

Universidad Nacional de Río Cuarto
Facultad de Ciencias Exactas, Físico - Químicas y Naturales
Departamento de Ciencias Naturales



Trabajo Final de Licenciatura en Ciencias Biológicas
“Evaluación de la resistencia biótica de los
bosques nativos a la invasión de
tamarisco (*Tamarix ramosissima* Ledeb)”

Renato Marcos Pillon

Directora: Dra. Herminda E. Reinoso

Codirectora: Dra. Evangelina S. Natale

Río Cuarto - Córdoba

Noviembre 2017

“Evaluación de la resistencia biótica de los bosques nativos a la invasión de tamarisco (*Tamarix ramosissima* Ledeb)”

Renato Marcos Pillon

Directora: Dra. Herminda E. Reinoso

Codirectora: Dra. Evangelina S. Natale

Tribunal Evaluador:

Dra. Herminda E. Reinoso

Dra. Evangelina S. Natale

Dra. Antonia J. Oggero

Dr. Marcelo D. Arana

A MI FAMILIA.

AGRADECIMIENTOS

- ✚ A mi familia, en especial mis padres Graciela y Corrado, por confiar siempre en mí, por animarme y por aconsejarme. Muchas gracias por su constante apoyo y sacrificio incondicional durante mis estudios.
- ✚ A la Universidad Nacional de Río Cuarto por la formación recibida.
- ✚ A las Dras. Herminada Reinoso, Evangelina Natale por todas sus enseñanzas, consejos e infinita paciencia durante tanto tiempo.
- ✚ A la Dra. Antonia Oggero y Dr. Marcelo Arana, miembros del tribunal evaluador, por su dedicación y sugerencias con las que contribuyeron para mejorar este trabajo.
- ✚ A la Dra. Gabriela Villalba, por su ayuda en el trabajo de campo y el laboratorio de geología, quien lamentablemente ya no está entre nosotros, pero siempre la recordaré con mucho afecto.
- ✚ A la Cátedra de Climatología de la Facultad de Agronómica y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto, por los datos climatológicos aportados a este trabajo.
- ✚ A mi tutora, MSc. Elisa Luque por su acompañamiento a lo largo de mi trayecto curricular.
- ✚ A mi amiga de tantos años Cecilia Rocca, por acompañarme a lo largo de toda la carrera. ¡Muchas gracias por estar siempre!
- ✚ A mis compañeros y amigos cercanos de la carrera con quienes compartí divertidos y en otras ocasiones estresantes momentos Prof. Martin Garau, Prof. Pablo Vega, Micaela Silva y Julia Esteban.
- ✚ A todas aquellas personas que encontré en el camino y me brindaron su ayuda en forma desinteresada.

INDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
HIPÓTESIS DE TRABAJO.....	8
OBJETIVOS	8
MATERIALES Y MÉTODOS	10
RESULTADOS.....	18
DISCUSIÓN	24
BIBLIOGRAFÍA	27
ANEXOS	32

RESUMEN

Tamarix es un género invasor que se encuentra presente en amplias zonas de la República Argentina, donde existen áreas con alto valor de conservación que se encuentran en riesgo por la presencia de poblaciones del género. Las condiciones ambientales y/o los factores abióticos pueden prevenir que una especie introducida sea invasora. Existen hipótesis que tratan de explicar las causas que favorecen las invasiones biológicas entre ellas está la de diversidad-resistencia y la de recurso-enriquecimiento. En este trabajo se determinó el poder germinativo de distintas poblaciones de semillas de *Tamarix ramosissima* Ledeb, y se evaluó la resistencia de diferentes estadios sucesionales de bosque nativo de Espinal a su invasión por esta especie. Las semillas fueron recolectadas al azar de tres poblaciones ubicadas en el departamento Río Cuarto durante primavera - verano 2013 y 2014. Las plántulas obtenidas se utilizaron para los ensayos a campo que se desarrollaron en un meandro abandonado del río Chocancharava, próximo al campus de la U.N.R.C. En este lugar se determinaron cuatro parcelas al azar, dos con vegetación heterogénea y dos con vegetación homogénea. En 2014 se agregaron dos parcelas a las cuales se le eliminó la vegetación para simular disturbio. Durante 90 días desde el trasplante de las plántulas, en cada parcela, se contabilizó el porcentaje de supervivencia de las mismas. Se determinó que la capacidad germinativa de las semillas se pierde completamente luego de cuarenta días de recolectadas de las plantas. Se encontró que la supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* fue semejante en parcelas de bosque heterogéneas y homogéneas; sólo en las parcelas con disturbio, se observó un porcentaje más elevado de supervivencia. En estas parcelas, la especie invasora carecía de competidores de los recursos existentes, lo que podría haber beneficiado su supervivencia. En este trabajo, también se ha podido corroborar que la supervivencia de las plántulas de *T. ramosissima* es beneficiada por suelos de textura gruesa con elevada humedad.

INTRODUCCIÓN

Conservación de la biodiversidad y las invasiones biológicas

A lo largo de la evolución de las especies su distribución se ha visto determinada por la presencia de barreras físicas (montañas, océanos, desiertos) o biológicas (predadores, competidores, organismos patógenos) que han limitado su presencia a ciertas zonas, así como su abundancia. Es un hecho histórico que el ser humano, a través de sus diferentes civilizaciones, ha tenido un papel muy activo en la ruptura de estas barreras naturales, transportando, en sus continuos desplazamientos, organismos que han logrado en muchos casos colonizar nuevos hábitats (Muñoz 2010).

Como resultado de las actividades humanas, como el uso inadecuado del suelo, la fragmentación de hábitat, la contaminación y el cambio climático, la biodiversidad se encuentra amenazada (Eppink & Van den Bergha 2007). Estos cambios han favorecido, con frecuencia, que ocurra la invasión de los hábitats por especies exóticas, lo cual ha ocasionado graves consecuencias para sistemas ecológicos, económicos y sociales (Vitousek et al., 1996; Dukes & Mooney 1999; Williamson 1996; Pimentel et al., 2000).

La investigación sobre invasiones biológicas en América Latina y el Caribe se ha desarrollado fuertemente en esta última década, abordando problemáticas básicas sobre especies introducidas (genética, taxonomía, ecología, biogeografía) como también sus implicancias para la conservación (Pauchard et al., 2011). El impacto de las especies exóticas invasoras (EEI) sobre los ecosistemas es considerable, ya que afectan su estructura y funcionamiento (Charles & Dukes 2007; Natale 2010). Su repercusión va más allá del daño a la biodiversidad, las invasiones implican pérdidas económicas cuantiosas y problemas sanitarios severos, por lo que se vuelven una amenaza directa para el bienestar humano (Aguirre Muñoz & Mendoza Alfaro 2009), afectando la salud y seguridad que pueden incluir alteraciones en la calidad de vida y en las oportunidades recreativas, así como también amenazas sobre la herencia cultural y otros aspectos de la estructura social (Charles & Dukes 2007; Natale 2010).

Las especies invasoras, por la frecuencia e intensidad de los disturbios que ocasionan en el ecosistema, alteran los ciclos biogeoquímicos, la estructura de los niveles tróficos y actúan como competidores, depredadores, parásitos o patógenos de las especies nativas, condicionando su supervivencia (Goldburg & Triplett 1997). Si el efecto es acumulativo a través de una escala ecológica, puede resultar en cambios complejos en la disponibilidad del recurso. Incluso en donde las poblaciones de especies nativas todavía no han sido totalmente reemplazadas por las EEI, su constitución genética puede verse afectada a través de la pérdida selectiva de genotipos, cambios en el conjunto (pool) génico e hibridación entre otros procesos (Kairo et al., 2003) provocando la alteración de procesos evolutivos (Mack et al., 2000). También se ha observado que las EEI son causantes de la modificación del ciclo hidrológico (Vitousek 1990), la alteración de la dinámica del fuego (Vitousek et al., 1996) y de procesos geomorfológicos favoreciendo a nuevas invasiones (Von Holle 1999).

Resulta difícil dar una definición satisfactoria de “especie invasora” debido a que la misma, dependerá del lugar, el momento y la persona que la analice, pudiendo ser diferente la percepción que se tenga de un mismo animal, una misma planta o un mismo microorganismo (Moutou & Pastoret 2010). Una definición sencilla, califica a una especie de invasora cuando coloniza un sistema en el que nunca antes había estado presente (Bright 1998). La Convención para la Diversidad Biológica (CDB), el Programa Global sobre Especies Invasoras, GISP, y la Non-indigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act, EUA (1990), propusieron una definición más amplia, estableciendo como especie “invasora” a aquella especie exótica (cualquier especie, subespecie o categoría infraespecífica), introducida accidental o intencionalmente fuera de su distribución natural actual o pasada (incluyendo sus gametos, semillas, propágulos) con capacidad de colonizar, invadir y persistir, y cuya introducción y dispersión amenace a la diversidad biológica causando daños al ambiente, a la economía y a la salud humana (March Misfit & Jiménez 2007).

El proceso de invasión

Cuando una especie traspasa las barreras geográficas que limitan su área de distribución natural y es introducida en un nuevo ambiente, tres situaciones pueden desarrollarse: puede no sobrevivir, puede establecerse y sólo persistir localmente, o puede volverse invasora. La primera etapa es la denominada “introducción” la especie se encuentra con la resistencia física y biológica del nuevo ambiente. Una vez introducida, la especie necesita superar barreras ambientales para sobrevivir, las cuales van desde condiciones climáticas y edafológicas hasta el ataque de predadores y patógenos. Una vez que estas barreras han sido superadas, la especie comienza a reproducirse localmente, alcanzando la segunda etapa en el proceso de invasión: que es la colonización. Esta etapa es favorecida por las características propias de la especie, para el caso de una planta podrían ser cantidad de semillas producidas, velocidad de crecimiento, estrategia reproductiva, facilidad para la hibridación, etc. La tercer barrera a superar se relaciona con la capacidad de dispersión más allá del sitio de introducción ya sea por medios físicos, como el viento, por asociación con otras especies, por ayuda indirecta del hombre (canales de riego, caminos, etc.) o por sus propios medios, como es el caso de los animales (Natale 2010).

