

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA



FACULTAD DE CIENCIAS



MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE ECOSISTEMAS DE ZONAS ÁRIDAS



“Efecto de la urbanización en la distribución de plantas no nativas en los caminos circundantes
a la ciudad de Ensenada “

TESIS

Que para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta

Francisco Casillas Figueroa

ENSENADA, B.C., Diciembre de 2009

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE ECOSISTEMAS DE ZONAS ÁRIDAS

**“Efecto de la urbanización en la distribución de plantas no nativas en los caminos circundantes
a la ciudad de Ensenada “**

TESIS

**Que para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS**

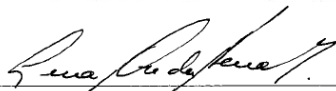
Presenta

Francisco Casillas Figueroa

Aprobado por:

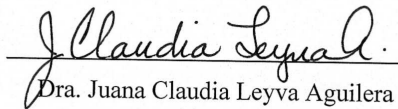


Dr. Pedro Peña Garcillán
Director



Dra. Lina Ojeda Revah
Sinodal

Dr. Jon P. Rebman
Sinodal



Dra. Juana Claudia Leyva Aguilera
Sinodal

DEDICATORIA

A mi pequeña gran familia, mi esposa Mariela y mis hijos Adrian y Fabián.

A mis padres Olga y Francisco por el apoyo y educación que me dieron.

A mis Hermanos Ricardo, Julio, Guadalupe, Juan Carlos, Ramón y María.

Y a todos mis amigos.

AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)**, por otorgarme la beca número 227890/208648 para estudios de maestría durante el periodo correspondiente al 01 de septiembre de 2007 al 31 de agosto de 2009.

A la **Facultad de Ciencias** de la Universidad Autónoma de Baja California por el apoyo administrativo y docente que recibí durante mi estancia en el desarrollo de mis estudio de maestría.

A **todo el personal docente de la maestría** en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas por el invaluable acervo de conocimientos que me brindaron durante el periodo de estudios de maestría.

A mi director de tesis la **Dr. Pedro Peña Garcillán**, por su apoyo incondicional y su dirección para realizar mi tesis, muchas gracias Doc.

A mis sinodales **Dr. Jon P. Rebman, Dra. Claudia Leyva y Dra. Lina Ojeda Revah**, por sus motivaciones y sus valiosas observaciones que siempre llegaron en el momento adecuado para mejorar el trabajo, muchas gracias.

A mis amigos del CICESE de la casa móvil # 8, **Eulogio Lopez y Pati Rosas**, por su apoyo en los muestreos de mi tesis.

A mi compadre **Danny** por prestarme su bocho y ayudarme en los muestreos, muchas gracias.

A **mis compañeros del grupo (2007-2)** de la maestría en manejo, sin mencionar nombres para no omitir alguno.

A mis compañeros de equipo **Balam Ruiz y Erika Zúñiga**, aprendí mucho de ustedes, gracias por su comprensión, ayuda y apoyo en todos los momentos que lo ameritaron.

A todos los que de alguna manera participaron en este trabajo les agradezco mucho su ayuda, se que siempre se quedan nombres pendientes, a ellos muchas gracias.

Resumen

La urbanización crece continuamente sobre las áreas naturales creando nuevos hábitats para las plantas, funciona como focos de dispersión a áreas circundantes. La ciudad de Ensenada cumple con características que facilitan la concentración de especies exóticas además contiene una densa red de caminos que funcionan como vectores para la penetración de especies no nativas. En el presente trabajo se evaluó el efecto de la ciudad de Ensenada y de los caminos circundantes en la distribución y riqueza de especies de plantas no nativas a lo largo de dichos caminos, para abordar el objetivo propuesto nos basamos en dos fuentes de información: (1) respecto a la ciudad de Ensenada, los resultados publicados por Garcillán *et al.* (2009), sobre las especies de plantas no nativas (relación de especies, abundancia y su preferencia de hábitat en la ciudad entre arroyos y lotes baldíos); y (2) la información generada en el presente trabajo respecto a los caminos circundantes, Seleccionamos cuatro caminos siguiendo los criterios de disposición radial respecto a la zona urbana y que sus inicios estuvieran distribuidos de manera que abarcaran el perímetro de dicha zona, En cada camino se colocaron seis sitios de muestreo. El primero se colocó en la inmediación del borde urbano y el resto en intervalos de 500 m, cubriendo un total de 2,500 m de camino. El lado del camino en que se situó cada sitio de muestreo fue determinado al azar. Cada sitio consta de 5 líneas de muestreo de 19 m paralelas al camino, con una separación de 3.5 m entre ellas. Cada línea contiene 4 cuadros de 1 x 0.5 m separados entre sí por 5 metros. La primera línea de muestreo se dispuso en el borde del camino, considerando éste como la línea recta que contactaba al menos cuatro plantas. Los resultados obtenidos indican que la mayor parte de las especies no nativas encontradas en los caminos (76%) están también presentes en el interior del área urbana. La abundancia en la ciudad de las especies no nativas influye sobre su presencia o ausencia en los caminos. La preferencia de hábitat en la ciudad de las especies no nativas afecta la probabilidad de presencia en los caminos: preferencia de lotes baldíos e indiferentes afectan positivamente a su presencia; preferencia de arroyos afecta negativamente a su presencia. El disturbio asociado al sitio según lo estima el índice paisajístico no muestra relación con la riqueza de especies no nativas; en cambio, el disturbio en el interior del sitio estimado a través del índice in situ, sí muestra relación positiva entre disturbio y riqueza de no nativas. La distancia al borde del camino reduce el grado de penetración de las especies no nativas (expresado en términos de riqueza) hacia el interior de la vegetación circundante.

