBOWare Pro. Los datos del pluviómetro fueron analizados con el programa RIST (Rainfall Intensity Summarization Tool) versión 3.94 (USDA, 2015). Los eventos de precipitación fueron separados uno del otro por un periodo de 6 horas con menos de 1.27 mm de lluvia. Para cada evento de precipitación se determinaron las siguientes variables: hora de inicio y término, precipitación total, duración e intensidad de lluvia máxima en periodos de 30 minutos. En forma adicional, se contó con información de una estación climática Vantage Vue (Davis Instruments) ubicada a 1 km de distancia que registró además de precipitación, humedad relativa, temperatura, velocidad y dirección del viento. Con los datos de precipitación se calculó el índice de antecedente de precipitación o API (acrónimo de *Antecedent Precipitation Index*), el cual asume un drenaje natural con evapotranspiración, reduciendo continuamente la humedad del suelo a una tasa logarítmica, que

Cuadro 2. Variables evaluadas en el comportamiento del escurrimiento superficial de tres microcuencas en un bosque semi-seco en Chihuahua, México

Factor	**Variable por evento de lluvia**	**Unidad**	**Referencias**
Precipitación	Precipitación	mm	HOBOWare Pro (Onset Computer Corporation, 2018)
	Duración del evento de lluvia	h	RIST 3.94 (USDA, 2015)
	Intensidad de lluvia máxima en 30 min	mm h^{-1}	
	Índice de antecedente de precipitación	mm	Dunne and Leopold, 1978
Escurrimiento superficial	Escurrimiento	mm	Pinson *et al*., 2004
	Coeficiente de escurrimiento	%	
	Tiempo de inicio	h	
	Duración	h	

disminuye con el tiempo a una tasa constante (Dunne y Leopold, 1978).

Monitoreo del Escurrimiento Superficial

Se midió con base en el procedimiento descrito por Pinson *et al*. (2004). En cada parcela se ubicó el punto natural de drenaje de agua, donde se construyó una pequeña micro presa que permitió direccionar el agua en un tubo de PVC hasta un contenedor (Figura 2a). Se utilizaron tres contenedores de aluminio de 55 cm de diámetro y 112 cm de altura en cada parcela. Cada contenedor tuvo una corona de 15 muescas triangulares divisoras de agua que dividían el desbordamiento de agua a su llenado. El flujo de agua de una de las 15 muescas del primer contenedor se condujo a un segundo contenedor, y a su vez este a un tercero (Figura 2b). El volumen escurrido por cada evento se obtuvo cubicando el agua de los contenedores más el agua desbordada por las muescas utilizando la siguiente fórmula:

$$E = (VC1) + (VC2 * 15) + (VC3 * 15 * 15)$$

Donde, E: volumen de escurrimiento producido en un evento de precipitación para cada parcela. VC: volumen de agua encontrado en los contenedores 1, 2 y 3 respectivamente, para un evento en cada parcela.

El volumen de escurrimiento de cada evento fue normalizado por la superficie de cada parcela. Con los datos de volumen se calcularon los coeficientes de escurrimiento (CE) dividiendo el volumen escurrido entre la precipitación total. La hora de inicio y final de cada evento de escurrimiento fue registrado con tres pluviómetros instalados debajo de una pequeña perforación en el tubo de pvc antes del primer contenedor. El pluviómetro fue cubierto de tal forma que sólo recibiera el agua que atravesaba la perforación del tubo. Con esto

Figura 2. a) área de captación del escurrimiento superficial donde se conduce el agua con tubos de PVC; b) serie de contenedores para la medición de la escorrentía en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México.

fue posible determinar el tiempo de inicio del escurrimiento (Tlag) después de iniciada la precipitación.

Análisis de Datos

Todos los datos se analizaron gráficamente para cada evento durante la temporada de lluvias 2018 y 2019. El análisis estadístico se realizó utilizando los valores del coeficiente de escurrimiento antes y después de los aclareos. La diferencia entre microcuencas para cada época de lluvias, así como la diferencia antes y después del aclareo para cada microcuenca, se evaluaron mediante un diseño BACI (acrónimo de Antes-Después-Control-Impacto), que permite monitorear posibles impactos ambientales (Smith, 2002). El diseño BACI seleccionado considera un sitio de impacto (microcuencas 2 y 3, individualmente), un sitio de control (microcuenca 1), varios eventos de lluvia antes (2018), varios eventos después (2019). Así pues, los análisis se realizaron entre las microcuencas 1 vs 2; y 1 vs 3, para los registros de escurrimiento de cada evento de lluvia. El nivel de significancia usado para determinar las diferencias fue de $p \leq 0.05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software SAS (SAS Institute, Inc. 2002-2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características del Suelo y Vegetación

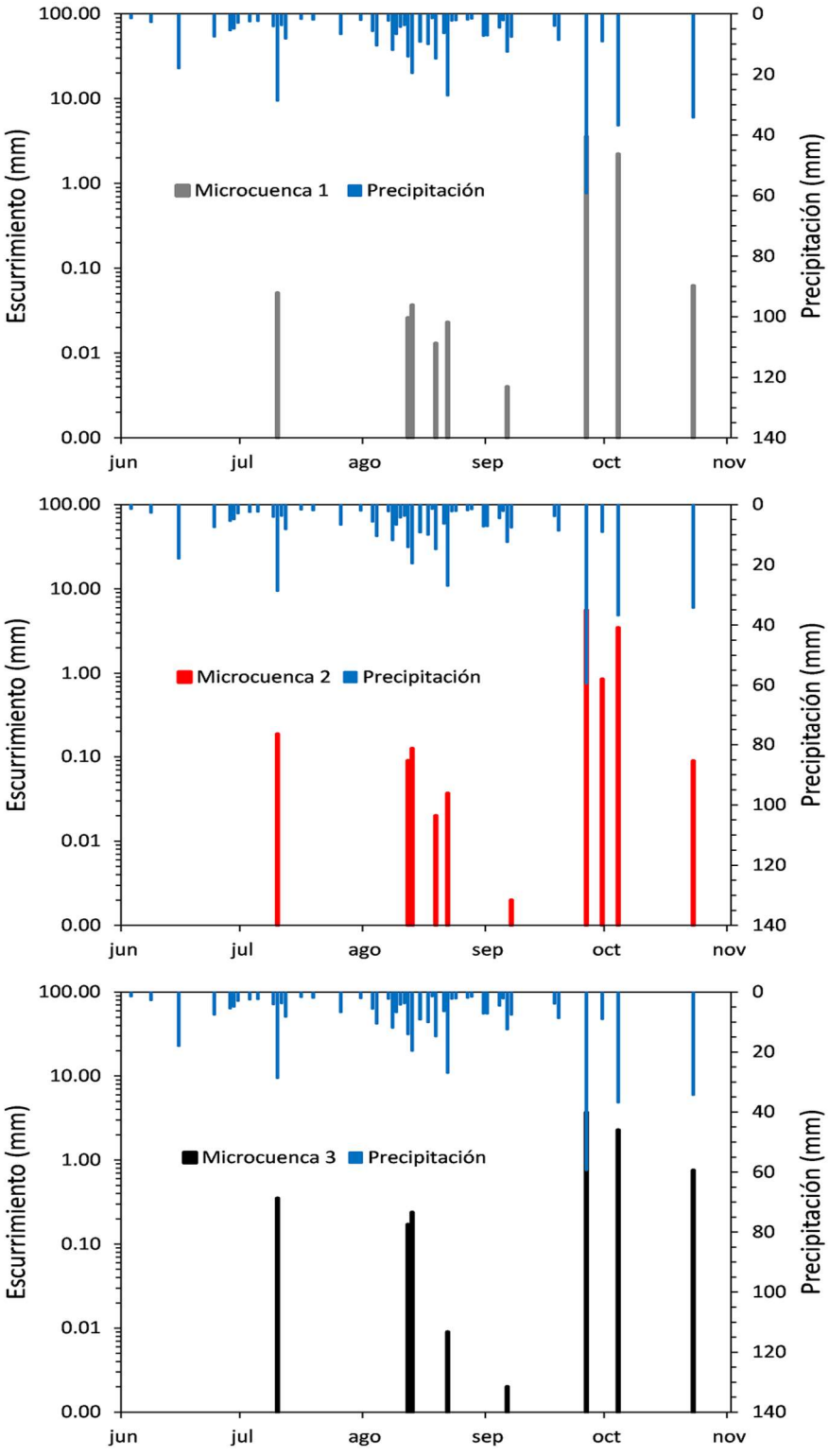
Previo a la aplicación de los aclareos el porcentaje de cobertura de copas fue superior al 89 %, el promedio del área basal por hectárea fue de 23.7 m^2 ha^{-1} con un promedio de 2210 árboles ha^{-1} y los resultados fueron muy similares entre las microcuencas (Cuadro 3). El suelo estuvo principalmente cubierto por hojarasca (68.8 %) con ligera variación entre las parcelas. La pendiente y las características físicas del suelo resultaron también muy similares, y la capacidad de infiltración del suelo fue de 146 mm h^{-1} (D.E. = 13.6). Después de las cortas los cambios se reflejaron principalmente en las características de la vegetación (Cuadro 3). El área basal se redujo un 70 % en la microcuenca 2 y 36 % en la microcuenca 3. La cobertura de copa se redujo 78 % y 42 % en la microcuenca 2 y 3, respectivamente.