La habilidad competitiva es un atributo que puede conferir una ventaja a las especies invasoras durante el periodo de establecimiento. Muchos estudios han documentado que los invasores muestran una mayor habilidad para explotar los recursos locales en comparación con los residentes nativos o en comparación con especies introducidas no-invasoras (Melgoza et al., 1990; Petren & Case 1996; Byers 2000). En este sentido, las interacciones entre el invasor y la comunidad invadida pueden ser particularmente importantes. Las diferencias entre la habilidad competitiva de las especies dentro del nuevo rango pueden influir en el éxito y la habilidad de dominación del invasor en una comunidad (Badii & Landeros 2006). La explicación de los procesos de invasión ha generado un enorme interés, en todo el mundo, sobre los factores que controlan el éxito de una especie exótica en un ambiente determinado (Levine et al., 2003; Tanentzap et al., 2010). En este sentido, debemos considerar que la invasión de un ambiente por una especie vegetal exótica no solo depende de las características de la nueva especie (invasividad) sino también del número de individuos liberados y la cantidad de eventos de introducción por unidad de tiempo (presión de propágulos), y de la

susceptibilidad del nuevo ambiente a la invasión (invasibilidad). Así se postula que las condiciones ambientales y/o los factores abióticos pueden prevenir que una especie introducida se establezca o se propague y que, alternativamente, cuando estas condiciones son tolerables, la resistencia biótica puede operar sola o en conjunto con las anteriores para determinar el éxito local de un invasor (de Rivera et al., 2005).

Existen dos hipótesis que intentan explicar por qué algunas comunidades resultan con mayor capacidad de invasibilidad que otras, estas son la hipótesis de diversidad-resistencia (Richardson & Pyšek 2007; Kennedy et al., 2002) y la de recurso-enriquecimiento (Davis et al., 2000). La hipótesis de la diversidad-resistencia se basa en suposiciones sobre el solapamiento de nichos y la exclusión competitiva. Así las comunidades más diversas presentan una explotación más completa de los recursos, es decir que la resistencia de una comunidad a las invasiones crece en proporción al número de especies presentes en la comunidad (o riqueza de especies) (Mack et al., 2000).

La hipótesis de enriquecimiento de recursos asume que las comunidades son más susceptibles a la invasión, cuando las especies exóticas encuentran los recursos con mayor facilidad, ya que no se establece una intensa competencia por los mismos con las comunidades nativas (Davis et al., 2000).

Distribución del género *Tamarix* en Argentina

La presencia de especies del género *Tamarix*, en Argentina, se registra a partir aproximadamente del año 1720, cuando habría sido introducido en un puesto rural en la provincia de Catamarca para provisión de sombra (Natale 2010). En la actualidad, estas especies se distribuyen en la faja de los 49° 14' 11,42" a 23° 26' 17,93" latitud sur y entre los 70° 35' 45,33" y 56° 59' 46,46" longitud oeste, incluyendo el sur de Jujuy, centro de Salta, suroeste de Catamarca, norte y sur de La Rioja, noroeste de San Luis, sureste de Córdoba, norte y centro-este de Neuquén, noreste de Río Negro, sureste y noreste de Buenos Aires, este de Chubut, San Juan y Mendoza y sureste de Santa Cruz. Se observa que las poblaciones establecidas e invasoras de *Tamarix ramosissima* Ledeb se encuentran en las provincias biogeográfica Chaco, y Pampeana (región Neotropical), y en las provincias de Monte y Puna (región de transición Sudamericana), como así también se presentan ampliamente extendidas en la

provincia Patagónica (Región Andina), (Arana et al., 2017). Por su parte, las poblaciones de *Tamarix chinensis* Lour, sólo han sido registradas de manera espontánea en la Provincia de Monte y La Pampa, (Natale et al., 2008).

En nuestro país el género está representado por cuatro especies: *T. ramosissima* Ledeb., *T. chinensis* Lour., *T. gallica* L. y *T. parviflora* DC. y se encuentra ampliamente distribuido entre los 49° 07' y 22° 91' S y los 70° 03' y 57° 10' O. En este extenso territorio existen gran cantidad de áreas de alto valor de conservación que se encuentran en riesgo por la presencia de poblaciones invasoras del género (Natale et al., 2014). En el sur de Córdoba se han registrado 47 sitios afectados por tamariscos; 36 (76.6%) se encuentran amenazados por diferentes grados de invasión, de los cuales 22 (46.8%) son campos de producción agrícola-ganadera (Natale 2010).

El Género *Tamarix* y sus antecedentes de invasión

El género *Tamarix*, está compuesto por arbustos que pueden ser caducifolios o perennifolios, o arboles entre 1 y 15 m de altura, que pueden formar densas arboledas o matas. Se caracterizan por presentar ramas finas y follaje gris verdoso. La corteza de las ramas jóvenes es lisa y rojiza parda. Las hojas son de 1 a 2 mm de longitud, imbricadas (Cela et al., 2003)

El éxito de *Tamarix* se puede atribuir a varios factores relacionados con su hábito de crecimiento, reproducción, uso del agua y capacidad de tolerar condiciones salinas (DiTomaso 1996). Pueden utilizar el agua subterránea y excretar el exceso de sales a través de glándulas foliares, cuando cae el follaje y se acumula en la superficie incrementa la salinidad del suelo evitando la germinación de especies menos tolerantes (De Loach et al., 2000; Lesica & DeLuca 2004). El follaje caído es altamente inflamable lo que favorece con frecuencia los incendios, después de los cuales su capacidad de rebrote es superior al de las especies nativas (Glenn & Nagler, 2005). Las plantas adultas son tolerantes a varias condiciones de estrés, incluyendo calor, frío, sequía, inundación y alta salinidad (DiTomaso 1998). También tienen una alta capacidad reproductiva. Cada planta es capaz de producir más de medio millón de semillas al año, las que germinan rápidamente en tierra húmeda y las plantas jóvenes crecen más de 30 cm al año (Matthews 2005). También se reproduce por multiplicación vegetativa, las estacas

sumergidas o enterradas, brotan y desarrollan raíces adventicias. Esta reproducción asexual le permite producir nuevas plantas a partir de ramas de plantas madre que son parcialmente enterrados por los sedimentos (FEIS 1996).

Tamarix es nativo de Europa occidental, y se han convertido en grandes invasores en Estados Unidos, México y Australia tras su introducción con fines ornamentales y como barreras contra el viento o para frenar la erosión (Di Tomaso 1996,1998; De Loach et al., 2000; Natale 2010). Aunque en Estados Unidos la propagación del género *Tamarix* fue inicialmente lenta, su área de distribución se expandió rápidamente a finales de 1920 (De Loach et al., 2000). En la actualidad se encuentra presente en veintitrés de los cincuenta estados, abarcan más de 650.000 hectáreas y se distribuyen principalmente en los bosques ribereños al oeste, causando daños muy severos ya que se han generado importantes depósitos de sal, producto de la absorción de grandes cantidades de agua (Natale 2010).

En México las poblaciones de *Tamarix* se encuentra a lo largo de los sistemas hídricos del golfo de México y del desierto de Sonora (Chambers & Hawkins 2004; Hart et al., 2005) alterando la ecología trófica en arroyos y ríos (Conabio 2006). También han provocado la propagación de fuegos de alta intensidad, y la desecación de los cuerpos de agua por tener una elevada evapotranspiración (March Mifsut & Jiménez 2007). Estas condiciones se mantienen e incluso se han ido agravando (MacGregor-Fors et al., 2013).

Situaciones similares se repitieron en Australia (Agriculture & Resources Management Council et al., 2000; Australia Weeds Committee 2004) y en Sudamérica, donde especies del género *Tamarix* están presentes en la costa meridional de Brasil, Uruguay y en las regiones áridas y semiáridas de Perú y Argentina (Matthews 2005).

Desde hace varios años se ha venido analizando la relación que existe entre variables ambientales, germinación y establecimiento de estacas de *T. ramosissima*. Para ello se han realizado numerosos ensayos bajo condiciones controladas de laboratorio e invernáculo, lo que ha permitido detectar límites fisiológicos que podrían resultar clave para determinar las chances de la especie en cuanto a la colonización de micrositios específicos dentro de las regiones

consideradas susceptibles en nuestro país. Así se ha demostrado que *T. ramosissima* es significativamente sensible al déficit hídrico, por lo tanto, para desencadenar la germinación masiva, sería necesario mantener el suelo a capacidad de campo en cuanto a condiciones hídricas (Natale & Reinoso 2016). También se determinó que *T. ramosissima* apenas resiste niveles de salinidad por debajo de 13,4 g⁻¹ NaCl (0,2 M) durante la etapa de establecimiento de plántulas y de estacas. Este valor está muy por debajo de los valores reportados para individuos adultos de esta especie (Natale 2010). Estos resultados indican que *T. ramosissima* no constituye una especie tolerante al estrés salino en su etapa juvenil y que, tanto para la germinación de semillas como para la brotación, necesita abundante humedad en el sustrato e incluso periodos de 15 a 40 días de eventos de inundación para el establecimiento de las estacas.

En base a los antecedentes mencionados y considerando que las condiciones ambientales pueden prevenir que una especie introducida se establezca y que alternativamente cuando estas condiciones son tolerables la resistencia biótica puede operar, sola o en conjunto con las anteriores, para determinar el éxito local de un invasor, se plantea la siguiente hipótesis:

Hipótesis

- ✓ Los bosques nativos heterogéneos (maduros u otros estadios sucesionales avanzados) resultan resistentes a la invasión por tamariscos y sólo pueden ser invadidos después de un disturbio que reduzca la riqueza y/o la biomasa.

Para su comprobación, se plantean los siguientes objetivos:

Objetivo General

- ✓ Evaluar la resistencia de diferentes estadios sucesionales de bosque nativo de Espinal a la invasión de Tamariscos.

Objetivos Específicos:

- ✓ Determinar el poder germinativo en semillas y porcentaje de supervivencia en plántulas de *Tamarix ramosissima* en invernáculo;
- ✓ Determinar supervivencia de plántulas de *Tamarix ramosissima* en bosques heterogéneos y homogéneos de Espinal y en áreas de suelo desnudo.
- ✓ Evaluar la influencia, sobre la supervivencia de plántulas, de diferentes variables ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colección del material

Para la realización de los diferentes ensayos se recolectaron semillas de plantas elegidas al azar de *T. ramosissima* pasadas las floraciones de primavera verano 2013 y 2014 en la zona rural de Santa Catalina, Holmberg (Población 1) (33°12'5.33" Lat. S y 64°25'39.66" Long. O), arroyo Tegua (Población 2) (32°36'47" Lat. S y 63°39'18" Long. O) y en un meandro abandonado del río Chocancharava ubicado en las proximidades del campus universitario (33° 06' 43,2" lat. S y 64° 18' 11,3" long. O) (Población 3).