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Área de estudio	4
2. OBJETIVO	5
3. METODOLOGÍA	6
3.1. Marco conceptual	6
1. <i>¿Existe relación entre las especies no nativas presentes en la ciudad y las presentes en los caminos circundantes?</i>	6
<u>Hipótesis 1.1.</u>	6
<u>Hipótesis 1.2.</u>	6
2. <i>Si es cierta la hipótesis 1.1., una gran proporción de las especies no nativas encontradas en los caminos procedería de la ciudad. En este caso ¿existen características de las especies no nativas en la ciudad que pueden estar condicionando su presencia o no en los caminos?</i>	6
<u>Hipótesis 2.1.</u>	6
<u>Hipótesis 2.2.</u>	7
3. <i>Qué condiciones del borde de los caminos afectan a la riqueza de especies no nativas presentes en los mismos?</i>	7
<u>Hipótesis 3.1.</u>	7
<u>Hipótesis 3.2.</u>	7
4. <i>¿Qué factores condicionan la penetración de las especies exóticas hacia el interior de cada sitio?</i>	8
<u>Hipótesis 4.1.</u>	8
<u>Hipótesis 4.2.</u>	8
<u>Hipótesis 4.3.</u>	8
3.2. Diseño de muestreo	9

3.3. Obtención de datos.....	11
3.3.1. Datos biológicos.....	11
3.3.2. Datos de disturbio antropogénico.....	11
3.4. Análisis de los datos.....	13
<i>Hipótesis 1.1. y 1.2. La ciudad como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas.....</i>	<i>13</i>
<i>Hipótesis 2.1. La abundancia de una especie en la ciudad va a estar positivamente relacionada con su presencia en los caminos.....</i>	<i>13</i>
<i>Hipótesis 2.2. Preferencia de hábitat de la especie. La preferencia de hábitat de las especies nativas en la ciudad va a determinar su presencia en los caminos...13</i>	<i>13</i>
<i>Hipótesis 3.1. La distancia del sitio a la ciudad afectará negativamente a la riqueza de especies no nativas presentes en el mismo.....</i>	<i>14</i>
<i>Hipótesis 3.2. El grado de disturbio presente en el sitio afectará al número de especies no nativas.....</i>	<i>14</i>
<i>Hipótesis 4.1. La distancia de la línea al borde del camino va afectar negativamente a su número de especies no nativas.....</i>	<i>14</i>
<i>Hipótesis 4.2. El disturbio del sitio facilitará la penetración de especies no nativas hacia el interior.....</i>	<i>14</i>
<i>Hipótesis 4.3. La riqueza de especies nativas y no nativas en una zona al borde del camino afectará el grado de penetración de las especies no nativas.....</i>	<i>15</i>
4. RESULTADOS.....	16
<i>Hipótesis 1.1. La ciudad actúa como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas y por tanto las especies presentes en el borde de los caminos van a estar mayoritariamente en la ciudad.....</i>	<i>16</i>
<i>Hipótesis 1.2. La proporción de especies no nativas es superior en la ciudad que en los caminos circundantes.....</i>	<i>17</i>
<i>Hipótesis 2.1. La abundancia de una especie en la ciudad va a estar positivamente relacionada con su presencia en los caminos.....</i>	<i>17</i>

<i><u>Hipótesis</u> 2.2. Preferencia de hábitat de la especie. La preferencia de hábitat de las especies no nativas en la ciudad va a determinar su presencia en los caminos.....</i>	19
<i><u>Hipótesis</u> 3.1. La distancia del sitio a la ciudad afectará negativamente a la riqueza de especies no nativas presentes en el mismo.....</i>	19
<i><u>Hipótesis</u> 3.2. El grado de disturbio presente en el sitio afectará al número de especies no nativas.....</i>	21
<i><u>Hipótesis</u> 4.1. La distancia de la línea al borde del camino va afectar negativamente a su número de especies no nativas.....</i>	22
<i><u>Hipótesis</u> 4.2. El disturbio del sitio facilitará la penetración de especies no nativas hacia el interior.....</i>	23
<i><u>Hipótesis</u> 4.3. La riqueza de especies nativas y no nativas en una zona al borde del camino afectará el grado de penetración de las especies no nativas.....</i>	23
5. DISCUSIÓN.....	25
Números generales y distribución taxonómica.....	25
La ciudad como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas.....	25
Propiedades de las especies y su capacidad invasora.....	26
Propiedades del lugar receptor y su vulnerabilidad a la invasión.....	27
Penetración.....	29
Significancia para el manejo.....	30
6. CONCLUSIONES.....	31
REFERENCIAS.....	33
ANEXO I.....	39
ANEXO II.....	47

INDICE DE FIGURAS Y CUADROS

Figura 1. Localización de la ciudad de Ensenada y del área de estudio.	10
Figura 2. Diseño de muestreo.....	11
Figura 3. Distribución de la abundancia en la ciudad de especies no nativas, desagregadas entre las presentes en ciudad y caminos (Ci&Ca) y las presentes sólo en la ciudad (Ci).....	19
Figura 4. Relación de especies no nativas presentes y ausentes en los caminos según su categoría de frecuencia en la ciudad (raras <5%, infrecuentes: 5-35%, frecuentes: >35%).....	19
Figura 5. Relación del número de especies no nativas presentes y ausentes en los caminos según su preferencia de hábitat urbano.....	20
Figura 6. Comportamiento de la riqueza por sitio de especies respecto a la distancia del sitio al borde de la ciudad.....	21
Figura 7. Comportamiento de la riqueza por sitio de especies no nativas frente a dos estimas de disturbio.....	22
Figura 8. Variación del número de especies no nativas por línea respecto a su distancia al borde del camino.....	23
Figura 9. Variación del número de especies no nativas en la línea más alejada del borde del camino (línea V) frente al valor del índice de disturbio <i>in situ</i> (DS).....	24
Figura 10. Variación de la riqueza de especies no nativas en la línea más alejada del camino (línea V) para cada sitio respecto a distintos valores de riqueza de los mismos.....	25

CUADROS

Cuadro 1. Relación de especies por camino.....	17
Cuadro 2. Relación de especies nativas y no nativas para la ciudad de Ensenada (Garcillán <i>et al.</i> 2009) y para los caminos circundantes.....	18

1. INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso extendido de manera general a lo largo de todo el mundo, que se ha intensificado dramáticamente durante el último siglo y es un importante componente de la transformación global del territorio (Alston y Richardson 2006). Aunque tradicionalmente desde la perspectiva ecológica se ha construido una barrera conceptual entre lo “urbano” y lo “natural”, una aproximación integradora y espacialmente extensiva resulta más beneficiosa tanto para la ciencia (Pickett *et al.* 1997) como para el manejo de los recursos (Rowntree 1995).

Las ciudades son cada vez menos agregaciones compactas, en cambio tienden a extenderse en configuraciones fractales o en forma de araña (Makse *et al.* 1995). Consecuentemente, las áreas urbanas de manera creciente penetran y se entrecruzan con las áreas naturales. El resultado de estos tipos de desarrollo urbano incluye las ciudades multinucleadas (Garreau 1991) y asentamientos de distinta densidad incrustados en el hábitat natural (Pickett *et al.* 2001).

A pesar de sus características similares a nivel global, el proceso de urbanización está fuertemente condicionado por la historia local de desarrollo y uso del territorio. Podríamos, de manera general, diferenciar las características del proceso de urbanización en países desarrollados de las observadas en países emergentes (Lambin *et al.* 2001). En los países desarrollados la urbanización tiende a producirse de manera dispersa en una región extensa alrededor del núcleo urbano, que fragmenta el paisaje circundante; en cambio, en los países en vías de desarrollo tiende a desarrollarse intensamente de manera concéntrica sobre el núcleo urbano (McGranahan y Satterthwaite 2003).