Características Generales de la Precipitación y el Escurrimiento en 2018

La precipitación durante el periodo de junio a octubre de 2018 fue de 470 mm, la cual representó el 82 % del total anual en 2018. Se registraron 51 eventos de lluvia (Gráfica 1) con un promedio de 8.9 mm (D.E. = 10.9 mm) y una duración promedio de 6.9 h (D.E. = 5.4 h). El 75 % de los eventos fue menor a 10 mm y solamente ocurrieron 3 eventos grandes de 34, 37 y 59 mm, que representaron el 28% de la precipitación total. La mayoría de los eventos fueron de baja intensidad con un promedio de 8.8 mm h^{-1} (D.E. = 10.1 mm h^{-1}) y solamente 5 eventos fueron mayores a 25 mm h^{-1}. El índice de antecedente de precipitación (API) fluctuó entre 1.42 y 79 mm durante el periodo de medición, con un promedio general de 26.7 mm.

Cuadro 3. Características de la vegetación y el suelo en tres microcuencas de bosque semi-seco antes y después de la aplicación de aclareos

	Antes de los aclareos (2018)			
	Microcuencas			C.V. (%)
Características	1	2	3	
Densidad (árboles ha^{-1})	2311	2172	2147	4.0
Área basal (m^2 ha^{-1})	22.4	21.9	26.9	11.6
Cobertura de copa (%)	110.5	89.7	106.4	10.8
Hojarasca (%)	60.4	69.7	76.4	11.7
Vegetación herbácea (%)	16.0	18.4	11.0	24.9
Suelo desnudo (%)	23.6	11.9	12.6	40.9
Pendiente (%)	10.3	11.5	12.0	7.8
Rugosidad del terreno	0.947	0.945	0.954	0.5
Profundidad del suelo (cm)	29.0	48.0	47.0	25.9
	Después de los aclareos (2019)			
	Microcuencas e intensidad de corta			C.V. (%)
Características	1= 0%	2= 80%	3= 40%	
Densidad (árboles ha^{-1})	2311	434	1290	69.9
Área basal (m^2 ha^{-1})	22.4	6.6	17.2	52.3
Cobertura de copa (%)	110.5	19.1	61.5	71.8



Gráfica 1. Eventos de precipitación y escurrimiento superficial durante la temporada de lluvias 2018 (antes de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México.

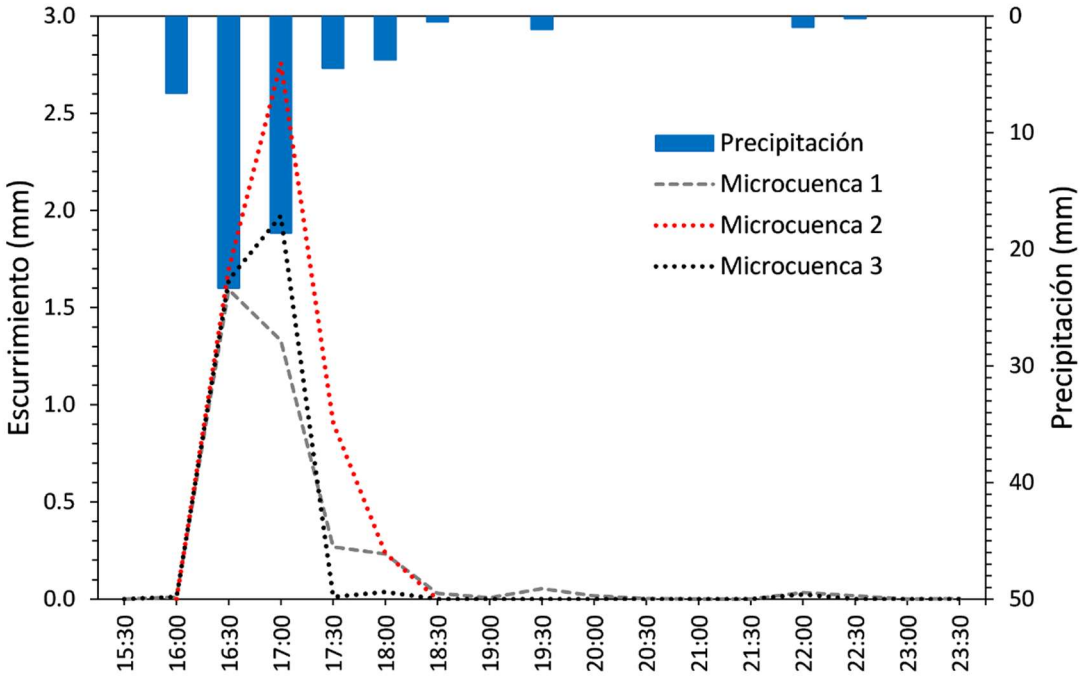
Solo nueve eventos de lluvia produjeron escurrimiento superficial en las microcuencas 1 y 3, y diez eventos de lluvia en la microcuenca 2 (Cuadro 4). Los escurrimientos tuvieron una duración promedio de 4.1, 2.3 y 3.9 horas para las microcuencas 1, 2 y 3, respectivamente. Mientras que el tiempo de inicio promedio del escurrimiento fue de 1.5, 2.9 y 2.0 horas para las mismas microcuencas. Los coeficientes de escurrimiento por evento de lluvia variaron de 0 a 10 %, lo que corresponde entre 0 - 5.6 mm. La media del coeficiente de escurrimiento para las tres microcuencas durante todo el periodo de estudio, fue de solo 1.7 % o 7.9 mm. Solo hubo dos eventos de lluvia grandes, el 26 de septiembre y el 4 de octubre, que produjeron coeficientes de escurrimiento superiores al 6 % en todas las microcuencas (Cuadro 4). En general, el coeficiente promedio para los eventos de lluvia que produjeron escurrimiento fue levemente mayor para la microcuenca 2 con 3.1 %, mientras que las medias para las microcuencas 1 y 3 fueron 1.5 % y 2.0 %, respectivamente.

