

GUÍA TÉCNICA PARA LA PLANEACIÓN DE LA REFORESTACIÓN ADAPTADA AL CAMBIO CLIMÁTICO



CONAFOR
COMISIÓN NACIONAL FORESTAL

COMISIÓN NACIONAL FORESTAL



GUÍA TÉCNICA PARA LA PLANEACIÓN DE LA
REFORESTACIÓN ADAPTADA AL CAMBIO CLIMÁTICO



Comisión Nacional Forestal
Coordinación General de Conservación y Restauración
Gerencia de Reforestación
Coordinación General de Educación y Desarrollo Tecnológico
Gerencia de Desarrollo y Transferencia de Tecnología
Periférico Pte. 5360
Colonia San Juan de Ocotán
Zapopan, Jalisco C.P. 45019
Tel: 01 800 7370 000 y (33) 3777 7017
www.conafor.gob.mx
tt@conafor.gob.mx



La información contenida en esta guía proviene de los resultados obtenidos en el estudio:
Lineamientos técnicos para la evaluación del potencial adaptativo de genotipos superiores a los efectos del cambio climático.

Autor
Cuahtémoc Sáenz-Romero

Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Impreso en México
Primera edición, 2014.





ÍNDICE

Introducción

1. Predicciones de cambio climático para México
 - 1.1. Estimaciones de cambio climático para 2030, 2060 y 2090
 - 1.2. Método para estimar el cambio climático
 - 1.3. Modelos y escenarios de emisiones de gases invernadero
 - 1.4. ¿Qué son más probables, los escenarios A o los B?
 - 1.5. Variabilidad e incertidumbre, entre las estimaciones de cambio climático
 - 1.6. Nivel de incertidumbre para 2030

2. Efectos potenciales del cambio climático sobre los recursos forestales

- 2.1. Conceptos básicos de la adaptación de las especies y poblaciones de especies forestales a los ambientes de los sitios en donde crecen
- 2.2. Disminución del hábitat climático para bosques templados de México y expansión del hábitat de la selva seca
- 2.3. Desacoplamiento entre poblaciones y el clima para el cual están adaptadas
- 2.4. Evidencias de decaimiento forestal por el cambio climático
- 2.5. Declinación forestal en México
- 2.6. Hipótesis: el mayor decaimiento ocurrirá en el noroeste de México

3. Migración asistida

- 3.1. Velocidad de migración natural contra velocidad necesaria para adaptarse
- 3.2. Migración asistida, colonización asistida o reubicación manejada
- 3.3. Migración hacia el norte, una opción limitada para México
- 3.4. Paradoja de la migración asistida: no morir en el presente por heladas para sobrevivir al calor del futuro

4. Criterios de selección para realizar migración asistida de poblaciones de especies forestales y huertos semilleros

- 4.1. Necesidad de migrar, tanto poblaciones naturales como huertos semilleros
- 4.2. Información necesaria para decidir el movimiento de migración asistida
- 4.3. Lineamientos técnicos de aplicación general para la recolecta de semillas y el establecimiento de reforestaciones

- 4.4. Estrategia 1. Compensación altitudinal con un criterio general: migrar 300 de altitud hacia arriba
- 4.5. Estrategia 2. Cuando conocemos solo la ubicación geográfica de la fuente de semilla
- 4.6. Estrategia 3. Cuando conocemos el patrón de diferenciación genética entre poblaciones a lo largo de un gradiente ambiental
- 4.7. Estrategia 4. Cuando se puede modelar la distribución geográfica de una especie
 - 4.7.1. Modelaje con un sistema de información geográfica
 - 4.7.2. Modelaje de nicho ecológico o hábitat climático
- 4.8. Estrategia 5. Cuando se puede modelar la distribución geográfica a nivel de poblaciones diferenciadas genéticamente dentro de una especie
- 4.9. Riesgos de la migración asistida
- 4.10. Disminución de los riesgos de la migración asistida

5. Cuantificación del efecto de diversos ambientes sobre el desempeño de genotipos superiores

- 5.1. Exploración de la diversidad de ambientes, usando ensayos y huertos
- 5.2. Ejemplo de migración asistida, explorando el efecto de varios ambientes
- 5.3. Huertos semilleros en ambientes controlados

6. Diseños de ensayos, huertos semilleros y arboretos

- 6.1. Necesidad de ensayos de especies, procedencias y progenies
- 6.2. Elección del sitio experimental
- 6.3. Diseño experimental
- 6.4. Evaluación
- 6.5. Análisis de datos
- 6.6. Selección final de las especies, procedencias o progenies
- 6.7. Ensayos de jardín común
- 6.8. Diseños de huertos semilleros
- 6.9. Diseño de arboretos

7. Aspectos a fortalecer para lograr un acoplamiento al cambio climático

8. Literatura citada





Introducción

La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) tiene el interés de avanzar en la comprensión de los efectos del cambio climático sobre las especies forestales. Esto con el fin de reorientar los programas de reforestación con fines de restauración ecológica y plantaciones forestales comerciales, considerando los efectos potenciales del cambio climático sobre la sobrevivencia y desempeño de especies forestales maderables y no maderables.

La CONAFOR estableció el Programa Nacional para el Manejo de los Recursos Genéticos Forestales desde 2004, en el que se señalan objetivos y acciones encaminadas a la conservación y manejo sostenible de recursos genéticos forestales. Entre las acciones se incluye la producción de semillas de origen conocido o con mejoramiento genético (rodales, áreas y huertos semilleros) y bancos de germoplasma.

Sin embargo, el tema de cambio climático ha cobrado mayor relevancia en los últimos años, ante la evidencia irrefutable de que el clima está cambiando. Tanto los que toman las decisiones, como los silvicultores y la sociedad en general, están convencidos de que el cambio climático es un hecho frente al cual, es necesario actuar y de que hay signos de decaimiento forestal en algunas poblaciones forestales.

Es una realidad que los gases de efecto invernadero en la atmósfera, están causando un incremento de la temperatura y una alteración de los patrones de precipitación. Se ha realizado la predicción de la magnitud de esos cambios para México, por ejemplo para la temperatura promedio anual para 2030, tiene una variación mínima de $\pm 0.2^{\circ}\text{C}$. Por lo anterior, es necesario realizar una serie de acciones encaminadas a favorecer la adaptación de las poblaciones forestales al cambio climático, para desacelerar un proceso de declinación forestal (deterioro gradual, ataque de plagas y enfermedades y finalmente muerte de los individuos de especies forestales), debido al desacoplamiento que se dará entre las poblaciones y los ambientes para los cuales están adaptadas.

Por ello, la CONAFOR ha establecido como una prioridad ajustar sus programas de germoplasma forestal, reforestación y plantaciones comerciales a un contexto de cambio climático.

Este interés coincidió con el del Grupo de Trabajo sobre Recursos Genéticos Forestales de la Comisión Forestal de América del Norte, que ha establecido como uno de sus objetivos, desarrollar lineamientos técnicos para reacoplar los genotipos a los ambientes futuros, mediante migración asistida.

El presente documento pretende: (a) proporcionar conceptos básicos sobre predicciones de cambio climático para México y sus posibles efectos en los recursos genéticos forestales, (b) proveer lineamientos técnicos para cuantificar el desempeño de genotipos superiores considerando los efectos del cambio climático y (c) contribuir a generar lineamientos para decidir movimiento de germoplasma como medida de adaptación al cambio climático.

Las estrategias que se describen para reacoplar los genotipos a los ambientes predichos en escenarios de cambio climático, parten de la premisa fundamental de que el clima es la principal fuerza que define la distribución de especies de plantas.





1. PREDICCIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO PARA MÉXICO

1.1. ESTIMACIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO PARA 2030, 2060 Y 2090

El cambio climático significará para México un incremento de la temperatura media anual de 1.5°C para 2030, 2.3°C para 2060 y 3.7°C para 2090, en comparación con el promedio del período 1961-1990 (en lo sucesivo “clima contemporáneo”) (Figura 1). La precipitación disminuirá en promedio 6.7% para 2030, 9.0% para 2060 y 18.2% para 2090 (Figura 2). Sin embargo, las estimaciones más pesimistas indican un incremento en temperatura de hasta 5°C para 2090 (Modelo Hadley, escenario de emisiones A2, Figura 1) y un decremento en precipitación de hasta el 28% (Modelo Canadiense, escenario de emisiones A2, Figura 2) (Sáenz-Romero *et al.* 2010).

La combinación de incremento de temperatura y decremento de la precipitación provocará un aumento significativo de la aridez en el país, con severas consecuencias en el deterioro de la vegetación natural y la disminución de la producción agrícola, pecuaria y forestal (Figura 3 y Figura 4).

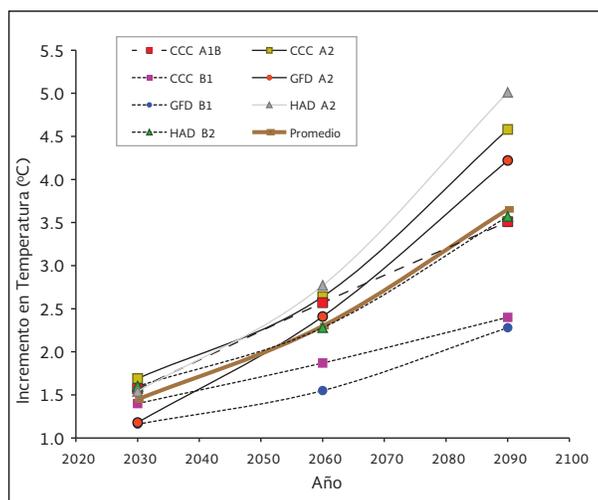


Figura 1. Incremento esperado de temperatura promedio anual, en comparación con la media de los años 1961-1990 para México. Modelos de Circulación Global: Canadiense (CCC), Centro Hadley (HAD) y Laboratorio de Dinámica de Fluidos (GFD). Escenarios de emisiones: elevadas (A), bajas (B), intermedias (A1B). Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).

¹ Los modelos y escenarios de emisiones se explican posteriormente.

² Mapas de otros modelos y escenarios no publicados en Sáenz-Romero *et al.* (2010) pero generados en dicho trabajo, se encuentran disponibles en: <http://forest.moscowsl.wsu.edu/climate/publications.php>



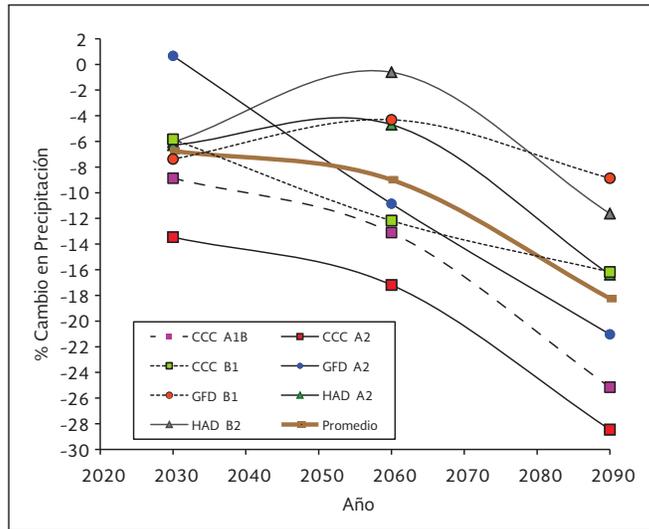


Figura 2. Cambio de la cantidad de lluvia promedio anual, expresado como porcentaje, en comparación con la media de los años 1961-1990 para México. El valor de cero equivale a la lluvia promedio contemporánea. Modelos de Circulación Global: Canadiense (ccc), Centro Hadley (HAD) y Laboratorio de Dinámica de Fluidos (GFD). Escenarios de emisiones: elevadas (A), bajas (B), intermedias (A1B). Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).

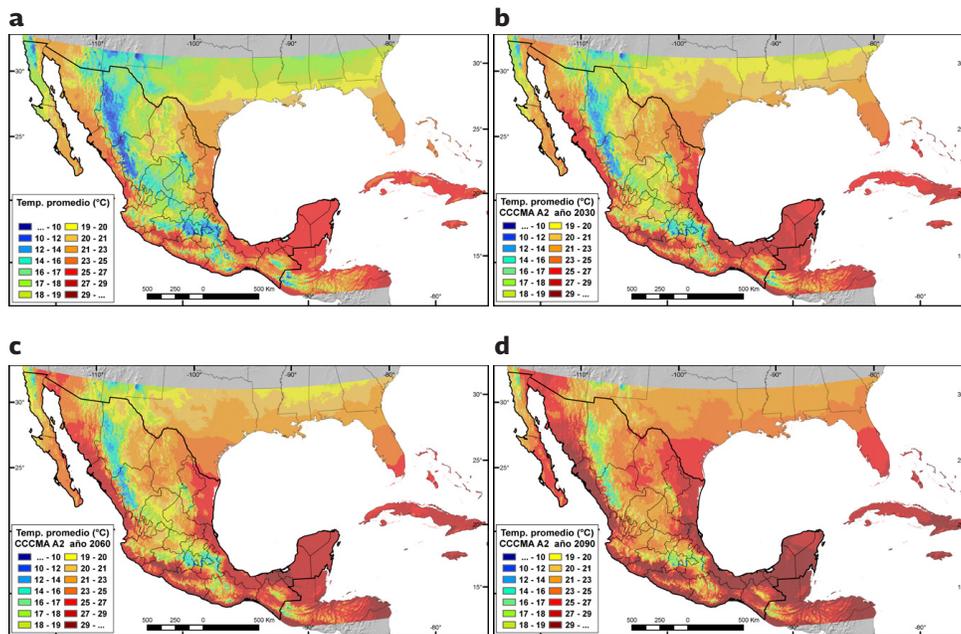


Figura 3. Mapa de predicciones de temperatura media anual (°C) para: (a) clima contemporáneo (promedio 1960-1990), (b) década centrada en 2030, (c) año 2060 y (d) año 2090. Predicciones basadas en datos del Centro Canadiense para el Modelaje y Análisis del Clima (ccc), escenario de emisiones A2. Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).



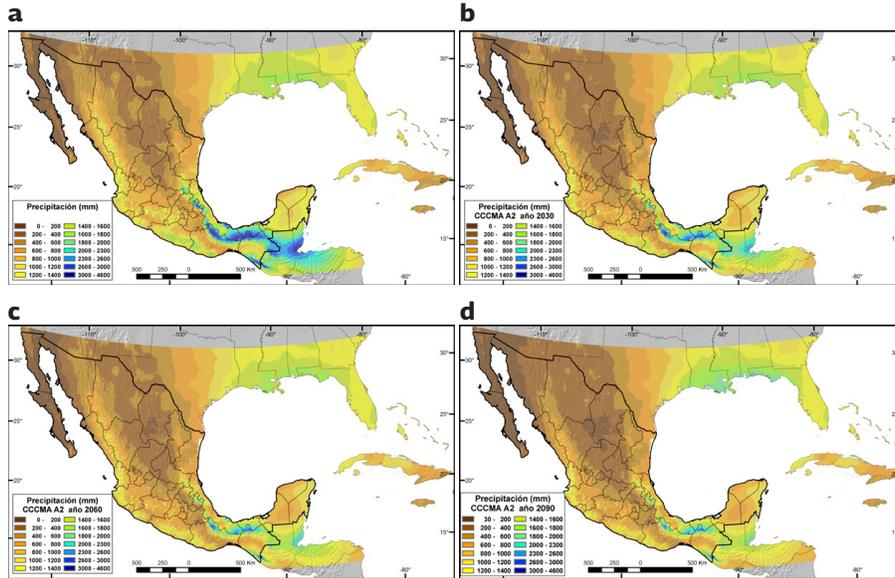


Figura 4. Mapa de predicciones de precipitación anual (mm de lluvia) para: (a) clima contemporáneo (promedio 1960-1990), (b) década centrada en 2030, (c) año 2060 y (d) año 2090. Predicciones basadas en datos del Centro Canadiense para el Modelaje y Análisis del Clima (ccc), escenario de emisiones A2. Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).

La combinación de mayor temperatura y menor precipitación, causará que México tenga un clima más árido en el futuro. Esto se traducirá en la expansión de las zonas que ya tienen un clima árido o semiárido y una reducción de las áreas con climas cálido-húmedo o templado y frío-húmedo.

Esto se puede apreciar calculando el Índice Anual de Aridez (AAI, por sus siglas en inglés de *Annual Aridity Index*), que combina los efectos de la temperatura, expresada como Grados Día > 5°C (DD5, Degree Days 5; sumatoria de la temperatura diaria arriba de 5 °C a lo largo de todo el año) y de la precipitación anual (MAP, *Mean Anual Precipitation*), mediante un cociente estimado de la siguiente manera:

$$AAI = \frac{\sqrt{DD5}}{MAP}$$

Los valores elevados del índice de aridez anual indican mayor aridez, mientras que los valores bajos indican menor aridez. En la Figura 5 se muestra un mapa de México con los valores contemporáneos y futuros del índice de aridez. El intervalo de valores representados con los colores en la gama del color café en la Figura 5, indican la expansión del clima árido del noroeste de México, conforme avanza el siglo XXI. Los valores





indicados con la gama del color azul intenso pueden significar dos climas diferentes: elevada temperatura y elevada precipitación (regiones de Tabasco, noreste de Oaxaca y noroeste de Chiapas, con vegetación natural de selva alta perennifolia), o bien, baja temperatura y elevada humedad (no por excesiva precipitación, sino porque las bajas temperatura disminuyen la evaporación) en la parte alta de las Sierras Madre Occidental, Oriental y Eje Neovolcánico. Es notable la gran similitud del índice de aridez del clima contemporáneo (Figura 5 a), con un mapa de vegetación de México (Por ejemplo de Rzedowski, 1978), en donde además de la correspondencia señalada con la selva alta perennifolia y el bosque de pino-encino, el amarillo u ocre claro correspondería a un clima propicio para la selva caducifolia y el café al matorral xerófito. Se ha demostrado que el índice de aridez está estrechamente relacionado con la distribución de especies y tipos de vegetación (Rehfeldt, 2006; Rehfeldt *et al.*, 2006).

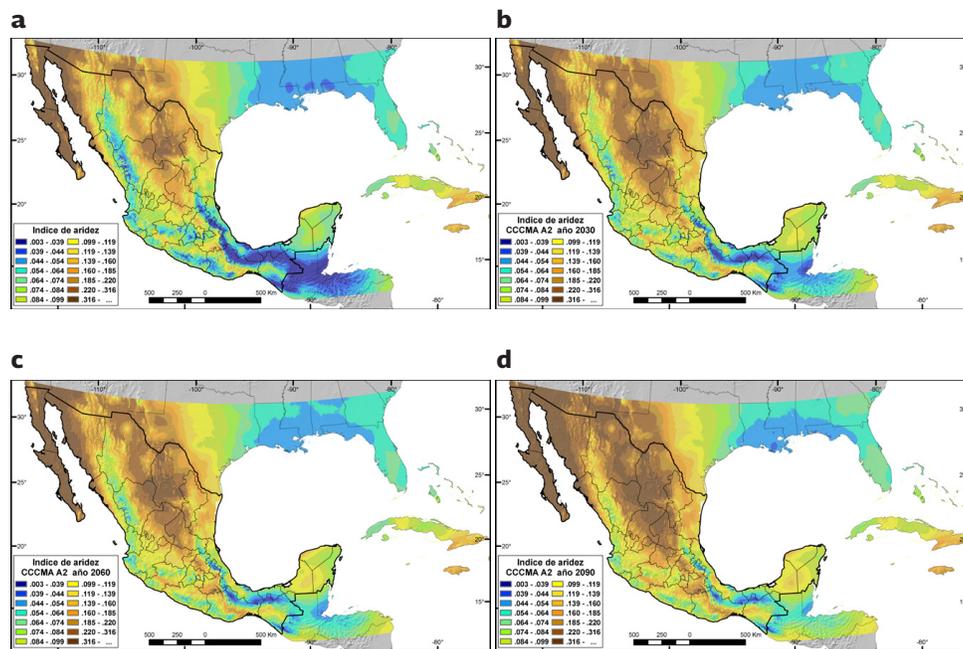


Figura 5. Mapa de índice anual de aridez (AAI = raíz cuadrada de grados día > 5°C, dividido por la precipitación anual), para: (a) clima contemporáneo (promedio 1960-1990), (b) década centrada en 2030, (c) 2060 y (d) 2090. Predicciones basadas en datos del Centro Canadiense para el Modelaje y Análisis del Clima (CCC), escenario de emisiones A2. Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).





1.2. MÉTODO PARA ESTIMAR EL CAMBIO CLIMÁTICO

Las estimaciones mencionadas provienen de realizar un modelo climático para el clima contemporáneo (período 1961-1990) para México, usando datos mensuales de precipitación y temperatura de aproximadamente 4,000 estaciones climatológicas de México, sur de Estados Unidos, Guatemala, Belice y Cuba. El modelo se construyó usando *thin-plate splines*, una técnica para estimar datos para las áreas existentes entre las estaciones climáticas (interpolación de superficies de datos). Posteriormente, cada dato mensual de cada estación se modificó en función de estimaciones de cambio climático del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), obteniendo el promedio para las décadas centradas en los años 2030, 2060 y 2090. Con los nuevos datos mensuales de cada estación climática, se repitió el modelaje usando de nuevo *thin plate splines* para las décadas de 2030, 2060 y 2090. Los detalles del procedimiento se pueden consultar en Sáenz-Romero *et al.* (2010).

1.3. MODELOS Y ESCENARIOS DE EMISIONES DE GASES INVERNADERO

Las estimaciones del IPCC utilizan varios Modelos de Circulación Global (GCM por sus siglas en inglés), que son modelos matemáticos para simular la dinámica del clima a nivel de toda la Tierra. Los modelos usados fueron el del Centro Canadiense para el Modelaje y Análisis del Clima (CCC), el del Centro Hadley (HAD, Inglaterra) y el del Laboratorio de Dinámica de Fluidos (GFD, Universidad de Princeton, USA).