Desde una perspectiva paisajística, conforme se incrementa la urbanización, las áreas naturales se fragmentan y quedan rodeadas por asentamientos humanos (Saunders *et al.* 1991; Hobbs y Yates 2003), aumentando la extensión de la interfase urbano/natural. Esta interfase está sometida a los efectos de borde generalmente asociados con la fragmentación (Saunders *et al.* 1991). Entre los efectos de borde se incluyen cambios en las condiciones ambientales, especialmente microclimáticas (Murcia 1995; Hobbs y Yates 2003), incremento en la presencia de especies no nativas (Brothers y Spingarn 1992; Hobbs y Yates 2003) y alteración de los regímenes de disturbio (Hobbs y Yates 2003).

La urbanización transforma profundamente la estructura y dinámica de los ecosistemas. Afecta de manera directa a los sistemas naturales por medio de: a) la destrucción de cobertura vegetal; b) cambios en la biodiversidad; c) cambios en las condiciones de drenaje del suelo; d) erosión hídrica y eólica; e) reducción de la superficie de los fragmentos de ecosistema natural o seminatural; f) reducción o desaparición de funciones ecológicas; y finalmente g) alteraciones de redes tróficas y de interacciones bióticas entre poblaciones (Pickett *et al.* 2007). Sin embargo, también existen otros efectos secundarios, quizá no tan evidentes, pero igualmente perturbadores, como la introducción de especies no nativas (Alston y Richardson 2006; Mckinney 2006). En este sentido se considera que la urbanización está contribuyendo a la homogeneización biótica que acompaña al transporte global y a las invasiones de especies no nativas (Alston y Richardson 2006; Mckinney 2006).

Existe una amplia y a veces confusa terminología alrededor de las especies no nativas: exóticas (Green 1997), no indígenas (Mack *et al.* 2000; Pimentel *et al.* 2000; Kolar y Lodge 2001), importada (Williamson y Fitter 1996), introducida (Lonsdale 1994), no nativa (Davis *et al.* 2000), inmigrante (Bazzaz 1986), colonizadora (Williamson 1996), naturalizada (Richardson *et al.* 2000) (véase Colautti y MacIsaac 2004 para una revisión extensa de la terminología). En el presente trabajo utilizamos el término no nativas para referirnos a aquellas especies que ocurren en un área en el cual no han evolucionado desde la última glaciación y cuya introducción o inmigración ha sido asistida voluntaria o involuntariamente por las actividades humanas (Kowarik 1995).

Las áreas urbanas, de intensa alteración del sistema ecológico y con una densa red de comunicaciones (carreteras, caminos, puertos, aeropuertos), son lugares donde el número de especies no nativas es elevado (Parendes y Jones 2000). Existen varias hipótesis que tratan de explicar la razón por la que las ciudades son nodos de concentración de especies no nativas: la ausencia de enemigos (Mack *et al.* 2000), la existencia de nichos vacíos (Elton 1958; Castro-Díez 2004), afluencia continua de semillas y propágulos (Lonsdale 1999; Lockwood *et al.* 2005), perturbación (Hobbs y Hueneke 1992), entre otras. Las ciudades no sólo actúan como nodos de concentración y establecimiento, sino también funcionan como potenciales fuentes de dispersión de las especies que contienen (Zhang *et al.* 2004). Las vías de comunicación (carreteras y

caminos) son estructuras potenciales de dispersión de especies no nativas (Parendes y Jones 2000; Gelbard y Belnap 2003; Watkins *et al.* 2002).

El impacto de los caminos sobre el sistema natural es múltiple. Afectan de manera directa sobre el hábitat circundante a través de la fragmentación del paisaje por el que discurren y la generación de disturbio en el área inmediata a su estructura (Spellerberg 1998; Mckinney 2006). Sin embargo, también afectan de manera más indirecta al servir de corredores de establecimiento y de dispersión a plantas no nativas (Parendes y Jones 2000; Gelbard y Belnap 2003; Von Der Lippe y Kowarik 2006). La relación entre los caminos y las especies no nativas es múltiple. No sólo proporcionan hábitats favorable para el establecimiento, con mayor humedad, mayor disponibilidad de nutrientes, etc., sino que también actúan como estructuras favorables para la dispersión, ya sea por sus patrones de continuidad de hábitat favorable o por la ayuda de agentes dispersores como vehículos, animales o el hombre (Parendes y Jones 2000; Von Der Lippe y Kowarik 2006).

La identificación de los factores que influyen en la distribución de especies no nativas a través del paisaje es fundamental para la evaluación presente y futura de la extensión de las invasiones de plantas y el desarrollo de programas de actuación (Alpert *et al.* 2000; Rejmánek y Pitcairn 2002).

El Noroeste de Baja California es una región de alto crecimiento poblacional (227% entre 1970 y 2005; INEGI 2006) y un mayor aún incremento en la población urbana para el mismo periodo (300%; INEGI 2006). La ciudad de Ensenada constituye el extremo sur de un corredor costero urbano que inicia en la ciudad Tijuana y se extiende de manera intermitente por casi 100 Km, conteniendo al 64% de la población urbana del Estado de Baja California (INEGI 2006). Este corredor constituye una de las regiones de México con más intenso crecimiento de población urbana en las últimas décadas, especialmente después de la década de los 70 (INEGI 2006). Aunque se ha estudiado las consecuencias de la urbanización sobre la vegetación natural en esta región (Espejel *et al.* 2002; Leyva *et al.* 2006; Ojeda-Revah *et al.* 2008; Leyva 2009), se ha explorado menos sus efectos sobre la presencia y distribución de especies no nativas (Garcillán *et al.* 2009). Esta región, y en concreto la ciudad de Ensenada, se ofrecen como excelentes opciones para analizar los efectos ecológicos del proceso de urbanización sobre la presencia y

distribución de las plantas no nativas. Garcillán *et al.* (2009) estudiaron la composición y distribución de la flora no nativa del área estrictamente urbana de la ciudad de Ensenada. En el presente trabajo se pretende, partiendo de ese estudio, complementarlo y ampliarlo geográficamente al extender el estudio de la dinámica de la flora no nativa a la zona inmediatamente circundante al casco urbano de Ensenada, concretamente a sus caminos.

1.1. Área de estudio

Ensenada se encuentra en el sur de la región de tipo Mediterráneo que se distribuye en el oeste del Estado de California (U.S.A.) y en el noroeste del Estado de Baja California (México), área de alta riqueza de especies y endemismos, reconocida a nivel del mundo como un “*hotspot*” de biodiversidad (Myers *et al.* 2000). Forma parte del corredor urbano costero que se extiende desde la frontera con los Estados Unidos hasta San Quintín, con una alta intensidad de tráfico vehicular y estrecha conexión con el sur de California.