En un análisis gráfico más minucioso de los eventos de lluvia que produjeron escurrimiento durante la temporada de lluvias 2018 se observó que el escurrimiento superficial iniciaba primero en las microcuencas 1 y 3, y al cabo de unos minutos iniciaba en la microcuenca 2 (Gráfica 2). A pesar de esto, la microcuenca 2 siempre produjo más escurrimiento que la microcuenca 1, igualmente la microcuenca 3 en los eventos de lluvia grandes. Con relación a la duración del escurrimiento, la microcuenca 2 presentó menor duración respecto a las otras dos microcuencas (Gráfica 2) y esta característica fue común para todos los eventos de lluvia. En la Gráfica 2 se aprecia además la baja proporción de escurrimiento de las tres microcuencas en relación a la precipitación para el

Cuadro 4. Eventos de lluvia que produjeron escurrimiento superficial en la temporada de lluvias 2018 (antes de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México

Fecha del evento	P	Microcuencas 1		2		3	
		E	CE	E	CE	E	CE
10 Jul	29	0.051	0.18	0.185	0.65	0.353	1.23
12 Ago	14	0.026	0.18	0.090	0.64	0.172	1.22
13 Ago	20	0.037	0.19	0.125	0.64	0.239	1.22
19 Ago	15	0.013	0.09	0.020	0.14	0.000	0.00
22 Ago	27	0.023	0.09	0.037	0.14	0.009	0.03
06 Sep	12	0.004	0.03	0.000	0.00	0.002	0.02
07 Sep	8	0.000	0.00	0.002	0.03	0.001	0.01
26 Sep	59	3.596	6.06	5.579	9.41	3.676	6.20
30 Sep	9	0.000	0.00	0.851	9.40	0.000	0.00
04 Oct	37	2.232	6.06	3.463	9.41	2.282	6.20
23 Oct	34	0.062	0.18	0.089	0.26	0.754	2.20
	Total	6.04		10.44		7.49	
	Promedio	0.67	1.5	1.04	3.1	0.83	2.0

Pp: precipitación (mm); E: escurrimiento (mm); CE: coeficiente de escurrimiento (%).



Gráfica 2. Respuesta de las tres microcuencas al escurrimiento superficial durante el evento de precipitación más grande en el periodo 2018 (26 de septiembre; 59 mm).

evento de lluvia más grande de la temporada 2018.

La cobertura de copa y la densidad arbórea altas durante el periodo previo a los aclareos juegan un papel importante en la cantidad de agua interceptada y evaporada a la atmósfera (Flores-Ayala *et al*., 2013; Gómez-Tagle *et al*., 2015). Návar (2017), reportó porcentajes de intercepción superiores al 22 %, con alcances de hasta el 100% en bosques semiáridos. Con el aclareo que se aplicó en nuestro estudio se supone una reducción de la intercepción. Sin embargo, a pesar de que mayor cantidad de agua logra llegar al suelo, esto no garantiza el aumento en la disponibilidad de agua en el suelo. Aun cuando la capacidad de infiltración del suelo en las microcuencas resultó alta, el agua que alcanza el suelo todavía puede ser evaporada o transpirada por la vegetación antes de infiltrarse (Sadeghi *et al*., 2016; Brasil *et al*., 2018; Yue *et al*., 2019) y antes de que el suelo alcance el punto de saturación para dar inicio al escurrimiento superficial (Chen *et al*., 2014; Van *et al*., 2016; Zhao *et al*., 2018).

Las características de los eventos de lluvia también están relacionadas con la intercepción y la evapotranspiración. Brasil *et al*. (2017), obtuvieron porcentajes de intercepción de hasta el 74 % en bosques secos cuyas precipitaciones e intensidades de lluvia oscilaban entre los 20 mm y 15 mm h^{-1}, respectivamente. Así pues, dado el gran número de eventos de precipitación pequeños en el área de estudio, es más probable que la mayor parte de esa precipitación se haya perdido por evapotranspiración, aportando poco volumen al almacenamiento de agua en el perfil del suelo. Además, los valores bajos del índice de antecedente de precipitación indican también que la cantidad de agua que llega al suelo es tan poca, que en el tiempo transcurrido entre un evento de

lluvia y otro no se logra conservar la humedad del suelo. De esta forma, difícilmente se logra llegar a la capacidad de campo que en un momento dado originaría el escurrimiento. Maass *et al*. (2018) atribuyen una gran importancia al índice de antecedente de precipitación para que pueda generarse escurrimiento, por ejemplo, encontraron que en eventos de lluvia similares (110 mm) pero con índices de antecedente de precipitación distintos (48 y 324 mm), el escurrimiento fue mucho mayor (95 %) cuando se tenía antecedente de precipitación alto, en comparación al escurrimiento (1.7 %) con menor valor de antecedente de precipitación.

El escurrimiento encontrado fue muy bajo y la variación de nuestros datos entre microcuencas fue mínima (D.E. = 7.9 mm). Esto es consistente con estudios de diferentes países que reportan coeficientes de escurrimiento en microcuencas semiáridas que van de <1 a 9 %, y que la cantidad de escurrimiento, el tiempo de inicio y duración puede ser variable entre sitios (Vásquez-Méndez *et al*., 2010; Merino-Martin *et al*., 2012; Del Campo *et al*., 2019; Schoener y Stone, 2019), especialmente cuando la precipitación media anual es menor a 500 mm (Chen *et al*., 2018; Wang *et al*., 2018).

En general, nuestro estudio muestra la necesidad de eventos de lluvia grandes (> 20 mm) para generar escurrimiento en estos ecosistemas semi-secos. Los eventos pequeños son más frecuentes, pero no tienen un impacto significativo en el escurrimiento. No logran mantener elevado el índice de antecedente de precipitación, el cual también está estrechamente relacionado con el tiempo de inicio del escurrimiento y su duración (Zhang *et al*., 2019). Los resultados antes del aclareo, por lo tanto, repercutieron en pocos eventos de

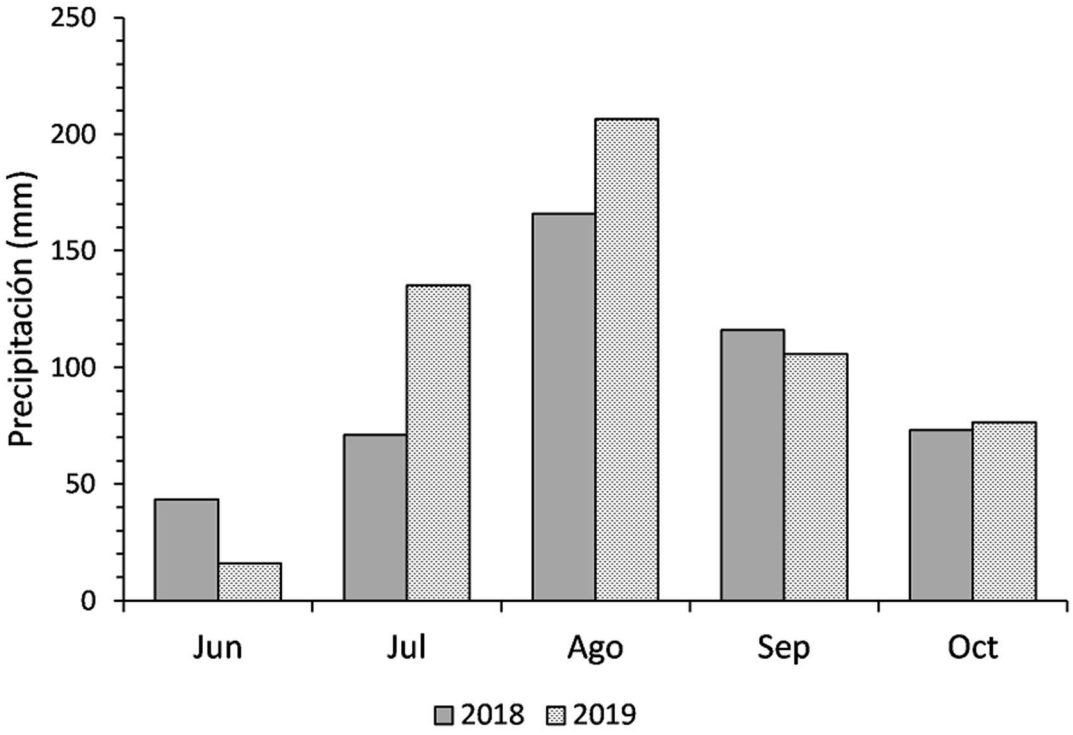
escurrimiento durante el periodo 2018. Esto sugiere que la saturación del suelo y la probabilidad de generación de escurrimiento por infiltración en exceso en estos ecosistemas son bajas (Castillo *et al*., 2003; Chandler *et al*. 2018).