Poder germinativo y porcentaje de supervivencia:

Para determinar el poder germinativo de las semillas colectadas en las tres poblaciones de estudio, se realizaron siembras en bandejas a los 4, 11, 18, 33 y 44 días posteriores a la recolección de las semillas en el campo. En cada ocasión se utilizaron tres repeticiones. El ensayo se realizó en invernáculo bajo condiciones controladas de riego, con una temperatura promedio de 22 grados, la intensidad lumínica no se tuvo en cuenta ya que tiene poco efecto sobre la germinación (Natale & Reinoso 2016). A partir de las 24 hs. se registró el porcentaje de germinación, considerando semilla germinada cuando ha emergido tanto la radícula como los cotiledones.

Debido al tamaño pequeño de las semillas, la contabilización de las mismas se realizó utilizando un recipiente de 1,35cm³ de capacidad. Se contó bajo la lupa la cantidad de semillas que entraban en dicho recipiente de cada una de las poblaciones de estudio. Se realizaron tres repeticiones para finalmente considerar un valor promedio (250 semillas población 1; 340 semillas poblaciones 2 y 3). Para calcular el porcentaje de supervivencia se sembraron de cada población tres bandejas y se realizaron conteos de plántulas a los 7,16, 22, 29, 37, 43, 50 y 57 días de la siembra.

Ensayos de campo:

En primera instancia, se realizaron siembras en invernáculo para la obtención de las plántulas de *T. ramosissima* que luego fueron trasplantadas al área de estudio. El trabajo de campo se realizó en el meandro abandonado que es una zona ribereña del río Chocancharava con vegetación propia del distrito del Espinal (33° 06' 43,2" lat. S y 64° 18' 11,3" long. O) (Figura 1).



Figura 1: Área de estudio – Meandro abandonado sobre el río Chocancharava

Durante el periodo octubre y noviembre de 2013 (primera época de producción de semillas) se eligieron dos parcelas de bosque nativo heterogéneo (Figura 2), con tres o más especies arbóreas y arbustivas dominantes (Anexo 1 y 2) y dos parcelas de bosque nativo homogéneo (Figura 3) con una especie arbórea dominante (*Vachellia caven* (Molina) Molina). Se trasplantaron 12 plántulas de cuatro meses de edad (Figura 4) en cada parcela las cuales se mantuvieron con riego periódico cada dos días y se midió el porcentaje de supervivencia a los 16, 29, 36, 39, 49, 56, 66, 73, 80 y 90 días de iniciada la experiencia.



Figura 2: Parcela de bosque nativo heterogéneo.



Figura 3: Parcela de bosque nativo homogéneo.



Figura 4: Plántulas de *T. ramosissima* utilizadas en los ensayos de octubre de 2013.

A partir de los resultados obtenidos en 2013 se realizó un nuevo ensayo en el periodo marzo – junio de 2014. En esta oportunidad se agregaron dos nuevas parcelas donde se eliminó la vegetación para simular disturbio (Figura 5). En cada parcela se trasplantaron seis almácigos, que contenían en promedio 350 plántulas (Figura 6), las cuales se mantuvieron con riego periódico cada dos días. Se evaluó el porcentaje de supervivencia a los 12, 19, 28, 43, 61, 75, 90 días de iniciada la experiencia. Una vez finalizada la experiencia y de haber registrado los datos de supervivencia, todas las plántulas de “tamarisco” fueron extraídas para evitar cualquier proceso de invasión.



Figura 5: Parcela con disturbio.



Figura 6: Almacigos utilizados en el ensayo de marzo 2014.

Para cumplimentar con el objetivo 3, en los ensayos de 2013 se tomó la variable riqueza de leñosas. Teniendo en cuenta estos resultados para los ensayos del año 2014 también se registraron las variables de textura del suelo, cobertura y riqueza de herbáceas e intensidad lumínica. La cobertura vegetal se midió mediante relevamiento de campo, calculando la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos, expresándola en porcentaje de la superficie total. Además, se determinó la riqueza de especies herbácea y leñosas realizando un censo de superficie en cada parcela, registrándose todas las especies presentes (Matteucci & Colma 1982)

Durante los periodos de trabajo se solicitaron datos de temperatura y precipitación a la Estación meteorológica de la cátedra de Climatología de la Facultad de Agronómica y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Con estos datos se construyó un climograma para cada uno de los períodos donde se realizaron los ensayos. Para el periodo octubre - diciembre 2013, se registraron temperaturas medias que oscilaron entre los 15,09 °C y los 28,6°C con un régimen de lluvias promedio que varió entre 0 mm y los 12,04 mm, con un total acumulado de 112 mm en 90 días. (Figura 7).

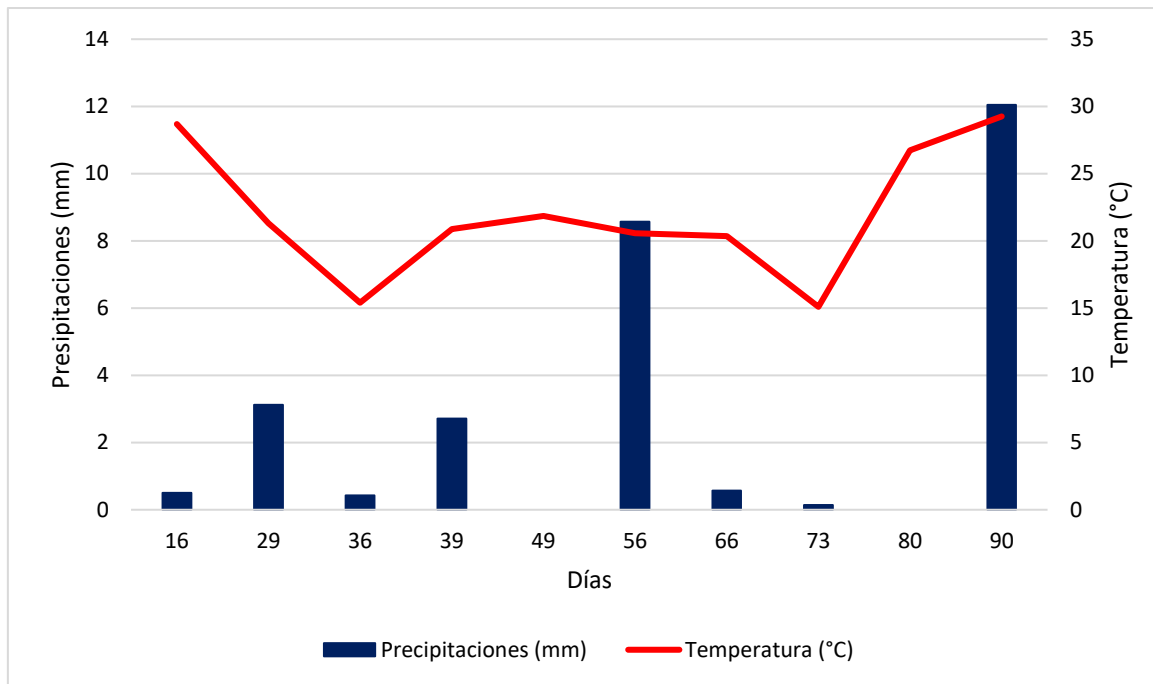


Figura 7: Climograma periodo octubre - diciembre 2013.

En el periodo marzo – junio 2014, las temperaturas medias variaron entre los 10,9°C y los 18,2 °C con un régimen de lluvias promedio que osciló entre 0,05 mm y 4,6 mm. El total acumulado a lo largo de la experiencia fue de 93 mm (Figura 8).

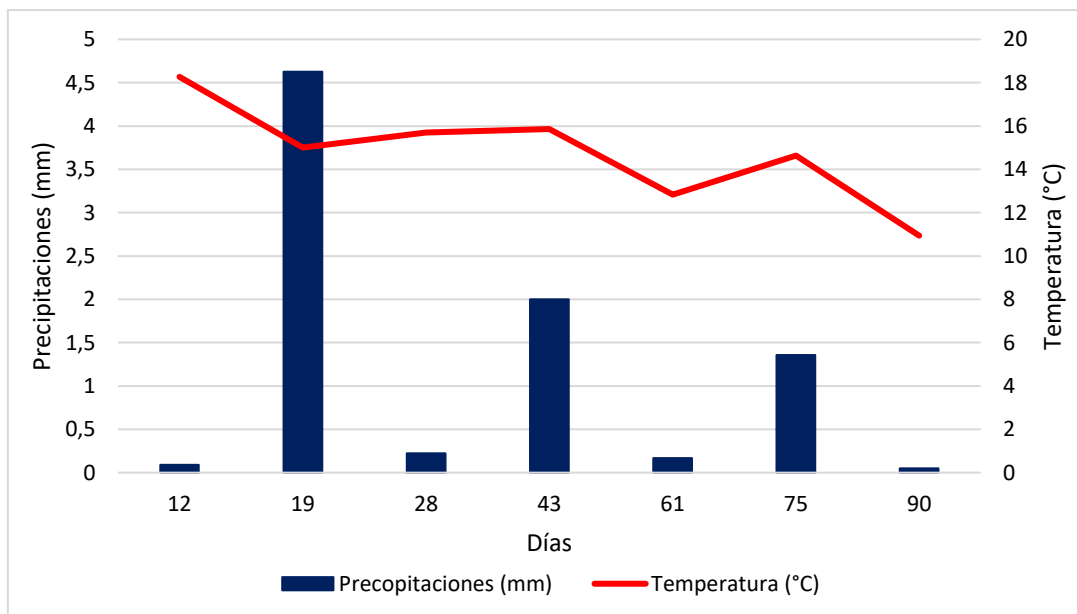


Figura 8: Climograma periodo marzo - junio 2014

Para el análisis de texturas de suelo se recolectaron muestras de cada parcela de 300 gramos, realizando una calicata de 15 centímetros. Se pusieron a secar en bandejas de aluminio al aire libre (Figura 9) y luego se les aplicó la técnica de

cuarteo para obtener una muestra de estudio de 120 gramos. (Villegas & Villalba 2014)

Posteriormente se construyó una columna de tamices de mallas número 5, 10, 18, 35, 60, 120, 230, 270 (Figura 10) (equivalentes a 4000 μm , 2000 μm , 1000 μm , 500 μm , 250 μm , 125 μm , 63 μm , 53 μm respectivamente) superponiendo las mallas más finas a las de mayor abertura, donde se derramó la muestra en el tamiz superior. Se tapó y se agitó la muestra con un agitador mecánico tipo Ro - Tap durante 5 minutos. La proporción de cada fracción se estableció por el peso del material retenido en cada malla y en la base. Con los datos obtenidos se calcularon los porcentajes del peso que correspondían a las diferentes texturas.