La ciudad de Ensenada se encuentra ubicada dentro de la Bahía de Todos los Santos en la costa noroeste de la península de Baja California, a 110 km de la frontera con USA, esta situada entre las coordenadas 31° 43' y 31° 54' N y entre los 116° 36' y 116° 49' O. Su clima es mediterráneo templado, con cuatro estaciones bien marcadas; primavera, verano, otoño e invierno. La precipitación media anual es de 292 mm, y los meses mas lluviosos son Noviembre a marzo, prácticamente el invierno. La temperatura promedio mensual es de 16° C, con mínima de 12.4° C y máxima de 25.2° C (CNA 2008).

Ensenada tiene una vegetación predominante de matorral costero (Minnich y Franco-Vizcaíno 1998) que forma parte de la Provincia Florística de California, región de alta riqueza de especies y endemismos (Myers *et al.* 2000).

2. OBJETIVO

Determinar el efecto de la ciudad de Ensenada y de los caminos circundantes en la distribución y riqueza de especies de plantas no nativas a lo largo de dichos caminos.

3. METODOLOGÍA

Para abordar el objetivo propuesto nos basamos en dos fuentes de información: (1) respecto a la ciudad de Ensenada, los resultados publicados por Garcillán *et al.* (2009) sobre las especies de plantas no nativas (relación de especies, abundancia y su preferencia de hábitat en la ciudad entre arroyos y lotes baldíos); y (b) la información generada en el presente trabajo respecto a los caminos circundantes.

3.1. Marco conceptual

Las preguntas que tratamos de responder en el presente trabajo, dirigidas a cumplir con el objetivo del mismo, son las siguientes:

1. ***¿Existe relación entre las especies no nativas presentes en la ciudad y las presentes en los caminos circundantes?***

Hipótesis 1.1. La ciudad actúa como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas y por tanto las especies presentes en el borde de los caminos van a estar mayoritariamente en la ciudad.

Hipótesis 1.2. La proporción de especies no nativas es superior en la ciudad que en los caminos circundantes. Distintos autores han encontrado que las zonas urbanas tienen un enriquecimiento relativo en especies no nativas respecto a sus alrededores peri-urbanos (Elton 1958; Mack *et al.* 2000; Castro-Diez 2004; Mckinney 2006).

2. ***Si es cierta la hipótesis 1.1., una gran proporción de las especies no nativas encontradas en los caminos procedería de la ciudad. En este caso ¿existen características de las especies no nativas en la ciudad que pueden estar condicionando su presencia o no en los caminos?***

Hipótesis 2.1. La abundancia de una especie en la ciudad va a estar positivamente relacionada con su presencia en los caminos. Las especies más abundantes, potencialmente tendrán capacidad de producir mayor número de propágulos, que de

acuerdo a la hipótesis de presión de propágulos (Von Holle y Simberloff 2005; Lockwood *et al.* 2005) afecta la presencia de una especie en un lugar dado.

Hipótesis 2.2. Preferencia de hábitat de la especie. La preferencia de hábitat de las especies nativas en la ciudad va a determinar su presencia en los caminos. De las tres preferencias de hábitat definidas por Garcillán *et al.* (2009) para plantas no nativas en Ensenada (lotes baldíos, arroyos e indiferentes) esperaríamos que la preferencia *lote* e *indiferente* afecte positivamente a su presencia en los caminos (por su similitud de hábitat en el caso del primero y por el carácter de generalistas en las segundas), en tanto que la preferencia arroyos afectará negativamente a su presencia en los caminos.

En síntesis, la hipótesis de que partimos es que la presencia o no de especies no nativas de la ciudad en los caminos está afectada por dos características de dichas especies en la ciudad: su abundancia y su preferencia de hábitat.

$$\text{Presencia en caminos} = f(\text{abundancia en ciudad}, \text{preferencia hábitat en ciudad})$$

3. *¿Qué condiciones del borde de los caminos afectan a la riqueza de especies no nativas presentes en los mismos?*

En esta pregunta exploramos dos características del borde del camino que afectan a dos etapas distintas del proceso de colonización: la distancia de un lugar determinado a la fuente de propágulos, que afecta a la dispersión; y las condiciones de disturbio del lugar, que afectan al establecimiento. El patrón de riqueza que observemos será resultado de la suma de ambas etapas.

Hipótesis 3.1. La distancia del sitio a la ciudad afectará negativamente a la riqueza de especies no nativas presentes en el mismo. Si la ciudad actúa como nodo dispersor de especies no nativas esperaríamos que a mayor distancia respecto a la ciudad se reducirá la probabilidad de llegada para las especies y por tanto habrá un menor número de especies presentes.

Hipótesis 3.2. El grado de disturbio presente en el sitio afectará al número de especies no nativas. Según la hipótesis de la fluctuación de recursos (Gelbard y Belnap 2003) el

disturbio de un lugar determinado generaría un aumento de recursos disponibles (espacio, nutrientes, agua, etc.) al incorporarlos al sistema y/o al reducir el uso de los mismos por parte de otras especies. Sin embargo, es bien conocido conforme a la hipótesis del disturbio intermedio (Connell 1978; Grime 1979) que frecuentemente la relación entre riqueza de especies y nivel de disturbio no es indefinidamente positiva, sino que a partir de un determinado grado de disturbio se reduce la riqueza de especies presentes. Por tanto, esperaríamos la existencia de relación entre la riqueza de especies no nativas y el nivel de disturbio, que podría ser positiva, negativa o convexa, dependiendo del intervalo de disturbio que se registre.

Sintetizando, la hipótesis es que la riqueza de especies exóticas en un lugar determinado del borde del camino será función de dos propiedades del lugar: su distancia a la fuente potencial de propágulos y el grado de disturbio en que se encuentre.

$$\text{Riqueza de especies} = f(\text{distancia a fuente, disturbio del sitio})$$

4. ¿Qué factores condicionan la penetración de las especies exóticas hacia el interior de cada sitio?

Hipótesis 4.1. La distancia de la línea al borde del camino va afectar negativamente a su número de especies no nativas. Se ha reportado frecuentemente que el número de especies no nativas decrece con la distancia al borde del camino (Kalwij *et al.* 2008; Mckinney 2006), y se explica porque las condiciones de hábitat del borde de camino (disturbio, humedad, temperatura, etc.) cambian al alejarnos de este.

Hipótesis 4.2. El disturbio del sitio facilitará la penetración de especies no nativas hacia el interior.