Características Generales de la Precipitación y el Escurrimiento en 2019

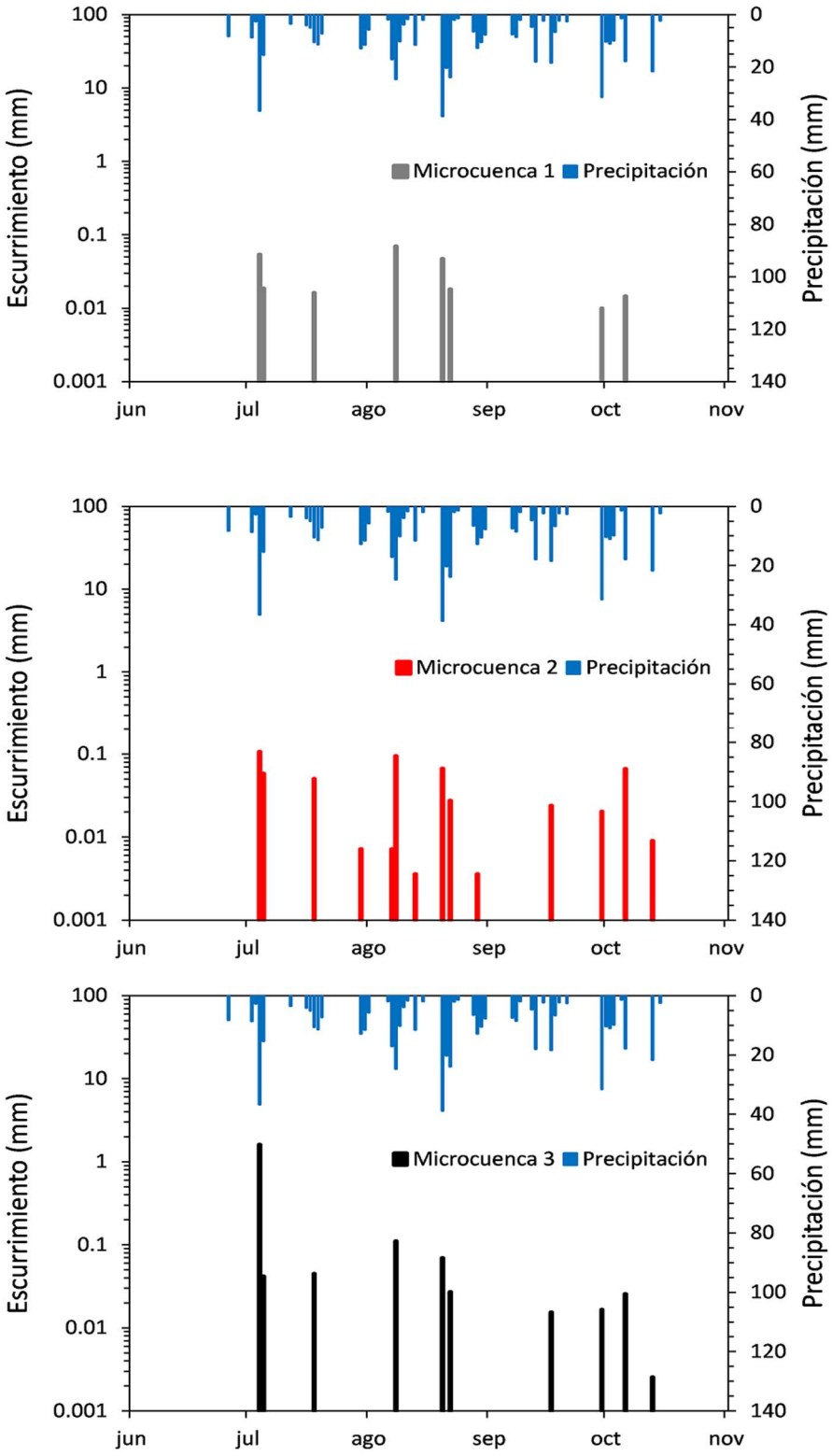
La precipitación durante el periodo evaluado en 2019 fue de 530 mm, la cual representó el 83 % del total anual en 2019 y, al igual que en el año 2018, agosto fue el mes más lluvioso (Gráfica 3). Se tuvo registro de 49 eventos de lluvia (Gráfica 4) con un promedio de 10.5 mm (D.E. = 9 mm) y una duración promedio de 6.2 h (D.E. = 6.1 h). El 55 % de los eventos fue menor a 10 mm y solamente ocurrieron 3 eventos mayores a 30 mm (31, 36 y 38 mm) representando el 20% de la precipitación total. Estos eventos de lluvia estuvieron muy por debajo del evento más grande en 2018 (59.3 mm). La mayoría de las tormentas fueron de baja intensidad con un promedio de 11.6 mm h^{-1} (D.E. = 10.6 mm h^{-1}) y solamente 6 tormentas fueron mayores a 25 mm h^{-1}. El índice de antecedente de precipitación (API) fluctuó entre 8 y 96 mm durante este periodo de medición, con un promedio general de 35.8 mm. A pesar de que fue más alto que en el año 2018, siguió la tendencia a bajar entre eventos de lluvia distanciados.

Las características de los eventos de lluvia en el periodo posterior a los aclareos fueron similares que en el periodo previo. Sin embargo, la precipitación fue ligeramente mayor por 60 mm y no hubo eventos de lluvia excepcionales como el de 59 mm ocurrido en el 2018.

Los eventos de lluvia que produjeron escurrimiento superficial en la microcuenca 1 fueron ocho, en la microcuenca 2 catorce eventos y para el caso



Gráfica 3. Precipitación mensual durante los periodos de estudio 2018 y 2019 en un bosque semi-seco de Chihuahua, México.



Gráfica 4. Eventos de precipitación y escurrimiento superficial durante la temporada de lluvias 2019 (después de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México.

de la microcuenca 3 diez eventos (Cuadro 5). Los escurrimientos tuvieron una duración promedio de 4.0, 2.6 y 2.7 horas para las microcuencas 1, 2 y 3, respectivamente. El tiempo de inicio promedio del escurrimiento fue de 2.1, 2.4 y 2.8 horas para las mismas microcuencas. Los coeficientes de escurrimiento por evento de lluvia variaron de 0 a 4.4 %, lo que corresponde entre 0 - 1.6 mm, muy por debajo respecto al año 2018. El coeficiente de escurrimiento promedio para los eventos de lluvia que produjeron escurrimiento fue mayor para la microcuenca 3 con 0.6 %, mientras que las medias para las microcuencas 1 y 2 fueron 0.1 % y 0.2%, respectivamente. El resultado del promedio más alto en la microcuenca 3 se debe a un registro de escurrimiento muy alto producido durante el evento de lluvia del 4 de julio de 2019 (Cuadro 5). Al omitir ese evento de lluvia en las tres microcuencas, el escurrimiento total es mayor en la microcuenca 2 (0.44 mm), seguido por la microcuenca 3 (0.35 mm) y finalmente la microcuenca control (0.19).

Después de los aclareos (2019), en las microcuencas 2 y 3 se registraron mayor número de eventos que produjeron escurrimientos en comparación al periodo previo a los aclareos, siendo todavía más en la microcuenca 2. Sin embargo, el volumen total escurrido fue menor que en 2018. Durante la temporada de lluvias 2018 hubo un evento de 59.3 mm, el cual produjo más del 50 % del escurrimiento total en las tres microcuencas. En la temporada de lluvias 2019 no hubo eventos de lluvia de esa magnitud, por lo que se puede atribuir a esto la menor cantidad de escurrimiento, a pesar de los aclareos aplicados en las microcuencas 2 y 3. El tiempo de inicio de los escurrimientos en la microcuenca 2 fue 20% menor que en el 2018, lo cual puede indicar un efecto de los aclareos.