Además de los GCM, se usaron escenarios de emisiones, que son conjuntos de suposiciones de cómo se comportarán las variables importantes relacionadas con la cantidad de gases de efecto invernadero que se emitirán a la atmósfera: crecimiento económico, crecimiento poblacional, velocidad del cambio tecnológico y que tan “convergente” será ese cambio tecnológico (que tan rápido los países poco desarrollados alcanzarán a los desarrollados) (IPCC, 2000). Esos escenarios de emisiones básicamente se pueden agrupar en dos tipos:

- Escenarios “A”, que presuponen un futuro en donde las tendencias serán básicamente como hasta ahora: se seguirá quemando petróleo y





carbón hasta que sean tan escasos que resulten excesivamente caros o simplemente las existencias prácticamente se agoten, continuará un crecimiento poblacional importante y los países más desarrollados cambiarán su uso de energía a fuentes alternas (como solar y eólica), mucho más rápido que los países no desarrollados.

- Escenarios “B”, presuponen una importante disminución del consumo de combustibles fósiles, una disminución considerable del crecimiento poblacional y un cambio tecnológico rápido, en el que los países menos desarrollados alcanzarán relativamente rápido a los desarrollados.

Adicionalmente para el caso del GCM Canadiense, hay disponible un escenario intermedio entre el A y el B, el “A1B”.

1.4. ¿QUÉ SON MÁS PROBABLES, LOS ESCENARIOS A O LOS B?

Para dar un ejemplo de las suposiciones de los escenarios de emisiones, para 2100, el IPCC (2000) supone para los escenarios “A” una emisión anual a la atmósfera de 28.9 Gt³ de bióxido de carbono (CO₂), una población mundial de 15.5 mil millones de personas y una generación de energía del 8% a partir de fuentes “limpias” (cero emisiones de CO₂ mediante energía solar o eólica, entre otras). Para el escenario B, en contraste se estima 13.8 Gt de CO₂, 7.0 mil millones de personas y 18% de energía limpia.

La población mundial actual es de más de 7 mil millones de personas, de manera que con solo ese dato, el lector puede reflexionar sobre cuál escenario es más realista para 2100, el A o el B.

Otro enfoque para tratar de predecir los escenarios más probables, es hacernos la pregunta que nos sugiere Hansen (2010). ¿Qué están haciendo los gobiernos del mundo para cancelar la creación de nuevas plantas de energía eléctrica a partir de la quema de carbón y para promover que los países que son grandes exportadores de petróleo (como Arabia Saudita, Irán e Irak), disminuyan sustancialmente la extracción y exportación de petróleo? La respuesta es simple: nada. Por el contrario, se está buscando extraer hasta la última gota de petróleo, como con la extracción de arenas bituminosas en Alberta, Canadá y la perforación de pozos en mares profundos.

³ 1 Gt = gigatonelada = mil millones de toneladas.





1.5. VARIABILIDAD E INCERTIDUMBRE, ENTRE LAS ESTIMACIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO

La combinación del uso de un modelo de circulación global (GCM: Canadiense, Hadley o Física de Fluidos) y un escenario dado de emisiones (A, B y solo para el caso del Canadiense también A1B), resultan en lo que llamaremos un modelo-escenario. En nuestra estimación, se usaron 7, que son: (3 modelos globales x 2 escenarios de emisiones = 6) + 1 modelo-escenario intermedio A1B = 7 en total.

Para la estimación del incremento de temperatura esperado para 2030, en la Figura 1 es posible apreciar que existe muy poca variación entre modelos escenarios: todos indican un incremento esperado de aproximadamente 1.5 °C, con una variación de aproximadamente 0.2 °C.

En cambio, para 2060 y 2090 son muy diferentes las estimaciones derivadas entre los escenarios de emisiones (A), que estiman para 2060 un incremento de entre 2.4 y 2.8 °C y para 2090 de entre 4.2 y 5.0 °C (derivado del efecto de elevadas emisiones de CO₂), en contraste con las estimaciones derivadas de un escenario de emisiones (B), que estiman para 2060 un incremento de entre 1.6 y 2.3 °C y para el 2090 de entre 2.3 y 2.4°C (derivado del efecto de bajas emisiones de CO₂) (Figura 1). Es decir, para 2060 se espera un incremento de temperatura promedio de 2.3 °C, con una variación de aproximadamente ± 0.6 °C y para 2090 de 3.7 ± 1.4 °C.

La incertidumbre asociada con las estimaciones climáticas en el futuro se debe a que en la actualidad no podemos saber cuánto CO₂ se emitirá anualmente a la atmósfera para finales de este siglo. Ello dependerá, en gran medida del modelo de desarrollo que escojan en el futuro países como China e India para producir su energía: si usarán grandes cantidades de carbón o de petróleo, como lo hacen hasta ahora o muy pronto empezarán a realizar un cambio tecnológico para incrementar su generación de electricidad a partir de fuentes ambientalmente “limpias” (energía solar, eólica, etc).

Mencionamos esos dos países porque son los de mayor población mundial y entre los de mayor crecimiento económico en la actualidad y por tanto, lo que hagan será de gran importancia en el futuro. Eso no significa que ellos sean los únicos responsables de la magnitud del cambio climático en el fu-





turo, ya que el CO₂ que se encuentra en la atmósfera, ha sido emitido por los países que se desarrollaron industrialmente primero: Estados Unidos, Inglaterra, Japón, Alemania, Francia y Canadá. El país que históricamente ha emitido más CO₂ es Estados Unidos y el que ha tenido la mayor contribución per cápita es Inglaterra (ver datos en Hansen 2010).

1.6. NIVEL DE INCERTIDUMBRE PARA 2030

Si bien es real la incertidumbre para finales de este siglo, no hay la menor duda de que para 2030, el incremento esperado de temperatura será en promedio de 1.5 °C ± 0.2 °C. Por tanto, es razonable tomar en el presente decisiones de manejo forestal contemplando el escenario de 2030 como prácticamente un hecho.

El caso de las estimaciones de precipitación es más complicado, ya que hay mucha más discrepancia entre los diferentes modelos-escenarios (Figura 2). Sin embargo, si observamos el promedio entre los siete modelos-escenarios (línea gruesa en la Figura 2), podemos observar que la tendencia general es claramente a la baja. Aún los modelos-escenarios que predicen un incremento en la precipitación para 2060, en comparación con 2030 (Hadley B2, Física de Fluidos B1 y Hadley A2), predicen para 2060 una precipitación inferior a la contemporánea (el valor de 0% de cambio en la precipitación equivale a la precipitación contemporánea 1961-1990, Figura 2) y también predicen un severo decremento para 2090. Esto probablemente es lo que tendrá los efectos más negativos para las especies forestales de México. Para 2030, el promedio estimado de precipitación entre los siete modelos-escenarios, indica un decremento de la precipitación del 6.7%.

En conclusión, se considera necesario orientar los esfuerzos de manejo forestal para un clima 1.5 °C más caliente y con 6.7% menos de precipitación para 2030.





2. EFECTOS POTENCIALES DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS RECURSOS FORESTALES

2.1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LA ADAPTACIÓN DE LAS ESPECIES Y POBLACIONES DE ESPECIES FORESTALES A LOS AMBIENTES DE LOS SITIOS EN DONDE CRECEN

Las poblaciones de especies forestales se han adaptado a las condiciones ambientales de los sitios en los que crecen. Esta adaptación ha ocurrido a través de la evolución, tanto a nivel de especie como a nivel de población. Las poblaciones de especies de amplia distribución, comúnmente se diferencian genéticamente para adaptarse a las condiciones de clima y de suelo de los sitios en los que crecen (Millar y Libby, 1991). La diferenciación genética entre poblaciones significa que poblaciones de la misma especie pueden ser parcialmente diferentes en varios caracteres que les permiten sobrevivir, crecer, competir y reproducirse en un ambiente determinado. Ejemplos de estos caracteres adaptativos son la dinámica y tasa de crecimiento, resistencia a sequía, resistencia a heladas, producción de semillas y dispersión de las mismas, entre otros.

Los caracteres adaptativos se conocen como caracteres cuantitativos y están controlados por docenas o cientos de genes. Las poblaciones pueden ser genéticamente diferentes debido a que la frecuencia alélica de esos genes (los alelos son variantes de un mismo gen) gradualmente ha cambiado debido a procesos como selección (sobrevivencia de los individuos más aptos), migración (mediante dispersión de polen o semillas), deriva génica (cambios aleatorios de frecuencias alélicas de una generación a otra; esos cambios son mayores entre más pequeño sea el tamaño de la población) y mutación (cambios espontáneos en las secuencias de nucleótidos del ADN).

El resultado de esta evolución a nivel de poblaciones en regiones con gradientes ambientales, se conoce como microevolución y es muy evidente en regiones montañosas, en donde hay grandes diferencias climáticas entre las partes altas y las bajas de las montañas. Es común que las poblaciones de coníferas que crecen a lo largo de gradientes altitudinales de las laderas de las montañas, se adaptan a las características ambientales de los sitios en donde crecen, mediante la diferenciación genética entre poblaciones (Rehfeldt, 1988). Esta diferenciación en general, consiste





en que poblaciones ubicadas a menor altitud tienen un mayor potencial de crecimiento, por estar genéticamente condicionadas a aprovechar al máximo las condiciones favorables de temperaturas que ocurren a bajas altitudes (Figura 6).

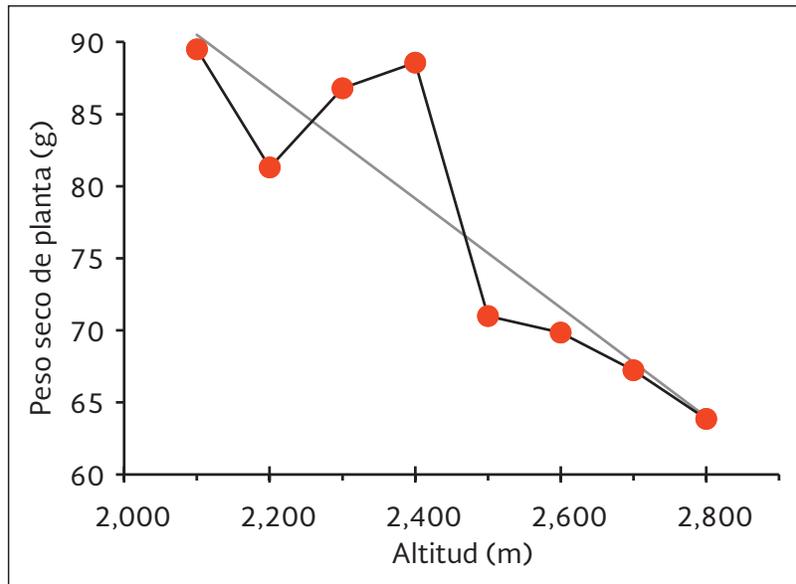


Figura 6. Plantas originadas de semillas colectadas de poblaciones a menor altitud, crecen más que las de mayor altitud. Peso seco de plantas de dos años de edad de *Pinus pseudostrobus*, colectadas en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán y ensayadas en jardín común (modificado de Sáenz-Romero *et al.*, 2012b).

En contraste, poblaciones de mayor altitud están genéticamente condicionadas a tener un crecimiento moderado, crecen menos durante la temporada de crecimiento (cesan su crecimiento antes y lo reinician después del invierno) y de esa manera, escapan al posible daño por heladas, que son comunes a elevadas altitudes; esto es, crecen menos, pero son más resistentes a heladas (Figura 7).

Este patrón de adaptación también se da entre especies (Figura 8), no solo entre poblaciones. En ocasiones las poblaciones con mayor potencial de crecimiento son las de la parte media de la distribución altitudinal, porque las poblaciones que crecen a menor altitud están adaptadas a la sequía y crecen menos, al igual que las de mayor altitud, que crecen menos por adaptación al frío; así, las mejores procedencias son las de la parte media de la distribución altitudinal (Figura 9).



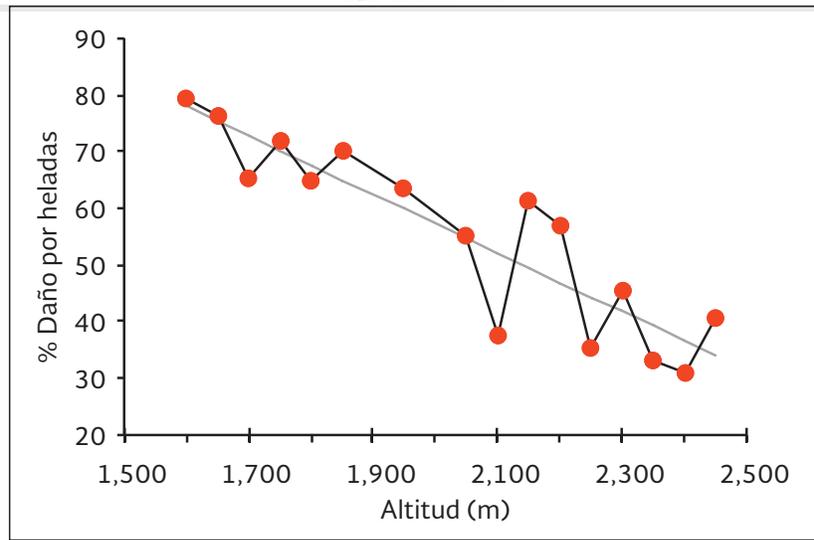


Figura 7. Plantas originadas de semillas colectadas de poblaciones a mayor altitud, tienen menos daño por heladas que las de menor altitud. Porcentaje de daño por heladas (-9°C en prueba de laboratorio) en fascículos (hojas) de plantas de 2.5 años de edad de *Pinus devoniana*, colectadas cerca de Morelia, Michoacán y ensayadas en jardín común (modificado de Sáenz-Romero y Tapia-Olivares, 2008).

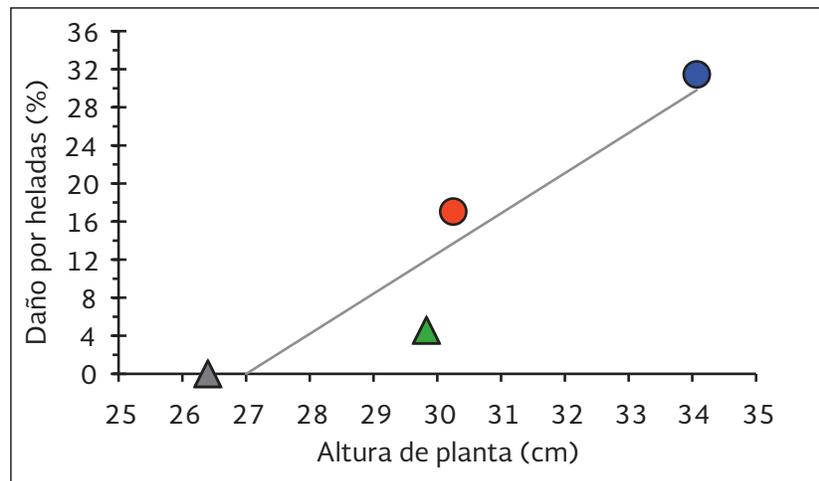


Figura 8. Existe una asociación entre velocidad de crecimiento y susceptibilidad a daños por heladas: plantas con rápido crecimiento en general son más susceptibles al daño por heladas. Esto se da a nivel de especie y a nivel de población. Ensayo de campo de especies, variedades y procedencias: *Pinus pseudostrobus* (●), *Pinus pseudostrobus* var. *apulcensis* (○), *Pinus montezumae* (▲) y *Pinus hartwegii* (Δ), en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán; 15 meses de edad (modificado de Viveros-Viveros *et al.*, 2007).



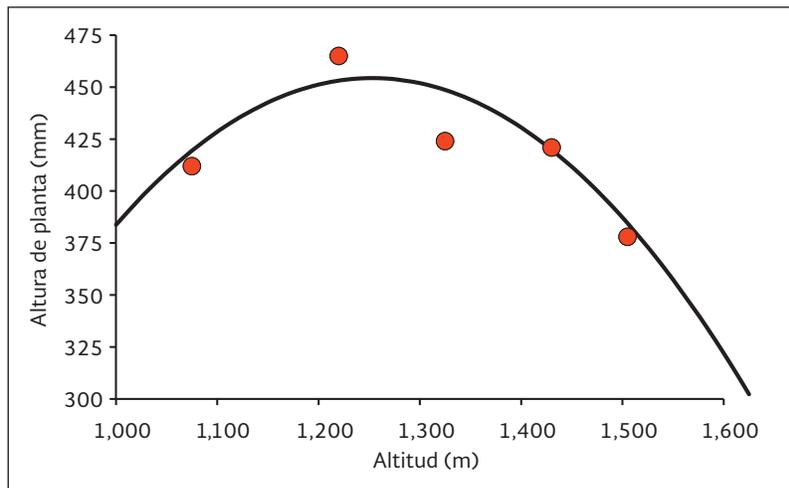


Figura 9. Plantas originadas de semillas colectadas de poblaciones a altitudes intermedias tienen más potencial de crecimiento que las originadas de poblaciones de los extremos (superior e inferior) altitudinales. Ensayo de campo de procedencias de *Pinus oocarpa* en Cuarayo, Ario de Rosales, Michoacán; 2.5 años de edad (modificado de Sáenz-Romero *et al.*, 2006).

En México es de gran importancia el estudio de la diferenciación genética entre poblaciones a lo largo de gradientes altitudinales, porque el país es muy montañoso y hay diversas especies de coníferas en las cadenas montañosas como las Sierra Madre Occidental, la Oriental y el Eje Neovolcánico. Si no consideramos la adaptación genética de las poblaciones a sus sitios, corremos el riesgo de reforestar sitios con plantas que no están adaptadas a las condiciones climáticas del sitio. Esto puede significar que las plantas sufran por heladas, o por sequía, crezcan menos de lo que podrían y tengan una elevada mortalidad, por no estar adaptadas al sitio (Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004). Por ello es importante lograr un acoplamiento (armonía) entre la adaptación condicionada genéticamente y el clima del sitio que se reforesta; esto se conoce como acoplamiento genotipo-ambiente.

2.2. DISMINUCIÓN DEL HÁBITAT CLIMÁTICO PARA BOSQUES TEMPLADOS DE MÉXICO Y EXPANSIÓN DEL HÁBITAT DE LA SELVA SECA

El hábitat climático para un tipo de vegetación (bioma) o para una especie forestal, es el espacio geográfico en el cual ocurre un intervalo de valores de un conjunto de variables climáticas relevantes para el bioma o





especie que hacen el sitio propicio para el desarrollo de ese bioma o especie. No significa necesariamente que la especie esté presente ahí, porque el clima propicio puede estar presente pero no ha habido las condiciones para que lleguen propágulos o compita con éxito con otras especies, o bien el suelo no es el adecuado.

Rehfeldt *et al.* (2012) modeló la distribución geográfica del hábitat climático de los biomas de Norteamérica, primero para el clima contemporáneo (promedio 1961-1990) y luego para el clima predicho para las décadas centradas en los años 2030, 2060 y 2090. El resultado es que se predice que el área con clima propicio para los bosques de encino, pino-encino y coníferas se reducirá drásticamente en México, mientras que se expandirá el clima de biomas propios de regiones áridas. Un extracto de sus resultados está en el Cuadro 1.

2.3. DESACOPLAMIENTO ENTRE POBLACIONES Y EL CLIMA PARA EL CUAL ESTÁN ADAPTADAS

El cambio climático creará un desacoplamiento (desfasamiento) entre las poblaciones de especies forestales y el clima al cual se adaptaron a través de un largo proceso evolutivo, ocurrirá en un lugar diferente a los sitios actualmente ocupados por las poblaciones adaptadas o simplemente desaparecerá (Rehfeldt *et al.*, 2012). Este desacoplamiento creará un estrés fisiológico, debido al incremento gradual de la temperatura y la disminución de la precipitación (ver Capítulo 1).

Cuadro 1. Predicción del hábitat climático para biomas primariamente de México estimado para el clima contemporáneo (1961-1990) y las décadas centradas en los años 2030, 2060 y 2090 (basado en Rehfeldt *et al.*, 2012). Porcentaje de cambio con valores, los positivos indican incremento del hábitat climático y los negativos decremento.





Bioma ¹	Área contemporánea (miles de km ²)	Cambio en área (% del presente)		
		2030	2060	2090
Bosque de coníferas del Eje Neovolcánico y Guatemala	28.9	-68	-84	-92
Bosque de coníferas de la Sierra Madre	58.5	-37	-67	-85
Pino-encino del Eje Neovolcánico y de la Sierra Madre	265.9	8	10	-8
Bosque de encino de Guerrero y Guatemala	119.6	-19	-44	-65
Bosque de Niebla	30.6	-77	-82	-96
Matorral xerófilo de Sonora	290.3	27	59	105
Selva seca espinosa de Sinaloa-Guerrero	117.9	47	85	176
Selva seca espinosa del Golfo	188.0	1	33	64
Bosque decíduo de Yucatán	99.0	174	169	293

¹ Los tipos de vegetación (biomas) son un reagrupamiento de las comunidades vegetales, según la clasificación de Brown *et al.* (1998). Se incluyen algunos biomas con distribución que incluye Guatemala pero truncada en 13.9°LN.

Las plantas cuentan con mecanismos fisiológicos de plasticidad fenotípica para resistir períodos de estrés ambiental. Por ejemplo, bajo condiciones de sequía pueden crecer menos, reducir la producción de frutos y semillas, tirar las hojas y posteriormente producir hojas más pequeñas y para ello no es necesario cambiar el genotipo. Sin embargo, esta plasticidad fenotípica tiene un límite y puede no ser suficiente para adaptarse a estrés muy prolongado (Mátyás *et al.*, 2010). Los árboles estresados son más susceptibles al ataque de insectos y patógenos naturales. Todas las poblaciones forestales conviven con poblaciones de insectos y patógenos que se encuentran en su mismo hábitat de manera natural, pero si los árboles están estresados, esos insectos o patógenos pueden tener mucho más éxito en sus ataques a los árboles, debilitándolos y matándolos, lo que genera brotes de plagas y enfermedades inusualmente numerosas y extensas.