Hipótesis 4.3. La riqueza de especies nativas y no nativas en el borde del camino afectará el grado de penetración de las especies no nativas.

$$\text{Penetración de no nativas} = f(\text{distancia al borde, disturbio, riqueza de especies})$$

3.2. Diseño de muestreo

Consideramos área urbana a efectos de delimitación espacial como aquella área con presencia de viviendas o infraestructura previa a su levantamiento. En este trabajo utilizamos la delimitación realizada por Garcillán *et al.* (2009), con base en Google Earth, en la que se considera sólo la zona centro del área urbana de Ensenada dejando fuera del estudio las extensiones norte y sur de la misma, Sauzal y Maneadero, respectivamente.

Con objeto de elegir los caminos utilizamos imágenes de satélite de Google Earth (2007) para explorar el escenario de la disposición de los mismos en la periferia de la ciudad de Ensenada. Seleccionamos cuatro caminos siguiendo los criterios de disposición radial respecto a la zona urbana y que sus inicios estuvieran distribuidos de manera que abarcaran el perímetro de dicha zona (Fig. 1).

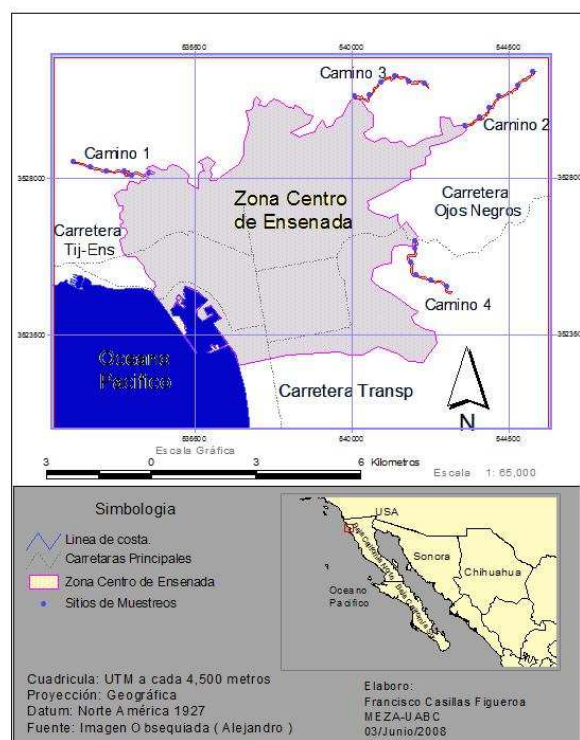


Figura 1. Localización de la ciudad de Ensenada y del área de estudio.

En cada camino se le colocaron seis sitios de muestreo. El primero se colocó en la inmediación del borde urbano y el resto a intervalos de 500 m, cubriendo un total de 2,500 m de camino. El lado del camino en que se situó cada sitio fue determinado al azar. Cada sitio consta de 5 líneas de muestreo de 19 m paralelas al camino, con una separación de 3.5 m entre ellas. Cada línea contiene 4 cuadros de 1 x 0.5 m separados entre sí por 5 metros (Fig. 2). La primera línea de muestreo se dispuso en el borde del camino, considerando éste como la línea recta que contactaba al menos cuatro plantas.

En total se muestrearon 4 caminos, 24 sitios (6 sitios $\times$ camino), 120 líneas (5 líneas $\times$ sitio) y 480 cuadros (4 cuadros $\times$ línea).

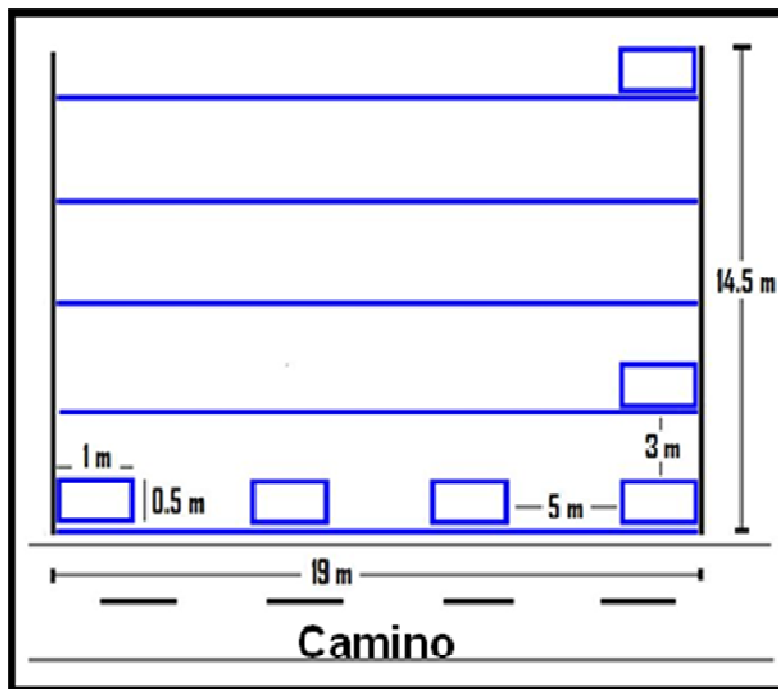


Figura 2. Diseño de muestreo.

3.3. Obtención de datos

El muestreo se llevó a cabo durante los meses de Marzo, Abril y Mayo del año 2008. En cada sitio se tomaron coordenadas geográficas y altitud del mismo.

3.3.1. Datos biológicos

En cada cuadro se registraron las especies de plantas vasculares presentes, que fueron identificadas por Jon Rebman (Herbario SD, Museo de Historia Natural de San Diego) y José Delgadillo (Herbario BCMEX, Universidad Autónoma de Baja California). Las colectas fueron depositadas en el herbario BCMEX, de la UABC.

3.3.2. Datos de disturbio antropogénico

Disturbio es un concepto intuitivamente claro, pero que puede dar lugar a múltiples aproximaciones y conceptualizaciones dependiendo de los objetivos. En nuestro caso consideramos disturbio como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico (Pickett y White 1985). Exploramos el efecto del disturbio en base a dos estimaciones diferenciadas, pero complementarias: disturbio estimado en el sitio y disturbio estimado a nivel paisajístico como resultado de la densidad de actividades humanas en las inmediaciones del sitio.

Respecto al disturbio en el sitio, y basados en que la vegetación nativa del área estudiada habría de estar dominada por especies de carácter leñoso, interpretamos que el porcentaje del área del sitio ocupada por vegetación leñosa es un indicio de su grado de disturbio. Definimos nuestro índice de disturbio en el sitio (DS) = $100 - \% \text{ cobertura de vegetación leñosa nativa}$.