Figura 9: Secado de muestras



Figura 10: Columna de Tamices

La intensidad lumínica se registró mediante la utilización de un luxómetro Tenmars TM - 201 tomando tres mediciones por parcela a las 12hs pm, momento de mayor incidencia lumínica. Posteriormente se calculó un promedio de cada parcela que fue el dato que se utilizó para análisis posteriores.

Análisis estadístico:

Para determinar diferencias significativas entre las parcelas del periodo 2013 se realizó la prueba T para muestras independientes. Para el periodo 2014 se realizó un ANOVA de una vía dado que los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza.

Para analizar el comportamiento de las variables supervivencia de las plántulas, en función de la riqueza y cobertura de leñosas y herbáceas, intensidad lumínica, temperatura y precipitación se realizó una regresión lineal. Además, se realizó una prueba T de diferencias de medias, entre la textura y la supervivencia de las plántulas. Todos los análisis se realizaron con el software Infostat.

Resultados

Poder Germinativo de semillas de tres poblaciones de *T. ramosissima*

Como se observa en la figura 11, La población 1 (Holmberg) mostró el porcentaje de germinación más alto de los registros (11,3%) a los 11 días de recolectadas las semillas, mientras que la población 2 (Tegua) presentó sólo un 4,26% de germinación. Las semillas de la población 3 (meandro) no germinaron en ninguna de las etapas. El poder germinativo de ambas poblaciones fue disminuyendo, a los 18 días de recolectadas las semillas, registrando al cabo de este periodo en la población 1 un 3,06% de germinación y la población 2 sólo un 0,18%. En ambas poblaciones la germinación fue nula en las siembras realizadas 40 días después de la recolección de las semillas en el campo.

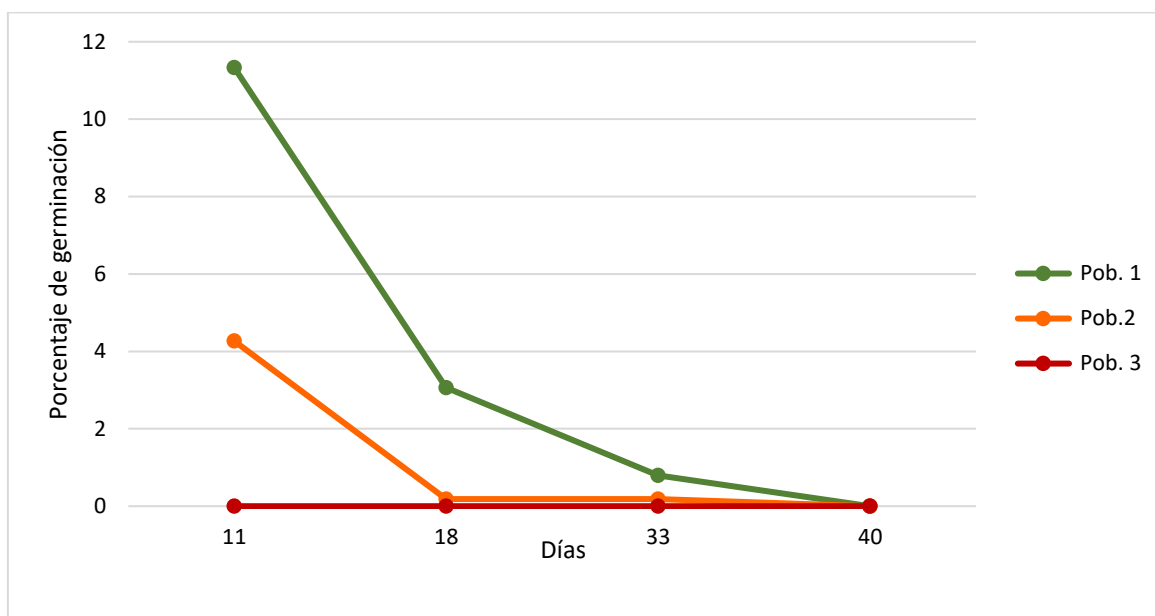


Figura 11: Poder germinativo de tres poblaciones de *T. ramosissima*

Porcentaje de supervivencia de plántulas de las tres poblaciones de *T. ramosissima*

En la figura 12 se puede observar que la población 1 registró la mayor supervivencia a los 22 días con un 5%. Luego fue disminuyendo notablemente hasta un 2,78% a los 43 días, valor que se mantuvo hasta la finalización de la experiencia.

Para el caso de la población 2, la mayor supervivencia se registró a los 16 días con un 2,8%, y se observó una disminución paulatina a los 43 días con un 2,1%, decayendo a 0,89% al finalizar la experiencia. En el caso de la población 3 no se registró germinación a lo largo de toda la experiencia.

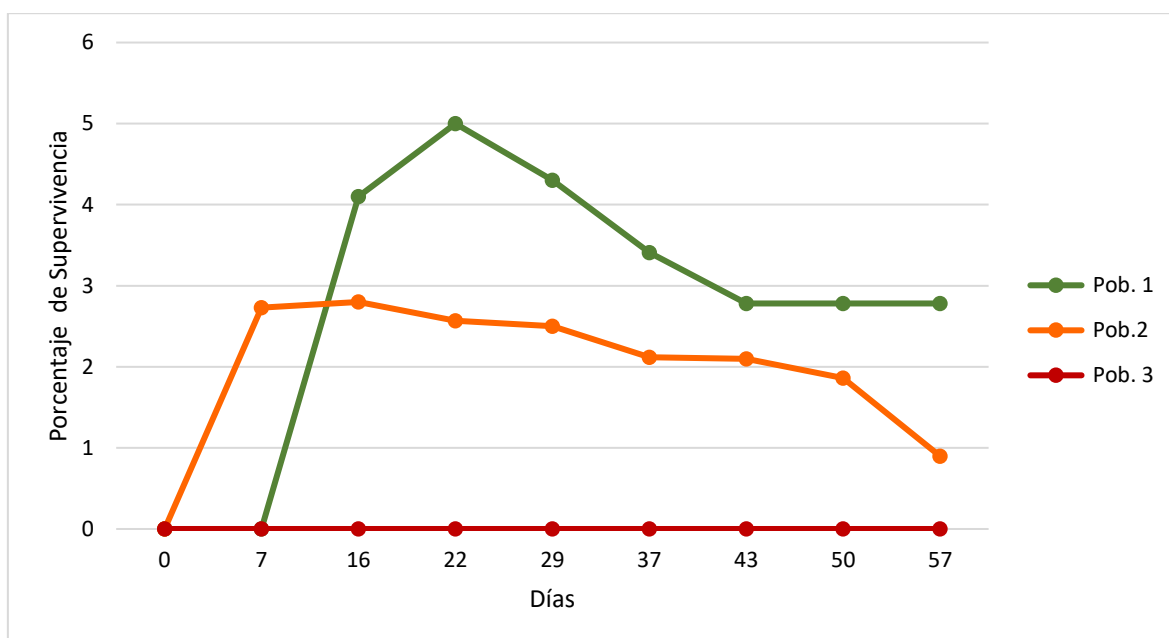


Figura 12: Supervivencia de plántulas en tres poblaciones de *T. ramosissima*

Supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* en diferentes estados sucesionales de bosque.

La prueba T no arrojó diferencia significativa entre la supervivencia y las distintas parcelas a los 49, 66 y 80 días de iniciado el ensayo ($p > 0,5$). Como lo muestra la figura 13 la supervivencia disminuyó paulatinamente a lo largo del tiempo siendo nula a los 90 días tanto para el bosque heterogéneo como para el homogéneo.

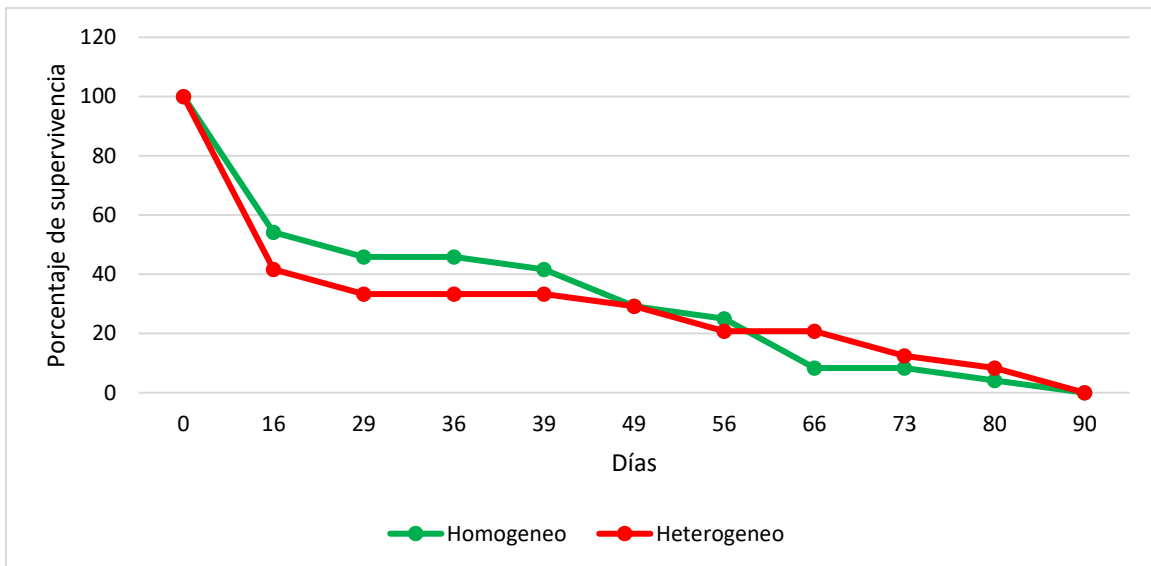


Figura 13: Supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* en parcelas de bosque homogéneos y heterogéneos. (octubre- diciembre 2013).

