



Artículo / Article

Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México

Effects of forest management on the repopulation of *Pinus* spp. in the Northern *Sierra* of *Oaxaca*, Mexico

Rosario Ramírez Santiago¹, Gregorio Ángeles Pérez¹, Ricardo Clark Tapia², Víctor Manuel Cetina Alcalá¹, Ofelia Plascencia Escalante¹ y Patricia Hernández de La Rosa¹

Resumen

La repoblación natural de especies de pino debe considerarse como un complemento importante de la reforestación en áreas bajo manejo forestal en el bosque templado de México. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la corta de regeneración a matarrasa, en combinación con la aplicación de quema de residuos sobre el banco de semillas del suelo, así como la emergencia y la supervivencia de plántulas de *Pinus* spp. en la comunidad de La Trinidad en el estado de Oaxaca. Se establecieron al azar sitios circulares de 100 m² en dos áreas intervenidas con el método de matarrasa en el año 2009, en una de las cuales se aplicó la quema de residuos. En ambos sitios se analizó el banco de semillas del suelo; además de, la emergencia y supervivencia de plántulas. El banco de semillas y el número de plántulas fue menor donde se aplicó la quema de residuos. La supervivencia al primer año no fue diferente estadísticamente entre las áreas. Se concluye que la quema de residuos no es una práctica que fomenta la repoblación natural de especies de pino en el área de estudio; por el contrario, produce efectos adversos en el reclutamiento de nuevos individuos.

Palabras clave: Banco de semillas, emergencia, manejo forestal, matarrasa, quema de residuos, supervivencia.

Abstract

The natural repopulation of pine species must be regarded as a major complement of reforestation in areas under forest management in the temperate forests of Mexico. The purpose of this study was to evaluate the effect of regenerative clear-cutting combined with the burning of residues on the soil seed bank, as well as on the emergence and survival of *Pinus* spp. seedlings in the community of *La Trinidad*, in the State of *Oaxaca*. In the year 2009, circular 100 m² sites were established at random in two intervened areas using the clear-cutting method, accompanied in one of these by the burning of residues. The soil seed bank and seedling emergence and survival were analyzed in the two sites. Both the seed bank and the number of seedlings proved smaller in the area where the residues were burnt. There were no statistical differences in the survival rate between the two areas after the first year. It was concluded that the burning of residues is not a practice that promotes the natural repopulation of pine species in the study area; quite the opposite: it produces adverse effects on the recruiting of new individuals.

Key words: Seed bank, emergence, forest management, clear-cutting, burning of residues, survival.

Fecha de recepción/ date of receipt: 15 de enero de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 10 de diciembre de 2015.

¹ Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Correo-e: gangeles@colpos.mx

² Universidad de la Sierra Juárez.

Introducción

Los métodos de repoblación que dan origen a masas coetáneas, como el de matarrasa, se utilizan para lograr el establecimiento de especies de pino en predios bajo manejo forestal (Nyland, 1996). Consisten en la extracción de fustes de medidas comerciales de todos los *taxa* presentes (Puetzman *et al.*, 2009), actividad que deja un considerable depósito de residuos en la superficie del suelo, lo que puede traer consecuencias para el desarrollo de los pinos. Por lo que para asegurar el éxito de la repoblación en algunas áreas se realiza el apilamiento de los residuos y su posterior quema (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). Aunque esta actividad provee de algunos beneficios, también hay efectos negativos en el suelo y sus componentes (Smith *et al.*, 1997; Korb *et al.*, 2004). Uno de ellos es la eliminación del banco de semillas, por las altas temperaturas que se generan (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009), las cuales alcanzan de 270 °C a 1 400 °C, desde la fase de preignición hasta la combustión rápida (PNUMA, 2005). Al respecto, la eliminación de material de superficie y material fino aéreo (PNUMA, 2005), en conjunto con la remoción del banco de semillas hace más lenta la regeneración y tiene un efecto mayor sobre la composición de la regeneración (Pakeman y Small, 2005).

El banco de semillas del suelo ha sido poco estudiado en áreas bajo manejo forestal, a pesar de que tiene una gran influencia en la sucesión vegetal que coloniza un área después de un disturbio (Carrillo *et al.*, 2009). En general, se considera que los pinos no forman bancos de semillas permanentes, ya que una vez depositadas en el suelo pierden viabilidad rápidamente, debido a factores bióticos y abióticos (Johnson y Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009; Tsitsoni, 2009), pero si se reciben los estímulos ambientales adecuados (humedad y temperatura, principalmente) y las condiciones del suelo son las apropiadas (exposición del suelo mineral, disponibilidad de nutrientes, etcétera), ocurre la germinación de la semillas e inicia la etapa de emergencia y establecimiento (Musálem *et al.*, 1991; Nyland, 1996).

En la región de la Sierra Norte del estado de Oaxaca se carece de investigaciones publicadas sobre el banco de semillas y la emergencia de plántulas, en particular aquellas relacionadas con los efectos del método de repoblación a matarrasa y quema de residuos. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la corta de regeneración a matarrasa en combinación con la aplicación de quema de residuos sobre el banco de semillas, la emergencia y la supervivencia de plántulas de primer año de especies de pino. La hipótesis fue que la quema de residuos reduce la densidad en el banco de semillas del suelo, y por tanto produce una baja emergencia de plántulas, así como una menor supervivencia de las mismas en comparación a lo que sucede en áreas de matarrasa sin quema de residuos.

Introduction

The repopulation methods that originate coetaneous masses, such as clear-cutting, are used to achieve the establishment of pine species in lands under forest management (Nyland, 1996). They consist in the extraction of stems of commercial size of all the present *taxa* (Puetzman *et al.*, 2009), an activity which leaves a considerable deposit of residues on the soil surface, with potential consequences for the development of pine trees. Therefore, in order to ensure the success of the repopulation in certain places, the waste are piled up and subsequently burnt (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). Although this practice provides some benefits, it also has negative effects on the soil and its components (Smith *et al.*, 1997; Korb *et al.*, 2004). One of these effects is the elimination of the seed bank due to the high temperatures generated (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009), which can increase from 270 °C to 1 400 °C from the pre-ignition phase to the rapid combustion phase (PNUMA, 2005). Within this context, the elimination of surface and fine aerial materials (PNUMA, 2005), along with the removal of the seed bank, slows down regeneration and has a major effect on its composition (Pakeman and Small, 2005).

The soil seed banks have not been sufficiently studied in areas under forest management, despite their significant influence on the vegetal succession colonizing a spot after a disturbance (Carrillo *et al.*, 2009). In general, it is considered that pines do not form permanent seed banks, for, once they are deposited on the ground, they rapidly lose viability due to both biotic and abiotic factors (Johnson and Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009; Tsitsoni, 2009). However, if the seeds receive adequate environmental stimuli (mainly moisture and temperature), and if the conditions of the soil (mineral soil exposure, nutrient availability, etc.) are appropriate, germination takes place, triggering the emergence and establishment stages (Musálem *et al.*, 1991; Nyland, 1996).