Cuadro 5. Eventos de lluvia que produjeron escurrimiento superficial en la temporada de lluvias 2019 (después de los aclareos) en tres microcuencas de bosque semi-seco en Chihuahua, México

Fecha del evento	P	Microcuencas 1		2		3	
		E	CE	E	CE	E	CE
04 Jul	36	0.054	0.15	0.107	0.29	1.611	4.40
05 Jul	15	0.019	0.12	0.058	0.38	0.042	0.27
18 Jul	10	0.016	0.15	0.050	0.48	0.045	0.43
30 Jul	13	0.000	0.00	0.007	0.06	0.000	0.00
07 Ago	17	0.000	0.00	0.007	0.04	0.000	0.00
08 Ago	25	0.070	0.28	0.095	0.38	0.111	0.45
13 Ago	11	0.000	0.00	0.004	0.03	0.000	0.00
20 Ago	38	0.047	0.12	0.067	0.17	0.069	0.18
22 Ago	24	0.018	0.08	0.028	0.12	0.027	0.11
29 Ago	13	0.000	0.00	0.004	0.03	0.000	0.00
17 Sep	18	0.000	0.00	0.024	0.13	0.015	0.08
30 Sep	31	0.010	0.03	0.020	0.06	0.017	0.05
06 Oct	18	0.015	0.08	0.066	0.37	0.026	0.14
13 Oct	22	0.000	0.00	0.009	0.04	0.003	0.01
	Total	0.25		0.5		2.0	
	Promedio	0.03	0.13	0.04	0.19	0.02	0.61

Pp: precipitación (mm); E: escurrimiento (mm); CE: coeficiente de escurrimiento (%).

En las microcuencas 1 y 3 el tiempo de inicio del escurrimiento se incrementó después de los aclareos. Asimismo, en la microcuenca 2 la duración de los escurrimientos se incrementó un 13 %, mientras que en las otras microcuencas se redujo.

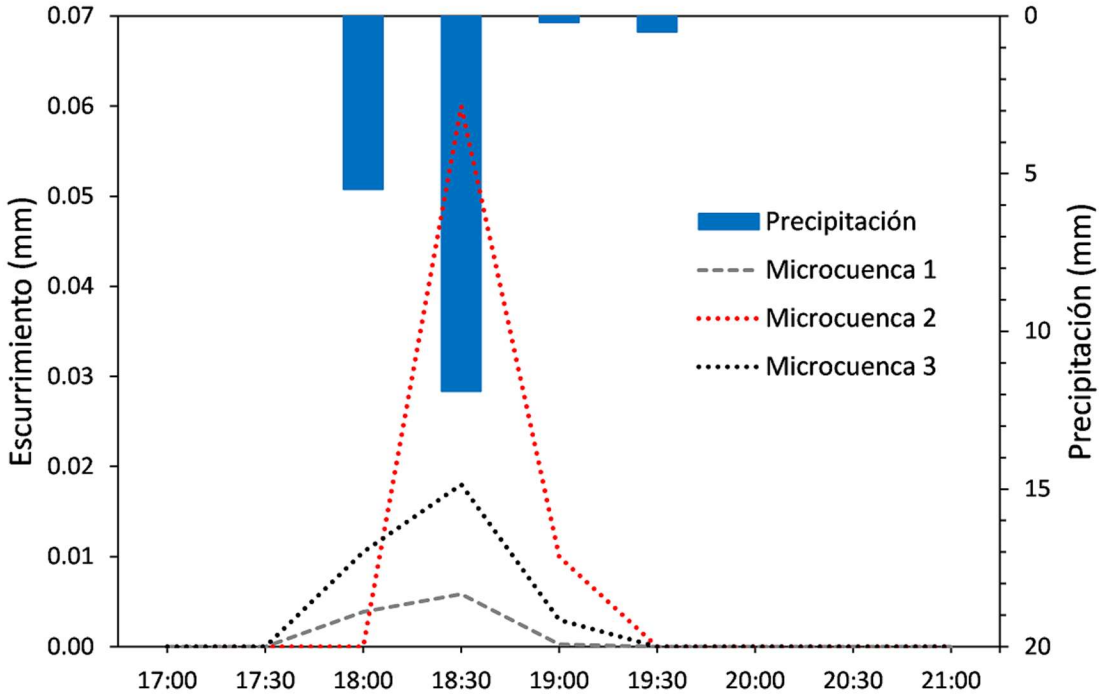
En algunas investigaciones se ha reportado que el aumento en el escurrimiento después de los aclareos es perceptible cuando el periodo de monitoreo es a largo plazo y a escala de cuenca. Por ejemplo, Yang *et al*., (2019) analizaron datos de más de 30 años y encontraron aumento en el escurrimiento (29 %) tras la aplicación de aclareos con intensidades de corta del 45 %. El escurrimiento fue debido al flujo base ya que el flujo rápido o superficial no aumentó significativamente. Adicionalmente, Saska *et al*., (2017) encontraron que el aclareo tiene el potencial de aumentar el escurrimiento en áreas de mayor precipitación, pero no necesariamente en áreas con precipitaciones bajas. Sus resultados sugieren que en regiones como nuestra área de estudio puede ser necesario un aclareo de mayor intensidad, pero sobre todo que cubra una mayor área de captación, para influir en el balance hídrico a escala de la cuenca y no en pequeñas microcuencas.

Por otra parte, en el análisis gráfico de cada evento de lluvia 2019 que produjo escurrimiento se observó que, en la mayoría, el escurrimiento iniciaba primeramente en la microcuenca 2 y al cabo de unos minutos iniciaba en las otras dos microcuencas, lo cual no se observó en los eventos del 2018. Con excepción de un evento, la microcuenca 2 siempre produjo más escurrimiento, seguida por la microcuenca 3 y finalmente la 1 (testigo). Además, la microcuenca 2 continuó con la tendencia en menor duración de escurrimiento en comparación con las

otras microcuencas (Gráfica 5), concentrándolo en los primeros 60 minutos, aun cuando el volumen era mayor respecto a las microcuencas 1 y 3.

Hasta este punto, de manera general los datos indican que no hubo mayor volumen de agua escurrido superficialmente durante el periodo 2019 respecto al 2018, pero sí aumentó el número de escurrimientos en las microcuencas intervenidas. Sin embargo, los escurrimientos se caracterizaron por tener periodos de duración muy cortos (promedio de 3 h), lo cual sugiere un escurrimiento superficial rápido a través de los cauces. Este tipo de escurrimientos contribuyen principalmente en el volumen del escurrimiento directo de un caudal (Chow, 1964; Walega *et al*., 2020), pero tienen un bajo impacto en el escurrimiento base, (Goswami y Kalita, 2009) el cual es el mejor indicador del movimiento del agua a través del subsuelo como escurrimiento subsuperficial y subterráneo. Esto también se pudo constatar en la tendencia a la baja del índice de antecedente de precipitación, a pesar de la mayor proporción de agua que llegó al suelo, lo cual está relacionado con la separación entre eventos de lluvia.

Adicionalmente, el efecto de los aclareos sobre el escurrimiento se pudo observar en eventos de lluvia individuales. Es decir, en el análisis gráfico de cada evento se observó como la microcuenca 2 tuvo mayor escurrimiento, seguida por la microcuenca 3 y finalmente la microcuenca 1; pero al estar los eventos tan distanciados uno del otro, no hubo una acumulación de agua en el perfil del suelo que permitiera generar un mayor escurrimiento durante todo el periodo 2019. Esto también tiene que ver con los efectos del aclareo en la evaporación del suelo que quedó descubierto y los cambios en el sotobosque (Zhang *et al*., 2011; Wang



Gráfica 5. Respuesta de las tres microcuencas al escurrimiento superficial durante un evento de precipitación el 6 de octubre de 2019 (17.8 mm).

et al., 2018). Las observaciones cualitativas después de la temporada de lluvias 2019 en la microcuenca 2 mostraron un rápido crecimiento del sotobosque, incluyendo pastos, hierbas y rebrote de encinos. Estos cambios en la cobertura del suelo no solo aumentan la intercepción, sino también la demanda de agua que finalmente se pierde en el proceso de evapotranspiración (Zhu *et al*., 2017).