Para los ensayos 2014, el análisis de la varianza tampoco mostró diferencia significativa entre las parcelas de bosque heterogéneo, homogéneo y disturbio ($p=0,28$). En la figura 14 se puede observar que las poblaciones presentan un porcentaje de supervivencia similar durante los primeros 43 días de iniciada la experiencia. A los 90 días el sitio con mayor supervivencia de las plántulas fue el de disturbio con un porcentaje de 10,5% siguiéndole el bosque heterogéneo con un 3,06% y luego el bosque homogéneo con un 0,43%

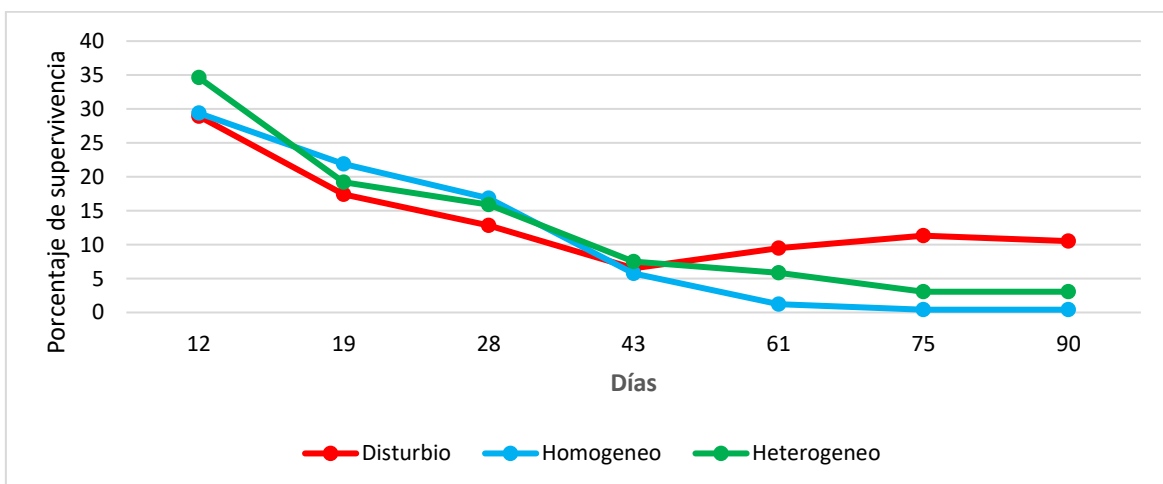


Figura 14: Porcentaje Supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* en parcelas de bosque homogéneas, heterogéneas y de disturbio (marzo – junio 2014).

Influencia de variables climáticas sobre la supervivencia

Como se puede observar en la tabla 1 para los periodos 2013 y 2014, los resultados del análisis de regresión lineal indicaron que en el rango de temperaturas que se trabajó esta variable no afectó significativamente la supervivencia de las plántulas. En cambio, la situación es diferente para la variable precipitaciones donde los r^2 son iguales o mayor al 80% observándose una alta relación con la supervivencia.

Tabla 1: Resultados del análisis de regresión lineal de temperatura y precipitaciones para para cada parcela.

Periodo	Sitio	r^2 Temperatura	r^2 Precipitaciones
2013	Homogéneo 1	0,25	0,90
2013	Homogéneo 2	0,35	0,95
2013	Heterogéneo 1	0,26	0,87
2013	Heterogéneo 2	0,45	0,86
2014	Homogéneo 1	0,34	0,80
2014	Homogéneo 2	0,33	0,92
2014	Heterogéneo 1	0,24	0,88
2014	Heterogéneo 2	0,45	0,82
2014	Disturbio 1	0,30	0,94
2014	Disturbio 2	0,34	0,94

Influencia de las variables cobertura y riqueza de especies e intensidad lumínica sobre la supervivencia.

Durante la temporada octubre – diciembre 2013 la variable riqueza de leñosas no mostró relación significativa con la supervivencia. $r^2= 0,04$. Para el periodo marzo – junio de 2014 los datos obtenidos de cobertura (Tabla 3) no arrojaron relación significativa con la supervivencia $r^2= 0,5$ para herbáceas, $r^2= 0,08$ para leñosas. Lo mismo sucedió con la riqueza donde no se pudo establecer relación significativa con la supervivencia $r^2= 0,12$ para leñosas, $r^2= 0,02$ para herbáceas. (el listado completo de especies se muestra en los anexos 1 y 2). Igualmente ocurrió con la intensidad lumínica (Tabla 3), donde los resultados tampoco arrojaron relación significativa entre la intensidad lumínica y la supervivencia $r^2= 0,42$.

Textura de suelo 2014:

De los resultados de textura (Anexo 3) se observó que las mismas se agrupan en arenas finas y gruesas (Tabla 3). Para esta variable la prueba T de diferencias de medias mostro diferencias significativas ($p=0,0218$), en donde las parcelas con texturas gruesas (B) mostraron mayor supervivencia de plántulas que las que presentaban texturas más finas (A) (Figura 15).

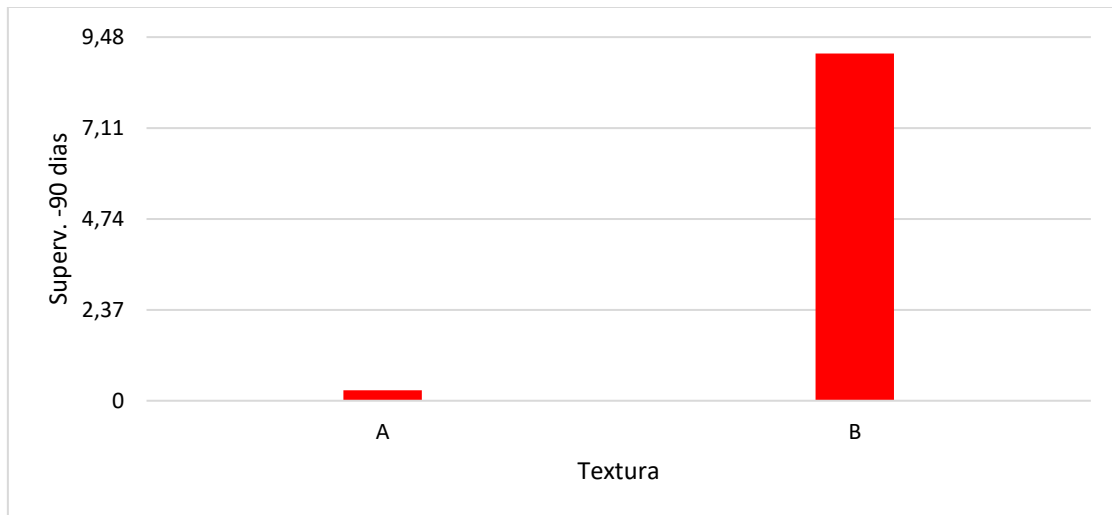


Figura 15: Supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* en parcelas con textura de suelo fina (A) y gruesa (B)

Tabla 3: Datos de textura de suelo, cobertura y riqueza de plantas leñosas y herbáceas y supervivencia de *T. ramosissima* (marzo – junio 2014).

Parcelas	Textura	Inten. Lumínica	Cobertura		Riqueza		Supervivencia
			Herbáceas	Leñosas	Herbáceas	Leñosas	
Homogéneo 1	Arenas finas	715,66	100	60	7	1	0,826
Homogéneo 2	Arenas finas	509,17	100	60	10	1	0
Heterogéneo 1	Arenas finas	360,14	100	60	13	6	0
Heterogéneo 2	Arenas gruesas	582,64	100	60	15	5	6,128
Disturbio 1	Arenas gruesas	904,20	0	0	0	0	4,273
Disturbio 2	Arenas gruesas	899,60	0	0	0	0	16,753

DISCUSIÓN

T. ramosissima se caracteriza por producir grandes cantidades de semillas. Se observó que las mismas pierden rápidamente su capacidad germinativa desde el momento que son extraídas de la planta. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Horton et al., (1960) y apoyan la teoría que expresa que la alta producción de semillas de una especie vegetal se podría deber a la baja viabilidad que poseen las mismas (Sitte et al., 1997). Si bien se ha descrito que la viabilidad de *Tamarix* se pierde con el envejecimiento de la semilla y que luego de los 50 días el poder germinativo es nulo (Waisel1972; Natale 2010) en este trabajo se evidenció una pérdida de viabilidad más temprana llegando solo a los 40 días posteriores a la recolección de las semillas en dos de las poblaciones estudiadas. En cuanto a las semillas de la población que se encuentra en el meandro abandonado, en ninguno de los ensayos germinó. De acuerdo con los resultados se puede inferir que la viabilidad es sumamente importante en los procesos de invasión de este género, ya que tanto la población de Tegua como de Sampacho, presentan un proceso activo de dispersión mientras que la del meandro no, observándose individuos aislados, la mayoría juveniles y sin presencia de renovales. Esto podría sustentar lo expuesto por Natale (2010), que concluye que los procesos de invasión se dan principalmente por reproducción sexual

Por otro lado, al evaluar la supervivencia de plántulas de *T. ramosissima* en diferentes estados sucesionales de bosque, se esperaba que los bosques nativos heterogéneos resultaran altamente resistentes a la invasión por tamariscos y sólo pudieran ser invadidos después de un disturbio que reduzca la riqueza y/o la biomasa, cumpliéndose la teoría diversidad-resistencia (Mack et al., 2000). Sin embargo, el porcentaje de supervivencia registrado entre las parcelas de bosque heterogéneas y homogéneas fue semejante por lo que podemos suponer que no hay diferencias entre ellas. A pesar de esto, cabe destacar que la parcela con disturbio incluida en los ensayos de 2014, presento en comparación con las anteriores un mayor porcentaje de supervivencia. Esos resultados nos estarían indicando que, bajo las condiciones evaluadas, *T. ramosissima* no responde a la teoría de diversidad-resistencia y que es probable que su poder invasor esté relacionado con la teoría de disponibilidad de recursos la cual sostiene la presencia de una “ventana de oportunidad” donde en el ambiente, en momentos

determinados, hay disponibilidad de recursos que permitirían la colonización inicial de una especie invasora favoreciendo su establecimiento.

De acuerdo con Natale (2010), el establecimiento de *T. ramosissima* en suelos de texturas gravillosas pobres en materia orgánica sería ventajoso para la propagación de la especie. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en este trabajo donde *T. ramosissima* mostró mayores porcentajes de supervivencia en parcelas con texturas gruesas.