There are no published studies on the seed bank and seedling emergence in the region of the Northern Sierra of the State of Oaxaca, particularly on the effects of the clear-cutting method or of the burning of residues. Hence, the purpose of this study was to evaluate the effect of regenerative clear-cutting combined with the burning of wastes on the seed bank and on the emergence and survival of the first-year seedlings of pine species. The working hypothesis was that the burning of residues reduces the density of the soil seed bank, resulting in a low seedling emergence, as well as in a lower survival rate of the seedlings than in those areas where clear-cutting is applied without residue burning.



Materiales y Métodos

Área de estudio

La comunidad de La Trinidad forma parte del municipio Santiago Xiacuí, del Distrito de Ixtlán de Juárez en la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca. Geográficamente, se sitúa en las coordenadas 17° 16' 09.43" de latitud norte y 96° 25' 00.77" de longitud oeste. El clima, de acuerdo a la clasificación propuesta por Köppen y modificada por García (1988) corresponde al tipo C (w₂)(w)big, descrito como templado subhúmedo, el más húmedo de los templados, con abundantes lluvias en verano; presenta entre 30 y 59 días de lluvia invernal con una precipitación de 150 a 200 mm. La precipitación anual total es de 1 115.6 mm, el periodo con mayor intensidad de lluvias es de junio a octubre (UZACHI, 2003).

Los tipos de suelo en la región, según la clasificación de la FAO/UNESCO (1990), son los Litosoles, Rendzinas y Cambisoles. En la zona de bosque de coníferas, los suelos son muy delgados y ácidos (UZACHI, 2003). El intervalo de altitud va de 2 000 a 3 000 m (UZACHI, 2003). En el área existen bosques de pino, bosque húmedo y subhúmedo de pino-encino y bosque mesófilo de montaña (Rzedowski, 1978; UZACHI, 2003).

De acuerdo con la información del Programa de Manejo Forestal (UZACHI, 2003) la tenencia de la tierra de los predios forestales es comunal. La superficie forestal total es de 805 ha, de las cuales 643.5 ha están bajo manejo y el resto son áreas de protección o conservación, así como para otras actividades productivas. Los volúmenes cortados, anualmente, varían entre 2 000 y 3 000 m³, con turnos de 40 años. Se utiliza el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) con la aplicación de cortas de regeneración de matarrasa en franjas, en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), con el método de regeneración de selección grupal. Las especies comerciales más importantes son *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl.

Trabajo de campo

Se ubicaron dos áreas contiguas separadas entre sí por un arroyo (≈30 m), las cuales por la cercanía presentan clima, exposición y pendiente similares. Ambas fueron intervenidas en el año 2009 con el tratamiento de corta de regeneración a matarrasa, aplicada de tal manera que se extrajo todo el arbolado de medidas comerciales y no comerciales, tanto pinos como encinos y de otras latifoliadas. Las zonas de matarrasa comprenden un área rectangular no mayor a 1 ha, circundada por bosque templado de coníferas y latifoliadas.

Materials and Methods

Study area

The La Trinidad community is part of the *Santiago Xiacuí* municipality in the *Ixtlán de Juárez* District, in the Northern Sierra region of the state of Oaxaca. Geographically, it is located at the coordinates 17° 16' 09.43" N and 96° 25' 00.77" W. The climate, according to the classification proposed by Köppen and modified by García (1988), is C (w₂)(w)big, described as subhumid temperate –the most humid of all temperate climates–, with abundant rains in the summer; it comprises 30 to 59 days of winter rains, with a 150–200 mm precipitation. The total annual precipitation is 1 115.6 mm; the period with the most intense rains is June through October (UZACHI, 2003).

According to the FAO/UNESCO classification (1990), the soil types found in the region include Lithosols, Rendzines and Cambisols. In the conifer forest area, the soils are acid and very thin (UZACHI, 2003). The altitude ranges between 2 000 and 3 000 m (UZACHI, 2003). The area comprises the following types of vegetation: pine forest, humid and subhumid pine-oak forest, and mountainous, mesophytic forest (Rzedowski, 1978; UZACHI, 2003).

From the information obtained from the *Programa de Manejo Forestal* (Forest Management Program) (UZACHI, 2003), forest land tenure is communal. The total forest surface is 805 ha, of which 643.5 ha are under management, and the rest are protected or conservation areas, or else, areas reserved for other productive activities. Yearly cut volumes range between 2 000 and 3 000 m³, with 40-year periods. The *Método de Desarrollo Silvícola* (MDS) (Silvicultural Development Method) is utilized with regenerative strip clear-cutting, combined with the *Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares* (MMOBI), (Mexican Method for Ordering Irregular Forests) and with the group-selection regeneration method. The main commercial species are *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl. and *Pinus pseudostrobus* Lindl.

Field work

Two adjoining areas with similar climate, exposure and slope, separated by a creek (≈30 m), were located. Both were intervened in the year 2009 by means of a regenerative clear-cutting treatment in which all the commercial and non-commercial sized trees –pines, oaks and other broadleaves– were extracted. The clear-cutting areas include a rectangle space no larger than 1 ha, surrounded by conifer and broadleaf temperate forests.

Los residuos se picaron y apilaron en forma perpendicular a la pendiente, sin embargo solo en uno de los sitios se aplicó la quema de residuos, la cual constituyó en un tratamiento complementario de preparación del sitio, al concluir el aprovechamiento. En este tipo de prácticas se incineran todos los materiales de superficie (mantillo, hojarasca, y vegetación baja), así como los materiales finos aéreos (ramas, troncos delgados) que son de rápida combustión y queda sobre el terreno solo el material grueso (UZACHI, 2003).

Un año después de la intervención, en el 2010, se hizo una plantación con *P. patula* y *P. pseudostrabus* en los dos sitios descritos, con una densidad promedio de 1 600 individuos por hectárea. La planta utilizada procedió de semilla recolectada dentro del mismo bosque del área de estudio, y producida en el vivero comunal de La Trinidad. Posterior a la plantación no se realizó un seguimiento de la emergencia o supervivencia de plántulas, únicamente se aplicaron limpiezas para controlar la vegetación herbácea y arbustiva, de ahí la relevancia de evaluar estas características de historia de vida en la presente investigación.

Banco de semillas

En cada área se ubicaron, en forma aleatoria, cuatro parcelas circulares de 100 m²; en las que se evaluó el banco de semillas, para lo cual se establecieron cuatro subparcelas de 4 m², por lo que la superficie de muestreo total para cada condición fue de 16 m². En las subparcelas se realizó el conteo de semillas en el mantillo y en los primeros 5 cm de profundidad del suelo. Las muestras fueron tamizadas y las semillas separadas se clasificaron como llenas y vanas (Daskalakou y Thanos, 1996; Tiscar, 2007). Para ello, se utilizó un separador por gravedad, cuyo principio es el peso de las semillas, y se consideró aquellas que tienen embrión como las que pesaban más, y por tanto tienen mayor potencial de germinación.