Análisis Estadísticos del Escurrimiento Antes y Después de los Aclareos

El análisis BACI (Antes-Después-Control-Impacto) indicó que no hay evidencia del impacto del aclareo (80 %) sobre el coeficiente de escurrimiento cuando se compararon las microcuencas 1 *vs*. 2. Es decir, el efecto BACI o la interacción conjunta entre microcuencas y periodos no fue significativa ($p = 0.0642$). Por otra parte, en la interacción individual entre el periodo 2018 y 2019 para la microcuenca 1 no se encontraron diferencias significativas ($p = 0.2342$). Esto es consistente ya que esta microcuenca no fue intervenida con aclareo. Respecto a la microcuenca 2, que tuvo el aclareo de mayor intensidad, la interacción entre periodos mostró diferencias significativas ($p = 0.0079$). Sin embargo, dado que el efecto BACI no fue significativo, las diferencias de escurrimiento de esta última interacción no necesariamente corresponden al efecto del aclareo.

Los resultados fueron similares cuando se compararon las microcuencas 1 *vs*. 3. El efecto BACI o la interacción entre microcuencas y periodos no fue significativa ($p = 0.9734$), por lo que no hubo evidencia del impacto del aclareo (40 %) sobre el escurrimiento. La interacción entre el periodo 2018 y 2019 para la microcuenca control no mostró diferencias significativas como era de esperarse; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la

microcuenca 3 a pesar del aclareo al que fue sometida (p = 0.1581). En el Cuadro 6 se muestran los coeficientes de escurrimiento promedio y su desviación estándar para las tres microcuencas en ambos periodos de estudio.

En diversas investigaciones se ha concluido que la generación y la cantidad de escurrimiento depende, entre otros factores, de la escala de observación, sobre todo en zonas semiáridas (Mayor *et al.*, 2011; Dung *et al.*, 2012; Farrick y Branfireun, 2014). A menudo el escurrimiento de una microcuenca se refleja en alguna parte más baja de la cuenca (Doerr *et al*., 2009; Larsen *et al*., 2009; Butzen *et al*., 2014), resultando en una contribución directa para incrementar el escurrimiento subsuperficial o subterráneo de la cuenca, a pesar de que no se cuantificó en la escala inferior.

Dung *et al*. (2012), encontraron aumentos en la cantidad y en el tiempo del escurrimiento después de un aclareo del 58%. Los cambios del escurrimiento estuvieron asociados con incrementos del escurrimiento base, que se pudieron observar a escala de cuenca y no en pequeñas microcuencas. En este sentido, aunque en el presente estudio se obtuvieron pocos eventos de escurrimiento y de baja magnitud, se observó que en la parte baja de la cuenca los escurrimientos superficiales fueron más significativos (aunque no se cuantificaron por no ser parte de los objetivos); incluso, con la posible presencia de escurrimientos subsuperficiales que contribuyen al aumento del contenido de humedad del suelo (como se observó en el estudio II, Rascón *et al*., 2020) y al almacenamiento de agua en el suelo no saturado.

Diversos estudios sugieren monitoreos de periodos más largos para poder

Cuadro 6. Coeficientes de escurrimiento promedio en las microcuencas control e impacto, antes y después de la aplicación de aclareos de diferente intensidad en un bosque semi-seco del estado de Chihuahua, México

		Control	**Impacto**	**Impacto**
		Microcuencas		
		1	2	3
Antes (2018)	Intensidad de aclareo (%)	0	0	0
	CE (%)	1.5	3.1	2.0
	D.E.	2.6	4.4	2.5
Después (2019)	Intensidad de aclareo (%)	0	80	40
	CE (%)	0.1	0.2	0.6
	D.E.	0.8	0.2	1.3

CE: Coeficiente de escurrimiento promedio; D.E.: desviación estándar.

identificar prácticas adecuadas para la producción de agua en diferentes ecosistemas (Mayor *et al*., 2011; Dung *et al*., 2012; Saska *et al*., 2017). Así pues, la cuantificación del escurrimiento a diferentes escalas espaciales y temporales es un tema prioritario para futuras investigaciones en los bosques semi-secos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las microcuencas siguieron tendencias similares en cantidad de escurrimiento durante el año 2018, periodo previo a los aclareos. Sin embargo, los coeficientes de escurrimiento fueron muy bajos debido a las tasas altas de intercepción y evapotranspiración causadas por la densidad arbórea, la cobertura de copas y el gran porcentaje de eventos de lluvia menores a 10 mm. Adicionalmente, el bajo índice de antecedente de precipitación (promedio de 26.7 mm) también fue un indicador de la baja permanencia de la humedad en el suelo durante el tiempo transcurrido entre eventos de lluvia.

Después de aplicar los aclareos, en el año 2019, los resultados de algunos eventos individuales mostraron diferencias de escurrimiento entre las microcuencas. Con excepción de un evento, la microcuenca con mayor intensidad de aclareo (80 %) presentó mayor escurrimiento; seguida de la microcuenca de aclareo intermedio (40 %) y finalmente la microcuenca no aclareada. El número de escurrimientos incrementó en las microcuencas con aclareo, ocurriendo el incremento en mayor proporción en la microcuenca 2 (80 %). Sin embargo, el distanciamiento de los eventos propició disminución en la humedad del perfil del suelo, presumiblemente por evaporación, lo cual impidió evidenciar el efecto global de los aclareos sobre el escurrimiento.

El análisis BACI (Antes-Después-Control-Impacto) indicó que no hay evidencia del impacto de los aclareos sobre el coeficiente de escurrimiento cuando los datos fueron analizados de forma global o para toda la temporada de estudio. La interacción entre microcuencas y periodos no fue significativa. Por lo tanto, a la

escala estudiada, la cantidad o la frecuencia de la precipitación siguen siendo factores importantes en la generación de escurrimiento.

LITERATURA CITADA

Baker, M. B. 1986. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. Water Resour. Res. 22:67-73.

Booth, D. T., S. E. Cox y R. D. Beeryman. 2006. Point sampling digital imagery with SamplePoint. Environ. Monit. Assess. 123:97-108.

Bosch, J. M. y J. D. Hewlett. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. J. Hydrol. 55:3-23.

Brasil, J. B., E. M. Andrade, H. A. de Queiroz-Palacio, P. H. Augusto-Medeiros y J. C. Neves-Dos Santos. 2018. Characteristics of precipitation and the process of interception in a seasonally dry tropical forest. J. Hydrol. 19:307-317.

Butzen, V., M. Seeger, S. Wirtz, M. Huemann, C. Mueller, M. Casper y J. B. Ries. 2014. Quantification of Hortonian overland flow generation and soil erosion in a central European low mountain range using rainfall experiments. Catena. 113:202-212. doi:10.1016/j.catena.2013.07.008.

Cammeraat, E. L. H. 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. Agric. Ecosyst. Environ. 104:317-322.

Castillo, V. M., A. Gómez-Plaza y M. Martínez-Mena. 2003. The role of antecedent soil water content in the runoff response of semiarid catchments: a simulation approach. J. Hydrol. 284:114-130.

Chandler, K. R., C. J. Stevensa, A. Binleya y A. M. Keith. 2018. Influence of tree species and forest land use on soil hydraulic conductivity and implications for surface runoff generation. Geoderma. 310:120-127.

Chen, H., X. Zhang, M. Abla, D. Lü, R. Yan, Q. Ren, Z. Ren, Y. Yang, W. Zhao y P. Lin. 2018. Effects of vegetation and rainfall types on surface runoff and soil erosion on steep slopes on the Loess Plateau, China. Catena 170:141-149.

Chen, L., Z. Yuan, H. Shao, D. Wang y X. Mu. 2014. Effects of thinning intensities on soil infiltration and water storage capacity in a Chinese pine-oak mixed forest. Sci. World J. 268157:1-7.

Chow, V. T. 1964. Handbook of Applied Hydrology. 1a ed. McGraw-Hill Book Company. New York, E.U.A.

CONAGUA, 2020. Normales climatológicas de México por Estado. https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=chih Consultado 22 Abril 2020.