En relación al disturbio del área que rodea al sitio, consideramos que la intensidad de actividades humanas puede afectar la presencia de especies tanto nativas como no nativas. Con ese objeto estimamos el disturbio antropogénico asociado a estas actividades con base en dos factores: (1) la extensión de caminos, como una medida de la fragmentación del hábitat, y (2) los tipos de uso de suelo y vegetación, como un segundo indicio de la modificación de hábitat. La estimación de estos factores se realizó a nivel de: (1) caminos, en el interior de un área buffer de 200 m

alrededor de los caminos, y (2) sitios: en el área contenida en buffers de dos radios distintos 50 y 100 m alrededor de cada sitio. Para cada una de estas áreas se estimó utilizando la imagen de Google Earth (2007) y mediante sistema de información geográfica la extensión de caminos de terracería presentes en su interior y se identificaron cuatro tipos de uso de suelo: urbano, agrícola y vegetación natural.

Estimamos el grado de disturbio del área i (DP_i) como la suma de la fragmentación del paisaje de la misma (F_i) y la transformación observada del uso del suelo (T_i):

$$D_i = F_i + T_i \quad (1)$$

La fragmentación del paisaje (F_i) se calculó como el cociente entre la longitud total de caminos presentes (M_i) y la raíz cuadrada de la extensión del área i (A_i), ponderado por el valor promedio de fragmentación (F_{max}):

$$F_i = \frac{M_i / \sqrt{A_i}}{F_{promedio}} \quad (2)$$

La transformación de paisaje (T_i) de un área i se estimó como la proporción de cobertura modificada (CM_i) en esa área, es decir la suma del área con asentamientos urbanos y área agrícola, respecto al tamaño total del área (A_i), ponderado igualmente por el valor promedio de modificación ($CM_{promedio}$):

$$T_i = \frac{CM_i / A_i}{T_{promedio}} \quad (3)$$

3.4. Análisis de los datos

Se construyó una matriz origen de presencia / ausencia de especies $\times$ cuadros. A partir de ella se elaboraron matrices equivalentes, de presencia / ausencia, para líneas, sitios y caminos. Utilizando estas matrices se estimó la riqueza de especies (nativas, no nativas y totales) a nivel de cuadros, líneas, sitios y caminos.

Hipótesis 1.1. y 1.2. La ciudad como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas

Utilizando la relación de especies encontradas en la ciudad y en los caminos, estimamos qué proporción de las especies no nativas encontradas en los caminos también están presentes en la ciudad y comparamos la proporción de no nativas para ambos escenarios.

Hipótesis 2.1. La abundancia de una especie en la ciudad va a estar positivamente relacionada con su presencia en los caminos.

Para las especies no nativas de la ciudad analizamos mediante una prueba t-Student si la abundancia promedio en la ciudad de aquellas especies que también se encuentran en los caminos es mayor que las especies que sólo están en la ciudad. Además, a partir de las tres categorías de abundancia en que Garcillán *et al.* (2009) categorizaron las especies de la ciudad (raras: <5% de frecuencia en transectos muestreados, infrecuentes: 5-35%, y frecuentes: >35%), analizamos mediante una tabla de contingencia si la presencia o ausencia en los caminos está relacionada o no con estas categorías de frecuencia.

Hipótesis 2.2. La preferencia de hábitat de las especies nativas en la ciudad va a determinar su presencia en los caminos.

De manera semejante a la abundancia, analizamos mediante una tabla de contingencia si las categorías de preferencia de hábitat realizada para la ciudad (lotes baldíos, arroyo e indiferentes) tienen relación con su presencia o no en los caminos. Es importante tener en cuenta que la categorización de preferencia de hábitat sólo se realizó para aquellas especies con abundancia superior a 5% de los transectos, es decir las correspondientes a las categorías de abundancia de infrecuentes y frecuentes.

Hipótesis 3.1. *La distancia del sitio a la ciudad afectará negativamente a la riqueza de especies no nativas presentes en el mismo.*

Representamos el comportamiento de la riqueza de especies del sitio respecto a la variación de la distancia del mismo a la ciudad y analizamos el patrón observado.

Hipótesis 3.2. *El grado de disturbio presente en el sitio afectará al número de especies no nativas.*

Analizamos tanto para el grado de disturbio a nivel paisajístico en los sitios y como el estimado *in situ* (proporción cobertura de vegetación leñosa) están relacionados con la riqueza de especies no nativas. Mediante análisis de regresión estimamos si dicha relación es significativa estadísticamente.

Hipótesis 4.1. *La distancia de la línea al borde del camino va afectar negativamente a su número de especies no nativas.*

Analizamos para el conjunto de los 24 sitios la variación del número de especies encontradas por línea frente a la distancia de esta al borde del camino. Consideramos número de especies por línea como el total de especies distintas encontradas en los cuatro cuadros que conforman la línea. Se realizó un análisis de regresión para estimar la significancia de dicha relación.

Hipótesis 4.2. *El disturbio del sitio facilitará la penetración de especies no nativas hacia el interior.*

Analizamos la variación del número de especies no nativas presentes en la línea más alejada del camino (línea V) para cada sitio en relación al disturbio presente en el mismo. Consideramos la riqueza de especies no nativas en la línea V como un indicio del grado de su penetración. Por la naturaleza local de la relación analizada rechazamos las estimaciones paisajísticas de disturbio y utilizamos como medida de disturbio la estimación de la cobertura de especies leñosas por sitio.

Hipótesis 4.3. *La riqueza de especies nativas y no nativas en el sitio afectará el grado de penetración de las especies no nativas en el mismo.*

Analizamos si la riqueza de especies a distintos niveles en cada sitio afecta al número de especies no nativas en la línea más alejada del mismo: (a) el número total de especies no nativas en el sitio, (b) el número de especies no nativas en la línea próxima al camino (línea I), (c) el número total de especies nativas en el sitio, y (d) el número de especies nativas en la línea V.

4. RESULTADOS

Se encontraron un total de 140 especies, pertenecientes a 118 géneros y 45 familias, de las cuales 46 especies (32.8 %) son exóticas (Ver Anexo). *Koeleria phleoides* (Poaceae) es un nuevo registro para la península de Baja California. Las familias más representadas fueron Asteraceae (27 especies), Poaceae (18), Fabaceae (11), Cariophyllaceae (9) y Brassicaceae (8).

Las especies más abundantes, con presencia en más del 60% de los sitios, fueron por parte de las especies no nativas: *Bromus madritensis* ssp. *rubens*, *Bromus hordeaceus*, *Taraxacum officinale*, *Silene gallica*, y *Centaurea melitensis* y para el caso de las especies nativas: *Filago californica*, *Nossella pulchra* y *Amblyopappus pusillus*.