Emergencia y supervivencia

Dentro de cada parcela de 100 m² se identificó toda la repoblación natural de especies de pinos presente desde el inicio del estudio (diciembre de 2011) y la que emergió a partir del 2012. Aunque solo se consignan los datos correspondientes a las plántulas de este último año. Los registros tiempo de emergencia y supervivencia se hicieron de manera mensual. Las causas de mortalidad, cuando se presentó, se registraron de acuerdo a lo siguiente: sequía (cotiledones o la estructura del individuo seca); daño físico (plántulas que murieron por daños durante la limpieza realizada en julio de 2012); y causa desconocida, para individuos que no fueron encontrados en los sitios de muestreo.

The residues were ground and piled perpendicularly to the slope; however, only in one of the sites were the residues burnt, as a complementary treatment in order to prepare the site after exploitation. In this type of practices, all the surface (topsoil, dead leaves and undergrowth) and fine aerial materials (branches, thin stems) are burnt; these burn rapidly, so that only thick materials remain on the ground (UZACHI, 2003).

One year after the intervention, in 2010, *P. patula* and *P. pseudostrabus* were planted in the two described sites, with an average density of 1 600 individuals per hectare. The utilized plants originated from collected seeds within the same forest in the study area, and were produced in the communal nursery of *La Trinidad*. Seedling emergence and seedling survival were not monitored after the planting; only clearings were applied in order to control the weeds and shrubs; hence the relevance of assessing these life history characteristics in this study.

Seed bank

Four 100 m² circular plots were located at random. The seed bank in these was first assessed. For this purpose, four 4 m² subplots were established; thus, the total sampling surface for each condition was 16 m². The seeds in found the topsoil and in the first 5 cm of depth of the subplots were counted. The samples were sifted, and the seeds were separated and classified as full or void (Daskalakou and Thanos, 1996; Tiscar, 2007), using a gravity separator based on the seed weight, and those seeds containing an embryo were regarded as the heaviest and therefore as the ones with the highest germination potential.

Emergence and survival

Subsequently, the entire natural repopulation of pine species present from the start of the study (in December 2011), as well as that which has emerged since 2012 was identified within each 100 m² plot. However, only the data of the seedlings of this last year were registered, whereas the emergence and survival time were recorded on a monthly basis. The causes of mortality, when this occurred, were classified as drought (for cotyledons or the dry structure of the individual), physical damage (for seedlings that died due to damage during the clearing performed in July 2012), and unknown cause (for individuals not found in the sampling sites).

Statistical analyses

The data were analyzed using a generalized linear model (GLM) based on the Poisson distribution with the link log function (Kerr *et al.*, 2008; Otto *et al.*, 2010). A significance level of $\alpha \leq 0.05$ was considered; this made it possible to detect differences between the areas with (CQ) and without (SQ)



Análisis estadísticos

El análisis de los datos se hizo con un modelo lineal generalizado (GLM), a partir de la distribución *Poisson* con la función logit (Kerr *et al.*, 2008; Otto *et al.*, 2010). Se tomó en cuenta un nivel de significancia de $\alpha \leq 0.05$, lo cual permitió detectar diferencias entre el área con quema (CQ) y sin quema (SQ). El método propuesto es el más adecuado para variables de conteo (Balzarini *et al.*, 2008; Kerr *et al.*, 2008).

La supervivencia de plántulas del primer año se analizó mediante la función de supervivencia del procedimiento *LIFETEST* de SAS (SAS versión 9.0), que estima las probabilidades de supervivencia y compara entre curvas de supervivencia, para detectar si existen diferencias estadísticas significativas entre ellas a través de pruebas estadísticas como la de *Wilcoxon* (SAS, 2002). La ecuación es la siguiente:

$$S(t) = Pr (T > t)$$

Donde:

- $S(t)$ = Función de supervivencia
- Pr = Probabilidad
- T = Tiempo de vida de una plántula

Para comparar las curvas se utilizó la prueba de *Wilcoxon* ($\alpha \leq 0.05$) (Castillo, 2013).

Resultados y Discusión

Banco de semillas

Se obtuvo una mayor cantidad de semillas en el banco de la condición sin quema (SQ), con diferencias significativas ($z = 3.35$, $p < 0.01$) respecto al banco de la condición con quema (CQ) (Figura 1). El promedio estimado (\pm DE) de semillas por hectárea en el tratamiento con quema fue de $6\ 875 \pm 5\ 153.88$, de las cuales el promedio de llenas y vanas fue de $5\ 625 \pm 3\ 750$ y $1\ 250 \pm 1\ 443.37$, respectivamente (Figura 1). En contraparte, en el tratamiento sin quema, el promedio fue de $60\ 625 \pm 43\ 892.62$ semillas, con un promedio de llenas y vanas de $28\ 125 \pm 15\ 728.82$ y $32\ 500 \pm 35\ 997.68$, respectivamente (Figura 1). Resultados que concuerdan con estudios realizados por Korb *et al.* (2004) y Creech (2009), quienes citan que la quema de residuos elimina o altera de manera negativa el banco de semillas por las altas temperaturas que se generan, superiores a los $270\ ^\circ\text{C}$ (PNUMA, 2005).

Es importante considerar que los pinos no forman bancos de semillas permanentes (Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009), además el tiempo transcurrido de la intervención y quema al muestreo fueron dos años (2010 y 2011), periodo durante el cual la lluvia de semillas de árboles circundantes proveyó a las áreas estudiadas de un depósito dematerial;

residue burning. The proposed method is the most appropriate for count variables (Balzarini *et al.*, 2008; Kerr *et al.*, 2008).

First-year seedling survival was analyzed by the SAS *LIFETEST* procedure survival function (SAS version 9.0). This procedure estimates the probability of survival and carries out a comparison between survival curves in order to detect whether or not there are significant statistics between them, utilizing statistical tests such as *Wilcoxon's* (SAS, 2002). The equation is the following:

$$S(t) = Pr (T > t)$$

Where:

- $S(t)$ = Survival function
- Pr = Probability
- T = Seedling lifetime

The curves were compared using *Wilcoxon's* test ($\alpha \leq 0.05$) (Castillo, 2013).

Results and Discussion

Seed bank

A larger amount of seeds was obtained from the seed bank without residue burning (SQ) than from the bank with residue burning (CQ), with significant differences ($z = 3.35$, $p < 0.01$) (Figure 1). The estimated average number (\pm DE) of seeds per hectare was $6\ 875 \pm 5\ 153.88$; the average number of full and of void seeds obtained was $5\ 625 \pm 3\ 750$ and $1\ 250 \pm 1\ 443.37$, respectively (Figure 1). In contrast, the average in the treatment without burning was $60\ 625 \pm 43\ 892.62$ seeds per hectare; which the mean of full and void seeds corresponds to $28\ 125 \pm 15\ 728.82$ and $32\ 500 \pm 35\ 997.68$, respectively (Figure 1). These results agree with those of studies performed by Korb *et al.* (2004) and Creech (2009), according to whom residue burning eliminates or negatively affects the seed bank due to the high temperatures that it generates, of above $270\ ^\circ\text{C}$ (PNUMA, 2005).