2.4. EVIDENCIAS DE DECAIMIENTO FORESTAL POR EL CAMBIO CLIMÁTICO

Recientemente se han estado documentando casos de decaimiento forestal atribuible al estrés producido por el cambio climático. Esos casos frecuentemente ocurren en el límite altitudinal inferior del rango natural de distribución altitudinal de una especie o bien, en el caso del Hemisferio Norte, en el límite sur de su distribución latitudinal.

Por ejemplo, ha ocurrido una muerte masiva del pino piñonero (*Pinus edulis*) de Arizona, Nuevo México, Utah y Colorado (E.U.), en donde hay una mortalidad masiva (más de 90%) en un área 12,000 km² (Breshears *et al.*, 2005). También ocurrió una mortalidad súbita y masiva del álamo temblón (*Populus tremuloides*) en las Montañas Rocosas del oeste de E.U. (Rehfeldt *et al.*, 2009). Las poblaciones del límite inferior altitudinal del cedro de Líbano (*Cedrus atlantica*, cuya silueta está en la bandera de ese país), están muriendo masivamente en las montañas atlas de Marruecos (Mátyás, 2010) (Figura 10); un caso similar está ocurriendo para las poblaciones de haya (*Fagus sylvatica*) en el suroeste de Hungría (Mátyás *et al.*, 2010). En la región de Cataluña, noreste de España, las poblaciones de haya están siendo reemplazadas de manera natural por especies más resistentes a la sequía, como el encino (*Quercus ilex*) (Peñuelas *et al.*, 2007)⁴.

2.5. DECLINACIÓN FORESTAL EN MÉXICO

En México, se ha observado decaimiento de árboles por sequía muy probablemente ligada al cambio climático. Técnicos forestales de la Meseta Purépecha, Michoacán, han referido que durante el período de sequía, árboles de *Pinus psedostrobus* presentan desecación del follaje, expresado en el cambio de color de verde a café de las acículas, seguido por la caída de éstas; al llegar la temporada de lluvias, los árboles se recuperan parcialmente, reverdeciendo, pero algunas ramas no se recuperan. De manera que se da una muerte “modular”: algunas ramas mueren cada año y las ramas muertas se van acumulando, hasta que esto induce la muerte del individuo. El patrón de defoliación y muerte de las ramas es muy diverso (Figura 11). El sitio se encuentra en el límite inferior altitudinal de la distribución de *Pinus psedostrobus* en la región y es un micrositio pedregoso. Esto concuerda con otros

⁴ Una revisión reciente y extensa sobre el tema se puede encontrar en Allen *et al.* (2010).





reportes de decaimiento forestal de árboles en su límite altitudinal inferior, que es su límite xérico (Mátyás 2010) y es razonable suponer que un micrositio pedregoso induce un mayor estrés hídrico.



Figura 10. Decaimiento de poblaciones de cedro de Líbano (*Cedrus atlantica*) en las Montañas Atlas, Marruecos. Foto cortesía de Csaba Mátyás, Institute of Environment and Earth Sciences, University of West Hungary.

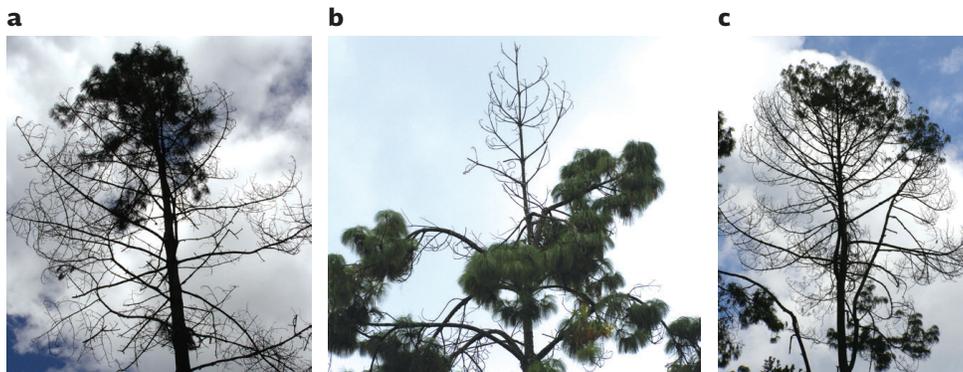


Figura 11. Decaimiento de individuos de poblaciones de *Pinus pseudostrabus*, aparentemente defoliados debido a sequía asociada con el cambio climático en la meseta Purépecha, Michoacán, México. El patrón de defoliación es muy diverso: (a) de abajo hacia arriba de la copa, (b) de arriba hacia abajo o (c) generalizado.





También hemos observado decaimiento por muerte de la punta de los árboles y defoliación de *Abies religiosa* dentro de los santuarios en el área núcleo de la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca, en los límites de los estados de México y Michoacán (Figura 12). Flores-Nieves *et al.* (2011) documentaron que poblaciones de *A. religiosa* en el Cerro Tláloc, Estado de México, presentan el 0.07% de su biomasa total en el follaje, cuando era de esperar el 8.6%, según un estudio previo (Avendaño *et al.*, 2009); es decir, existe una severa defoliación, aparentemente por decaimiento relacionado con el cambio climático.



Figura 12. Árboles de *Abies religiosa* en el santuario El Rosario, área núcleo de la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca, Michoacán, con distintos patrones de decaimiento: (a) con la punta seca, (b) con defoliación generalizada (derecha en la foto) y (c) individuo relativamente joven muerto (centro de la foto).

2.6. HIPÓTESIS: EL MAYOR DECAIMIENTO OCURRIRÁ EN EL NOROESTE DE MÉXICO

Es de esperar que el decaimiento forestal continúe en México y sea particularmente severo en el caso de que pasen dos años con sequía severa, como ocurrió en 2001-2002 en Arizona, Nuevo México, Colorado y Utah, E.U., lo que causó la muerte de más del 90% de individuos de *Pinus edulis* en miles de hectáreas (Breshears *et al.* 2005).

La hipótesis es que el decaimiento forestal en México será más notorio en la vertiente interior de la Sierra Madre Occidental, ya que en esa región ocurrirá el mayor incremento de temperatura, según predicciones de nuestros modelos climáticos (Figura 13, mapa no publicado derivado del trabajo Sáenz-Romero *et al.*, 2010).

El mayor incremento de temperatura en el noroeste de México, en comparación con otras regiones de nuestro país, ha sido confirmado con datos de estaciones climatológicas, comparando los períodos 1970-2004 contra el período 1940-1969 (Pavia *et al.*, 2009).



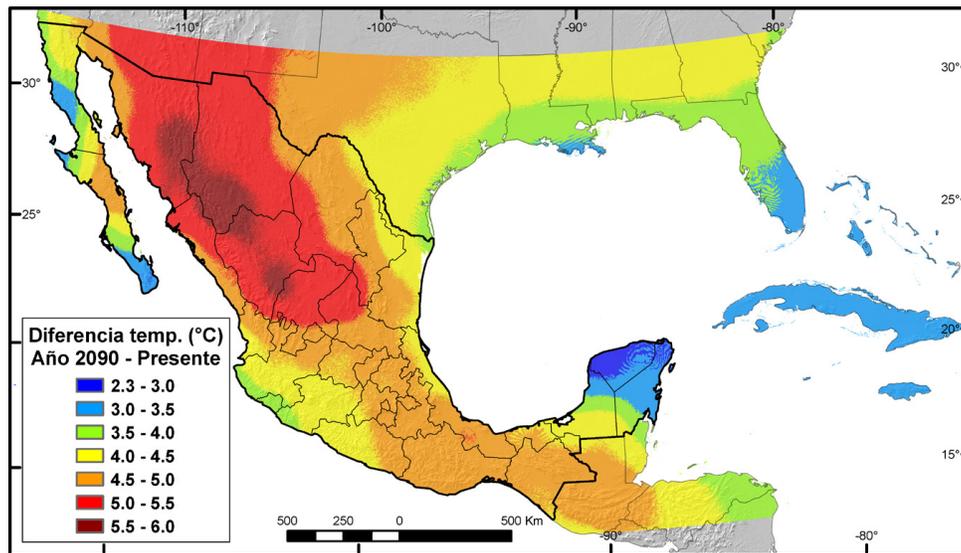


Figura 13. Diferencia de temperaturas medias anuales entre el clima predicho para 2090 (Modelo Canadiense, escenario A2) y el clima contemporáneo (promedio 1991-1990).

3. MIGRACIÓN ASISTIDA

3.1. VELOCIDAD DE MIGRACIÓN NATURAL CONTRA VELOCIDAD NECESARIA PARA ADAPTARSE

Existe una creencia extendida de que si la evolución natural ha permitido a las especies adaptarse a los cambios ambientales naturales (como las glaciaciones), en esta ocasión ocurrirá lo mismo de manera natural: las especies de alguna manera se adaptarán al cambio climático. Tal creencia está equivocada, al menos para las poblaciones de especies forestales. El problema es la velocidad del cambio climático, inducido por el hombre (Hansen, 2010).

Una manera de examinar este problema es medir la velocidad a la cual las poblaciones de especies forestales han migrado de manera natural para mantenerse acopladas a un clima para el cual están adaptadas, por ejemplo durante la retracción de las glaciaciones y luego comparar con la velocidad a la que actualmente las especies de plantas se están desplazando en respuesta al cambio climático.

La manera natural de migrar para una población de una especie forestal a un nuevo sitio, es a través de establecer plántulas en el nuevo sitio (colonizar), mediante la dispersión de semillas (por el viento o por animales).





Esto es un proceso lento, ya que para un nuevo movimiento, la plántula establecida a través de la semilla dispersada, necesita crecer, competir con éxito, alcanzar la edad de madurez sexual y producir una nueva generación de semillas, para volver a dispersarse y así sucesivamente.

Las poblaciones de *Fagus grandifolia* (haya americana) y *Acer rubrum* (maple rojo) se movieron menos de 100 m por año después de las glaciaciones, mientras que esas mismas especies necesitarían moverse mucho más rápido para mantenerse acopladas al clima para el cual están adaptadas (MacLachlan *et al.*, 2005).

Algunos biomas necesitarían moverse más de 1,000 m por año para seguir acoplados al clima para el cual están adaptados, aún sin considerar barreras naturales (como cuerpos de agua) y humanas (desarrollos urbanos y agropecuarios) (Malcolm *et al.*, 2002). Algunas poblaciones de *Pinus sylvestris* necesitarían moverse entre 700 y 1,500 km (del centro-sur de Rusia hacia Siberia) para mantenerse dentro del clima que les es propicio para 2090 (Tchevakova *et al.*, 2005); esto implicaría un movimiento aproximado de 12,200 m por año.

La conclusión de los ejemplos anteriores es que las poblaciones de especies forestales tendrían que moverse entre 10 y 100 veces más rápido que lo que se han movido en el pasado.

En regiones montañosas, las poblaciones forestales necesitarán migrar en general altitudinalmente hacia arriba. De hecho, existen estudios que indican que las especies ya se están moviendo a mayores elevaciones, aparentemente en respuesta al cambio climático, pero nuevamente, lo están haciendo a velocidades mucho menores que las necesarias para mantenerse acopladas al clima que les es propicio.

Por ejemplo, especies de vegetación forestal en algunas regiones montañosas de Francia se han movido en promedio 2.9 m de altitud por año en los últimos 30 años, promediando especies arbóreas, arbustivas y algunas herbáceas (estas últimas se mueven más rápido que las arbustivas y mucho más que las arbóreas, por lo que el promedio de las arbóreas es mucho menor que 2.9 m/año) (Lenoir *et al.*, 2008).





Considerando que se estima que en las regiones alpinas de Francia, la media anual de temperatura se ha incrementado desde los inicios de la década de los ochenta (los últimos 30 años) entre 0.9 y 1.0 °C (Lenoir *et al.*, 2008) y asumiendo que la tasa de cambio de la temperatura es 0.5 °C más frío por cada 100 m de mayor altitud, deducimos que para compensar el cambio climático, las especies tendrían que haber migrado 180 m de altitud en 30 años, lo que equivale a 6 m por año (el doble que lo que han migrado en promedio).

Poblaciones del límite altitudinal superior de *Fagus sylvatica* en las montañas de Cataluña, España, se han movido altitudinalmente hacia arriba, en promedio 43.5 m en los últimos 80 años (0.54 m de altitud por año). Sin embargo, la temperatura se ha incrementado en esa región, en ese lapso, probablemente 1.5°C (Peñuelas *et al.*, 2007). Para compensar ese calentamiento, sería necesario moverse 6 m por año, cuatro veces más rápido de lo que está ocurriendo de manera natural.

La conclusión de los ejemplos anteriores, es que las poblaciones de especies forestales se están desplazando altitudinalmente hacia arriba entre 2 y 11 veces más lentamente que lo que se está desplazando el clima.

También hay ejemplos en donde la vegetación no está migrando, como en el Ártico y lo peor es que es uno de los sitios con mayor calentamiento. Esto puede deberse a que las condiciones de aislamiento de los sitios impide la llegada de nuevas especies (Prach *et al.*, 2010).

Las opciones de las poblaciones de especies forestales claramente son tres: adaptarse, migrar o morir (Aitken *et al.*, 2008). Sus mecanismos de plasticidad fenotípica, seguramente no serán suficientes (Mátyás *et al.*, 2010), los mecanismos de migración natural son demasiado lentos y no nos podemos permitir ser simples testigos de su declinación y muerte.

3.2. MIGRACIÓN ASISTIDA, COLONIZACIÓN ASISTIDA O REUBICACIÓN MANEJADA

Con base en lo anterior, se requiere ayuda humana para reacoplar las poblaciones de especies forestales a los climas para los cuales están adaptadas. La asistencia para realinear las poblaciones ha sido llamada migración asistida (Rehfeldt *et al.*, 2002; Tchepakova *et al.*, 2006),





colonización asistida (Ledig *et al.*, 2010), o reubicación manejada (Richardson *et al.*, 2009). Cuando es necesario mover una población a un sitio donde no se encuentra esa especie, probablemente el término más correcto es colonización asistida (Ledig *et al.*, 2010). Sin embargo, el término migración asistida tiene un sentido más amplio y se ha hecho popular (McLachlan *et al.*, 2007; Hewitt *et al.*, 2011).

En general, el movimiento debe ser hacia los polos o a mayor altitud. Esto se traduciría en coleccionar semilla de la especie forestal de interés en un sitio, producir planta en vivero y plantar donde se ha predicho que ocurrirá el clima que actualmente ocurre en el lugar donde se originó la semilla. Esto implica dejar a un lado el paradigma de la restauración ecológica, que dice que la semilla local en general es la mejor, porque está adaptada (Ledig y Kitzmiller, 1992). Evidentemente, esto era válido hasta antes de que el cambio climático fuera una realidad.

3.3. MIGRACIÓN HACIA EL NORTE, UNA OPCIÓN LIMITADA PARA MÉXICO

En cuanto al movimiento hacia el norte, en el caso particular de México, las opciones son sumamente limitadas, ya que el norte de México (particularmente el noroeste) es árido o semiárido (ver Figura 5). Si bien la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental pudieran servir como corredores biológicos en una migración hacia el norte de especies por ejemplo del bosque de pino-encino, es importante notar que ambas sierras disminuyen significativamente su altitud antes de la frontera con E.U., en donde el clima es mucho más seco y lo será aún más con el cambio climático. Esto produce una barrera geográfica de migración hacia el norte. En el caso particular, por ejemplo del estado de Michoacán, la migración hacia el norte no es una opción, ya que ese estado colinda al norte con Guanajuato, que en su parte sur es más seca que Michoacán (ver mapas del ese estado en Sáenz-Romero *et al.*, 2009).

Por ello, contraintuitivamente, en el caso de México las opciones de migración asistida en muchos casos serán hacia el sur pero a mayores altitudes; es decir, a partes elevadas del Eje Neovolcánico. La migración hacia el sur se ha sugerido para una zonificación latitudinal y la migración asistida de *Quercus rugosa* (Uribe-Salas *et al.*, 2008) y de *Picea mexicana* y *Picea martinezii* (Ledig *et al.*, 2010).





3.4 PARADOJA DE LA MIGRACIÓN ASISTIDA: NO MORIR EN EL PRESENTE POR HELADAS PARA SOBREVIVIR AL CALOR DEL FUTURO

La migración asistida necesitaría realizarse buscando un equilibrio entre hacerse con suficiente anticipación como para que los árboles alcancen la edad reproductiva bajo un clima para el cual están adaptados y esto eventualmente permita una nueva migración, pero no con excesiva anticipación como para que al establecer una plantación, las plantas mueran por daño por heladas, por ser el sitio en el presente demasiado frío (Bower y Aitken, 2008). Tampoco puede ser realizada demasiado tarde, porque los árboles de donde tenemos que colectar la semilla entrarán en un proceso de declinación y en el futuro, eventualmente no habrá semilla susceptible de ser colectada; eso significaría prácticamente el fin de las opciones de manejo.

Mover una fuente de semillas hacia el norte (en el caso de nuestro Hemisferio Norte; hacia el sur en el caso del Hemisferio Sur) o a mayor altitud, implica el riesgo de que en el presente el sitio sea demasiado frío y las plántulas sufran daños por heladas, justamente cuando son más susceptibles: a temprana edad y recién plantadas. Se ha demostrado por ejemplo en *Pinus devoniana*, que por cada 100 m de menor altitud de la fuente de semillas, las plantas son más susceptibles al daño por heladas en un 5.2% (Sáenz-Romero y Tapia-Olivares, 2008).

Ahora bien, el movimiento de migración asistida debe realizarse con suficiente anticipación para que los individuos alcancen la edad reproductiva en acoplamiento con el clima para el cual están adaptados. Dado el relativamente lento crecimiento de muchas especies de árboles, es necesario realizar la migración con años de anticipación.

La propuesta concreta es realizar la migración para acoplarse al clima de 2030. Eso implicaría colectar semilla por ejemplo de una especie de pino en la temporada noviembre-diciembre de 2014 (año 0), extraer y limpiar la semilla de los conos y poner a germinar la semilla en almácigo o directamente en los envases en noviembre de 2015 (año 1), producir planta en vivero hasta junio de 2016 (año 2) y plantar en campo en la temporada de lluvias, julio de 2016 (año 2). A partir de ahí, si se tiene éxito, se puede suponer que en 2030 (año 16 de este ejemplo), los indi-





viduos tendrían aproximadamente 15 años de edad, contados a partir de la germinación y muy probablemente estarían en posibilidad de producir semilla. Para que ocurra la producción de semilla, se requiere que el individuo pudiera haber competido con éxito, estar sano y tener una fuente de polen suficiente; de cumplirse esto, podríamos coleccionar su semilla, para eventualmente repetir este proceso y buscar un acoplamiento al clima predicho para 2060 (Cuadro 2).

Finalmente, si se tarda demasiado en iniciar este proceso de migración asistida, existe el riesgo real de que los árboles gradualmente estén más y más desacoplados al ambiente para el cual se han adaptado, agoten sus mecanismos de adaptación mediante plasticidad fenotípica, sean más susceptibles de daño por ataques de plagas y enfermedades, entren en un proceso de declinación caracterizado por defoliación y muerte progresiva de ramas (ver figuras 10 a 12), hasta llegar a la muerte del individuo. No es necesario que los árboles estén muertos, basta con que estén severamente debilitados para que no produzcan semillas y entonces prácticamente no se tendrán opciones.

Cuadro 2. Proceso de migración asistida para una especie del género *Pinus*.

Año	Año del proceso	Edad planta (años)	Acción
2014	0	--	Colecta de conos (noviembre-diciembre).
2015	1	0	Extracción y limpieza de semilla (enero-febrero). Inicio producción planta en vivero (siembra en almácigo o directa en envase en noviembre).
2016	2	1	Continúa crecimiento en vivero (hasta mayo o junio). Plantación en campo (junio o julio; época de lluvias) en un sitio en donde se predice que en 2030 ocurrirá un clima para el cual la población de donde se colectó la semilla está adaptada.
2030	16	15	Si se tuvo éxito en la migración, los individuos muy probablemente habrán alcanzado la edad reproductiva y se podrá coleccionar de nuevo semilla para repetir el ciclo y acoplar al clima de 2060.





4. CRITERIOS DE SELECCIÓN PARA REALIZAR MIGRACIÓN ASISTIDA DE POBLACIONES DE ESPECIES FORESTALES Y HUERTOS SEMILLEROS

4.1. NECESIDAD DE MIGRAR, TANTO POBLACIONES NATURALES COMO HUERTOS SEMILLEROS

De la misma manera que será necesario migrar a las poblaciones naturales de especies forestales, mediante programas masivos de reforestación que incorporen la migración asistida, será necesario que el establecimiento de nuevos huertos semilleros clonales o sexuales considere un reacondicionamiento al clima futuro, mediante la migración asistida. Es decir, los nuevos huertos deben establecerse en un sitio en donde ocurrirá el clima para el cual los genotipos superiores están acoplados cuando el huerto llegue a la edad productiva.

Es posible que la migración de huertos semilleros sea menos crítica que la migración de las poblaciones naturales, ya que es de esperarse que los huertos semilleros se establezcan en sitios comunicados por caminos en donde sea posible proveer una infraestructura mínima de servicios, lo cual muy probablemente pueda incluir la posibilidad de dar riegos de auxilio o permanentes, que disminuyan el estrés debido al cambio climático.

La infraestructura para un huerto semillero puede llegar al extremo de ser un ambiente totalmente controlado y en ese caso, el sitio geográfico resulta irrelevante, siempre que sea posible mantener la infraestructura y los servicios necesarios para mantener un clima controlado.

Sin embargo, es de suponer que la producción óptima de semilla de un huerto semillero en el sentido “clásico” (*sensu* Zobel y Talbert, 1988) requiere de un clima óptimo para el genotipo y por tanto, la migración asistida será necesaria.

Por lo anterior, en las siguientes secciones se discuten los lineamientos para decidir el movimiento de una procedencia (fuente de semilla) a un sitio de reforestaciones o de plantaciones comerciales, aplicando migración asistida. Esos lineamientos aplican también para decidir el sitio donde se ubicarán nuevos huertos semilleros.