Del campo, A. D., M. González-Sanchis, A. Lidón, C. J. Ceacero, y A. García-Prats. 2018. Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. J. Hydrol. 556:74-86. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.08.013.

Del Campo, A. D., M. González-Sanchis, A. J. Molina, A. García-Prats, C. J. Ceacero e I. Bautista. 2019. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. Forest Ecol. Manag. 438:163-175.

Días, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe y C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the upper Xingu river basin, central Brazil. J. Hydrol. 4:108-120.

Doerr, S. H., R. A. Shakesby, L. W. Dekker y C. J. Ritsema. 2006. Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. Eur. J. Soil Sci. 57: 741-754. doi:10. 1111/j.1365-2389.2006.00818.x.

Dung, B. X., S. Miyata y T. Gomi. 2011. Effect of forest thinning on overland flow generation on hillslopes covered by Japanese cypress. Ecohydrology 4:367-378.

Dung, B. X., T. Gomi, S. Miyata, R. C. Sidle, K. Kosugi, y Y. Onda. 2012. Runoff responses to forest thinning at plot and catchment scales in a headwater catchment draining Japanese cypress forest. J. Hydrol. 444:51-62.

Dunne, T. y L. B. Leopold. 1978. Water in environmental planning. 1a ed. W.H. Freeman. New York, E.U.A.

Ellison, D., C. E. Morris, B. Locatelli, D. Shell, J. Cohen y D. Murdiyarso. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. Global Environ. Change. 43:51-61.

FAO. 2012. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010-Informe principal. Estudio FAO: Montes, No 140. Roma.

FAO. 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports 106. Rome.

Farrick, K. K. y B. A. Branfireun. 2014. Soil water storage, rainfall and runoff relationships in a tropical dry forest catchment. Water Resour. Res. 50:9236-9250. doi:10.1002/2014WR016045.

Feeney, S. R., T. E. Kolb, W. W. Covington y M. R. Wagner. 1998. Influence of thinning and burning restoration treatments on presettlement ponderosa pines at the Gus Pearson Natural Area. Can. J. For. Res. 28:1295-1306.

Ffolliott, P. F., G. J. Gottfried y M. B. Baker. 1989. Water yield from forest snowpack management: Research findings in Arizona and New Mexico. Water Resour. Res. 25:1999-2007. doi:10.1029/WR025i009p01999.

Flores-Ayala, E., F. Becerra-Luna, E. Buendía-Rodríguez, F. Carrillo-Anzures, G. H. Terrazas-Gonzáles, T. Pineda-Ojeda y M. Acosta-Mireles. 2013. Intercepción de lluvia por matorral inerme espinoso en Atotonilco el Grande, Hidalgo. Rev. Mexicana cienc. agric. 4:285-298.

Gebhardt, T., K. Häberleb, R. Matyssekb, C. Schulzc y C. Ammer. 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. Agr. Forest Meteorol. 197:235-243.

Gómez-Tagle, A., A. F. Gómez-Tagle, J. A. Ávila y L. A. Bruijnzeel. 2015. Partición de la precipitación en un bosque tropical montano de pino-encino en el centro de México. Bosque. 36:505-518.

Gomi, T., R. C. Sidle, M. Ueno, S. Miyata y K. Kosugi. 2008. Characteristics of overland flow generation on steep forested hillslopes of central Japan. J. Hydrol. 361:275-290.

González-Elizondo, S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González e I. L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la sierra madre occidental, México: una síntesis. Acta Bot. Mex. 100:351-403.

Goswami, D. y P. K. Kalita. 2009. Simulation of base-flow and tile-flow for storm events in a subsurface drained watershed. Biosyst. Eng. 102:227-235. doi:10.1016/j.biosystemseng.2008.11.004.

Hawthorne, S. N. D., P. N. J. Lane, L. J. Bren y N. C. Sims. 2013. The long term effects of thinning treatments on vegetation structure and water yield. Forest Ecol. Manag. 310:983-993.

Hughes, B. B., R. Beas-Luna, A. K. Barner, K. Brewitt, D. R. Brumbaugh, E. B. Cerny-Chipman, S. L. Close, K. E. Coblentz, K. L. De Nesnera y S. T. Drobnitch. 2017. Long-term studies contribute disproportionately to ecology and policy. Bioscience 67:271-281.

INEGI. 2003. Síntesis de información geográfica del estado de Chihuahua. 1a ed. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. México.

INEGI, CONABIO e INE. 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1000000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. México.

Larsen, I. J., L. H. MacDonald, E. Brown, D. Rough, M. J. Welsh, J. H. Pietraszek, Z. Libohova, J. D. D. Benavides-Solorio y K. Schaffrath. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing? Soil Sci. Soc. Am. J. 73:1393-1407. doi: 10.2136/sssaj2007.0432.

Lesch, W. y D. F. Scott. 1997. The response in water yield to the thinning of *Pinus radiata*, *Pinus patula*, *Eucalyptus grandis* plantations. Forest Ecol. Manag. 99: 295-307.

Maass, M., R. Ahedo-Hernández, S. Araiza, A. Verduzco, A. Martínez-Yrízarb, V. J. Jaramillo, G. Parker, F. Pascual, G. García-Méndez, and J. Sarukhán. 2018. Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a dry forest ecosystem in western Mexico. Forest Ecol. Manag. 426:7-17.

Mayor, A. G., S. Bautista y J. Bellot. 2011. Scale-dependent variation in runoff and sediment yield in a semiarid mediterranean catchment. J. Hydrol. 397:128-135.

Merino-Martin, L., M. Moreno-De Las Heras, S. Pérez-Domingo, T. Espigares y J. M. Nicolau. 2012. Hydrological heterogeneity in mediterranean reclaimed slopes: runoff and sediment yield at the patch and slope scales along a gradient of overland flow. Hydrol. Earth Syst. Sci. 16:1305-1320.

Miyata, S., K. Kosugi, Y. Nishi, T. Gomi, R. C. Sidle y T. Mizuyama. 2010. Spatial pattern of infiltration rate and its effect on hydrological processes in a small headwater catchment. Hydrol. Process. 24:535-549.

Moreno, H. A., H. V. Gupta, D. D. White y D. A. Sampson. 2016. Modeling the distributed effects of forest thinning on the long-term water balance and streamflow extremes for a semi-arid basin in the southwestern US. Hydrol. Earth Syst. Sci. 20:1241-67.

Nadal, R. E., T. Lasanta y J. M. García. 2013. Runoff and sediment yield from land under various uses in a mediterranean mountain area. Long-term results from an experimental station. Earth Surf. Process. Landf. 38:346-355.

Návar, J. 2017. Fitting rainfall interception models to forest ecosystems of Mexico. J. Hydrol. 548:458-470.

Onset Computer Corporation. 2018. HOBO pendant event data logger (UA-003-64) Manual. Bourne, MA, E.U.A. https://www.onsetcomp.com/files/manual_pdfs/9831-I%20MAN-UA-003.pdf Consultado 16 Enero 2020.

Pinson, W. T., D. C. Yoder, J. R. Buchanan, W. C. Wright y J. B. Wilkerson. 2004. Design and evaluation of an improved flow divider for sampling runoff plots. Appl. Eng. Agric. 20:433-438.

Rahman, A. A., H. Hiura, K. Shino y K. Takese. 2005. Effects of forest thinning on direct runoff and peak runoff properties in a small mountainous watershed in Kochi Prefecture, Japan. Pak. J. Biol. Sci. 8:259-266.

Romahn, C. F. y H. Ramírez. 2010. Dendrometría. 2a ed. Universidad Autónoma Chapingo. México.

Sadeghi, S. M. M., P. Attarod, J. T. Van y T. G. Pypker. 2016. The importance of considering rainfall partitioning in afforestation initiatives in semiarid climates: A comparison of common planted tree species in Tehran, Iran. Sci. Total Environ. 568:845-855.

SAS Institute Inc. 2002-2010. SAS 9.3 online documentation. Samples and SAS notes. SAS Institute Inc. North Carolina, E.U.A.