It is important to consider that pines do not form permanent seed banks (Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009); besides, the lapse between intervention and burning at the time of the sampling was two years (2010 and 2011). During this period, the rain of seeds from the surrounding trees provided the study areas with a seed deposit—a more important source than the soil seed reservoir (Dalling, 2002; Castillo, 2013). This may be the reason why CQ plots had a higher percentage of full seeds (81.82 %) than of void seeds (18.18 %), unlike SQ plots, where there are no significant differences between the number of full seeds (53.60 %) and that of void seeds (43.39 %).



fuerza más importante que el reservorio de semillas en el suelo (Dalling, 2002; Castillo, 2013). Lo anterior, puede ser la razón del porqué las parcelas CQ tuvieron un porcentaje más alto de semillas llenas (81.82 %) que vanas (18.18 %), en contraste con las parcelas SQ, cuyo porcentaje no difiere significativamente entre semillas llenas (53.60 %) y vanas (43.39 %).

La renovación del banco de semillas después de ocurrida la quema de residuos y el posterior depósito de cestas contribuyó a que el área SQ cuente con una cantidad superior de semillas; sin embargo, su baja viabilidad (Tomback *et al.*, 2001; Pausas *et al.*, 2004; Carrillo *et al.*, 2009; Marañón *et al.*, 2013) incrementa el número de vanas. En ambas áreas, la lluvia de semillas constituye un aporte importante para la repoblación de los pinos, como se indica en diversas investigaciones (Izhaki *et al.*, 2000; Dalling, 2002; Larson y Franklin, 2005; Otto *et al.*, 2010; Marañón *et al.*, 2013); no obstante, la cantidad promedio de semillas, considerando ambos sitios, es menor a la determinada por Castillo (2013) para *P. patula*, en el estado de Hidalgo, y mayor a la observada por Carrillo *et al.* (2009) en el estado de Puebla; por lo que sería importante a futuro evaluar los factores que inciden en la producción anual de semillas de las especies de pino del área estudiada.

The renewal of the seed bank after the burning of the residues and the subsequent basket placement increases the number of seeds in the SQ area; however, their low viability (Tomback *et al.*, 2001; Pausas *et al.*, 2004; Carrillo *et al.*, 2009; Marañón *et al.*, 2013) results in a larger number of void seeds. In both areas, the seed rain is a major contribution to the repopulation of pines, as is shown by various researches (Izhaki *et al.*, 2000; Dalling, 2002; Larson and Franklin, 2005; Otto *et al.*, 2010; Marañón *et al.*, 2013). Notwithstanding, the average number of seeds from both sites is lower than that determined by Castillo (2013) for *P. patula* in the state of Hidalgo, and higher than that observed by Carrillo *et al.* (2009) in the state of Puebla; therefore, it would be important to make a projected evaluation of the factors that have an impact on the annual production of seeds of the pine species in the studied area.

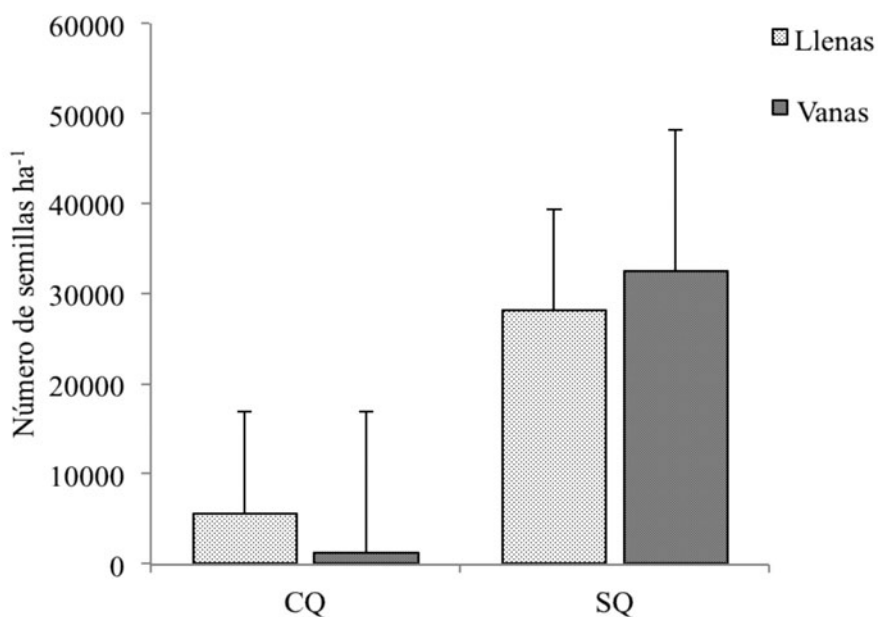


Figura 1. Número de semillas por hectárea de especies de *Pinus* spp. en áreas tratadas con corta de regeneración a matarrasa con quema de residuos (CQ) y sin quema (SQ) en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Figure 1. Number of seeds of *Pinus* spp. species per hectare in areas treated with regenerative clear-cutting with residue burning (CQ) and without residue burning (SQ) in the temperate forest of La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Emergencia de plántulas

Se obtuvieron diferencias significativas en la emergencia ($z= 10.535$, $p= 0.0472$) y supervivencia ($z= 10.54$, $p= 0.0472$) de plántulas entre las condiciones SQ y CQ. La densidad de plántulas emergidas por hectárea para la condición SQ fue de $1\ 450 \pm 640.31$, con un promedio de supervivencia de 800 ± 489.89 plántulas ha^{-1} , al final del periodo de medición.

En cambio, la densidad de plántulas emergidas por hectárea en CQ fue de $1\ 000 \pm 547.72$, con un promedio de supervivencia de 625 ± 450 plántulas ha^{-1} (Cuadro 1). Resultado menor al registrado en áreas de bosque de pino bajo manejo forestal y en zonas donde han ocurrido incendios. Rebotaro y Cabrelli (2011) documentan en Argentina $27\ 000$ plántulas ha^{-1} en una plantación de *P. elliotii* Engelm., aprovechada mediante fajas, o la citada por Castillo (2013) para *P. patula* ($1\ 875$ ha^{-1}) en un sitio bajo aprovechamiento de árboles Padre en el estado de Hidalgo, México. Se sugiere que la baja densidad de plántulas en CQ se asocia al reducido número de semillas observadas en el banco del suelo. Al respecto, Pausas *et al.* (2003) indican que una densidad menor a $4\ 500$ plántulas ha^{-1} es una densidad baja, y es consecuencia de incendios que afectan el banco de semillas.

Seedling emergence

Significant differences in seedling emergence ($z= 10.535$, $p= 0.0472$) and survival rates ($z= 10.54$, $p= 0.0472$) were observed between SQ and CQ conditions. The density of emerged seedlings per hectare for the SQ condition was $1\ 450 \pm 640.31$, with an average survival of 800 ± 489.89 seedlings ha^{-1} at the end of the assessed period.