4.2. INFORMACIÓN NECESARIA PARA DECIDIR EL MOVIMIENTO DE MIGRACIÓN ASISTIDA

El reacoplamiento de genotipos (individuos de poblaciones naturales o genotipos superiores) al clima para el cual están adaptados, en un escenario de cambio climático, requiere de cuatro elementos fundamentales⁵:

- a) Información sobre la ubicación geográfica de poblaciones forestales de la especie de interés.
- b) Información sobre el clima al cual están adaptadas las poblaciones de una especie.
- c) Información sobre el grado de diferenciación genética entre poblaciones.
- d) Predicción del sitio y el período de tiempo en el que ocurrirá en el futuro el clima apropiado para la especie.

Cada uno de esos elementos pueden tener diferentes niveles de complejidad y la decisión sobre el movimiento de migración asistida, dependerá de cuanta información se tiene de cada elemento y a qué nivel de complejidad, por ejemplo, cuando se dice “clima apropiado” para una población o especie, “hábitat climático apropiado” (*suitable climate habitat* en inglés), hay varios niveles de complejidad para definir el clima. Se puede definir de una manera muy simple: un intervalo particular de valores de temperatura media anual, precipitación anual, o índice de aridez.

En el otro extremo de complejidad, se puede hacer un perfil bioclimático específico para la especie, en donde a partir de datos de la ubicación geográfica de los sitios con presencia de la especie y valores de variables climáticas y de otro tipo de esos sitios, se construye un modelo que pueda predecir la distribución del clima propicio para la especie. Luego, puede repetirse el modelaje usando predicciones de cambio climático, para predecir la distribución del hábitat climático en el futuro.

A continuación, se plantean diferentes estrategias para definir los sitios en los cuales una determinada fuente de semilla o genotipo superior puede ser plantada mediante migración asistida, de lo más sencillo a lo más complejo. Entre más compleja sea la estrategia, mayor será la información que se requiere de la especie y del clima y se tendrán menores riesgos.

⁵ Por el momento se considera al conjunto de genotipos como población, indistintamente si son de una población natural o genotipos superiores.





Las estrategias que se describen a continuación, parten de una premisa fundamental: el clima es la principal fuerza que define la distribución de especies de plantas (Brown y Gibson, 1983; Tukanen, 1980; Woodward, 1987).

Antes de describir cada estrategia y su correspondiente lineamiento técnico, es conveniente establecer una serie de criterios generales para la recolecta de semilla y establecimiento de las reforestaciones, que son válidos para todas las estrategias y lineamientos subsecuentes.

4.3 LINEAMIENTOS TÉCNICOS DE APLICACIÓN GENERAL PARA LA RECOLECTA DE SEMILLAS Y EL ESTABLECIMIENTO DE REFORESTACIONES

El número y tipo de individuos de los que se tendría que recolectar semilla seguiría los mismos criterios convencionales:

- a) Si es una reforestación con objetivos de restauración ecológica o de conservación, es conveniente coleccionar el mayor número posible de árboles, seleccionados preferentemente al azar, para incluir en el germoplasma la mayor cantidad posible de diversidad genética.
- b) Si es una reforestación con el objetivo de establecer una plantación comercial, es recomendable seleccionar individuos con fenotipo deseable. En el caso de especies del género *Pinus*, seguramente se consideraría como deseable árboles con fuste recto, buena conformación de copa, una velocidad de crecimiento superior al promedio (esto se logra comparando al candidato con vecinos cercanos de edad comparable, pero es costoso y muy difícil de realizar en rodales incoetáneos), y libres de daños por plagas y enfermedades visibles.
- c) El número mínimo de árboles coleccionados por procedencia recomendado podría ser 30 y preferentemente 50. En el caso de especies del género *Pinus*, que se polinizan de manera abierta por el viento, es de esperar que la semilla coleccionada de 50 individuos como fuente materna, también contenga la diversidad genética de un número mucho mayor de individuos como fuente paterna (donadores de polen).
- d) Es recomendable coleccionar individuos separados entre sí al menos 20 m de distancia, para disminuir la posibilidad de recolectar individuos emparentados entre sí y con ello prevenir la endogamia en la siguiente generación.

⁶ Existen varias técnicas para ello que se describen brevemente más adelante.





e) El tamaño mínimo de una población migrada es un tema actualmente en debate, insuficientemente discutido y sin consenso. Posiblemente sería adecuado invocar el concepto de tamaño mínimo de población genéticamente viable (Frankham *et al.*, 2002), que significa una población de un tamaño suficientemente grande como para que los procesos naturales que moldean la estructura genética de una población puedan seguir su curso y mantener el mismo nivel de diversidad genética en la siguiente generación (Ledig, 1988). Esos procesos son: selección, migración, deriva génica y mutación.

Se ha estimado 4,660 individuos en edad reproductiva como tamaño mínimo de población genéticamente viable para especies del género *Pinus* de México, a partir de una generalización muy tentativa de la diversidad genética cuantificada con estudios de isoenzimas en poblaciones de pinos mexicanos (Sáenz-Romero *et al.*, 2003); ese número deseable se podría redondear con fines prácticos a 5,000 individuos.

Es importante subrayar que ese número se refiere a individuos reproductivos (tamaño efectivo de población, por usar el concepto de genética de poblaciones), por lo que habría que plantar inicialmente un número mayor, para considerar la mortalidad esperada. Si se asume como aceptable una mortalidad del 50%, sería razonable suponer plantar al menos 10,000 individuos, con fines prácticos. Si se utiliza un espaciamiento de 3x3 m, esto significaría plantar áreas con una superficie de 9 ha, o bien de 4 ha a un espaciamiento de 2x2 m.

f) Al establecer una población mediante migración asistida: ¿Se debe reemplazar a las poblaciones naturales locales? Si la población local se encuentra en un proceso de declinación forestal, con numerosos individuos muertos que están sirviendo de focos de propagación de plagas y enfermedades, la respuesta es sí. Si la población local natural se encuentra en buen estado, es muy posible que entrará en un proceso de declinación por el desacoplamiento que ocurrirá con el clima para el cual está adaptada (tema explicado en los capítulos anteriores). Sin embargo, la decisión de eliminar a una población natural en buen estado es una decisión muy difícil. Se podría decir que en el caso de México, con tantos sitios con vocación forestal deforestados, alterados y degradados, existe un buen número de opciones de sitios a reforestar, antes de llegar al punto de enfrentarse al dilema planteado.





En síntesis, un conjunto de lineamientos generales sería:

Al seleccionar individuos como fuente de semillas, se sugiere hacerlo al azar o con un fenotipo deseable, recolectando un número mínimo (30 por procedencia o, preferentemente, 50 por polinización abierta), con un espaciamiento en la recolecta mínimo de 20 m entre sí, para ser plantados al menos 10,000 individuos para obtener 5,000 como población efectiva viable.

Los anteriores son criterios generales que se aplicarían en las distintas estrategias de selección de la fuente de semilla que se describe a continuación y por tanto se podrían aplicar junto con los siguientes lineamientos que se describen.

4.4. ESTRATEGIA 1. COMPENSACIÓN ALTITUDINAL CON UN CRITERIO GENERAL: MIGRAR 300 DE ALTITUD HACIA ARRIBA

Ésta sería la estrategia de decisión más sencilla y de aplicación más general, aplicable cuando carecemos de toda información, excepto de dos cosas: el cambio climático esperado para 2030 es en promedio de 1.5 °C respecto al clima contemporáneo (promedio 1961-1990) (ver Figura 1) y por cada 100 m de altitud, la temperatura promedio anual en general cambia 0.5 °C (excepto en los primeros 500 m de altitud en las costas) (Figura 14). Por tanto, un incremento de la temperatura anual promedio de 1.5 °C (lo esperado para 2030), se compensaría ascendiendo en altitud 300 m.



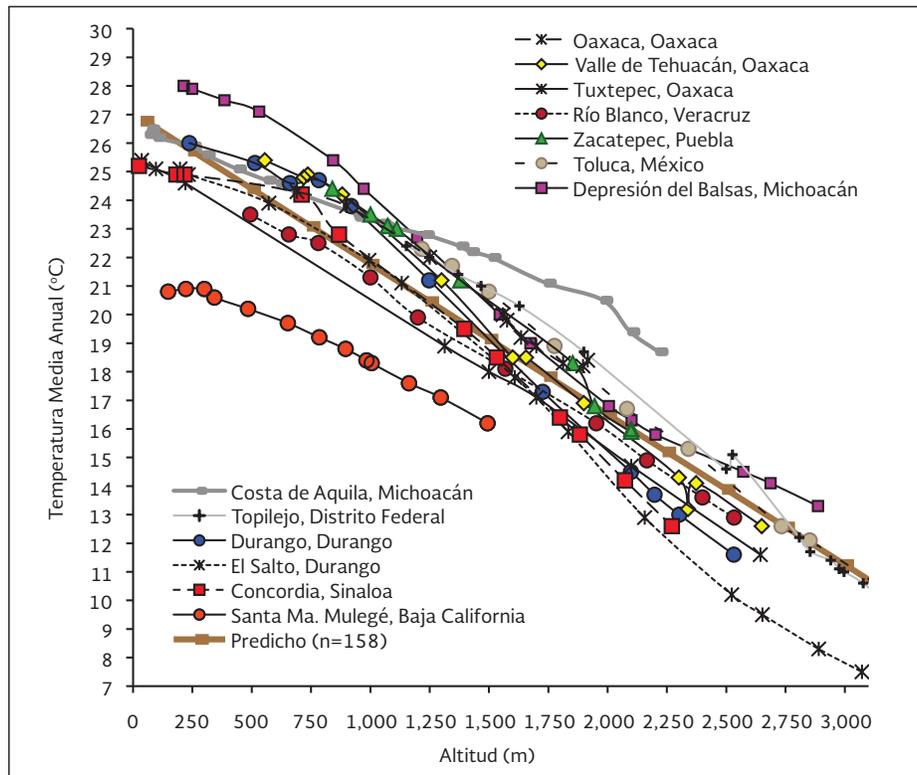


Figura 14. Media anual de temperatura (clima contemporáneo, promedio 1961-1990) contra altitud, de sitios a lo largo de 13 transectos altitudinales. La línea gruesa es resultado del ajuste de un modelo lineal de regresión, que indican una tasa de cambio promedio de 0.52 °C por cada 100 m de altitud (modificado de Sáenz-Romero *et al.*, 2010).

Esto llevaría a aplicar una recomendación muy sencilla:

LINEAMIENTO 1. COLECTAR SEMILLA DE UNA POBLACIÓN NATURAL O DE UN GENOTIPO SELECCIONADO, PRODUCIR PLANTA EN VIVERO Y PLANTAR A 300 M DE MAYOR ALTITUD QUE EL SITIO DE COLECTA

Por ejemplo, si se desea reforestar un sitio típico de *Pinus psedostrobus* en la Meseta Purépecha de Michoacán, a 2,600 m de altitud, sería necesario recolectar semilla de esa especie a 2,300 m de altitud, producir planta en vivero y reforestar el sitio a 2,600 m de altitud. Esto parte del supuesto de que la población que actualmente crece a 2,300 m está adaptada a un clima con un promedio anual de temperatura 1.5°C más cálida que el sitio a 2,600 m; esto puede verificarse con el método descrito en la siguiente sección.





Si el sitio a reforestar es de *Pinus pseudostrabus*, pero a 2,300 m de altitud, al menos en la región de la Meseta Purépecha de Michoacán, si se desciende 300 m de altitud, a 2,000 m, es muy probable que ya no se encuentre de manera natural *P. pseudostrabus*, sino *Pinus devoniana* (también conocida como *P. michoacana*). El procedimiento sería el mismo: recolectar semilla de *P. devoniana*, producir planta en vivero y reforestar el sitio de 2,300 m. En este caso, se estaría reemplazando una especie por otra. Lo que sucedería en el ecotono (área de transición) entre dos especies o entre dos tipos de vegetación.

Siguiendo la misma lógica, si tenemos que reforestar un sitio a 1,200 m de altitud de *Pinus oocarpa*, al menos en la Meseta Purépecha de Michoacán, al descender 300 m de altitud ya no se encuentra de manera natural especies del género *Pinus*. Sería necesario decidir la especie a utilizar de entre las arbóreas de la selva baja caducifolia; podría ser una especie del género *Leucaena* o *Bursera*⁷.

4.5. ESTRATEGIA 2. CUANDO CONOCEMOS SOLO LA UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA FUENTE DE SEMILLA

A partir de registros de herbario, datos de inventario forestal y de colecciones previas de semillas, podemos:

- a) Determinar la latitud, longitud y altitud de las poblaciones naturales o el sitio de origen de un genotipo superior.
- b) A partir de los datos anteriores de ubicación, estimar una serie de variables climáticas para cada uno de los sitios para el clima contemporáneo y luego para el clima de 2030. El clima futuro puede estimarse para un solo Modelo de Circulación Global y un escenario de emisiones, o estimando para varios de ellos y luego obteniendo una media de los valores. Esto se puede realizar utilizando un modelo climático de “*thin plate splines*” para México (Sáenz-Romero *et al.*, 2010), disponible en <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/>, en la sección de “*Custom Climate Data Request*”⁸. Es necesario cargar en el sitio web un archivo en formato de texto (*.txt, ASCII MS-DOS), con el siguiente formato por cada línea: Localidad entre comillas, Longitud, Latitud (las dos últimas con minutos y segundos convertido a decimales; dos

⁷ Una interesante discusión de los dilemas que se tendría que enfrentar en las áreas de ecotono, se encuentra en Zacarías-Eslava y del Castillo (2010).

⁸ (<http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/customData/>).





decimales), longitud en negativo (por ser Oeste) y altitud en metros, cada columna separada por al menos un espacio en blanco (ejemplo: “Pinus_chiapensis_Oax” -96.29 17.39 1445)⁹.

- c) Graficar los valores de clima para cada sitio, en dos series de datos (una para clima contemporáneo y otra para clima de 2030), contra una variable geográfica relevante (típicamente altitud, pero puede ser latitud u otra).
- d) Ajustar un modelo de regresión (lineal u otro), para estimar en promedio la distancia en los valores de la variable geográfica necesaria para que al desplazar una población o genotipo, quede ubicada en 2030, en un sitio con el mismo valor climático que en el clima contemporáneo (Figura 15). Esa diferencia sería el movimiento de migración asistida necesario para acoplar al clima de 2030.

Por ejemplo, en Sáenz-Romero *et al.*, (2012a) se estimó para 128 poblaciones de *Abies religiosa* (obtenidas del Inventario Nacional Forestal de la CONAFOR), la temperatura del mes más caliente (inesperadamente la variable climática más relevante para esa especie) contra altitud. Los datos del clima contemporáneo se obtuvieron de la página de internet mencionada, promediando los valores de seis modelos-escenarios (tres modelos generales de circulación global y sus combinaciones con dos modelos de emisiones cada uno, A y B). Finalmente se ajustó un modelo de regresión lineal para el clima contemporáneo y otro para el de 2030 y se midió la distancia entre ambas líneas de regresión, resultante en 275 m de diferencia altitudinal, redondeado a 300 m para fines prácticos. Esa tendría que ser el movimiento altitudinal para que una población, por ejemplo, que en la actualidad está ubicada en un sitio a 2,300 m, con una temperatura media del mes más caliente de 17.5°C, en 2030 estará ubicada en un sitio con esa misma temperatura, pero a 2,575 m (Figura 15).

De lo anterior podemos resumir el siguiente lineamiento:

LINEAMIENTO 2:

Paso 1. Determinar para localidades de las poblaciones o genotipos de interés el clima contemporáneo (representado por una o más variables simples pero relevante, como temperatura media anual, precipitación anual, etc).

⁹ En el sitio antes mencionado hay más instrucciones y también en el manual de García-Cruz y Sierra-Villagrana (2011).





Paso 2. Comparar la estimación de clima contemporáneo con el clima predicho para 2030¹⁰.

Paso 3. Cuantificar el movimiento geográfico necesario para que una población o genotipo quede reubicada en 2030 en un sitio con un clima equivalente al contemporáneo. Esto a partir de la asociación de los gradientes de temperatura o de otras variables climáticas a un gradiente geográfico (comúnmente altitud o latitud; ver ejemplo en Figura 15).

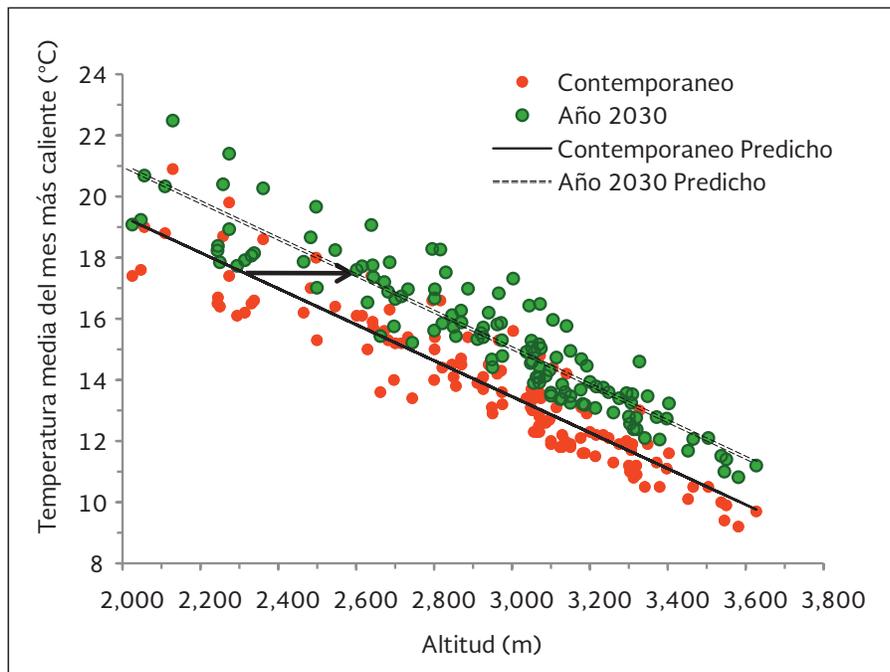


Figura 15. Temperatura media del mes más caliente de 128 localidades de *Abies religiosa*, graficadas contra su altitud, para el clima contemporáneo (promedio 1961-1990) y para 2030 (media de seis modelos-escenarios). La flecha indica el movimiento altitudinal hacia arriba necesario para que por ejemplo, una población que actualmente habita a 2,300 m de altitud, con una temperatura del mes más caliente de 17.5 °C, en 2030 esté reubicada en un sitio con un clima equivalente (17.5 °C) (modificado de Sáenz-Romero *et al.*, 2012a).

4.6. ESTRATEGIA 3. CUANDO CONOCEMOS EL PATRÓN DE DIFERENCIACIÓN GENÉTICA ENTRE POBLACIONES A LO LARGO DE UN GRADIENTE AMBIENTAL

¹⁰ Los pasos 1 y 2 se pueden realizar consultando el sitio <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/customData/>





A partir de resultados de ensayos de procedencias o progenies de genotipos superiores, cuando las fuentes de semilla han sido colectadas a lo largo de un gradiente ambiental (por ejemplo, un gradiente altitudinal), es posible determinar experimentalmente la diferencia ambiental (por ejemplo, diferencia altitudinal o diferencia de temperatura) mínima significativa que hace que dos poblaciones sean genéticamente diferentes, con base en algún carácter cuantitativo, como altura de planta o resistencia a heladas (Sáenz-Romero, 2004). A su vez, la diferencia mínima significativa entre dos poblaciones permite desarrollar una zonificación altitudinal, en el caso de que el gradiente ambiental haya sido estudiado a través de un gradiente altitudinal. La altitud en realidad es una variable que expresa el efecto de otras variables ambientales, principalmente temperatura.

El procedimiento resumido sería el siguiente¹¹:

- a) Recolectar semilla de poblaciones¹² a lo largo de un gradiente ambiental. Por ejemplo, en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, se colectó semilla de una población de *Pinus pseudostrabus* a cada 100 m de diferencia altitudinal, desde el sitio de menor altitud (2,200 m) hasta el sitio de mayor elevación en los bosques de esa comunidad (2,900 m; (ocho poblaciones o procedencias en total).
- b) Producir planta en vivero, manteniendo el control de la identidad de la semilla por población o aún mejor, por individuo y población, desde la colecta y secado de los conos, hasta el término del experimento. Con la planta establecer un ensayo de procedencias, de preferencia en más de un sitio representativo. El ensayo puede ser de campo o de jardín común (Figuras 21 y 25). El ensayo debe tener condiciones iguales de suelo o sustrato, riego, deshierbe, sombra y protección, entre otros, para todas las procedencias ensayadas. La igualdad de condiciones experimentales para todas las procedencias en cada uno de los sitios de ensayo, permite suponer que las diferencias que se expresen entre ellas (en cada sitio), son diferencias genéticas.

¹¹ Más detalles en Sáenz-Romero (2004); ejemplo señalado, tomado de Sáenz-Romero et al. (2012b),

¹² Se considera población al conjunto de individuos creciendo en un sitio determinado; la población está representada en un experimento por las plantas originadas de semillas colectadas en esa población. Procedencia se refiere el sitio en donde crece una población determinada. Es común que se utilicen los términos procedencia y población indistintamente; probablemente el término procedencia es de uso más generalizado en el ámbito forestal y población lo es en el ámbito de ecología y ecología genética.