El número total de especies encontradas por camino varió entre las 65 encontradas en el camino IV (25 no nativas) y las 93 especies encontradas en el camino I (37 no nativas) (Cuadro 1).

	No nativas	Nativas	Total
Camino 1	37	56	93
Camino 2	32	52	84
Camino 3	25	54	79
Camino 4	22	43	65

Cuadro 1. Relación de especies por camino.

La riqueza promedio del total de especies por sitio fue de 36.3 ± 5.4 D.S., con un porcentaje promedio de especies no nativas de 43.5 ± 13.8 D.S.%. A nivel de cuadro el número promedio de especies encontrado fue de 9.9 ± 4.3 D.S., de las que en promedio 49.9 ± 27.7 D.S.% fueron no nativas.

Hipótesis 1.1. La ciudad actúa como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas y por tanto las especies presentes en el borde de los caminos van a estar mayoritariamente en la ciudad.

El 76% de las 47 especies no nativas encontradas en el conjunto de los cuatro caminos se encuentran también reportadas en la ciudad por Garcillán *et al.* (2009), en contraste con sólo el

17.7% de las 96 especies nativas (Cuadro 2). Por otro lado, sólo el 37% de las especies no nativas encontradas por Garcillán *et al.* (2009) en el interior de la ciudad fueron encontradas en los bordes de los caminos.

	Nativas	No nativas
Ciudad (Ci)	61	97
Caminos (Ca)	94	46
% Especies compartidas (Ci y Ca)	17.7	78.2

Cuadro 2. Relación de especies nativas y no nativas para la ciudad de Ensenada (Garcillán *et al.* 2009) y para los caminos circundantes.

Hipótesis 1.2. La proporción de especies no nativas es superior en la ciudad que en los caminos circundantes.

La proporción de especies no nativas encontradas en los caminos (32.9%) es marcadamente menor que el porcentaje encontrado en la ciudad de Ensenada (61.4%). Significativamente, la proporción de especies no nativas entre el total de especies comunes a la ciudad y los caminos es 67.9%, es decir, las especies compartidas son mayoritariamente no nativas.

Hipótesis 2.1. La abundancia de una especie en la ciudad va a estar positivamente relacionada con su presencia en los caminos.

La abundancia de las especies no nativas presentes tanto en la ciudad como en los caminos (31.1%) es significativamente superior a la de aquellas especies sólo encontradas en la ciudad (11.0%) ($t = 1.679$, g.l. = 46, $P = 0.00023$) (Fig. 3). Del mismo modo, las categorías de abundancia (rara, infrecuente y frecuente) está significativamente relacionada con la presencia o ausencia en los caminos ($\chi^2 = 12.4$, g.l. = 2, $P = 0.002$) (Fig. 4). Sin embargo, si sólo consideramos las clases de abundancia superiores a 5% (infrecuentes y frecuentes), no existe relación entre pertenecer a una clase u otra y su presencia o ausencia en los caminos ($\chi^2 = 1.053$, g.l. = 1, $P = 0.305$). Por tanto, la abundancia en la ciudad afecta a la presencia de las especies no nativas en los caminos, pero por encima de un valor umbral relativamente bajo parece que las

diferencias de abundancia no influyen significativamente en la presencia o ausencia en los caminos.

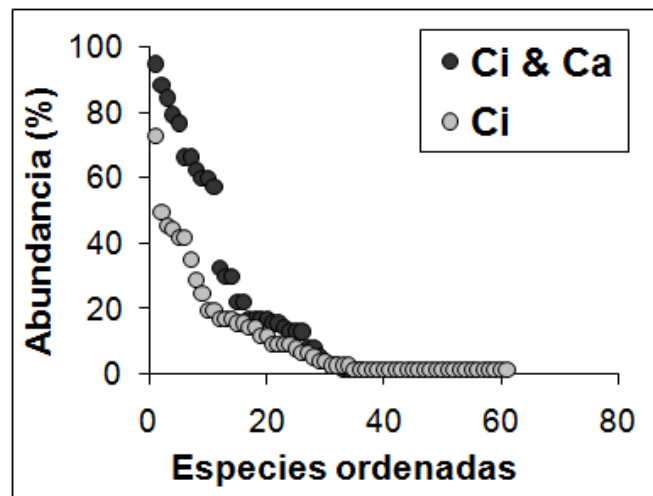


Figura 3. Distribución de la abundancia en la ciudad de especies no nativas, desagregadas entre las presentes en ciudad y caminos (Ci&Ca) y las presentes sólo en la ciudad (Ci).

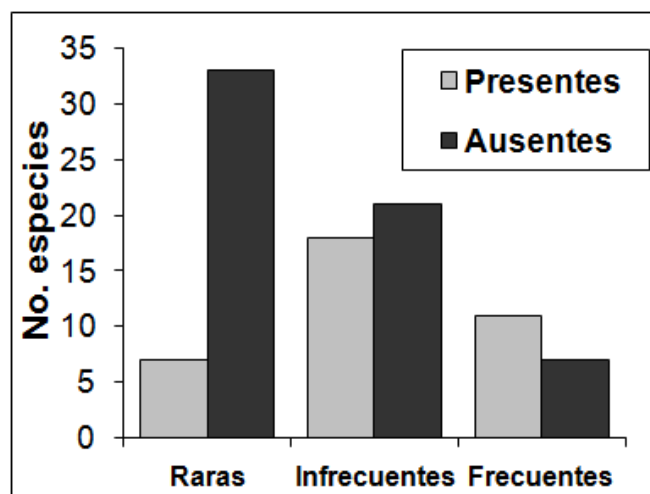


Figura 4. Relación de especies no nativas presentes y ausentes en los caminos según su categoría de frecuencia en la ciudad (raras <5%, infrecuentes: 5-35%, frecuentes: >35%).

Hipótesis 2.2. Preferencia de hábitat de la especie. La preferencia de hábitat de las especies no nativas en la ciudad va a determinar su presencia en los caminos.

La categorías de preferencia de hábitat urbano de las especies no nativas (*arroyo*, *lote*, *indiferente*) están relacionadas con su presencia o ausencia en los caminos ($\chi^2 = 14.913$, g.l. = 2, $P = 0.00058$) (Fig. 5). Las especies de preferencia arroyo están sub-representadas en los caminos, en tanto que las de preferencia lote e indiferentes están sobre-representadas.