Conversely, the density of the seedlings emerged per hectare in the CQ condition was $1\ 000 \pm 547.72$, with an average survival of 625 ± 450 seedlings ha^{-1} (Table 1). This figure is lower than that recorded in pine forests under forest management and in areas where there have been fires. Rebotaro and Cabrelli (2011) document in Argentina $27\ 000$ seedlings ha^{-1} in a *P. elliotii* Engelm. plantation exploited in strips, or in the *P. patula* plantation ($1\ 875$ ha^{-1}) studied by Castillo (2013), in a site with exploitation of parent trees in the state of Hidalgo, Mexico. It is suggested that the low seed density in CQ is associated to the reduced number of seeds observed in the seed bank. In this respect, Pausas *et al.* (2003) consider that a density of less than $4\ 500$ seedlings ha^{-1} is low and results from fires affecting the seed bank.

Cuadro 1. Densidad por hectárea (\pm DE) de emergencia y supervivencia de plántulas en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Valores	Emergencia	Supervivencia
Con quema	Promedio	$1\ 000 \pm 547.72$	625 ± 450
	Valor mínimo	400	100
	Valor máximo	1 600	1 000
	Promedio	$1\ 450 \pm 640.31$	800 ± 489.89
Sin quema	Valor mínimo	500	200
	Valor máximo	1 900	1 400

*CQ = Con quema; SQ = Sin quema.

Table 1. Density (\pm DE) of seedling emergence and survival per hectare in intervened areas with regenerative clear-cutting accompanied by residue burning in La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Treatment	Values	Emergence	Survival
With burning	Average	$1\ 000 \pm 547.72$	625 ± 450
	Minimum value	400	100
	Maximum value	1 600	1 000
	Average	$1\ 450 \pm 640.31$	800 ± 489.89
Without burning	Minimum value	500	200
	Maximum value	1 900	1 400

*CQ = With residue burning; SQ = Without residue burning.

El registro mensual de la emergencia y supervivencia durante 2012 evidenció emergencia de enero a julio en ambas condiciones, aunque la máxima incidencia se presentó en abril y mayo en CQ y SQ, respectivamente (Figura 2a y b). Una menor emergencia se observó en el mes de septiembre en CQ (Figura 2a), así como en septiembre y noviembre en SQ (Figura 2b). La emergencia de plántulas está relacionada a condiciones de temperatura y humedad adecuadas para su desarrollo (Daskalakou y Thanos, 2004; Lee *et al.*, 2004; Tiscar, 2007; Castillo, 2013). En el área de estudio, la humedad no parece ser un factor limitante por el tipo de clima que prevalece [C(w₂)(w)big] y que se caracteriza por la presencia de un período lluvioso de moderado a intenso que inicia a mediados de mayo y concluye a mediados de octubre (promedio mensual de 137.22 mm), mientras que la media de enero a abril es de 17.3 mm (Serrano *et al.*, 2005). La mayor emergencia se obtuvo en abril y mayo, la cual se relaciona con un aumento en la temperatura, cambio en el fotoperíodo (de 11.5 horas a 12.4 horas, a partir del mes de abril), en combinación con la disponibilidad de humedad (información de la estación meteorológica de Ixtlán de Juárez, Oaxaca para las décadas 1960 y 1995), sin embargo es necesario evaluar a futuro este aspecto para probar dicha hipótesis.

La mortalidad de plántulas en CQ se presentó en abril, junio, agosto, noviembre y diciembre. Sus causas fueron la sequía (33.33 %) y el daño físico (20 %), aunque en una alta proporción de plántulas muertas correspondió a causa desconocida (46.66 %) (Cuadro 2). Asimismo, en la condición SQ se tuvo mortalidad de plántulas en los meses de marzo, junio, julio, agosto y noviembre por sequía (26.92 %), daño físico (26.92 %) y causa desconocida (46.15 %) (Cuadro 2).

The monthly record of seedling emergence and survival during 2012 evidenced seedling emergence from January to July under both conditions, although the highest incidence occurred in April and May in CQ and SQ, respectively (Figure 2a and b). A smaller emergence occurred in September under CQ and SQ conditions, as well as in September and November under SQ conditions (Figure 2b). Seedling emergence is related to adequate temperature and humidity levels for its development (Daskalakou and Thanos, 2004; Lee *et al.*, 2004; Tiscar, 2007; Castillo, 2013). In the study area, humidity does not appear to be a limiting factor due to the prevailing type of climate [C(w₂)(w) big] with a moderate to intense rainy season beginning in May and finishing in mid-October (a monthly average of 137.22 mm), whereas in January through April the mean is 17.3 mm (Serrano *et al.*, 2005). It has been suggested that the highest emergence that has occurred in April and May is related to an increase in temperature, to a change in the photoperiod (11.5 to 12.4 hours, since April), in combination with the availability of moisture (information by the weather station in Ixtlán de Juárez, Oaxaca, for the 1960s and 1995s).

Seedling mortality in CQ occurred in April, June, August, November, and December. Its causes were droughts (33.33 %) and physical damage (20 %), while a higher proportion of dead seedlings was due to unknown causes (46.66 %) (Table 2). Likewise, under SQ conditions, seedling mortality occurred in March, June, July, August and November due to droughts (26.92 %), physical damage (26.92 %) and unknown causes (46.15 %) (Table 2).



Cuadro 2. Número de plántulas (± desviación estándar) por causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matorrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Valores	Sequía	Daño físico	Causa desconocida
Con quema	Promedio	125 ± 50	75 ± 95.74	175 ± 125.83
	Valor mínimo	100	0	0
	Valor máximo	200	200	300
Sin quema	Promedio	175 ± 95.74	175 ± 95.74	300 ± 244.94
	Valor mínimo	100	100	100
	Valor máximo	300	300	600



Table 2. Number of seedlings (\pm standard deviation) by mortality cause in intervened areas with regenerative clear-cutting and residue burning in *La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca*.