T. ramosissima ha sido tradicionalmente considerado como tolerantes a la sequía (Glenn & Nagler 2005), sin embargo, en este trabajo se observó que las plántulas se establecieron con más facilidad en periodos de lluvias recurrentes, por lo que se puede inferir que la disponibilidad de agua fue siempre un recurso limitante para el establecimiento y supervivencia de los individuos coincidiendo con lo expuesto por Natale & Reinoso (2016) quienes concluyeron que esta especie crece en zonas riparias donde el suelo fundamentalmente es arenoso y presenta humedad constate por su cercanía a los cursos de agua favoreciendo así la germinación de las semillas.

Por otro lado, la luz y la temperatura son dos factores importantes para la supervivencia de las plantas. Peña (2008) determinó que el establecimiento de *T. ramosissima* solo se ve afectado por niveles intensos de sombreado (80% de sombreado). Si bien en este trabajo no se pudo determinar una asociación directa entre la intensidad lumínica y supervivencia, por los resultados obtenido se puede inferir una tendencia a mayor supervivencia mientras mayor sea el valor lux.

Asimismo, la temperatura es primordial para todos los procesos fisiológicos del cual depende la supervivencia de las plántulas (FAO 2017). En los rangos en que se desarrollaron las experiencias en este trabajo, no se observó influencia de dichas variables ya que en todos los casos no modificó la supervivencia de la especie, característica que se puede atribuir a su carácter invasor. Estas especies suelen soportar amplios rangos de condiciones ambientales, como las propuestas por el Consejo de Plantas Exóticas del Estado de Tennessee de los Estados Unidos (TNEPPC) para otras especies invasoras *Albizia julibrissin* Durazz, *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud, *Elaeagnus umbellata* Thunb, *Ligustrum sinense* Lour, *Rosa multiflora* Thunb. (Esham, 2012).

Finalmente podemos concluir que:

- ✓ La capacidad germinativa de las semillas se pierde completamente a partir de los cuarenta días de recolectadas las mismas.
- ✓ De las variables climáticas analizadas solo las precipitaciones tienen influencia en la supervivencia de las plántulas.
- ✓ No se observó diferencia en la supervivencia de las plántulas entre los diferentes tipos de parcela, teniendo un comportamiento similar, pero si se puede ver que la supervivencia de *T. ramosissima* responde a la textura del suelo. Esto debería ser tenido en cuenta en futuros ensayos para que la variable textura no interfiera con los resultados deseados para la comprobación de la hipótesis.

BIBLIOGRAFÍA

- Agriculture & Resources Management Council of Australia & New Zealand; Australian & New Zealand Environment & Conservation Council and Forestry Ministers. 2000. Weeds of National Significance Athel Pine (*Tamarix aphylla*) Strategic Plan. National Weeds Strategy, Executive Committee, Launceston.
- Aguirre Muñoz, A. & R. Mendoza Alfaro. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 277-318.
- Arana, M., G. Martinez, A. Ogeero; E. Natale & J. Morrone. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa* 4341 (3): 420 - 423
- Australia Weeds Committee. 2004. Weed Identification: Athel Pine. National Weeds Strategy. [on line]: <http://www.weeds.org.au/cgi-bin/weedident.cgi?tpl=plant.tpl&state=&s=0&ibra=&card=T15>.
- Badii, M. & J. Landeros 2006. Invasión de especies o el tercer jinete de apocalipsis ambiental, una amenaza a la sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*. 2(1): 39-53.
- Bright, C. 1998. *Life out of bounds*. W.W. Norton & Co., Nueva York, Londres, 288 pp.
- Byers, J. 2000. Competition between two estuarine snails: implications for invasions of exotic species. *Ecology* 81(5): 1225-1239
- Cela, P., R. Gamarra, J. Viñas & S. Diaz. 4ta edición. 2003. *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid, España. Ediciones Jaguar. 766pp.
- Chambers, N. & T. Hawkins. 2004. *Plantas Invasoras del Desierto Sonorense: Una Guía de Campo*. Sonora Institute, Environmental Education Exchange y National Birds and Wildlife Foundation (eds.). 61pp [on line]: http://www.sonoran.org/programs/pdfs/invasive_plants_sp.pdf.
- Charles, H. & J. Dukes. 2007. Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services en: Nentwig. (ed.) *Biological Invasions*. Springer. Germany Switzerland. 526 pp.

-
- Conabio, Aridamérica, Geci, Tnc. 2006. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México. Ciudad de México. Mayo 2006. 41 pp. Ciudad de Mexico.
 - Davis, M., P. Grime & K. Thompson. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology*, 88: 528 – 534.
 - De Loach, C., R. Carruthers, J. Lovich, T. Dudley & S. Smith. 2000. Ecological interactions in the biological control of salt cedar (*Tamarix spp.*) in the United States: towards a new understanding, pp 819-873, en: N. R. Spencer (Ed.), *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*. Montana State University, Bozeman, Montana.
 - de Rivera C., G. Ruix, A. Hines & P. Jivoff. 2005. Biotic Resistance to invasion: native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. *Ecology* 86: 3364-3376.
 - Di Tomaso, J. 1996. Identification, Biology and Ecology of Saltcedar. Saltcedar Management Workshop. Cooperative Extension Non-Crop Weed Ecologist - University of California, Davis, CA.
 - Di Tomaso, J. 1998. Impact, biology, and ecology of salt cedar (*Tamarix spp.*) in the southwest United States. *Weed Technology*, 12: 326-336.
 - Dukes, J. & H. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14:135 -139.
 - Eppink, V. & C. Van den Bergha. 2007. Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation: A critical review. *Ecological Economic* 61: 284-293
 - Esham, V. 2012. Exotic, Invasive Plants 101 Characteristics and Identification. Tennessee Exotic Pest Plant Council (TNEPPC)
 - FEIS - Fire Effects Information System. 1996. Prescribed Fire and Fire Effects Research Work Unit, Rocky Mountain Research Station (producer), US Forest Service. <http://www.fs.fed.us/database/feis/> [Version 12 Mar 98].
 - Glenn, E. & P. Nagler. 2005. Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones. *Journal of Arid Environments*, 61: 419-446.

-
- Goldberg, R. & T. Triplett. 1997. Murky Waters: Environmental Effects of Aquaculture in the United States. The Environmental Defense Fund, EDF Publications, Washington, D.C., 196 pp.
 - Hart, C., L. White, A. McDonald & Z. Sheng. 2005. Saltcedar control and water salvage on the Pecos River, Texas, 1999–2003. *Journal of Environmental Management*, 75: 399–409.
 - Horton, J., F. Mounts, J. Kraft. 1960. Seed germination and seedling establishment of phreatophyte species. *Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station*, 48: 1-26.
 - Kairo, M., B. Ali, O. Cheesman, K. Haysom, & S. Murphy. 2003. Invasive Species Threats in the Caribbean Region. Report to The Nature Conservancy. CAB international. 132pp.
 - Kennedy, T., S. Naeem, K. Howe, J. Knops, D. Tilman & P. Reich. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417:636-638.
 - Lesica, P. & T. DeLuca. 2004. Is Tamarisk allelopathic?. *Plant and Soil*, 267: 357-365.
 - Levine, J., V. Montserrat, C. D'Antonio, J. Dukes, J. Grigulis, & S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society, Series B, Biological Sciences*, 270: 775–781.
 - Macgregor-Fors, I., A. Ortega Álvarez, A. Barrera Guzmán, I. Sevillano & E. Macgregor-Fors. 2013. Invasion of saltcedars and native birds. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1284-1291.
 - Mack, R., D. Simberloff; W. Lonsdale, H. Evans & M. Clout. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecology* 10: 689-710.
 - March Misfit, I. & M. Jiménez. 2007. Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México. IMTA-Conabio-GECI-AridAmérica-The Nature Conservancy 73 pp.
 - Mateucci & Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos Washington D. C. 163 pp.
 - Matthews, S. 2005. Gisp El Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Primera Edición. Secretaría del GISP.

- Melgoza, G., R. Nowak & R. Jausch. 1990. Soil water exploitation after fire: competition between *Bromus tectorum* (cheatgrass) and two native species. *Oecología* 83: 7-13.
- Moutou F. & P. Pastoret. 2010. Definir una especie invasora. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties (Paris)*. 29 (1), 47-56
- Muñoz, M. 2010. Especies invasoras: un problema por resolver. *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Fondo Agrícola de la Comunidad Europea para el desarrollo rural* 411 pp.
- Natale, E., J. Gaskin, S. Zalba, M. Ceballos & H. Reinoso. 2008. Especies del género *Tamarix* (Tamaricaceae) invadiendo ambientes naturales y seminaturales en Argentina. *Boletín Sociedad. Argentina de Botánica* 43 (1-2): 137 – 145
- Natale, E. 2010. Evaluación del Riesgo de Invasión por Tamariscos en ambientes naturales y seminaturales de la República Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto
- Natale E., A. Oggero, D. Marini & H. Reinoso. 2014. Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramosissima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Ecosistemas* 23(2):130-136
- Natale, E. & H. Reinoso. 2016. The importance of flood events on the establishment of seedlings and cuttings of saltcedar (*Tamarix ramosissima*) *Ecología Austral* 26:001-006.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) <http://www.fao.org/docrep/006/x8234s/x8234s08.htm>. Consultado el 13/4/2017
- Pauchard, A., R. Constanza Quiroz, C. García, C. Anderson, T. Mary & M. Arroyo. 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. Capítulo 5.
- Peña, L. 2008. Establecimiento de la planta exótica invasora *Tamarix ramosissima* bajo diferentes niveles de sombreado. Tesina de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. 50pp.
- Petren, K. & T. Case. 1996. An experimental demonstration of exploitation competition in an ongoing invasion. *Ecology* 77: 118-132.

-
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga & D. Morrison. 2000 Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50: 53 - 65.
 - Richardson M. & P. Pyšek. 2007. Elton, C. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. *Progress in Physical Geography* 31(6): 659 – 666.
 - Simberloff & Von Holle. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasion meltdown? *Biological Invasions*, 1: 21 - 32.
 - Sitte, P., H. Ziegler, F. Ehrendorfer & A. Bresinski. 8va edición castellana. 1997. Strasburger. *Tratado de la Botánica*. España. Omega Ediciones.
 - Tanentzap, A., D. Bazely & R. Laforzezza. 2010. Diversity–invasibility relationships across multiple scales in disturbed forest understoreys. *Biological Invasions* 12: 2105–2116.
 - Villegas, M., & G. Villalba. 2014. Métodos de determinación de tamaño. Departamento de Geología catedra de sedimentología. Universidad Nacional de Río Cuarto, 8 pp.
 - Vitousek P. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: Toward an integration of population and Ecosystem studies. *Oikos*, 57:7-13
 - Vitousek, P., C. D' Antonio, L. Loope & R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84, 468 - 478.
 - Waisel, Y. 1972. *Biology of Halophytes*. Academic Press, New York and London. 380 pp.
 - Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London. 244 pp.