- c) Evaluar el crecimiento de las poblaciones o procedencias (cuantificando variables cuantitativas como altura, diámetro, tasa de crecimiento, biomasa peso seco) y responder dos preguntas: (i) ¿Existen diferencias significativas entre procedencias? Esto se responde realizando un análisis de la varianza (ANOVA, usando un valor umbral para determinar el significado de $\alpha = 0.05$) para cada una de las variables evaluadas.
- d) En caso de que sí existan diferencias significativas, responder la siguiente pregunta. (ii) ¿Existe una asociación entre el valor promedio de cada procedencia y el valor de alguna variable geográfica que sea representativa del gradiente ambiental (por ejemplo, la altitud o la latitud de la procedencia)? Esto se puede responder realizando, por ejemplo, un análisis de regresión entre el promedio por población y la altitud de la procedencia. En el caso de la Figura 6, la regresión es significativa ($r^2 = 0.80$, $P = 0.003$; Sáenz-Romero *et al.*, 2012b).
- e) Encontrar la diferencia ambiental que hace a dos poblaciones genéticamente diferentes, de existir una asociación significativa entre el crecimiento de las procedencias y la variable ambiental que representa al gradiente ambiental (peso seco de planta y altitud, en el ejemplo de la Figura 6). Para ello es necesario, primero encontrar la diferencia mínima significativa (DMS) que hace a dos poblaciones significativamente diferentes para una variable de crecimiento evaluada.
- f) Encontrar la equivalencia de esa diferencia, pero en la variable ambiental (altitud en el ejemplo de la Figura 6), que hace a dos poblaciones genéticamente diferente. Esto se puede realizar gráficamente o inferir algebraicamente. Gráficamente, se traza una primera línea horizontal desde el eje y (preferentemente cerca del valor máximo, punto Y_1) hasta intersectar la línea de regresión del punto de intersección (Figura 16), se baja una línea vertical al eje X (punto X_1); luego, se repite el proceso, pero trazando una segunda línea horizontal partiendo desde el eje y a una distancia de la primera equivalente al valor de DMS (Y_2); intersectar la línea de regresión y bajar nuevamente al eje X (X_2). La diferencia entre $Y_1 - Y_2 = \text{DMS}$. La diferencia $X_2 - X_1 = 300$ m de diferencia altitudinal que hace a dos poblaciones genéticamente diferentes (Figura 16). La diferencia altitudinal se puede inferir también algebraicamente, dividiendo la DMS entre el valor de la pendiente de la regresión (β_1); en el ejemplo: $\text{DMS} / \beta_1 = 10.93 / 0.03697 = 297 \approx 300$ m.





- g) Una vez encontrada la diferencia mínima significativa en altitud, se puede repetir el proceso hasta cubrir la totalidad del rango altitudinal de la especie en una región. En el ejemplo, tres zonas altitudinales son suficientes para cubrir el intervalo de distribución natural altitudinal de *P. pseudostrobus* en la región de Nuevo San Juan Parangaricutiro en Michoacán (Cuadro 3).
- h) Es importante que el error alfa (α) usado para estimar DMS sea 0.20. El valor convencional de $\alpha = 0.05$, conduce a estimar intervalos muy amplios. Es decir, si se usa a $\alpha = 0.05$, al ser más exigente la estimación, es necesario ampliar la diferencia mínima significativa, para que sea correcta la estimación al 95% de confianza; en cambio, un $\alpha = 0.20$, resulta en un intervalo de valores más pequeño por ser suficiente para un nivel de confianza del 80%. Notar que valores más pequeños de DMS conduce en realidad a un movimiento de semillas más conservador, puesto que las zonas resultantes son más angostas¹³. También se puede usar en lugar de DMS, una estimación del intervalo de confianza para las medias por población¹³. Esto es un interesante ejemplo de cómo en ocasiones es necesario transitar de un criterio estadístico ortodoxo a un criterio razonable de manejo biológico.

Las zonificaciones altitudinales originalmente se planearon para decidir el movimiento de semillas para fines de restauración ecológica, conservación y plantaciones comerciales, en donde la idea central es evitar la desadaptación de los genotipos a los sitios de plantación. Esto se lograría (sin considerar el cambio climático), utilizando en una reforestación planta originada de la misma zona altitudinal que el sitio que se pretende reforestar. Alternativamente, se puede coleccionar semilla, producir planta en vivero y plantarla hacia arriba o hacia abajo, a la mitad del ancho de la zona, a partir del sitio de colecta. Por ejemplo, para *Pinus oocarpa* (Cuadro 3), para reforestar la Zona II se debe usar semilla de la Zona II, o bien se puede usar semilla ± 100 m a partir del sitio de colecta (aún si esto significa cruzar el límite de una zona) (Cuadro 3).

¹³ Ver ejemplos de $\alpha = 0.2$ en Sáenz-Romero *et al.*, 2006, 2012b.





Cuadro 3. Zonificación altitudinal para *Pinus oocarpa*, *P. devoniana* (*P. michoacana*), *P. pseudostrobus* y *P. hartwegii* en Michoacán y *Pinus patula* en Oaxaca. Se indica en negritas la zona con las poblaciones de mayor potencial de crecimiento, bajo un clima contemporáneo y el movimiento altitudinal sugerido dependiendo del objetivo de manejo. Modificado de Sáenz-Romero (2011).

Altitud (m)	Especie				
	<i>Pinus oocarpa</i>	<i>Pinus devoniana</i> = <i>P. michoacana</i>	<i>Pinus pseudostrobus</i>	<i>Pinus patula</i>	<i>Pinus hartwegii</i>
1,050-1,250	Zona I				
1,250-1,450	Zona II				
1,450-1,650	Zona III				
1,600-2,000		Zona I			
2,000-2,400		Zona II			
2,100-2,400			Zona I		
2,400-2,700			Zona II		
2,700-3,000			Zona III		
2,400 – 2,600				Zona I	
2,600 – 2,800				Zona II	
2,800 – 3,000				Zona III	
3,150-3,350					Zona I§
3,350-3,550					Zona II
3,550-3,750					Zona III
Ancho altitudinal de zona	200 m	400 m	300 m	200 m	200 m
Movimiento a partir del sitio de colecta¶	± 100 m	± 200 m	± 150 m	± 100 m	± 100 m
Altitud de la mejor procedencia	1,255 m	1,700 m	2,500§ m	2,650 m	3,200 m
Adaptación al calentamiento global†	† 200 m	† 400 m	† 300 m	† 200 m	† 240 m
Bibliografía	(a)	(b)	(c)	(d)	(e) §

† Movimiento altitudinalmente hacia arriba, a partir del sitio de colecta.

§ Se realizó una corrección de altitud respecto a lo publicado en: Viveros-Viveros *et al.* (2009). La indicada aquí es la correcta.

¶ Para restauración y conservación, pero sin considerar los efectos del cambio climático.

Bibliografía: (a) Sáenz-Romero *et al.*, 2006. (b) Aguilar-Aguilar, 2006; Sáenz-Romero y Tapia-Olivares, 2008. (c) Sáenz-Romero *et al.*, 2012. (d) Ruiz-Talonia, 2010; Ruiz-Talonia *et al.*, 2012. (e) Loya-Rebollar *et al.*, 2012.



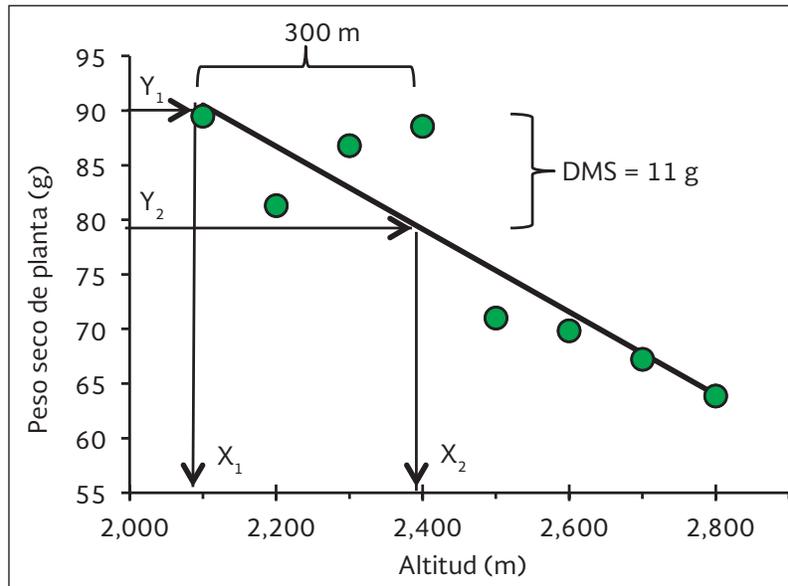


Figura 16. Relación entre el peso seco de plantas de dos años de edad de *Pinus pseudostrobus*, contra la altitud de la procedencia de origen, ensayadas en jardín común (mismos datos que Figura 6).

DMS = Diferencia mínima significativa (estimado con error $\alpha = 0.20$) = 11 g. Las flechas se utilizan para inferir gráficamente la diferencia mínima en altitud que hace a dos poblaciones significativamente diferentes, a partir de la DMS entre poblaciones para peso seco de la parte aérea (resultado: 300 m de diferencia altitudinal). La fórmula para la línea de regresión es: $Y = \beta_0 + \beta_1 X = 167.9 + (-0.03697) X$, en donde Y es el peso seco promedio por población (g) y X la altitud (m).

Sin embargo, si consideramos los efectos del cambio climático, se sugiere subir la semilla el máximo del ancho de la zona, a partir del sitio de colecta. La idea es acoplar los genotipos a los ambientes que ocurrirán en el futuro, sin poner en riesgo en la actualidad la sobrevivencia de las plantas (Bower y Aitken, 2008). Esto se lograría no excediendo con el movimiento el equivalente a la amplitud de la zona, a partir del sitio de colecta. Por ejemplo, para *P. oocarpa* se sugiere subir semilla 200 m de altitud (Cuadro 3). Para el caso de *Pinus hartwegii*, el movimiento podría ser de 200 m altitudinalmente hacia arriba (Cuadro 3 y Figura 17). De excederse el movimiento el ancho de la zona, es de esperarse que las plantas crezcan en un sitio con un clima significativamente distinto al de su origen y tendrán probablemente menor crecimiento, daño por heladas y menor sobrevivencia.





Lo anterior permite sugerir el siguiente lineamiento:

Lineamiento 3. A partir del sitio de colecta de la fuente de semilla, mover altitudinalmente hacia arriba el equivalente al ancho máximo de una zona altitudinal, cuando la zonificación se ha desarrollado con base en la diferencia altitudinal que hace a dos poblaciones genéticamente diferentes.

En ejemplo del movimiento altitudinal hacia arriba de *Pinus hartwegii*, observar que en la Figura 17 las poblaciones de la mayor altitud ya no tienen a dónde ir en el Pico de Tancítaro, Michoacán, ya que la altitud máxima es de aproximadamente 3,800 m. La migración tendría que ser entonces a otras montañas de mayor elevación dentro del eje Neovolcánico, como los volcanes Nevado de Toluca, Popocatepetl, Iztaccíhuatl y Pico de Orizaba. En esos mismos volcanes, la línea de máxima altitud de los árboles (conocida como *treeline* o *timberline*) está alrededor de los 4,000 m de altitud (Lauer, 1973; Perry, 1991).

Por lo tanto, la migración a altitudes mayores de 4,000 m implicaría una colonización en sitios en donde actualmente no hay vegetación arbórea y muy frecuentemente son sitios con suelos muy pobres en materia orgánica, formados por arena y roca volcánica, lo cual representará un gran reto para el establecimiento de las poblaciones migradas. Habría que considerar establecer primero plantas nodriza y algún tipo de subsidio para mejorar las condiciones del suelo, como acolchado con materia orgánica (Lindig-Cisneros *et al.*, 2007; Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005, Blanco-García *et al.*, 2011).



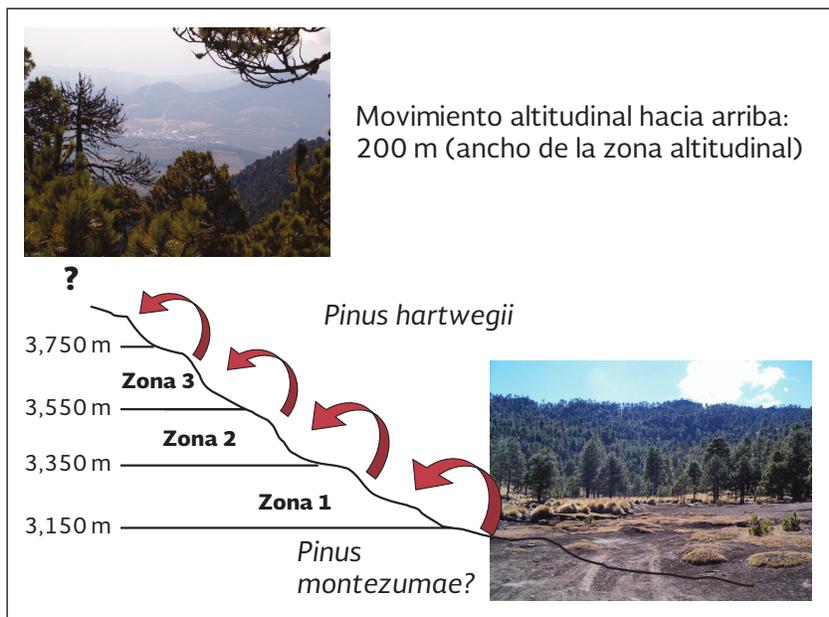


Figura 17. Movimiento altitudinal hacia arriba de poblaciones de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Pico de Tancítaro, Michoacán, para acoplarse al clima predicho para 2030. Notar que la semilla colectada en la Zona 3 no tiene un lugar a donde ir, ya que la montaña tiene una altitud menor a la necesaria. Sería por tanto necesario migrar a otra montaña de más altitud. La Zona 1 necesitaría ser plantada con una especie distinta, por ejemplo *Pinus montezumae*, que se distribuye inmediatamente a menor altitud que *P. hartwegii* (Modificado de: Viveros-Viveros *et al.*, 2009; Sáenz-Romero 2011).

4.7 ESTRATEGIA 4. CUANDO SE PUEDE MODELAR LA DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE UNA ESPECIE

4.7.1 MODELAJE CON UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

Se determina la zona en la cual es probable que se encuentre una especie, superponiendo en un Sistema de Información Geográfica (SIG) capas de información, tales como: sitios en donde se encuentra presente la especie de interés, Modelos de Elevación Digitales (MED), pendiente del terreno, exposición, tipo de vegetación, temperatura anual o estacional, precipitación anual o estacional, índice de aridez y otras variables relevantes.

Con base en esas capas de información, se define el rango de valores para cada capa de información de los sitios en los que se encuentra presente la especie y se encuentra el área geográfica ocupada por la combinación de esos intervalos de valores; esto es semejante a la metodología conocida





como envoltorios climáticos (*climatic envelopes*). La predicción se puede repetir cambiando los valores de temperatura, precipitación e índice de aridez con valores derivados de escenarios de cambio climático y con ello predecir una zonificación ecológica para el futuro. El movimiento asistido sería de una zona ecológica contemporánea a una zona ecológica equivalente en un escenario futuro (se sugiere el de 2030).

En la Figura 18 se ejemplifica la distribución geográfica contemporánea y futura de *Pinus patula* en Huayacocotla, Veracruz (García-Cruz y Sierra-Villagrana, 2011). La migración tendría que ser de las zonas predichas contemporáneas a las futuras.

Desde luego, además de la información en el sistema de información geográfica, es necesario contar con los recursos humanos calificados necesarios para procesar la información de la manera descrita. Las gerencias de reforestación (Subgerencia de Germoplasma Forestal) y la Gerencia Estatal de la CONAFOR en Zacatecas, han realizado un importante esfuerzo para desarrollar una zonificación de este tipo de especies prioritarias para la reforestación y han publicado un manual detallado al respecto (García-Cruz y Sierra-Villagrana 2011).

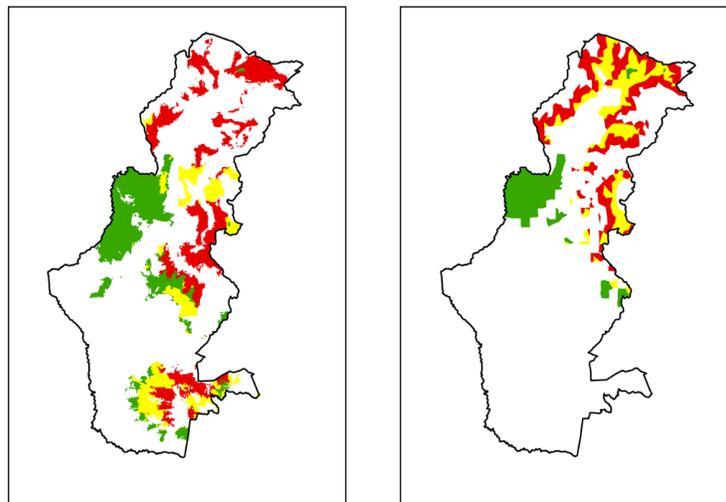


Figura 18. Mapa de zonificación ecológica del pino colorado (*Pinus patula*) en Huayacocotla, Veracruz, para clima contemporáneo (izquierda) y para 2030 (derecha), usando el Modelo Canadiense, escenario de emisiones A1B. Aptitud del sitio para *Pinus patula*: baja (rojo), media (amarillo), alta (verde). La sugerencia sería colectar semilla de las áreas de elevada aptitud del clima contemporáneo y plantar en las equivalentes del clima de 2030. Modificado de García-Cruz y Sierra-Villagrana (2011).





4.7.2 MODELAJE DE NICHU ECOLÓGICO O HÁBITAT CLIMÁTICO

Existen técnicas más complejas para predecir la distribución geográfica de una especie, mediante el modelaje de nicho ecológico (*ecological niche modeling*) o del hábitat climático apropiado (*suitable climatic habitat*). Las más comunes son GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Production) y MaxEnt¹⁴.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), hizo recientemente un curso, en una serie de videos, sobre modelado de distribución geográfica de especies, impartido por Townsend Peterson y Jorge Soberón¹⁵.

Otra técnica es el uso de un paquete del software R llamado Random Forest (Breiman, 2001), que además de la información climática de sitios con presencia, requiere de información de sitios con ausencia de la especie. Con Random Forest, se modela el hábitat climático mediante la construcción de un modelo que compara el clima que ocurre en los sitios en donde está presente un bioma o especie, contra el clima que ocurre en sitios en donde están ausentes¹⁶.

La migración asistida se realizaría tomando semilla de un sitio en donde se predice que está presente el hábitat climático propicio para la especie, a un sitio en donde se predice que en el futuro estará presente el hábitat climático propicio.

Un ejemplo de esto es la predicción del hábitat climático propicio presente y futuro para *Pinus chiapensis* (Figura 19).

De lo anterior se resume el siguiente lineamiento:

Lineamiento 4. Mover una fuente de semilla de su zona ecológica, nicho ecológico o hábitat climático modelado bajo un clima contemporáneo, al sitio en donde se predice ocurrirá en 2030.

¹⁴ Ver: Peterson et al., 2007; Barve et al., 2011. Ejemplos de aplicación de GARP para predecir la distribución geográfica de *Abies religiosa* y de la mariposa monarca en Oberhauser y Peterson (2003); para *Pseudotsuga menziesii* en México usando MaxEnt en Gugger et al. (2011).

¹⁵ (<http://www.youtube.com/playlist?list=PL35E78916079302F9&feature=plcp>).

¹⁶ Ver ejemplos de aplicaciones de Random Forest para biomas en Rehfeldt et al. (2012); para coníferas de México en Ledig et al. (2010); para *Picea* sp. en Sáenz-Romero et al. (2010); para *Pinus chiapensis* y *Abies religiosa* en Sáenz-Romero et al. (2012a).



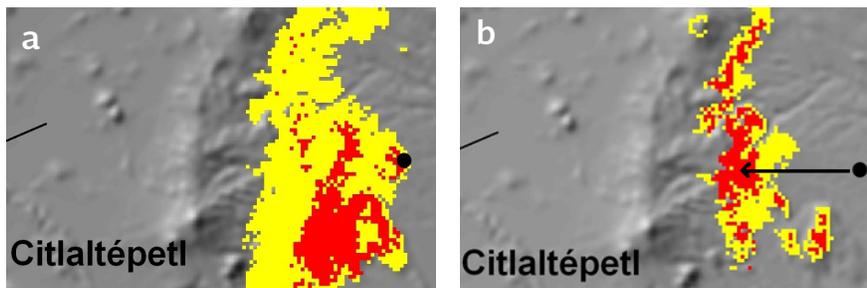


Figura 19. Hábitat climático propicio de *Pinus chiapensis*, en laderas al este de la Sierra Madre Oriental. Probabilidad de ocurrencia: amarillo > 50%, rojo > 80%; punto negro: población real. (a) Clima contemporáneo, (b) de 2060. La flecha en el panel (b) indica la migración asistida necesaria para que una fuente de semilla contemporánea se reacople a su clima propicio en un sitio predicho para 2060. Notar por el relieve y la cercanía al volcán Citlaltépetl o Pico de Orizaba, que el movimiento implica moverse a mayor elevación. Modificado de Sáenz-Romero *et al.* (2010).

El lineamiento anterior aplicaría también para migrar Unidades Productoras de Germoplasma Forestal (UPGF), tales como rodales semilleros, áreas semilleras y huertos semilleros. En la actualidad, la CONAFOR ha desarrollado una zonificación del país en subprovincias fisiográficas de distribución natural de germoplasma forestal y pretende fomentar el desarrollo de UPGF en cada una de las subprovincias, en donde la semilla obtenida de las UPGF sea utilizada para producir planta en vivero y reforestar sitios dentro de la UPGF.

Esta estrategia representa un avance importante, pero en ella prevalece un enfoque de restauración ecológica, sin considerar explícitamente los efectos potenciales del cambio climático. Sería necesario considerar mover altitudinalmente hacia arriba la semilla producida por las UPGF dentro de cada subprovincia fisiográfica. Es posible que en algunos casos sea necesario cruzar una frontera entre subprovincias, para movilizar semilla de una más cálida y seca a otra que en la actualidad es menos cálida y seca, la cual dejará de serlo en el futuro. Por ejemplo, para migrar un rodal semillero, habría que recolectar semilla de un número representativo de individuos del rodal semillero original, producir con la semilla planta en vivero y establecer en el sitio con el clima propicio predicho como adecuado en el futuro, una plantación que servirá en el futuro como fuente de semilla (ver más criterios en la sección 4.3).