Treatment	Values	Drought	Physical damage	Unknown cause
With burning	Average	125 \pm 50	75 \pm 95.74	175 \pm 125.83
	Minimum value	100	0	0
	Maximum value	200	200	300
Without burning	Average	175 \pm 95.74	175 \pm 95.74	300 \pm 244.94
	Minimum value	100	100	100
	Maximum value	300	300	600

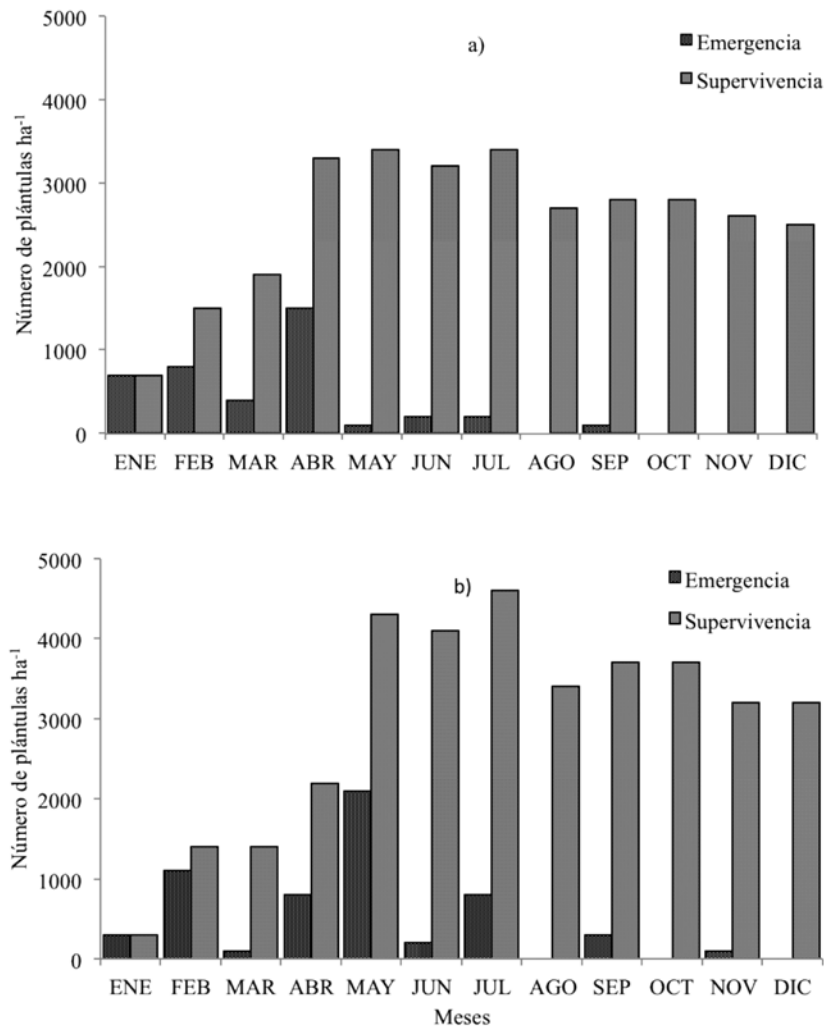


Figura 2. Emergencia y supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino por condición en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (a) y sin quema (b) de residuos en *La Trinidad, Oaxaca*.

Figure 2. First-year seedling emergence and survival of pine species by condition in sites with regenerative clear-cutting accompanied by residue (a) and without residue burning (b) in *La Trinidad, Oaxaca*.

Supervivencia de plántulas

No se detectaron diferencias significativas entre las condiciones CQ y SQ en la supervivencia de plántulas. La probabilidad de supervivencia al terminar el periodo de evaluación para CQ fue de 0.441, con 62 % de individuos vivos de los registrados al inicio del estudio. En SQ la probabilidad de supervivencia al final del trabajo fue de 0.502, con 55 % de los individuos censados vivos (Figura 3). Sobre el particular, Pausas *et al.* (2003) señalan que no siempre existe clara relación entre la supervivencia de plántulas y el factor incendio.

La supervivencia en este estudio fue superior a la consignada para otras áreas de bosque de pino. Lee *et al.* (2004) documentan una supervivencia para *P. densiflora* Siebold & Zucc. de 10 %, a los 160 días; y de 0 %, a los 180 días en condiciones de bosque sin dosel. Tiscar (2007) indica una supervivencia de 55.8 %, a los 45 días; y de 5.56 %, a los 100 días para plántulas de *P. nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco. No obstante, es similar a la citada por Daskalaku y Thanos (2004) para *P. halepensis* Miller (60 %), y por Castillo (2013) para *P. patula* (53 %). Una de las causas principales de mortalidad en plántulas es la sequía (Otto *et al.*, 2010). En el caso de La Trinidad, Oax., esa también fue una de las causas identificadas, aunque el mayor porcentaje de mortalidad no pudo ser atribuido a un factor específico, ya que simplemente las plántulas no se observaron en el periodo de mediciones.

Seedling survival

No significant differences in seedling survival were detected between the CQ and SQ conditions. The probability of survival at the end of the assessment period for CQ was 0.441, with 62 % of the living individuals registered at the beginning of the study. In SQ, the probability of survival at the end of the study was 0.502, with 55 % of the registered living individuals (Figure 3). In this regard, Pausas *et al.* (2003) suggest that there is not always a clear relationship between seedling survival and the forest fire factor.

Survival rates in this study were above those registered for other pine forest areas. Lee *et al.* (2004) record a survival rate of 10 % for *P. densiflora* Siebold & Zucc. after 160 days, and of 0 % after 180 days in forests without a canopy. Tiscar (2007) indicates a survival rate of 55.8 % after 45 days, and of 5.56 % after 100 days for *P. nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco seedlings. However, this is similar to the survival rate documented by Daskalaku and Thanos (2004) for *P. halepensis* Miller (60 %), and by Castillo (2013) for *P. patula* (53 %). One of the main causes of seedling mortality is drought (Otto *et al.*, 2010). In the case of *La Trinidad, Oax.*, drought also was one of the identified causes, although the largest percentage of mortality could not be ascribed to a specific cause because the seedlings were simply not under observation during the measurement period.

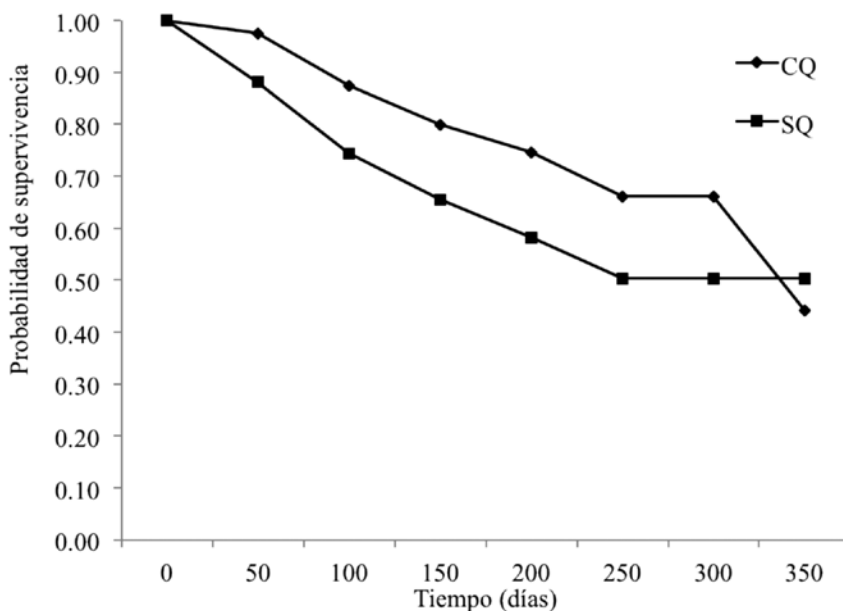


Figura 3. Supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Figure 3. First-year seedling survival of pine species in sites with regenerative clear-cutting accompanied by residue burning (CQ) and without residue burning (SQ) in *La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca*.