ANEXOS

Anexo 1: Listado de las especies arbóreas y arbustivas dominantes presentes en cada parcela de estudio.

Parcela	Especies
Homogéneo 1	<i>Vachellia caven</i> (Molina) Molina
Homogéneo 2	<i>Vachellia caven</i> (Molina) Molina
Heterogéneo 1	<i>Celtis ehrenbergiana</i> Gillies ex Planch, <i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz y Pav.) Pers., <i>Lippia turbinata</i> Griseb, <i>Echium plantagineum</i> L., <i>Aloysia gratissima</i> (Gill. et Hook) Tronc, <i>Vachellia caven</i> (Molina) Molina.
Heterogéneo 2	<i>Echidium plantagineum</i> L, <i>Lippia turbinata</i> Griseb, <i>Geoffroea decorticans</i> (Gill. ex Hook. & Arn.) Burkart, <i>Caesalpinia gilliesii</i> (Wall. ex Hook.) D.Dietr, <i>Vachellia caven</i> (Molina) Molina.

Anexo 2: Listado de especies herbáceas de las distintas parcelas.

Especies	Hom. 1	Hom. 2	Het. 1	Het2.
<i>Agrostis montevidensis</i> Spreng.			X	X
<i>Altermanthera pungens</i> Kunth		X		
<i>Ambrosia tenuifolia</i> Sprengel.				
<i>Aristida adscensionis</i> L.		X		X
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.			X	
<i>Bidens subalternans</i> DC.	X	X	X	X
<i>Bothriochloa springfieldii</i> (Gould.) Parodi			X	X
<i>Cenchrus pauciflorus</i> Benth.			X	
<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.			X	X
<i>Commelina erecta</i> L.	X			

<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers	X	X	X	X
<i>Cyperus rotundus</i> L.				
<i>Euphorbia dentata</i> Michx.				
<i>Euphorbia hirta</i> L.	X			X
<i>Eustachys retusa</i> (Lag.) Kunth		X		
<i>Galactia marginalis</i> Benth.				X
<i>Gamochoaeta</i> <i>coarctata</i> (Willd.) Kerguelen.			X	
<i>Gnaphalium</i> <i>gaudichaudianum</i> DC				x
<i>Hyptis mutabilis</i> (Rich) Briq				x
<i>Jarava pseudoichu</i> Caro			X	
<i>Lippia turbinata</i> Griseb.				X
<i>Morrenia odorata</i> (Hook. & Arn.) Lindl.				X
<i>Nassella</i> sp		X		
<i>Oenothera affinis</i> Cambess.				
<i>Paspalum notatum</i> Fluggé	X	X	X	X
<i>Schizachyrium</i> <i>condensatum</i> (H.B.K.) Nees.				
<i>Schkuria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell	X	X	X	X
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	X		X	
<i>Sida rhombifolia</i> L.		X		X
<i>Sida spinosa</i> L.				X
<i>Tagetes minuta</i> L.		X	X	

Anexo 3: Tablas análisis de textura de suelo de las distintas parcelas de trabajo.

Fecha: 1/6/2014

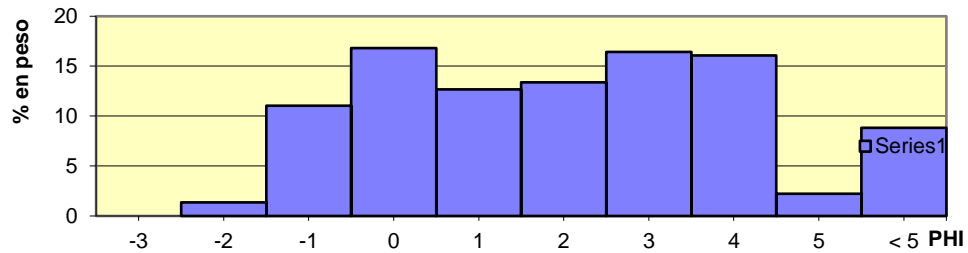
Muestra: DISTURBIO 1

Procedencia : RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

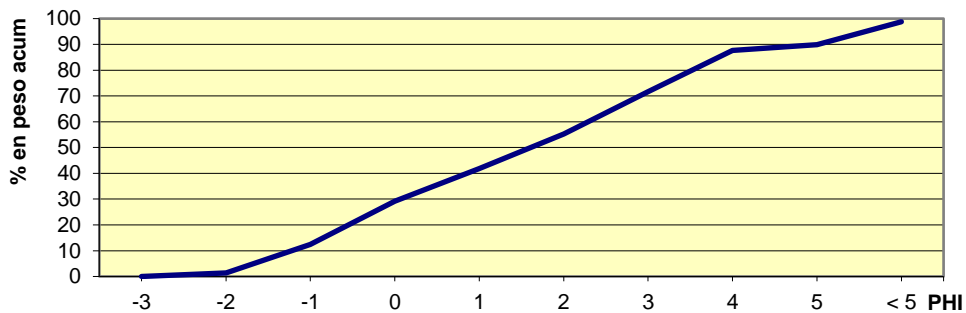
Posición:
 Peso original: 121,7247 gr

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	1,64	1,34	1,34
T-10	-1	Sabulo	13,42	11,02	12,37
T-18	0	Arena muy gruesa	20,46	16,81	29,18
T-35	1	Arena gruesa	15,42	12,67	41,84
T-60	2	Arena media	16,27	13,37	55,21
T-120	3	Arena fina	20,01	16,44	71,65
T-230	4	Arena muy fina	19,5466	16,06	87,71
T-270	5	Limo Grueso	2,7208	2,24	89,94
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	10,7619	8,84	98,78

DISTURBIO 1



Curva de frecuencias acumuladas



Percentil 1=	-2,256	Media=	1,532
Percentil 84=	3,769	Moda=	Arena muy fina
Desvio=	2,097		Muy pobremente seleccionado
Asimetría=	-0,044		Casi simétrica
Curtosis=	0,750		Platicúrtica

Muestra: **DISTURBIO 2**

Fecha: 1/6/2014

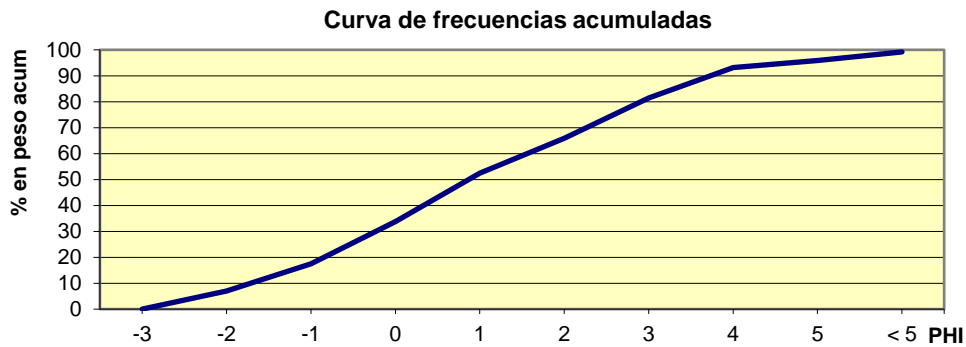
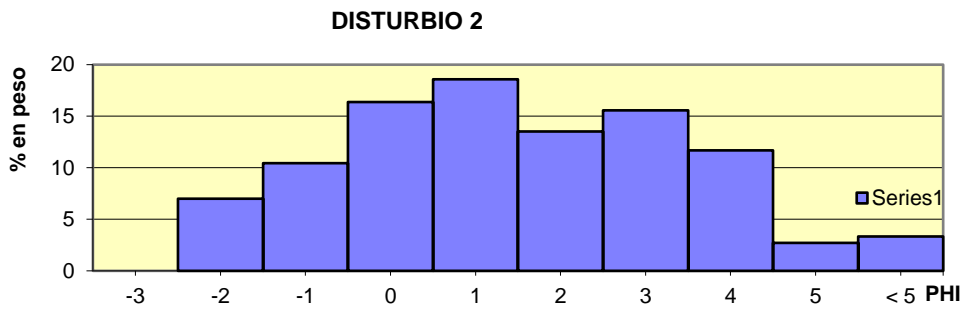
Posición:

Peso

Procedencia: RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

original: 116,0427 gr.

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	8,11	6,99	6,99
T-10	-1	Sabulo	12,11	10,44	17,42
T-18	0	Arena muy gruesa	19,01	16,39	33,81
T-35	1	Arena gruesa	21,58	18,59	52,40
T-60	2	Arena media	15,69	13,52	65,92
T-120	3	Arena fina	18,07	15,57	81,49
T-230	4	Arena muy fina	13,543	11,67	93,16
T-270	5	Limo Grueso	3,1288	2,70	95,86
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	3,8701	3,34	99,19



Percentil 1= -2,857

Media= 0,983

Percentil 84= 3,215

Moda= Arena muy fina

Desvio= 2,086

Muy pobremente seleccionado

Asimetría= 0,060

Casi simétrica

Curtosis= 0,865

Platicúrtica

Muestra: HET 1

Fecha: 1/6/2014

Posición:

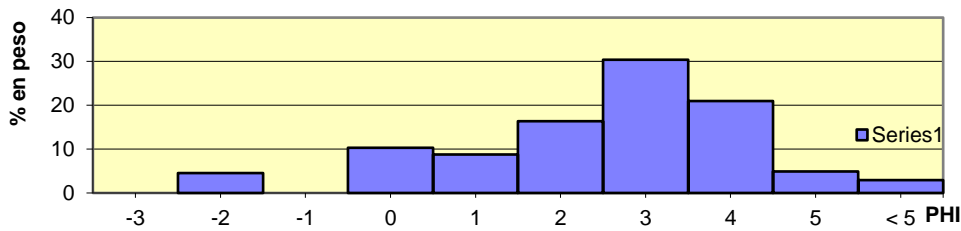
Peso

Procedencia: RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

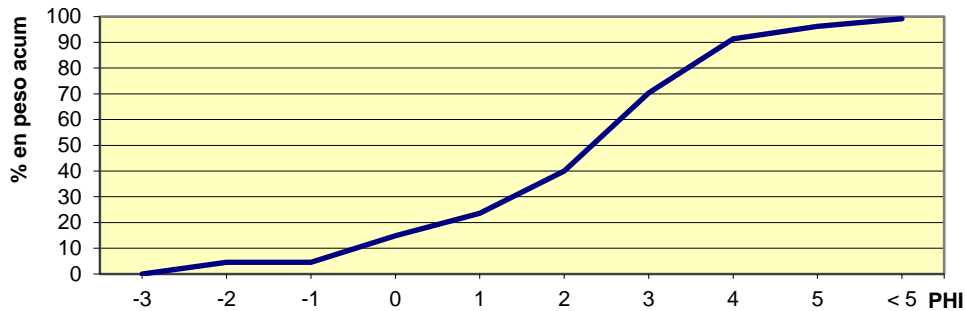
original: 130,3264 gr

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	5,96	4,57	4,57
T-10	-1	Sabulo	0,00	0,00	4,57
T-18	0	Arena muy gruesa	13,44	10,31	14,88
T-35	1	Arena gruesa	11,39	8,74	23,62
T-60	2	Arena media	21,36	16,39	40,01
T-120	3	Arena fina	39,56	30,36	70,37
T-230	4	Arena muy fina	27,3452	20,98	91,35
T-270	5	Limo Grueso	6,344	4,87	96,22
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	3,8299	2,94	99,16

HETEROGENEO 1



Curva de frecuencias acumuladas



Percentil 1= -2,781

Media= 2,036

Percentil 84= 3,650

Moda= Arena muy fina

Desvio= 1,703

Pobremente seleccionado

Asimetría= -0,231

Negativa

Curtosis= 1,041

Mesocúrtica

Muestra: HET 2

Posición:

Procedencia: RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

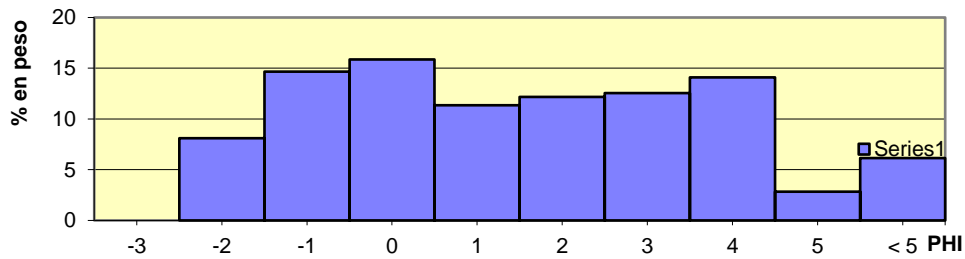
Peso

original:

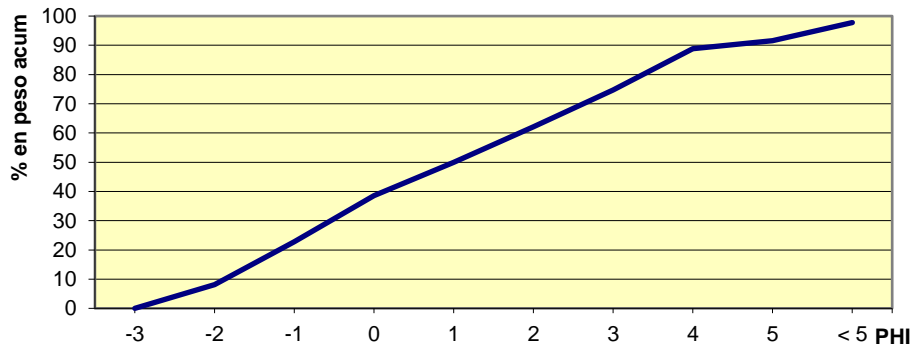
136,9171 gr.

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	11,09	8,10	8,10
T-10	-1	Sabulo	20,07	14,66	22,76
T-18	0	Arena muy gruesa	21,70	15,85	38,61
T-35	1	Arena gruesa	15,53	11,35	49,96
T-60	2	Arena media	16,65	12,16	62,12
T-120	3	Arena fina	17,20	12,56	74,69
T-230	4	Arena muy fina	19,3043	14,10	88,79
T-270	5	Limo Grueso	3,8784	2,83	91,62
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	8,4344	6,16	97,78

HETEROGENEO 2



Curva de frecuencias acumuladas



Percentil 1= -2,877

Media=

1,068

Percentil 84= 3,661

Moda=

Arena muy fina

Desvio=

2,352

Muy pobremente seleccionado

Asimetría=

0,040

Casi simétrica

Curtosis=

0,747

Platicúrtica

Muestra: **HOM 1**

Posición:

Procedencia: RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

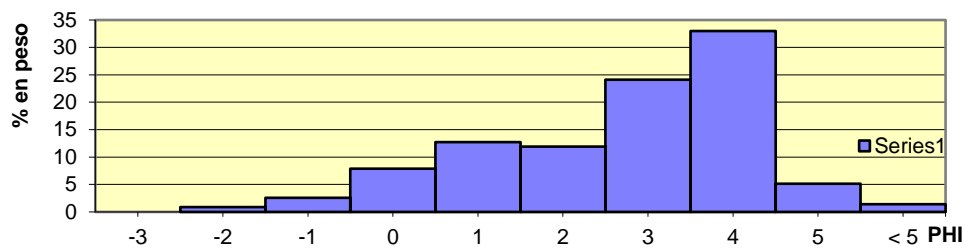
Peso

original:

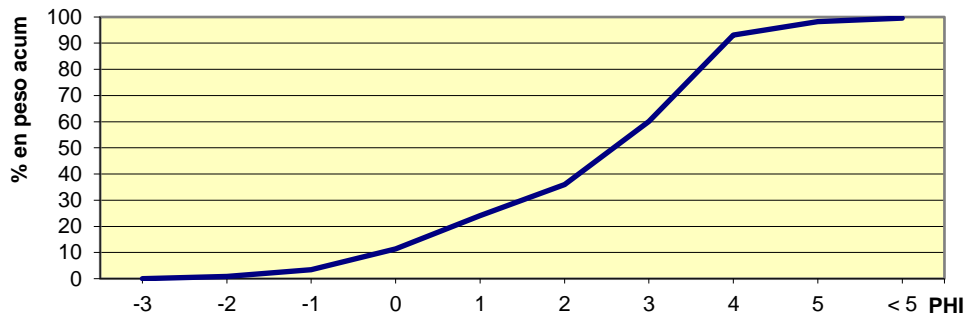
177,2654 gr

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	1,57	0,89	0,89
T-10	-1	Sabulo	4,52	2,55	3,44
T-18	0	Arena muy gruesa	14,03	7,91	11,35
T-35	1	Arena gruesa	22,52	12,70	24,05
T-60	2	Arena media	21,08	11,89	35,95
T-120	3	Arena fina	42,78	24,13	60,08
T-230	4	Arena muy fina	58,5018	33,00	93,08
T-270	5	Limo Grueso	9,0655	5,11	98,19
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	2,4667	1,39	99,59

HOMOGENEO 1



Curva de frecuencias acumuladas



Percentil 1= -1,956

Media=

2,224

Percentil 84= 3,725

Moda=

Arena muy fina

Desvio= 1,612

Pobremente seleccionado

Asimetría= -0,324

Muy negativa

Curtosis= 0,881

Platicúrtica

Muestra: **HOM 2**

Procedencia: RIO CUARTO MEANDRO ABANDONADO

Fecha: 1/6/2014

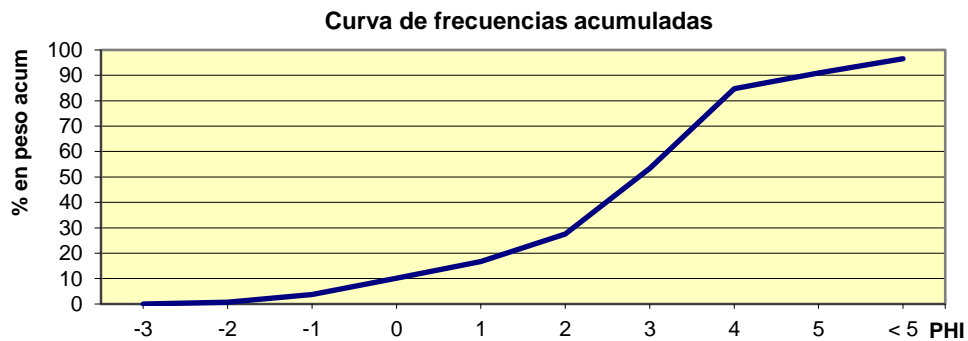
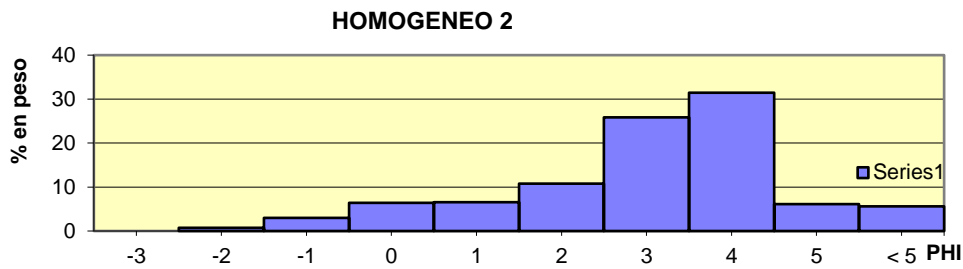
Posición:

Peso

original:

131,7298 gr

Tamiz	Tamaño Phi	Clase Textural	peso retenido gr	% en peso	peso acum.
T-5	-2	Grava	0,97	0,73	0,73
T-10	-1	Sabulo	3,97	3,01	3,74
T-18	0	Arena muy gruesa	8,47	6,43	10,17
T-35	1	Arena gruesa	8,63	6,55	16,72
T-60	2	Arena media	14,19	10,77	27,50
T-120	3	Arena fina	34,03	25,84	53,33
T-230	4	Arena muy fina	41,4546	31,47	84,80
T-270	5	Limo Grueso	8,0694	6,13	90,93
base	< 5	Pelitas (Lm y f,A)	7,4028	5,62	96,55



Percentil 1= -1,912
 Percentil 84= 3,974
 Desvio= 1,631
 Asimetría= -0,290
 Curtosis= 1,211

Media= 2,578
 Moda= Arena muy fina
 Pobremente seleccionado
 Negativa
 Leptocúrtica