4.8 ESTRATEGIA 5. CUANDO SE PUEDE MODELAR LA DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA A NIVEL DE POBLACIONES DIFERENCIADAS GENÉTICAMENTE DENTRO DE UNA ESPECIE





Cuando es posible contar con el modelaje de la distribución geográfica de una especie (mediante modelaje del nicho ecológico usando GARP o MAXEnt, o del hábitat climático usando Random Forest) y además se cuenta con información de la diferenciación genética entre poblaciones (a partir de ensayos de procedencias en diferentes sitios), que permita modelar también el desempeño del crecimiento y la sobrevivencia de las poblaciones cuando crecen en distintos ambientes, entonces es posible dividir la predicción de la distribución geográfica en climatipos, que son una entidad semejante al concepto de población, pero definido con base en el hábitat climático propicio para una población diferenciable genéticamente por su desempeño en diferentes ambientes (Tchebakova *et al.*, 2005).

La cuantificación de la variación genética entre poblaciones o procedencias, tiene que realizarse mediante el establecimiento de ensayos de procedencias ubicados en distintos sitios, a fin de comprender las diferencias en el desempeño de los genotipos, cuando crecen en distintos ambientes y en comparación a otras procedencias. Los principios básicos necesarios para cuantificar la variación entre procedencias, son los mismos que los descritos en la sección 4.6.

Idealmente, se requeriría tener una curva del desempeño de cada población, a lo largo de un gradiente ambiental (Ver Figura 5 en Leites *et al.*, 2012). El gradiente ambiental puede expresarse como la diferencia entre el clima del sitio del ensayo y el clima del sitio donde se colectó la procedencia ensayada; a esa diferencia se le llama Distancia de Transferencia (DT) y puede expresarse, tanto en unidades de una variable climática ($^{\circ}\text{C}$ de temperatura promedio, mm de precipitación, grados día anuales, etc.), o bien en unidades de una variable geográfica (diferencia en metros de altitud). Por ejemplo, una procedencia colectada en un sitio con media anual de temperatura de 15°C , ensayada en un sitio más cálido, con media anual de 17°C , tendrá una $DT = 17 - 15 = 2^{\circ}\text{C}$. Los valores de DT serían negativos si la procedencia se ensaya en un sitio más frío que su sitio de origen; por ejemplo, si se ensaya en un sitio con media anual de 13°C , sería $DT = 13 - 15 = -2^{\circ}\text{C}$. Cuando $DT = 0$, significa que la procedencia se ensaya en un sitio equivalente a su lugar de origen.

La combinación de la información del modelaje de la distribución geográfica con la información de diferenciación genética y ese mismo modelaje repetido para escenarios climáticos futuros, permite generar poderosas





herramientas de planeación para la migración asistida. Por ejemplo, es posible determinar para una población en particular, cuál sería el área geográfica en donde ocurriría el hábitat climático que le es propicio en un escenario futuro de cambio climático. O bien, para un sitio a reforestar considerando su clima futuro, conocer en qué sitio crecen actualmente poblaciones con un clima contemporáneo equivalente al clima futuro del sitio a reforestar¹⁷. Este tipo de trabajos aún no se han realizado en México (Figura 20).

De lo anterior, se desprende el siguiente lineamiento:

Lineamiento 5. Determinar la población compatible como fuente de semilla con el clima que ocurrirá en 2030 en un sitio a reforestar, a partir de modelar el clima propicio y el crecimiento esperado en las poblaciones fuente y para el sitio a reforestar.

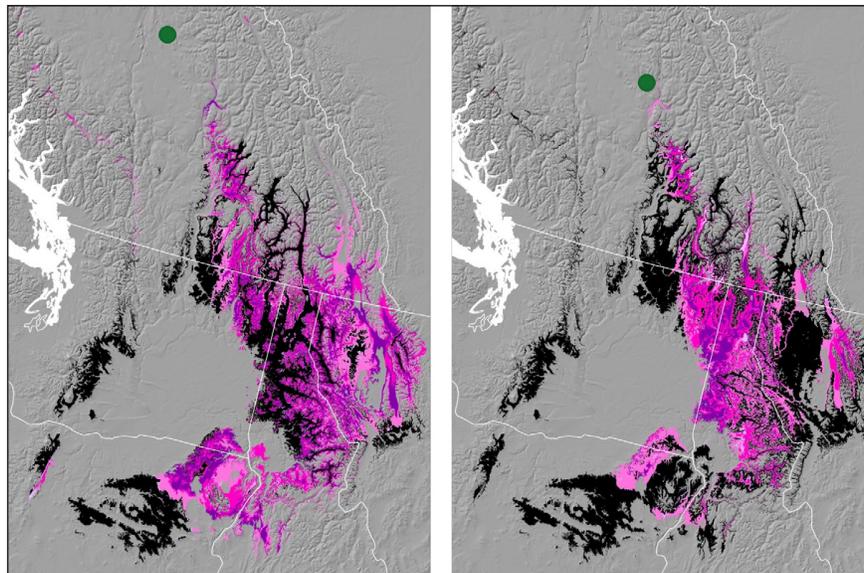


Figura 20. Mapa de guía de transferencia de semillas para obtener una fuente de semilla (colores del rosa al púrpura) compatibles con un sitio a plantar (símbolo verde), en donde ocurrirá un clima predicho para 2030, para dos localidades de Columbia Británica, Canadá, actualmente ubicadas al norte de la distribución actual de *Larix occidentalis*. Las localidades a reforestar son: Gavin Lake (izquierda) y Mahood Lake (derecha). Los colores del rosa al púrpura codifican por el número de modelos-escenarios que coinciden en la predicción: de rosa con dos modelos-escenarios, a púrpura con seis. El color negro indica distribución actual de *L. occidentalis* en la región que no es compatible con el sitio a reforestar. Modificado de Rehfeldt y Jaquish (2010).

¹⁷ Ver: Rehfeldt y Jaquish (2010).





4.9 RIESGOS DE LA MIGRACIÓN ASISTIDA

Las recomendaciones anteriores deben tomarse como un criterio general para lograr el reacoplamiento de las poblaciones y genotipos superiores contemporáneos al clima futuro. No implica de ninguna manera garantía del éxito de una reforestación. Se puede recomendar mover altitudinalmente hacia arriba por ejemplo 300 m de altitud y puede ser que el sitio designado tenga un suelo inapropiado (muy pedregoso, arenoso o erosionado¹⁸, sin la suficiente cantidad de estructura y nutrientes para soportar una población arbórea), o bien tener una exposición totalmente diferente a la de la fuente de semillas, que la haga más seco (exposición sur) o más frío y húmedo (exposición norte). Esto sin mencionar factores como pastoreo, tala ilegal o incendios forestales. En este documento se aborda una variable fundamental, el clima, pero desde luego hay otras que influyen en el éxito o fracaso de una reforestación.

Nuevamente, se enfatiza: las estrategias que se describen, parten de la premisa fundamental de que el clima es la principal fuerza que define la distribución de especies de plantas (Brown y Gibson 1983; Tukanen, 1980; Woodward, 1987).

4.10 DISMINUCIÓN DE LOS RIESGOS DE LA MIGRACIÓN ASISTIDA

El riesgo de daño por heladas de las plantas que sean migradas a sitios que si bien en el futuro tendrán un clima apropiado para la especie, en el presente son más fríos, podría aminorarse usando plantas nodriza. Esto es, proveer protección contra heladas e insolación excesiva a las plantas migradas, plantando previamente otra especie que proporcione protección sin que represente una competencia seria. Ésta podría ser en algunos casos (para plantaciones de *Pinus psedostrobus*, *P. montezumae* y *Abies religiosa*) el arbusto semi-perenne *Lupinus elegans*, que puede proveer de una cobertura protectora contra temperaturas extremas, fijar nitrógeno y después de 3 o 4 años de plantada, muere por sí sola, de manera natural, (Blanco-García *et al.*, 2011).

La creciente incertidumbre para la predicción del clima entre los diferentes modelos de emisiones entre 2060 y 2090 (Figura 1), ocasiona que cada región a reforestar tenga en ese período más de un clima predicho y

¹⁸ Una discusión general sobre distintas estrategias de restauración en sitios muy perturbados se puede encontrar en Lindig-Cisneros *et al.* (2007).





por tanto, más de una población o especie propicia a ser reacoplada. Una estrategia sería reforestar primero los sitios con menor incertidumbre en las predicciones (Rehfeldt *et al.*, 2012). Los sitios con menor incertidumbre, serían aquellos en los que diferentes modelos-escenarios de cambio climático coinciden en la predicción de que un sitio determinado tendrá en el futuro el hábitat climático propicio para un bioma, una especie o un climatipo particular¹⁹.

También podría ser necesario plantar con una mezcla de genotipos originados de varias poblaciones, con la idea de que la selección natural seleccionará con el tiempo la procedencia más adecuada. Sin embargo, esto requerirá reforestaciones de mayor tamaño, a elevadas densidades y mayor costo. Sobre este tema no hay consenso. Sin embargo, no hay duda de que entre más alejado en el tiempo es el clima a reacoplar, más difícil será tener éxito en la migración asistida. Realmente la mejor solución para una fecha posterior a 2060, es disminuir desde ahora las emisiones de gases invernadero.

5. CUANTIFICACIÓN DEL EFECTO DE DIVERSOS AMBIENTES SOBRE EL DESEMPEÑO DE GENOTIPOS SUPERIORES

5.1 EXPLORACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE AMBIENTES, USANDO ENSAYOS Y HUERTOS

La migración asistida de poblaciones y de genotipos superiores (ensayos de progenies de genotipos seleccionados, huertos semilleros sexuales y clonales), puede realizarse con el objetivo de “explorar” el efecto del ambiente sobre el desempeño de los genotipos migrados.

Se ha propuesto, como un criterio simple, el mover altitudinalmente hacia arriba 300 m de altitud los genotipos para acoplar al clima de 2030. La misma idea se puede llevar a cabo en el sentido contrario, para responder a la pregunta ¿Cuál sería el desempeño de genotipos seleccionados en un

¹⁹ En Rehfeldt et al. (2012) se discute una serie de ejemplos de regiones en donde los distintos modelos-escenarios coinciden para predecir un bioma determinado y otros casos en los que hay gran discrepancia. En el sitio web: <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/publications.php> están disponibles (asociados con la publicación enlistada), los rasters de las predicciones de hábitat climático propicio para los biomas de toda Norteamérica, desde el norte de Honduras hasta Alaska.





clima de 2030? Para ello se podría plantar los genotipos seleccionados a 300 m de menor altitud en el presente y a temprana edad de las plantas, se podría cuantificar el efecto de una mayor temperatura y en muchos casos de una menor precipitación.

El ensayo en diferentes sitios permitiría también una cuantificación de la interacción entre genotipos y ambientes.

El costo para la CONAFOR de “explorar” los ambientes estableciendo huertos sexuales o clonales en sitios diversos, a sabiendas de que algunos de ellos no llegarán a ser huertos productivos, sería elevado. Sin embargo, es una opción, ya que tendrían el valor de aportar información sobre el desempeño de los genotipos en diferentes ambientes.

Probablemente la solución sería establecer huertos sexuales y clonales en los sitios predichos con el clima apropiado para 2030 y además, un subgrupo de ensayos o huertos de menor tamaño y a mayor densidad (para aminorar los costos de mantenimiento) pudieran ser plantados en sitios que representen en el presente el clima futuro (sitios más cálidos y secos que el sitio de origen de los genotipos superiores) y otro subgrupo en sitios con un clima compatible en un horizonte de tiempo más alejado, por ejemplo 2060, con la finalidad de probar el límite de resistencia a heladas en el presente.

Esta misma estrategia de exploración ambiental podría realizarse estableciendo ensayos de procedencias de corta duración, como los ensayos de jardín común (ver siguiente sección 5.2). También se podría establecer simultáneamente ensayos y huertos semilleros clonales en distintos ambientes y si los ensayos indican que los genotipos no tienen posibilidades de sobrevivir, abandonar los huertos (así se tendrían únicamente los costos de establecimiento y los de mantenimiento hasta el momento del abandono).

5.2 EJEMPLO DE MIGRACIÓN ASISTIDA, EXPLORANDO EL EFECTO DE VARIOS AMBIENTES

Actualmente se tiene en curso un ensayo de procedencias de jardín común de tres especies (*Pinus pseudostrabus*, *P. leiophylla* y *P. devoniana*) plantado a diferentes altitudes: una “local” a 2,400 m de altitud (local para algunas de las procedencias ensayadas), una para acoplar al clima





de 2,030 (a 2,700 m, 300 m de mayor altitud que la local) y otra a 2,100 m (a 300 m de menor altitud que la local), para cuantificar en el presente el efecto del clima de 2030 (Figura 21, datos no publicados). Se optó por un ensayo de jardín común (materializado en camas elevadas de crecimiento, en donde en todos los sitios se usó exactamente el mismo tipo de sustrato, tierra de monte de un solo sitio), con la finalidad de aislar el experimento de los efectos de un suelo variable a distintas altitudes.

En un experimento previo de migración asistida con *Lupinus elegans* plantado en campo a diferentes altitudes, se encontró un enorme efecto del suelo, debido a que los sitios a diferente altitud tenían una historia de perturbación muy diferente entre sí, de manera que la composición del suelo (por su historia de perturbación) terminó siendo un efecto confundido con la altitud del experimento (datos no publicados). La solución a esto es plantar varias réplicas del experimento a cada altitud elegida, a fin de capturar y promediar la variabilidad de micrositios a una misma altitud. Sin embargo, desde luego, su desventaja es el costo.

5.3 HUERTOS SEMILLEROS EN AMBIENTES CONTROLADOS

Otra posibilidad para cuantificar el efecto del clima futuro en el desempeño de genotipos superiores, es hacer crecer a los genotipos superiores en ambientes totalmente controlados, simulando el clima contemporáneo y algunos escenarios futuros, como 2030, 2060 y 2090.

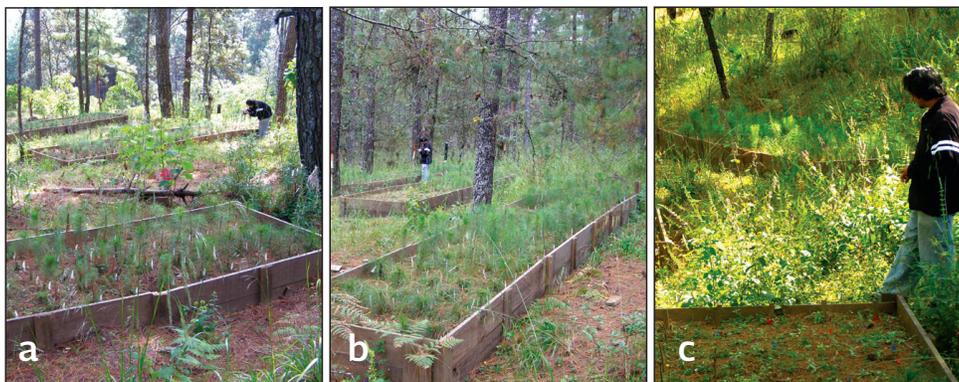


Figura 21. Ensayo de migración asistida de especies y procedencias en camas elevadas de crecimiento en: (a) un sitio elevado (2,700 m de altitud) a donde algunas procedencias fueron migradas 300 m altitudinalmente hacia arriba a partir de su sitio de origen, (b) un sitio de altitud intermedia (2,400 m), "local" para algunas procedencias y (c) un sitio de baja altitud (2,100 m), a 300 m de menor altitud que la ubicación "local". Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mich. Datos no publicados, D. Castellanos-Acuña, tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, UMSNH.





En otros países, existe la infraestructura y el personal capacitado para mantener en condiciones controladas, parte del año o todo el año, a genotipos superiores de gran importancia por su resistencia a enfermedades, su rendimiento en crecimiento excepcional, producción de semilla, o alguna otra característica de interés (Figura 22). Esa infraestructura, desarrollada frecuentemente para huertos semilleros clonales en espacios interiores, podría ampliarse a la simulación de climas futuros.

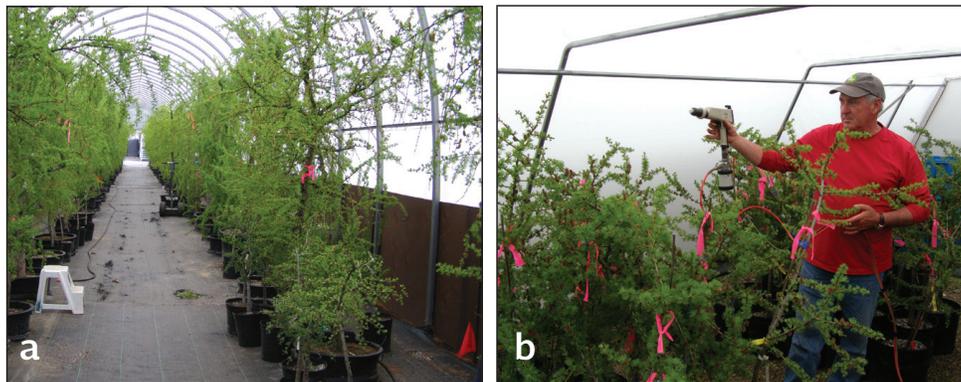


Figura 22. Ambientes controlados para (a) un huerto semillero clonal del híbrido *Larix x marschlinsii* Coaz, un híbrido entre *Larix europaea* x *leptolepis* (europeo x japonés), (b) fertilización controlada con una mezcla de polen. Vivero forestal de Berthierville, cerca de Trois-Rivières, Quebec, Canadá.

Si bien esto parece atractivo, las dificultades técnicas y de costo podrían ser enormes. Uno de los mayores limitantes sería contar con el personal capacitado para lograr la simulación de los climas y dar el mantenimiento al equipo necesario, suponiendo que la inversión en infraestructura no fuera una limitante, que lo es. En México existe una importante deficiencia de especialistas en fisiología de especies forestales, probablemente derivada de que no existe aquí una tradición de producción intensiva y altamente tecnificada de planta forestal.

Si bien el costo de construir la infraestructura necesaria para albergar genotipos superiores bajo una diversidad de ambientes controlados puede ser muy elevado, también es justo valorar la inversión contestando la siguiente pregunta: ¿Cuál sería el costo de no tener árboles en el futuro?

Considerando la falta de personal altamente capacitado en fisiología de especies arbóreas y la falta de recursos financieros para infraestructura





y mantenimiento de la misma de ambientes controlados, probablemente por el momento sería prioritario el establecimiento de ensayos de jardín común en varios ambientes, para cuantificar la diferenciación genética entre procedencias y entre genotipos seleccionados, así como su desempeño en diferentes ambientes. Sin embargo, a la par, se debe invertir recursos en la formación de recursos humanos en fisiología de especies arbóreas y desarrollar un plan piloto de ensayos en ambientes controlados.

6. DISEÑOS DE ENSAYOS, HUERTOS SEMILLEROS Y ARBORETOS

6.1 NECESIDAD DE ENSAYOS DE ESPECIES, PROCEDENCIAS Y PROGENIES

La migración asistida mediante programas de reforestación masivos, requerirá un aprovisionamiento muy importante de semilla de calidad de una fuente conocida. Por ello en el futuro será mucho más importante contar con una amplia red de huertos semilleros clonales y sexuales, bancos de semilla, bancos de clones y *arboretos*. Los huertos semilleros a veces requieren tener asociado un banco de clones superiores o un *arboreto*, como fuente de varetas, esquejes y yemas para realizar la reproducción clonal de los individuos superiores.

La selección de especies y procedencias como fuente de semillas, y la evaluación de genotipos superiores derivados de selección fenotípica, requiere del establecimiento de ensayos de especies, de procedencias y de progenies.

La complicada orografía y enorme diversidad ecológica de México, además de la existencia de áreas con muy distinto grado de perturbación, hacen sumamente complicada la decisión de seleccionar la especie o especies y procedencias más adecuadas para restaurar ecológicamente un sitio determinado. El cambio climático viene a complicar aún más la decisión de que especie y procedencia usar en un sitio determinado.

La mejor manera es decidir la especie, especies o procedencias a utilizar, es en función de los resultados de uno o varios ensayos en campo. Los ensayos son experimentos en los que se planta individuos de varias especies, procedencias o progenies que se cree pudieran sobrevivir, crecer





aceptablemente y cumplir los objetivos planteados para restaurar ecológicamente un sitio determinado, desarrollar plantaciones comerciales u otro objetivo. Los ensayos se hacen bajo un diseño experimental determinado y los resultados se deben analizar mediante métodos estadísticos comúnmente aceptados.

A continuación se desarrollan algunos aspectos relevantes a considerar en el diseño de ensayos de campo, sin pretender reemplazar manuales y libros que ya existen²⁰.

6.2 ELECCIÓN DEL SITIO EXPERIMENTAL

Una vez realizada la selección de la región en que se desea establecer reforestaciones con migración asistida (capítulo 4), la elección del sitio experimental en particular, es decir, el lugar preciso en donde se establecerá un ensayo de especies, es una de las decisiones más difíciles.

El sitio experimental debe ser:

- 1) Representativo de los sitios que se pretende reforestar. Debe tener condiciones de clima, suelo y perturbación similares a la mayoría de los sitios que se pretende restaurar en una región dada.
- 2) Cumplir los requisitos mínimos de tamaño y forma que permitan establecer un diseño experimental estadísticamente aceptable.
- 3) Contar con condiciones mínimas de acceso, que permitan establecer, mantener y evaluar el ensayo a un costo aceptable.
- 4) Con garantías de permanencia y protección, convenientemente cercado, para evitar la entrada de ganado y sobre todo, con la aceptación de los lugareños, suficiente para que el sitio sea respetado y no vandalizado.

6.3 DISEÑO EXPERIMENTAL

El diseño experimental es la disposición espacial y el número de plantas que se establecen en el ensayo, de tal manera que cumplan una serie de preceptos y suposiciones para que el desempeño de las especies puedan ser comparadas objetivamente y los resultados puedan ser analizados estadísticamente, generando conclusiones válidas y sustentadas por preceptos científicos básicos.

²⁰ Algunos son: Bridgwater *et al.* (1983), Goddard *et al.* (1983); Lowe *et al.* (1983); Zobel y Talbert (1988); Briscoe (1990); Sáenz-Romero y Plancarte-Barrera (1991); Vargas-Hernández y López-Upton (2004); White *et al.* (2007).