Recomendaciones para el manejo forestal local

Se consideró al banco de semillas presente en el piso forestal en sitios con corta de regeneración a matarrasa, como un precursor importante para la repoblación de especies de pino. Sin embargo, es recomendable realizar investigaciones sobre la dinámica de dispersión de semillas desde los rodales adyacentes hacia las áreas intervenidas con cortas de regeneración a matarrasa, y la capacidad de germinación de las semillas llenas tanto del banco del dosel, como del suelo. Trabajos futuros deberán incluir comparaciones con el banco de semillas del suelo en bosques de pino sin intervención, con la finalidad de tener una mejor referencia sobre la dinámica natural de las especies de pino en el área de interés. Además de, que por la variabilidad de las especies de pino en la producción de semillas (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997), y lo fluctuante que pueden ser las condiciones ambientales adecuadas para su establecimiento (Johnson y Fryer, 1996) es conveniente evaluar las etapas del proceso de repoblación (diseminación, germinación, emergencia y otros) durante varios años para obtener patrones de comportamiento confiables. Cabe señalar, la existencia de estudios con ese enfoque para algunas especies del género *Pinus* (Koskela *et al.*, 1995; Tomback *et al.*, 2001; Daskalidou y Thanos, 2004; Hancock *et al.*, 2005; Otto *et al.*, 2010; Rebottaro y Cabrelli, 2011).

El uso de la repoblación natural en bosques bajo aprovechamiento maderable es un pilar fundamental, si se quiere aplicar un manejo forestal más orientado hacia la conservación de la variabilidad genética natural (Larsen y Nielsen, 2007). Lo anterior es relevante para la región de la Sierra Norte de Oaxaca, donde se localiza el área de estudio, ya que posee alta diversidad de *Pinus* spp. (Torres, 2004). Trabajos como el presente contribuyen de manera importante a la incorporación de la repoblación natural como parte del manejo forestal local, con o sin la aplicación de quema de residuos.

Conclusiones

El banco de semillas del suelo tiene densidades bajas de semillas, lo cual es más evidente en el área con quema de residuos. De igual manera, no hay un efecto positivo de la quema de residuos en la emergencia y supervivencia de plántulas. En cuanto a la supervivencia, los resultados no permiten relacionar de manera positiva el impacto de la quema de residuos con la probabilidad de supervivencia de las plántulas, debido a que las causas de mortalidad fueron similares en las dos condiciones evaluadas. Por lo tanto, la quema de residuos es una práctica innecesaria para fomentar la repoblación natural de especies de pino en La Trinidad, Oax.

Local forest management recommendations

This study regards the seed bank present in the forest floor in sites with regenerative clear-cutting as a significant precursor to the repopulation of pine species. However, it is also advisable to carry out research on the dynamics of dispersion of seeds from the adjoining stands toward the intervened areas with regenerative clear-cutting, as well as on the germination capacity of the full seeds from both the canopy and the soil banks. Future studies must consider comparing the soil bank seed in unintervened pine forests in order to have a better reference on the natural dynamics of pine species in the area of interest. Besides, due to the variability of the pine species as to seed production (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997) and to the fluctuating environmental conditions that are appropriate for their establishment (Johnson and Fryer, 1996), it is advisable to assess the stages of the repopulation process (dissemination, germination, emergence and others) for several years in order to obtain reliable behavioral patterns. It is worth noting that this type of studies do exist for certain species of the *Pinus* genus (Koskela *et al.*, 1995; Tomback *et al.*, 2001; Daskalidou and Thanos, 2004; Hancock *et al.*, 2005; Otto *et al.*, 2010; Rebottaro and Cabrelli, 2011).

The use of natural repopulation in forests under timber exploitation is a mainstay, if forest management toward the preservation of natural genetic variability (Larsen and Nielsen, 2007) is desired. This is relevant, considering that the Northern Sierra region of Oaxaca, where the study area is located, has a high diversity of *Pinus* spp. (Torres, 2004). Studies like the present one contribute significantly to the incorporation of natural repopulation to local forest management, with or without residue burning.

Conclusions

The underground seed bank has low seed densities; this is more evident in the area with residue burning. There seem to be no positive effects of residue burning on seedling emergence or survival. Likewise, the results do not allow establishing a positive relationship between the impact of residue burning on the probability of seedling survival, as the causes of mortality were similar in the two assessed conditions. Therefore, residue burning is unnecessary for promoting the natural repopulation of pine species in *La Trinidad, Oax.*

Sampling emergence is more related to the environmental conditions of temperature and changes in photoperiod while survival was related, mainly, to drought factors. 🌱

Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.



La emergencia de plántulas está más relacionada con las condiciones ambientales de temperatura y cambios en el fotoperiodo, mientras que la supervivencia se relacionó, en mayor medida, con factores como la sequía

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Rosario Ramírez Santiago: diseño del estudio, muestreo en campo, análisis estadísticos, escritura del manuscrito; Gregorio Ángeles Pérez: diseño del estudio, definición de metodología, análisis estadísticos, revisión y corrección del manuscrito; Ricardo Clark Tapia: aporte de información para escritura del manuscrito, revisión y corrección del manuscrito; Víctor Manuel Cetina Alcalá: revisión del manuscrito; Ofelia Plascencia Escalante: revisión del manuscrito, auxiliar en la traducción del resumen; Patricia Hernández de La Rosa: revisión y corrección del manuscrito.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la Ing. Jeniffer Vargas y M.C. Lorena Estrada por su valiosa ayuda en la traducción del resumen; así como al Comisariado de Bienes Comunales de La Trinidad y al Ing. Eusebio Roldán, director técnico forestal de UZACHIL, por su interés en la realización del estudio. A los estudiantes de la UNSIJ y al Ing. Taurino H. Ramírez, quienes colaboraron en el trabajo de campo. Por último agradecemos el apoyo y financiamiento del proyecto de Ciencia Básica-CONACYT 180790.

Referencias

- Balzarini M., G. L. González, M. Tablada, F. Casanoves, J. A. Di Rienzo y C. W. Robledo. 2008. Manual del Usuario. Ed. Brujas. Córdoba, Argentina. 336 p.
- Carrillo, F., G. Vera, O. S. Magaña, J. M. Guldin and R. P. Guries. 2009. Seeds stored in the forest floor in a natural stand of *Pinus montezumae* Lamb. *Revista Ciencia Forestal en México* 34(106): 41-60.
- Castillo, O. 2013. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco. Edo. de Mex., México. 56 p.
- Creech, N. M. 2009. Revegetation potential of slash pile burn sites in the longleaf pine ecosystem. Thesis of Master Degree. The University of Georgia. Athens, GA, USA. 121 p.
- Daskalidou, N. E. and C. A. Thanos. 1996. Aleppo Pine (*Pinus halepensis*) Postfire Regeneration: The Role of Canopy and Soil Seed Banks. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 59-66.
- Daskalidou, N. E. and C. A. Thanos. 2004. Postfire regeneration of Aleppo pine - the temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecology* 171: 81-89.
- Dalling, W. J. 2002. Ecología de semillas. In: Guariguata, M. E. y G. H. Kattan (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica. pp. 344-375.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 4ª ed. Offset Larios. México, D.F., México. 246 p.
- Hancock, M., S. Egan, R. Summers, N. Cowie, A. Amphlett, S. Rao and A. Hamilton. 2005. The effect of experimental prescribed fire on the establishment of Scots pine *Pinus sylvestris* seedlings on heather *Calluna vulgaris* moorland. *Forest Ecology and Management* 212: 199-213.