Saksa, P. C., M. H. Conklin, J. J. Battles, C. L. Tague y R. C. Bales. 2017. Forest thinning impacts on the water balance of Sierra Nevada mixed conifer headwater basins. Water Resour. Res. 53:5364-5381. doi:10.1002/2016WR019240.

Schoener, G. y M. C. Stone. 2019. Impact of antecedent soil moisture on runoff from a semiarid catchment. J. Hydrol. 569:627-636. doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.025

SEMARNAT. 2010. Atlas de biodiversidad de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. http://gisviewer.semarnat.gob.mx/geointegrador/enlace/atlas2010/atlas_biodiversidad.pdf Consultado 26 Septiembre 2019.

Sidle, R. C., K. Kim, Y. Tsuboyama e I. Hosoda. 2011. Development and application of a simple hydrogeomorphic model for headwater catchments. Water Resour. Res. 47:W00H13. doi: 10.1029/2011WR010662.

Sidle, R. C., Y. Tsuboyama, S. Noguchi, I. Hosoda, M. Fujita y T. Shimizu. 2000. Stormflow generation in steep forested headwaters: a linked hydrogeomorphic paradigm. Hydrol. Process. 14:369-385.

Simonin, K., T. E. Kolb, M. Montes-Helu y G. W. Koch. 2007. The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine forest stand during and after extreme drought. Agr. Forest Meteorol. 143:266-276.

Smith, E. P. 2002. BACI Design. En Encyclopedia of Environmetrics. A. H. El-Shaarawi y W. W. Piegorsch, eds. John Wiley & Sons Ltd., New York, E.U.A.

Sohn, J. A., T. Gebhardt, C. Ammer, J. Bauhus, K. Häberle, R. Matyssek y T. E. Grams. 2013. Mitigation of drought by thinning: short-term and long-term effects on growth and physiological performance of Norway spruce (*Picea abies*). Forest Ecol. Manag. 308:188-197.

Sosa, P. G. y L. H. MacDonald. 2017. Effects of closed roads, traffic, and road decommissioning on infiltration and sediment production: A comparative study using rainfall simulations. Catena. 159:93-105.

Stednick, J. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. J. Hydrol. 176:79-95. doi:10.1016/0022-1694(95)02780-7.

Stone, J. E., T. E. Kolb y W. J. Covington. 1999. Effects of restoration thinning on presettlement *Pinus ponderosa* in northern Arizona. Restor. Ecol. 7:172-182.

Umar, D., M. Ramli, A. Z. Aris, N. R. Jamil y A. A. Aderemi. 2019. Evidence of climate variability from rainfall and temperature fluctuations in semi-arid region of the tropics. Atmos. Res. 224:52-64. doi: 10.1016/j.atmosres.2019.03.023.

USDA. 2015. RIST-Rainfall Intensity Summarization Tool (3.94). Agricultural Research Service. U.S. Department of Agriculture. Oxford, MS, E.U.A.

Van, C. M., J. P. Nunes, D. C. S. Vieira, S. Keesstra y J. J. Keizer. 2016. Physically-based modelling of the post-fire runoff response of a forest catchment in central portugal: using field versus remote sensing based estimates of vegetation recovery. Land Degrad. Dev. 27:1535-1544.

Van de Giesen, N. C., T. J. Stomph y N. De Ridder. 2002. Scale effects of Hortonian overland flow and rainfall runoff dynamics in a West African catena landscape. Hydrol. Process. 14:165-175.

Vásquez-Méndez, R., E. Ventura-Ramos, K. Oleschkob, L. Hernández-Sandoval, J. F. Parrot y M. A. Nearing. 2010. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid central Mexico. Catena 80:162-169.

Walega, A., M. A. Devendra, P. Caldwell, D. Marion y P. Sudhanshu. 2020. Assessment of storm direct runoff and peak flow rates using improved SCS-CN models for selected forested watersheds in the Southeastern United States. J. Hydrol. 27:100645. doi:10.1016/j.ejrh.2019.100645.

Wang, H., W. Xu, M. Zhang, L. Cui y X. Yu. 2018. Effects of forest on mean annual runoff in North China. Pol. J. Environ. Stud. 27:889-896. doi: 10.15244/pjoes/76028.

Yang, H., H. T. Choi y H. Lim. 2019. Effects of forest thinning on the long-term runoff changes of coniferous forest plantation. Water. 11:2301. doi: doi:10.3390/w11112301.

Yue, P., Q. Zhanga, L. Zhanga, H. Lib, Y. Yanga, J. Zenga y S. Wanga. 2019. Long-term variations in energy partitioning and evapotranspiration in a semiarid grassland in the Loess Plateau of China. Agric. For. Meteorol. 278:107671. doi:10.1016/j.agrformet.2019.107671.

Zhang, J., L. Zhou, R. Ma, Y. Jia, F. Yang, H. Zhou y X. Cao. 2019. Influence of soil moisture content and soil and water conservation measures on time to runoff initiation under different rainfall intensities. Catena 182:104172. doi: 10.1016/j.catena.2019.104172.

Zhang, Y., H. Wei y M. A. Nearing. 2011. Effects of antecedent soil moisture on runoff modeling in small semiarid watersheds of southeastern Arizona. Hydrol. Earth Syst. Sci. 15:3171-3179. doi:10.5194/hess-15-3171-2011.

Zhao, L., R. Hou, F. Wu y S. Keesstra. 2018. Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. Soil Till. Res. 179:47-53.

Zhu, X., Z. B. He, J. Dua, L. F. Chen, P. F. Lin y J. Li. 2017. Temporal variability in soil moisture after thinning in semi-arid *Picea crassifolia* plantations in northwestern China. Forest Ecol. Manag. 401:273-285.

Zou, C. B., P. F. Ffolliott y M. Wine. 2010. Streamflow responses to vegetation manipulations along a gradient of precipitation in the Colorado River Basin. Forest Ecol. Manag. 259:1268-1276. doi:10.1016/j.foreco.2009.08.005.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

Los resultados de la investigación muestran la dificultad de que se genere escurrimiento superficial o un alto porcentaje de humedad del suelo en un bosque semi-seco previo a la aplicación de aclareos. La alta tasa de intercepción por la copa de los árboles y la drástica reducción de la humedad del suelo después de cada evento de lluvia, sugieren que hay poca contribución de los pequeños eventos de lluvia a los procesos de escorrentía y/o percolación.

Después de la aplicación de aclareos (40 % y 80 %), la humedad promedio diaria del suelo aumentó, especialmente con el aclareo más intenso. Sin embargo, el incremento se perdió después de algunos días debido a los periodos largos entre eventos de lluvia. Por su parte, el número de eventos con escurrimiento superficial, así como su duración, aumentó en las microcuencas bajo aclareo y en mayor proporción en la microcuenca con intensidad de aclareo del 80%. No obstante, no se encontró evidencia significativa del impacto de los aclareos sobre el coeficiente de escurrimiento a nivel global, o para toda la temporada de estudio. Así pues, los resultados muestran que, a la escala estudiada, el efecto de los aclareos sobre la humedad del suelo y el escurrimiento superficial en este ecosistema es relativamente corto y altamente dependiente de la cantidad de precipitación y el antecedente de humedad.

Dada la importancia de las regiones con bosques semi-secos en el abastecimiento de agua, es importante comprender su comportamiento hidrológico y brindarles la atención que merecen. En ese sentido, es recomendable implementar un monitoreo que tenga en cuenta la variabilidad climática y examinar los impactos del manejo a largo plazo. Es fundamental

generar información para comprender los procesos a diferentes escalas, que ayude a los manejadores con sus decisiones de gestión para implementar un manejo forestal orientado al agua. Este estudio contribuye a llenar el vacío en la falta de estudios que relacionan la escala de microcuenca con la escala de cuenca y muestra hallazgos interesantes sobre el comportamiento del escurrimiento superficial y la dinámica de la humedad del suelo en un bosque semi-seco del norte de México, donde las investigaciones previas sobre este tema son limitadas.