Los diseños experimentales de campo y los análisis estadísticos, son una vasta área de conocimientos, y existen libros y manuales al respecto, por lo que en el presente trabajo no se pretende cubrir ese tema por completo.

Sin embargo, se hará una breve reseña de algunos de los aspectos más relevantes de uno de los diseños experimentales más comunes: el de bloques completos al azar.

Los “bloques” es una fracción del experimento, típicamente cuadrada o rectangular, donde están contenidos todos los tratamientos. En nuestro caso, los tratamientos son las especies o procedencias o progenies ensayadas.

Los bloques normalmente están repetidos varias veces, con la finalidad de:

- a) Aumentar el tamaño de muestra.
- b) Ocupar diversas condiciones del terreno, como pendientes, áreas húmedas o secas y áreas de sombra.

Es importante que existan diferencias de condiciones entre bloques, pero que los bloques sean homogéneos entre sí, lo más posible. Los bloques son “completos” porque todos los bloques (idealmente) deben contener todos los tratamientos (todas las especies, procedencias, progenies o clones en nuestro caso). Los bloques completos son al “azar” porque el lugar que ocupa un tratamiento dentro del bloque, se asigna al azar.

En lo sucesivo se ilustrará con ejemplos de un ensayo de procedencias, pero muchos de los conceptos aplican igualmente para los ensayos de especies y de progenies. La Figura 23 ilustra un diseño experimental de bloques completos al azar.

Dentro de los bloques, es recomendable que los tratamientos (las especies, procedencias o progenies), estén representadas por más de un individuo. Los individuos pueden estar acomodados en líneas o en cuadrados. El conjunto de individuos del mismo tratamiento dentro de un bloque se denomina parcela o parcela experimental²¹.

²¹ La nomenclatura puede variar según la fuente bibliográfica. Los bloques ocasionalmente son llamados repeticiones. Hay estadísticos que consideran que repetición y bloque son cosas distintas, pero es una discusión que no se abordará. A las parcelas experimentales a veces se les considera la unidad mínima experimental que individualmente puede generar datos, por lo que podría considerarse que cada planta es una unidad experimental. En este caso, la definición utilizada es que parcela es el conjunto de individuos de la misma especie o procedencia o progenie dentro de un bloque.





El diseño ejemplificado en la Figura 23 tiene un inconveniente: es posible que después de algún tiempo, una procedencia crezca significativamente más que las otras y entonces una procedencia empiece a darle sombra a otras. Eso en diseños experimentales se llama interacción entre tratamientos y es algo indeseable. Una solución es hacer parcelas con más individuos, dejando los individuos del borde como una especie de faja de protección y evaluar solo las del centro de las parcelas. En la Figura 24 se ejemplifica un solo bloque de un experimento de ese tipo.

3	2	1	4	3	4	2	1	4	1	3	2
3	2	1	4	3	4	2	1	4	1	3	2
3	2	1	4	3	4	2	1	4	1	3	2
2	4	1	3	1	4	3	2	4	1	3	2
2	4	1	3	1	4	3	2	4	1	3	2
2	4	1	3	1	4	3	2	4	1	3	2
1	2	4	3	1	3	4	2	1	4	2	3
1	2	4	3	1	3	4	2	1	4	2	3
1	2	4	3	1	3	4	2	1	4	2	3

Figura 23. Diseño de bloques completos al azar, en donde los rectángulos (horizontales) en líneas gruesas indican los bloques, los rectángulos (verticales) en líneas delgadas las parcelas. Los números indican las procedencias a ensayar. En este caso, hay nueve bloques, cuatro tratamientos (procedencias) y tres individuos por parcela.

1	1	1	1	3	3	3	3	2	2	2	2	4	4	4	4
1	1	1	1	3	3	3	3	2	2	2	2	4	4	4	4
1	1	1	1	3	3	3	3	2	2	2	2	4	4	4	4
1	1	1	1	3	3	3	3	2	2	2	2	4	4	4	4

Figura 24. Un bloque (línea gruesa, rectángulo horizontal) con parcelas (cuadrados, líneas delgadas) en donde solo los individuos del centro de la parcela se evaluarán (indicados en negritas) y los de los bordes de parcela no se evalúan, sino que sirven para controlar el efecto de borde (disminuir el efecto de la competencia de vecinos).

El bloque mostrado en la Figura 24 tiene un inconveniente: ahora las parcelas son mucho más grandes (con 16 individuos por parcela) que en el ejemplo de la Figura 23 (con solo tres individuos por parcela). Esto hace que los bloques sean más grandes y por tanto, el experimento en su conjunto ocupe mucho más terreno. Esto no solo es más costoso, sino que hace difícil que los bloques sean homogéneos dentro de sí. Si los bloques





no son homogéneos en cada bloque, a veces se genera una muy marcada variación entre los tratamientos dentro de cada bloque, atribuible al terreno, no a los tratamientos en sí. Al momento del análisis estadístico, esto genera lo que se conoce como interacción bloque x tratamiento. Esa interacción dificulta el detectar diferencias entre tratamientos como estadísticamente significativas.

Siguiendo el razonamiento anterior, se podría decir que es mejor tener bloques chicos pero muchos bloques (lo cual en términos generales es cierto). Eso se podría lograr teniendo parcelas muy pequeñas, por ejemplo, de un solo individuo por parcela. Si bien es recomendable tener muchos bloques y parcelas pequeñas, el riesgo es que si hay mortalidad, habrá muchos bloques que no contienen a todos los tratamientos (tendrán parcelas vacías). Esto resta efectividad al análisis estadístico. Sin embargo, si la sobrevivencia es buena y no hay parcelas vacías, y si el experimento es de corta duración y no se da competencia entre especies (sería muy malo que una especie creciera mucho más que las otras, ya que influenciaría al menos cuatro parcelas vecinas), entonces el diseño de un solo individuo por parcela podría ser recomendable.

Los ejemplos anteriores, con sus pros y contras, ilustran el gran número de combinaciones y modalidades posibles de los diseños experimentales. Para elegir el mejor diseño es necesario considerar las características particulares del diseño, considerar la duración del experimento, el espaciamiento inicial, la probable velocidad de crecimiento de cada procedencia y usar mucho el sentido común.

Sin embargo, hay algo indispensable: el número total de individuos que representen en un experimento a un tratamiento (especie, procedencia o progenie), no debe ser demasiado pequeño. Recomendamos enfáticamente que cada experimento no tenga menos de 30 individuos, lo ideal es que sea de 50 individuos.

El espaciamiento es sumamente importante. Su definición depende en mucho de la velocidad de crecimiento de las especies a ensayar, de la duración del experimento y del terreno disponible. La regla fundamental es que debe evitarse principalmente la competencia entre tratamientos y secundariamente debe evitarse la competencia entre individuos de la misma parcela. Si se van a ensayar especies de muy lento crecimiento, como pinos piñoneros, un espaciamiento cerrado (por ejemplo 1.5 x 1.5





m) podría ser adecuado para un ensayo de unos cuatro o cinco años, pero absolutamente insuficiente para un ensayo con especies de rápido crecimiento, como *Pinus patula*, en donde un espaciamiento de 3 x 3 m apenas sería suficiente tal vez para tres años.

Hay otros temas que son relevantes en el diseño de experimentos de campo, pero no es posible abordarlos con amplitud en el presente trabajo. Por mencionar algunos, de manera muy breve se tiene que:

- a) Los bloques deben ubicarse buscando homogeneidad dentro de ellos, pero no entre ellos. Si hay pendiente, los bloques podrán ser rectángulos largos, perpendiculares a la dirección de la pendiente (como si fueran curvas de nivel). En cambio, las parcelas deben capturar la variabilidad dentro de bloque; si fueran rectángulos, deben seguir la dirección de la pendiente. La Figura 23 sería un diseño adecuado para un terreno con pendiente en donde la parte alta estaría en la parte superior de la figura y la parte baja del terreno en la parte baja de la figura.
- b) Es indispensable añadir alrededor del experimento, por lo menos dos hileras de árboles como faja de protección, que pueden ser una mezcla al azar de individuos de las especies participantes en el experimento. Esto es indispensable para controlar el efecto de borde. Es decir, para evitar que los árboles ubicados en las orillas de los bloques exteriores no crezcan desproporcionadamente de más por contar con más luz, o de menos, por estar por ejemplo sometidos al estrés del viento.
- c) Las plantas de las distintas especies, procedencias o progenies deben ser comparables, es decir, idealmente de la misma edad y producidas en vivero bajo las mismas condiciones de envase, sustrato, régimen de riego y fertilización, antes de ser plantadas en campo.

6.4 EVALUACIÓN

La evaluación de los experimentos debe realizarse dependiendo de los objetivos y tipo de especies ensayadas. En el caso de ensayos de pinos, típicamente se puede evaluar como mínimo altura y sobrevivencia dos veces al año y diámetro una vez al año. Se puede evaluar otras características de interés, como diámetro promedio de copa (media entre el ancho máximo y mínimo de copa, a una altura determinada o a la altura en que existe el máximo ancho de copa).





Se debe evitar mediciones con un detalle innecesario, como medir al centímetro si los árboles son de varios metros de altura (puede ser la medición en unidades de 10 cm). El uso de una unidad mínima demasiado pequeña resulta en una evaluación más costosa y no mejora el análisis estadístico. Lo contrario también es inadecuado. Una unidad de medida demasiado grande puede evitar que el análisis detecte diferencias significativas entre tratamientos.

Puede sonar obvio, pero no sobra decir que es indispensable tener siempre respaldo de los datos, ya que el extravío o pérdida de datos por descuido o accidente puede arruinar el trabajo de años.

6.5 ANÁLISIS DE DATOS

El análisis estadístico es objeto de una vasta área del conocimiento de la estadística descriptiva y experimental, que no es posible describir aquí. Solo mencionaremos que usualmente se comparan las medias entre los tratamientos y que es esencial determinar si tales diferencia son estadísticamente significativas ($P \leq 0.05$), mediante un análisis de varianza (ANOVA).

Un modelo de análisis de la varianza típico para los ejemplos ilustrados en las Figuras 23 y 24 (con varios individuos por parcela) sería:

$$Y_{ijk} = \mu + \beta_i + \tau_j + \beta_i * \tau_j + \epsilon_{ijk} \quad (1)$$

Donde: Y_{ijk} = valor de la ijk -ésima observación, μ = media general, β_i = efecto del i -ésimo bloque, τ_j = efecto del j -ésimo tratamiento (especie, procedencia, progenie o clon) ensayado, $\beta_i * \tau_j$ = interacción bloque x tratamiento, ϵ_{ijk} = error experimental.

Una vez hecho el análisis de la varianza, es recomendable efectuar una prueba múltiple de medias (como Diferencia Mínima Significativa, Tukey y Duncan), para determinar específicamente entre qué tratamientos existen diferencias estadísticamente significativas.

6.6 SELECCIÓN FINAL DE LAS ESPECIES, PROCEDENCIAS O PROGENIES

La decisión de qué especies son las mejores para realizar una restauración





ecológica, una vez que se tienen los resultados del análisis estadístico, puede basarse primariamente en seleccionar la procedencia (o especie, progenie o clon) que idealmente combine la mejor sobrevivencia y el mejor crecimiento. Sin embargo, es posible que una procedencia sea la de mejor crecimiento pero no la de mejor sobrevivencia, y puede haber otra especie con elevada sobrevivencia y un crecimiento en altura de planta por ejemplo, relativamente pobre. También puede suceder que si bien existan diferencias significativas en general, entre las especies ensayadas (según el ANOVA), puede haber dos especies que sean las mejores y no existan diferencias significativas entre ellas (según la prueba múltiple de medias).

En esta etapa, la decisión de elegir una o varias especies o procedencias puede tomarse considerando factores prácticos de manejo e incluso subjetivos. Por ejemplo, si dos especies tienen buena sobrevivencia y crecimiento, y sus diferencias, específicamente entre esas dos especies no son significativamente diferentes, se puede elegir la especie que tenga mejor aceptación entre los pobladores locales, o la que sea más fácil o económica de producir en vivero, o de la que sea más factible conseguir semilla, o la que facilite más el establecimiento de fauna silvestre, si el objetivo fuera restauración ecológica.

6.7 ENSAYOS DE JARDÍN COMÚN

Los ensayos de jardín común (*common garden tests*), son ensayos intensivos de corta duración, diseñados para maximizar la expresión de las diferencias genéticas entre procedencias o progenies, en un tiempo relativamente corto (2 a 5 años).

Debido al tamaño relativamente pequeño de los experimentos, en comparación con un ensayo de campo, es posible crear condiciones muy homogéneas de sustrato, humedad, competencia, sombra, entre otros, para los genotipos ensayados. Con frecuencia el sustrato es provisto expresamente para el experimento, por lo que al estar aislado del suelo natural (si es por ejemplo, una cama de crecimiento elevada, Figura 25), su ubicación puede ser muy diversa: en un sitio de campo (para capturar el efecto ambiental de un sitio representativo, Figura 21), o en una estación experimental (para facilitar mantenimiento y mediciones intensivas (Figura 25).

Es importante que las mediciones se realicen a partir del segundo año de vida de la planta, ya que el primer año, el crecimiento es típicamente





de patrón libre (además con cierta influencia del tamaño de la semilla, efecto materno), pero en el segundo año ya se expresa el patrón de crecimiento predeterminado genéticamente.

Si bien estos ensayos permiten cuantificar la variación genética entre procedencias o progenies, desde luego no es posible valorar su crecimiento a edades más avanzadas y ésta podría ser su mayor limitante. Sin embargo, hay evidencias de que la correlación entre el crecimiento de procedencias en un ensayo de jardín común y el crecimiento promedio en ensayos de campo a edades más avanzadas, por ejemplo, 15 años, es muy aceptable (Rehfeldt *et al.*, 2004).

Probablemente los ensayos de jardín común son una opción que debe tener prioridad en este momento para México, considerando que: (a) su costo en algunos casos puede ser menor al de ensayos de campo, (b) existe una gran falta de información sobre la diferenciación genética entre procedencias para un gran número de especies forestales endémicas y poco estudiadas y (c) con el cambio climático, es más urgente conocer el desempeño de genotipos en diferentes ambientes.



Figura 25. Ensayo de jardín común (primer plano), construido como una cama elevada de crecimiento de un ensayo de procedencias de *Pinus hartwegii* (4 años de edad). Al fondo (izquierda), un ensayo similar, pero usando envases de 3 litros (para planta de hasta 3 años). Ensayo ubicado en el Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, UMSNH, Morelia, Michoacán.





6.8 DISEÑOS DE HUERTOS SEMILLEROS

El diseño de un huerto semillero debe cumplir el objetivo primordial de proveer el espaciamiento necesario para que los genotipos seleccionados produzcan la mayor cantidad de semilla posible. Es necesario que el espaciamiento guarde un equilibrio entre permitir que el árbol alcance un tamaño suficientemente grande que favorezca un número y tamaño de ramas suficiente para una importante producción de semillas, pero no demasiado grande como para que la altura del árbol eleve excesivamente los costos de recolecta de la semilla.

El costo de la recolección de semilla está relacionado con la pendiente del terreno (los costos son menores entre más plano sea el terreno) y al equipamiento con el que se cuenta para recolectar la semilla (Figura 26). Entre mejor sea el equipamiento de recolección, menores serán los costos de recolección y menor el daño a los árboles durante la colecta. Si no se cuenta con equipamiento como el de la Figura 26 y se hará la colecta con garrocha, se recomienda que los individuos no excedan 5.5 m de altura.

El espaciamiento entre clones y rametos del mismo clon, debe facilitar el mantenimiento del huerto, preferentemente dejando un ancho entre hileras de árboles suficientes para permitir que un tractor con equipamiento de labranza (principalmente para el control de herbáceas) pueda circular libremente entre las hileras.

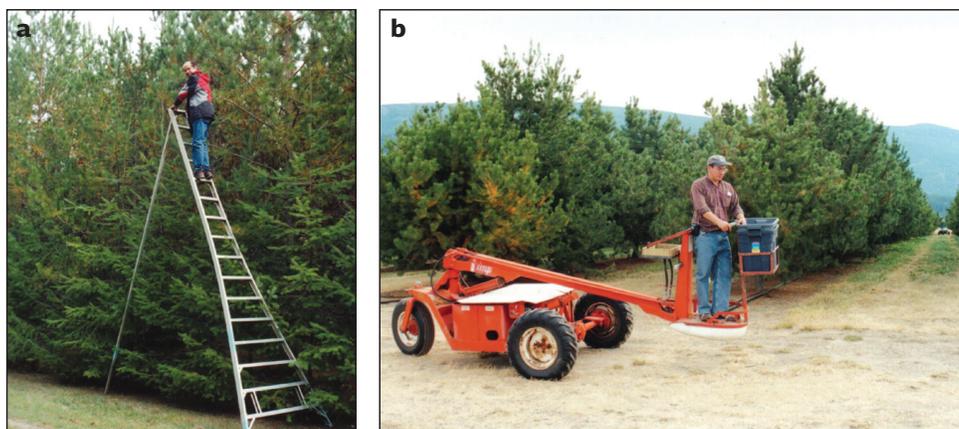


Figura 26. Equipamiento para la colecta de semilla en huertos semilleros en Columbia Británica, Canadá. (a) Utilizando escalera-trípode, con mayor ancho en su parte baja para mayor estabilidad, en un huerto de *Pinus strobus* (atrás) con faja de protección de *Picea glauca* (al frente). (b) Huerto de Skimikin y vehículo (*chimpunk*) con canastilla con elevador; huerto de *Pinus strobus* en la Estación Forestal de Kalamalka.





Otro aspecto relevante es prevenir lo más posible la fertilización entre rametos del mismo clon o entre progenies del mismo árbol seleccionado, para evitar los efectos de depresión del crecimiento por endogamia. La CONAFOR ha establecido como norma que en huertos semillero, individuos originados del mismo genotipo no deben estar a menos de 25 m entre sí.

Sin embargo, en los huertos semillero de la estación experimental de Kalamalka, Vernón, Columbia Británica, Canadá (Figura 27), los rametos del mismo clon están en una misma hilera de árboles (aproximadamente 2.5 m de distancia), pero la hilera de árboles está alineada perpendicular a la dirección de los vientos más frecuentes.

Para conocer el grado de endogamia que causa uno u otro diseño de huertos semilleros, es necesario cuantificar el porcentaje de semillas que presumiblemente son producto de la endogamia bajo distintos diseños de huertos, mediante el estudio con marcadores moleculares, tales como isoenzimas o fragmentos de ADN.



Figura 27. Huerto semillero clonal de *Larix occidentalis* en la Estación Experimental Forestal de Kalamalka, Vernón, Columbia Británica, Canadá. En el primer plano, cuatro individuos, rametos de un mismo clon, han sido eliminados por el bajo rendimiento de ese clon en un ensayo de progenies realizado en paralelo al establecimiento del huerto clonal. Los individuos eliminados serán reemplazados por rametos de clones de alto rendimiento, para incrementar la ganancia genética. Se debe notar que el espaciamiento entre rametos es de aproximadamente 2.5m, pero están alineados perpendiculares a la dirección de los vientos dominantes, para disminuir la polinización entre rametos del mismo clon. El espaciamiento entre hileras de árboles (6 m) permite el paso de tractores con equipamiento de labranza.





6.9 DISEÑO DE ARBORETOS

Los arboretos (o *arboretums* en latín), son colecciones de árboles, el equivalente de un zoológico pero con árboles, en lugar de animales, donde en un espacio relativamente pequeño, es posible observar un gran número de especies. Desde luego, el grupo de individuos de la misma especie no conforma una población genéticamente viable, ya que al ser una población muy pequeña, en el largo plazo acumularían endogamia (consanguinidad), lo que implica depresión de crecimiento. Sin embargo, su valor en términos de educación ambiental y recreación es enorme.

El solo hecho de mantener vivos individuos de especies de lugares diversos y distantes, en un solo sitio, representa un enorme reto y por tanto, es una importante fuente de conocimiento con relación a los requerimientos de temperatura, humedad y suelo, entre otros, de cada especie.

Los individuos de la colección de un arboreto también pueden ser fuente de semillas, varetas, yemas y polen para experimentos de propagación, de gran valor para la investigación y la conservación. En un arboreto se tiene la ventaja de que el material biológico es accesible, usualmente se conoce su origen y se ha estudiado su fenología. Esto disminuye los costos de recolección, ya que es posible observar prácticamente a diario el proceso de maduración de frutos, semillas y yemas, para decidir el momento más oportuno de su recolección.

El espaciamiento es crítico para garantizar la expresión plena del potencial de crecimiento de los individuos en el largo plazo. Los espaciamientos usados usualmente son muy amplios y obedecen también a un diseño estético del paisaje.



Figura 28. Arboreto de la Universidad de Minnesota en la ciudad de Minneapolis, E.U. (a) sendero y (b) sección de *Salix*.





7. ASPECTOS A FORTALECER PARA LOGRAR UN ACOPLAMIENTO AL CAMBIO CLIMÁTICO

La CONAFOR es el mayor productor de planta forestal del país, directamente o a través de sus programas de restauración ecológica y plantaciones forestales comerciales. Además tiene un importante papel normativo de la actividad forestal, a través de las reglas de operación de los diversos programas que impulsa. Por la misma razón, tiene un liderazgo indudable en el sector forestal del país. Entre sus logros recientes en materia de germoplasma forestal, está la participación en la construcción de un moderno Centro Nacional de Recursos Genéticos, en Jalisco y la elaboración de la norma mexicana para el establecimiento de unidades productoras y manejo de germoplasma forestal, que incluye una zonificación del país a nivel de subprovincias fisiográficas para ser usadas en la distribución de germoplasma forestal colectado.