Contribution by author

Rosario Ramírez Santiago: study design, in-field sampling, statistical analysis, writing of the manuscript; Gregorio Ángeles Pérez: study design, methodology determination, statistical analysis, revision and editing of the manuscript; Ricardo Clark Tapia: contributed information for the writing, revision and editing of the manuscript; Víctor Manuel Cetina Alcalá: revision of the manuscript; Ofelia Plascencia Escalante: revision of the manuscript, auxiliary translator of the abstract; Patricia Hernández de La Rosa: revision and editing of the manuscript.

Acknowledgements

The authors wish to express their gratitude to Eng. Jeniffer Vargas and to Lorena Estrada, MSc, for their valuable help in the translation of the abstract, as well as to the *Comisariado de Bienes Comunales de La Trinidad* (Office of the Commissioner of Communal Lands of La Trinidad); to Eng. Eusebio Roldán, technical forestry director of UZACHIL, for his interest in the fulfillment of this study, and to the students of UNSIJ and to Eng. Taurino H. Ramírez, who participated in the field work. Finally, the authors are grateful for the support and financing by the 180790 CONACYT-Basic Science project.

End of the English version



- Izhaki, I., N. Henig and G. Ne'eman. 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology* 88: 667-675.
- Johnson, E. A. and F. I. Fryer. 1996. Why Engelmann spruce does not have a persistent seed bank. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 872-878.
- Kerr, G., P. Gosling, G. Morgan, V. Stokes, V. Cunningham and M. Parratt. 2008. Seed production and seedling survival in a 50-year-old stand of Corsican pine (*Pinus nigra* subsp. *laricio*) in southern Britain. *Forestry* 81: 525-541.
- Korb, E. J., N. C. Johnson and W. W. Covington. 2004. Slash Pile Burning Effects on Soil Biotic and Chemical Properties and Plant Establishment: Recommendations for Amelioration. *Restoration Ecology* 12 (1): 52-62.
- Koskela, J., J. Kuusipalo and W. Sirikul. 1995. Natural regeneration dynamics of *Pinus merkusii* in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 77 (1-3): 169-179.
- Larsen, J. B. and A. B. Nielsen. 2007. Nature-based forest management-Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and Management* 238: 107-117.
- Larson, J. A. and J. F. Franklin. 2005. Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the Western Oregon Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management* 218: 25-36.
- Lee, C. S., J. H. Kim, Y. Hoonbok and H. Young. 2004. Seedling establishment and regeneration of Korean red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) forests in Korea in relation to soil moisture. *Forest Ecology and Management* 199: 423-432.
- Nyland, R. D. 1996. *Silviculture. Concepts and Applications*. McGraw Hill. New York, NY, USA. 633 p.
- Marañón, S., J. Castro, J. I. Querejeta and E. Fernández. 2013. Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management* 308: 231-239.

- Musálem, M. A., A. Velázquez y M. J. González. 1991. Repoblación natural de bosques templados -fríos en la región central de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables* 1(3): 55-75.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FAO-UNESCO). 1990. *Mapa Mundial de Suelos. Informes Sobre Recursos Mundiales de Suelos.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 142 p.
- Otto, R., E. García-del-Rey, P. Gil and J. M. Fernández-Palacios. 2010. The effect of fire severity on first-year seedling establishment in a *Pinus canariensis* forest on Tenerife, Canary Islands. *European Journal of Forest Research* 129: 499-508.
- Pakeman, R. J. and J. L. Small. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science* 16: 121-130.
- Pausas, J. G., N. Ouadah, A. Ferran, T. Gimeno and R. Vallejo. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* Woodland, Eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213.
- Pausas, J. G., C. Bladé, A. Valdecantos, J. P. Seva, D. Fuentes, J. A. Alloza, A. Vilagrosa, S. Bautista, J. Cortina and R. Vallejo. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Programa de las Naciones Unidas por el medio ambiente (PNUMA). 2005. *Emisiones de dioxinas y furanos por quema incontrolada de biomasa.* Ginebra, Suiza. 32 p. <http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/cpf/Informe%20Biomasa.pdf> (16 de septiembre de 2015).
- Puettmann, K. J., K. D. Coates and C. Messier. 2009. *A critique of Silviculture. Managing for complexity.* Island Press, Washington, DC, USA. 189 p.
- Rebottaro, L. S. y D. A. Cabrelli. 2011. Regeneración natural de *Pinus elliotii* en claros silvícolas: dinámica poblacional durante siete años. *Madera y Bosques* 17 (1): 49-70.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Editorial Limusa. México, D.F., México. 150 p.
- Serrano, V., M. M. Silva, M. A. Cano, G. Medina y A. Ruiz. 2005. *Estadísticas climáticas básicas del estado de Oaxaca (período 1961-2003).* Centro de Investigación Regional Pacífico Sur-Campo Experimental Valles Centrales. INIFAP. Oaxaca, Oax., México. 273 p.
- Statistical Analysis Systems Institute Inc. (SAS). 2002. *SAS/STAT User's Guide.* Cary, NC, USA. n/p.
- Smith, D. M., B. C. Larson, M. J. Kelty and M.S. Ashton. 1997. *The practice of silviculture applied forest ecology.* John Wiley and Sons. New York, NY, USA. 537 p.
- Tiscar, P. A. 2007. Dinámica de regeneración de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* al sur de su área de distribución: etapas, procesos y factores implicados. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16 (2): 124-135.
- Torres, C. R. 2004. Tipos de Vegetación. In: García M., A. J., M. J. Ordóñez y M. Briones S. (eds.) *Biodiversidad de Oaxaca.* Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. México, D. F., México. pp. 105-117.
- Tomback, F. D., A. J. Anderies, K. S. Carsey, M. L. Powell and S. Mellmann. 2001. Delayed seed germination in whitebark pine and regeneration patterns following the Yellowstone fires. *Ecology* 82 (9): 2587-2600.
- Tsitsoni, T. K. 2009. Seed quality characteristics of *Pinus halepensis* - seed germination strategy and early seedling growth. *Web Ecology* 9: 72-76.
- Unión de Comunidades Forestales Zapotecas-Chinantecas (UZACHI). 2003. *Dirección Técnica Forestal. Programa de Manejo Forestal para el predio de Capulálpam de Méndez.* Municipio del mismo nombre (2003-2013). Distrito de Ixtlán, Oax., México. 200 p.