Sin embargo, los siguientes aspectos de la CONAFOR requieren fortalecerse (sin ser una lista exhaustiva):

- a) Mejorar el proceso de gestión para asignar la planta producida en vivero, a un destino de plantación que acople el genotipo al ambiente del sitio a reforestar (sea contemporáneo o futuro). Si bien se han incrementado los requisitos para etiquetar la semilla colectada y para describir la ubicación de los sitios de plantación, con frecuencia, en la práctica no se da un proceso adecuado de decisión, que permita asignar un lote de planta de vivero, de un origen determinado, a un sitio de plantación con un ambiente que corresponda al potencial adaptativo del genotipo de la planta. Esto con frecuencia no se da para el clima contemporáneo. La necesidad de acoplar al clima futuro, desde luego requerirá un sistema de gestión más complejo.
- b) Incrementar los proyectos de investigación que incluyan el establecimiento de ensayos de especies y procedencias, a fin de incrementar la comprensión de la variación genética entre especies y entre poblaciones dentro de especies y su desempeño en diversos ambientes. Esto permitirá contar con mayor información para decidir el acoplamiento entre genotipos y ambientes contemporáneos y futuros. Idealmente, se debería





combinar el establecimiento de ensayos de procedencias de campo con ensayos de jardín común.

- c) Crear capacidades técnicas para su personal, con acceso a los recursos de cómputo y software necesario (señaladamente de Sistemas de Información Geográfica), para modelar la distribución geográfica de especies con prioridad en los programas de reforestación, tanto para el clima contemporáneo, como para climas futuros. El modelaje con cualquier método (envoltorios climáticos, GARP, MaxEnt, Random Forest), es un proceso complicado y requiere personal especializado, computadoras modernas y software costoso.
- d) Fortalecer los esfuerzos en materia de educación ambiental, para dueños y poseedores de terrenos forestales, para productores silvícolas y también para el público en general, en materia de cambio climático y sus efectos. Dado que un programa masivo de adaptación al cambio climático, usando migración asistida, requiere del consentimiento de todos los involucrados y la aceptación del público. Es importante que la sociedad estén debidamente informadas sobre los efectos del cambio climático sobre los recursos forestales.





8. LITERATURA CITADA

Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1:95-111.

Aguilar-Aguilar S. 2006. Variación genética altitudinal entre procedencias de *Pinus devoniana* Lindl. evaluada en un ensayo de corta duración. Tesis de Maestría en Manejo y Conservación de Recursos Naturales, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kizberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, González P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660–684.

Avenidaño-Hernández DM, Acosta-Mireles M, Carrillo-Anzures F, Etchevers-Barra JD. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana* 32(3):233–238.

Barve N, Barve V, Jimenez-Valverde A, Lira-Noriega A, Maher SP, Peterson AT, Soberón J, Villalobos F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222:1810–1819.

Blanco-García A, Lindig-Cisneros R. 2005. Incorporating restoration in sustainable forestry management: using pine bark mulch to improve native-species establishment on tephra deposits. *Restoration Ecology* 13:703–709.

Blanco-García A, Sáenz-Romero C, Martorell C, Alvarado-Sosa P, Lindig-Cisneros R. 2011. Nurse plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering* 37:994–998.

Bower AD, Aitken SN. 2008. Ecological genetics and seed transfer guidelines for *Pinus albicaulis* (Pinaceae). *American Journal of Botany* 95(1):66–76.

Breiman L. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45:5–32.

Breshears DD, Cobb NS, Rich PM, Price KP, Allen CD, Balice RG, Romme WH, Kastens JH, Floyd ML, Belnap J, Anderson JJ, Myers OB, Meyer CW. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of National Academy of Sciences* 102:15144–15148.

Bridgwater FE, Talbert JT, Rockwood. 1983. Field design for genetic test of forest trees. En: van Buijtenen JP (Ed.) *Progeny Testing of Forest Trees*. Proceedings of Workshop on Progeny Testing. June 15-16, 1982, Auburn, Alabama, USA. Southern Cooperative Series Bulletin 275. Texas A&M University, College Station, USA. pp 28-39.

Briscoe CB. 1990. Manual de ensayos de campo con árboles de usos múltiples. Manual No. 3, Serie de la Red de Investigación sobre Árboles de Usos Múltiples. Winrock International Inst. for Agricultural Development, Arlington, VA, USA. 143 p.

Brown JH, Gibson AC. 1983. *Biogeography*. Mosby, St. Louis.

Brown DE, Reichenbacher F, Franson SE. 1998. A classification of North American biotic communities. University of Utah, Salt Lake City.

Comisión Nacional Forestal. 2004. Programa Nacional para el Manejo de los Recursos Genéticos Forestales (PNMRGF). Comisión Nacional Forestal, Guadalajara, México, 35 p.

Flores-Nieves P, López-López MA, Ángeles-Pérez G, Calva-Vásquez MG. 2011. Modelos para estimación y distribución de biomasa de *Abies religiosa* (Kunth) Schltld. et Cham. en





proceso de declinación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2(8):9-20. http://inifap.gob.mx/revistas/ciencia_forestal/vol2_no8.pdf

Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge, Cambridge University Press. 617 p.

García-Cruz YB, Sierra-Villagrana AE. 2011. Manual de zonificación ecológica de especies forestales y aplicación de modelos de simulación del efecto del cambio climático. Comisión Nacional Forestal, Guadalajara, México. 104 p. <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/germoplasma-forestal>

Goddard R, Land S, Kossuth S. 1983. Test establishment, maintenance, measurement. En: van Buijtenen JP (Ed.) *Progeny Testing of Forest Trees*. Proceedings of Workshop on Progeny Testing. June 15-16, 1982, Auburn, Alabama, USA. Southern Cooperative Series Bulletin 275. Texas A&M University, College Station, USA. pp 40-50.

Gugger PF, González-Rodríguez A, Rodríguez-Correa H, Sugita S, Cavender-Bares J. 2011. Southward Pleistocene migration of Douglas-fir into Mexico: phylogeography, ecological niche modeling, and conservation of 'rear edge' populations. *New Phytologist* 189:1185-1199.

Hansen, J. 2010. *Storms of my grandchildren*. Bloomsbury, New York, USA. 303 p. <http://www.stormsofmygrandchildren.com/index.html>

Hewitt N, Klenk N, Smith AL, Bazely DR, Yan N, Wood S, MacLellan JI, Lipsig-Mumme C, Henriques I. 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation* 144:2560-2572.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2000. Emissions Scenarios; Summary for Policymakers. Special Report of IPCC Working Group III. USA, IPCC. 21 p. <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-en.pdf>

Lauer W. 1973. The altitudinal belts of the vegetation in the central Mexican highlands and their climatic conditions. *Arctic and Alpine Research* 5:99-113.

Ledig, F T. 1988. The conservation of diversity in forest trees. *Bioscience* 38:471-478.

Ledig FT, Kitzmiller JH. 1992. Genetic strategies for reforestation in the face of global climate change. *Forest Ecology and Management* 50:153-169.

Ledig FT, Rehfeldt GE, Sáenz-Romero C, Flores-López C. 2010. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany* 97(6):970-987. http://www.fs.fed.us/psw/publications/ledig/psw_2010_ledig001.pdf

Leites LP, Robinson, AP, Rehfeldt GE, Marshall JD, Crookston NL. 2012. Height-growth response to climatic changes differs among populations of Douglas-fir: A novel analysis of historic data. *Ecological Applications* 22(1):154-165. <http://treearch.fs.fed.us/pubs/40383>

Lindig-Cisneros RA, Blanco-García A, Sáenz-Romero C, Alvarado-Sosa P, Alejandre-Melena, N. 2007. Restauración adaptable en la Meseta Purépecha: hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:25-31. <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/pdf/577/57708004.pdf>

Lenoir J, Gégout JC, Marquet PA, de Ruffray P, Brisse H. 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th Century. *Science* 320:1768-1770.

Lowe WJ, Stonecypher R, Hatcher AV. 1983. Progeny test data handling and analysis. En: van Buijtenen JP (Ed.) *Progeny Testing of Forest Trees*. Proceedings of Workshop on Progeny Testing. June 15-16, 1982, Auburn, Alabama, USA. Southern Cooperative Series Bulletin 275. Texas A&M University, College Station, USA. pp 51-67.





Loya-Rebollar E, Sáenz-Romero C, Lindig-Cisneros RA, Lobit P, Villegas-Moreno J and Sánchez-Vargas NM. 2012. Clinal variation in *Pinus hartwegii* populations and its application in adaptation to climate change. *Silvae Genetica*. Artículo sometido.

Malcolm JR, Markham A., Neilson RP, Garaci M. 2002. Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography* 29:835 – 849.

Mátyás C. 2010. Forecasts needed for retreating forests. *Nature* 464:1271.

Mátyás C, Berki I, Czúcz, Gálos B, Móricz N, Rasztovits E. 2010. Future of beech in Southern Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silv. Lign. Hung.* 6:91-110.

McLachlan JS, Clark JS, Manos PS. 2005. Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change. *Ecology* 86:2088–2098.

McLachlan J, Hellmann JJ, Schwartz MW. 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology* 21(2):297-302.

Millar CI, Libby WJ. 1991. Strategies for conserving clinal, ecotypic, and disjunct population diversity in widespread species. In: Falk, D. A. and Holsinger, K.E. (eds.) *Genetics and Conservation of Rare Plants*, Oxford University Press, New York. pp 149-170.

Oberhauser K, Peterson AT. 2003. Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:14063-14068.

Pavia EG, Graef F, Reyes J. 2009. Annual and seasonal surface air temperature trends in México. *International Journal of Climatology* 29:1324-1329.

Perry, J. P., 1991. *The pine of Mexico and Central America*. Timber Press. Portland, Oregon, USA.

Peñuelas J, Oyaga R, Boada M, Jump AS. 2007. Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:830-838.

Peterson AT, Papeş M, Eaton M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30(4):550–560.

Prach K, Košnar J, Klimešova J, Hais M. 2010. High Arctic vegetation after 70 years: a repeated analysis from Svalbard. *Polar Biology* 33:635–639.

Rehfeldt GE. 1988. Ecological genetics of *Pinus contorta* from the Rocky Mountains (USA): a synthesis. *Silvae Genetica* 37:31-135.

Rehfeldt, GE, Tchebakova NM, Parfenova YI, Wykoff WR, Kuzmina NA, Milyutin LI. 2002. Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biology* 8:912-929 <http://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/25706>

Rehfeldt GE, Tchebakova NM, Parfenova EI. 2004. Genetic responses to climate and climate-change in conifers of the temperate and boreal forests. *Recent Res. Devel. Genet. Breeding* 1:113-130.

Rehfeldt GE. 2006. A spline model of climate for the western United States. Gen.Tech.Rep. RMRS-GTR-165, Fort Collins, Colorado, USDA Forest Service, 21 p. <http://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/21485>

Rehfeldt GE, Crookston NL, Warwell MV, Evans JS. 2006. Empirical analyses of plant-climate relationship for the western United States. *International Journal of Plant Sciences* 167(6):1123-1150. <http://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/25706>

Rehfeldt GE, Ferguson DE, Crookston NL. 2009. Aspen, climate and sudden decline in western USA. *Forest Ecology and Management* 258:2353-2364. <http://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/33823>





Rehfeldt GE, Jaquish BC. 2010. Ecological impacts and management strategies for western larch in the face of climate-change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15(3):283-306. <http://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/35211>

Rehfeldt, GE, Crookston NL, Sáenz-Romero C, Campbell E. 2012. North American vegetation model for land use planning in a changing climate: A statistical solution to large classification problems. *Ecological Applications* 22(1):119-141. <http://treeseearch.fs.fed.us/pubs/40382>

Richardson DM, Hellmann JJ, McLachlan JS, Sax DF, Schwartz, MW, Gonzalez P, Breennan EJ, Camacho A, Root TL, Sala OE, Schneider SH, Ashe DM, Rappaport-Clark J, Early R, Etterson JR, Fielder ED, Gill JL, Minter BA, Polasky S, Safford H, Thompson AR, Vellend M. 2009. Multidimensional evaluation of managed relocation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:9721-9724.

Ruiz-Talonia LF. 2010. Variación genética altitudinal entre procedencias de *Pinus patula* Schtdl & Cham. en ensayos de vivero y campo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Tesis Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Sáenz-Romero C, Plancarte-Barrera A. 1991. Metodología para el establecimiento y evaluación de ensayos de progenies en especies forestales. Serie Apoyo Académico No. 46. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. 47 p.

Sáenz-Romero C, Snively A, Lindig-Cisneros R. 2003. Conservation and restoration of pine forest genetic resources in México. *Silvae Genetica* 52 (5-6):233-237. http://www.sauerlaender-verlag.com/fileadmin/content/dokument/archiv/silvaeogenetica/52_2003/52-5-6-233.pdf

Sáenz-Romero C. 2004. Zonificación estatal y altitudinal para la colecta y movimiento de semillas de coníferas en México. En: Vargas-Hernández, J.J., Bermejo-Velázquez, B. y Ledig, F.T. (Eds.). *Manejo de Recursos Genéticos Forestales*. México, CONAFOR-Comisión Forestal de América del Norte. pp 72-86. http://www.fs.fed.us/global/nafc/genetics/2005/manejo%20forestal_CON_3.pdf

Sáenz-Romero C, Lindig-Cisneros R. 2004. Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 37:107-122. http://www.cic.umich.mx/documento/ciencia_nicolaita/2004/37/CN37-107.pdf

Sáenz-Romero C, Guzmán-Reyna R, Rehfeldt GE. 2006. Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán, México; implications for seed zoning, conservation of forest genetic resources, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management* 229:340-350.

Sáenz-Romero C, Tapia-Olivares BL. 2008. Genetic variation in frost damage and seed zone delineation within an altitudinal transect of *Pinus devoniana* (*P. michoacana*) in Mexico. *Silvae Genetica* 57(3):165-170. http://www.sauerlaender-verlag.com/fileadmin/content/dokument/archiv/silvaeogenetica/57_2008/Heft_3/_11_Saenz_Romero.pdf

Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Crookston NL, Duval P, Beaulieu J. 2009. Estimaciones de cambio climático para Michoacán. Implicaciones para el sector agropecuario y forestal y para la conservación de la Mariposa Monarca. Cuadernos de Divulgación Científica y Tecnológica del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Michoacán, C+Tec, Serie 3, Núm. 28. 21 p. http://forest.moscowfs.wsu.edu/climate/SaenzRomero_2009_CambioClimaticoMichoacan_COECyT.pdf

Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Crookston NL, Pierre D, St-Amant R, Beaulieu J, Richardson B. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-plant impacts on vegetation. *Climatic Change* 102: 595-623. <http://treeseearch.fs.fed.us/pubs/36311>

Sáenz-Romero C. 2011. Guía para mover altitudinalmente semillas y plantas de *Pinus oo-*





carpa, *P. devoniana* (= *P. michoacana*), *P. pseudostrobus*, *P. patula* y *P. hartwegii* para restauración ecológica, conservación, plantaciones comerciales y adaptación al cambio climático. Versión 4.0. Grupo de Trabajo sobre Recursos Genéticos Forestales (GTRGF), Comisión Forestal de América del Norte (COFAN), FAO, ONU. 3 marzo 2011. http://www.fs.fed.us/global/nafc/genetics/2009/SaenzRomero_2011_GuiaAltitudinal_v04.pdf

Sáenz-Romero C., Beaulieu J, Rehfeldt GE. 2011a. Altitudinal genetic variation among *Pinus patula* populations from Oaxaca, Mexico, in growth chambers simulating global warming temperatures. *Agrociencia* 45(3):399-411. <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2011/abr-may/art-12.pdf>

Sáenz-Romero C, Ruiz-Talonia LF, Beaulieu J, Sánchez-Vargas NM, Rehfeldt GE. 2011b. Genetic variation among *Pinus patula* populations along an altitudinal gradient. Two environment nursery tests. *Revista Fitotecnia Mexicana* 34(1):19-25. <http://www.revistafitotecniamexicana.org/documentos/34-1/3a.pdf>

Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Duval P, Lindig-Cisneros P. 2012a. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management* 275:98-106.

Sáenz-Romero C, Rehfeldt GE, Soto-Correa JC, Aguilar-Aguilar S, Zamarripa-Morales V, López-Upton J. 2012b. Altitudinal genetic variation among *Pinus pseudostrobus* populations from Michoacán, México; two location shadehouse test results. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 35(2):111-120. <http://www.revistafitotecniamexicana.org/documentos/35-2/2a.pdf>

Tchebakova NM, Rehfeldt GE, Parfenova EI. 2005. Impacts of climate change on the distribution of *Larix* spp. and *Pinus sylvestris* and their climatotypes in Siberia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11:861-882

Tukanen S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeogr Suecica* 67:1-105.

Uribe-Salas D, Sáenz-Romero C, González-Rodríguez A, Téllez-Valdéz O, Oyama K. 2008. Foliar morphological variation in the white oak *Quercus rugosa* Née (Fagaceae) along a latitudinal gradient in Mexico: Potential implications for management and conservation. *Forest Ecology and Management* 256:2121-2126.

Vargas-Hernández JJ, López-Upton J. 2004. Diseños genéticos y métodos estadísticos en la evaluación de germoplasma de especies forestales. En: Vargas Hernández J, Bermejo Velázquez B, Ledig FT (eds.). 2004. Manejo de Recursos Genéticos Forestales. Segunda Edición. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México y Comisión Nacional Forestal, Zapopan, Jalisco. pp 141-161. http://www.fs.fed.us/global/nafc/genetics/2005/manejo%20forestal_CON_3.pdf

Viveros-Viveros H, Sáenz-Romero C, López-Upton J, Vargas-Hernández JJ. 2007. Growth and frost damage variation among *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae* and *P. hartwegii* tested in Michoacán, México. *Forest Ecology and Management* 253:81-88.

Viveros-Viveros H, Sáenz-Romero C, Vargas-Hernández JJ, López-Upton J, Ramírez-Valverde G, Santacruz-Varela A. 2009. Altitudinal genetic variation in *Pinus hartwegii* Lindl. I.: height growth, shoot phenology, and frost damage in seedlings. *Forest Ecology and Management* 257:836-842

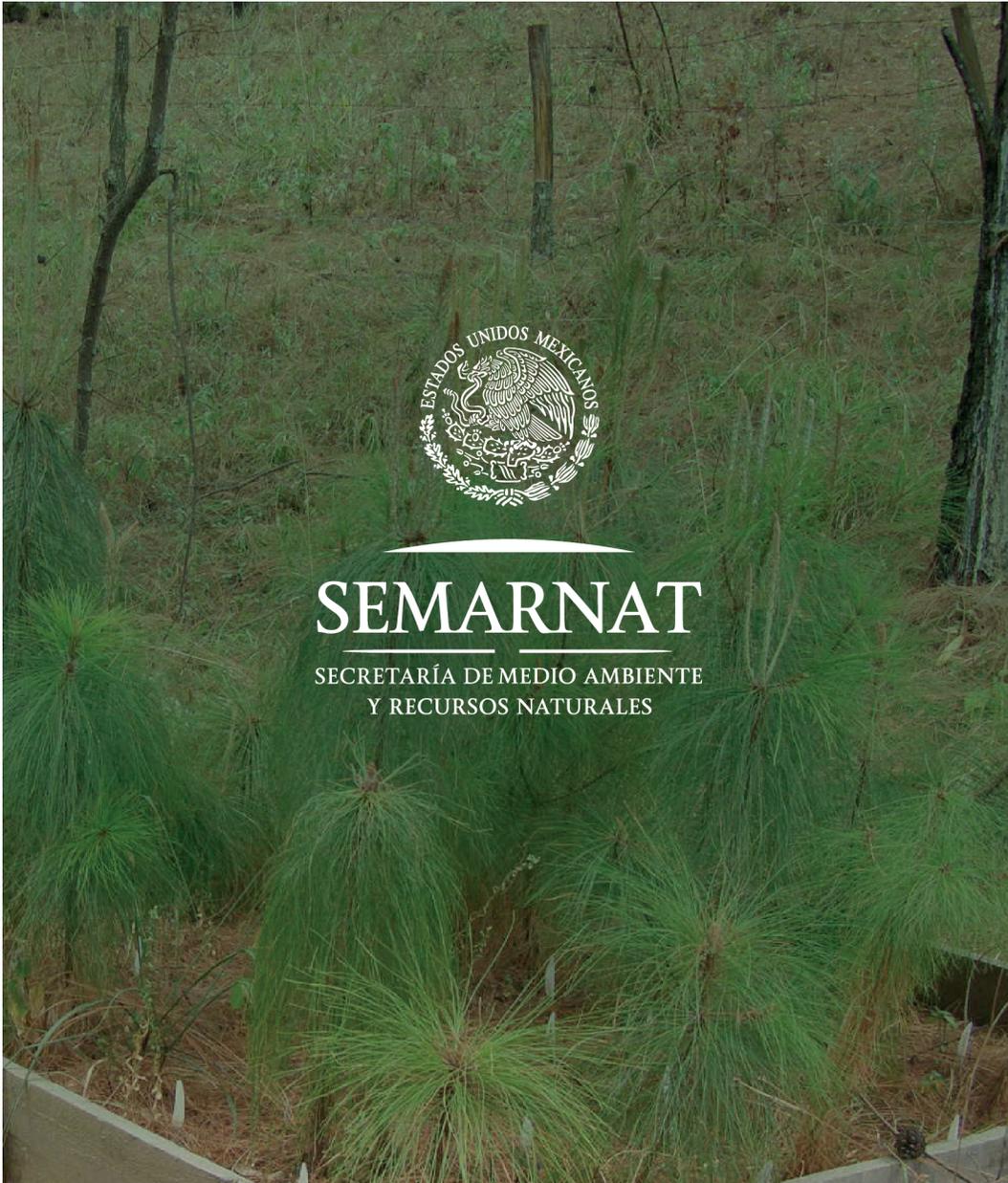
White TL, Adams WT, Neale DB. 2007. *Forest Genetics*. CABI Publishing, Oxfordshire, UK.

Woodward FI. 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, London.

Zacarias-Eslava Y, del Castillo RF. 2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87:13-28. <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/Bol.Soc.Bot.Mex.EslavaCatillo.pdf>

Zobel B, Talbert J. 1988. *Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales*. Limusa, México. 545 p.





www.conafor.gob.mx

01 800 73 70 000