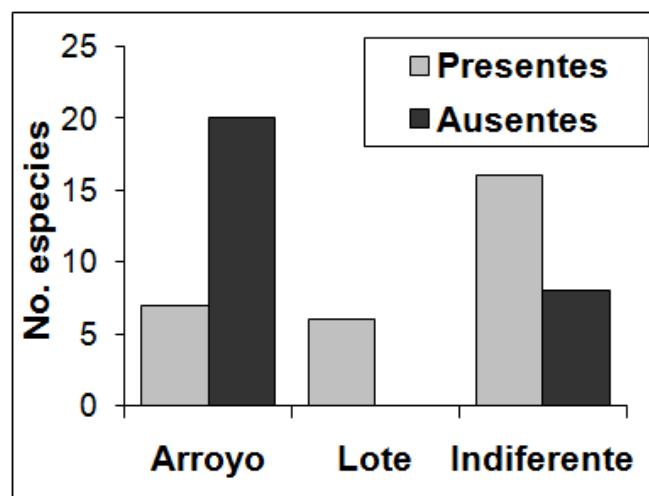


Figura 5. Relación del número de especies no nativas presentes y ausentes en los caminos según su preferencia de hábitat urbano.

Hipótesis 3.1. La distancia del sitio a la ciudad afectará negativamente a la riqueza de especies no nativas presentes en el mismo.

La riqueza por sitio de las especies no nativas compartidas por la ciudad y los caminos no muestra una tendencia definida respecto a la distancia del sitio a la ciudad (Fig. 6 a). La regresión lineal calculada no es significativa ($F_{1, 22} = 1.897$, $P = 0.182$). Muestra un comportamiento cambiante dependiendo de la distancia, con una tendencia decreciente hasta los 1000 m, y a posteriormente aumenta la dispersión de los valores de riqueza y la tendencia se neutraliza. Las especies no nativas que sólo se encontraron en los caminos muestran un comportamiento semejante, y cuya regresión lineal tampoco es significativa ($F_{1, 22} = 2.253$, $P = 0.147$) (Fig. 6 b). Respecto a las especies nativas, su riqueza por sitio respecto a la distancia muestra una tendencia

convexa, opuesta a la observada en las no nativas, creciente de 0 a 1000 m y posteriormente aumenta la dispersión de los datos modificando hacia el decrecimiento su tendencia (Fig. 6 c). De la misma manera, la regresión lineal de esta relación no es significativa ($F_{1, 22} = 1.257$, $P = 0.274$).

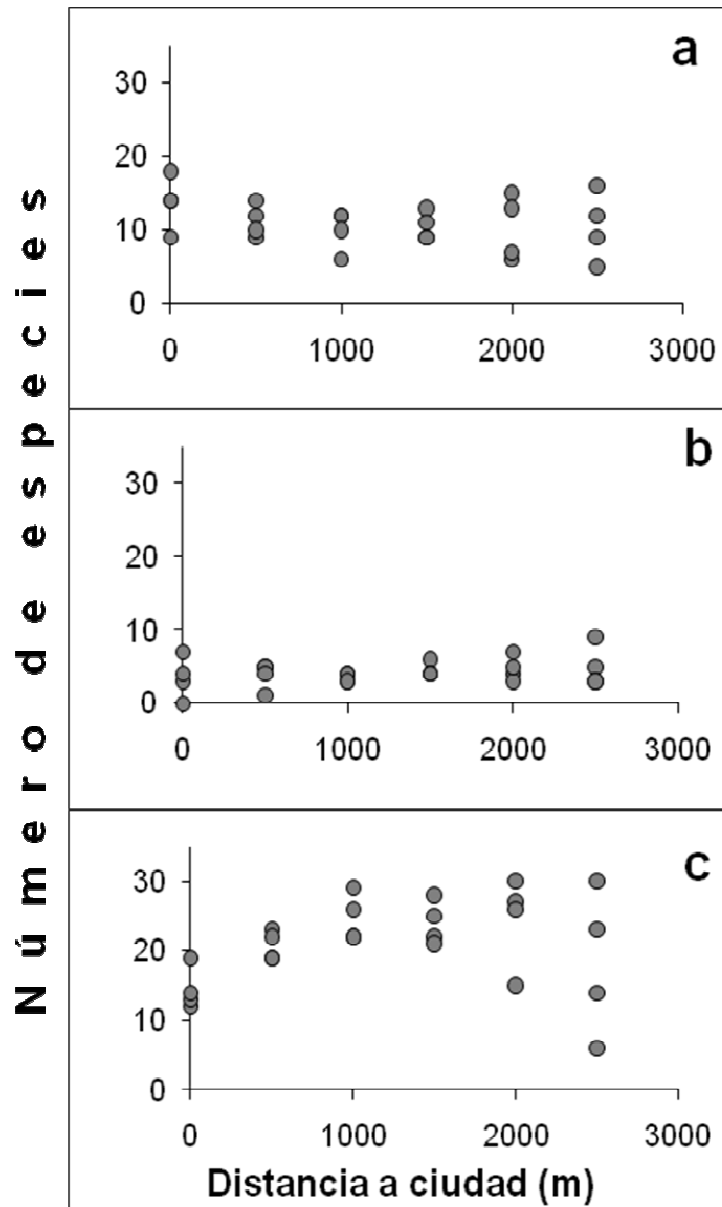


Figura 6. Comportamiento de la riqueza por sitio de especies respecto a la distancia del sitio al borde de la ciudad. (a) No nativas comunes a ciudad y caminos, (b) no nativas exclusivas de caminos, y (c) nativas encontradas en los caminos.

Hipótesis 3.2. El grado de disturbio presente en el sitio afectará al número de especies no nativas.

Los valores promedio del índice de disturbio (*DP*) fueron semejantes para el buffer de 50 m y de 100 m: 2.0 ± 1.16 D.S. y 2.0 ± 1.05 D.S.

El número de especies no nativas encontradas en los sitios no mostró relación con el valor estimado del índice de disturbio (*DP*) para dichos sitios (Fig. 7 a). La regresión lineal de la riqueza de especies no fue significativa frente al índice de disturbio calculado a partir del buffer de 50 m ($F_{1,22} = 0.127$, $P = 0.725$) ni frente al de 100 m de radio ($F_{1,22} = 0.799$, $P = 0.381$). La misma ausencia de relación se encontró si se analizaba la proporción de especies nativas frente al índice de disturbio. Si analizamos por separado la variación del número de especies no nativas respecto a cada uno de los componentes del índice de disturbio (F_i y T_i) no se encontró relación significativa estadísticamente para ninguno de los dos tamaños de buffer. Sin embargo, si utilizamos el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa del sitio como una estima in situ del grado de disturbio, sí encontramos una marcada relación inversa entre el porcentaje de cobertura y la riqueza de especies no nativas. El análisis de regresión lineal de estas dos variables es significativo estadísticamente ($F_{1,22} = 7.675$, $P = 0.011$) (Fig. 7 b).

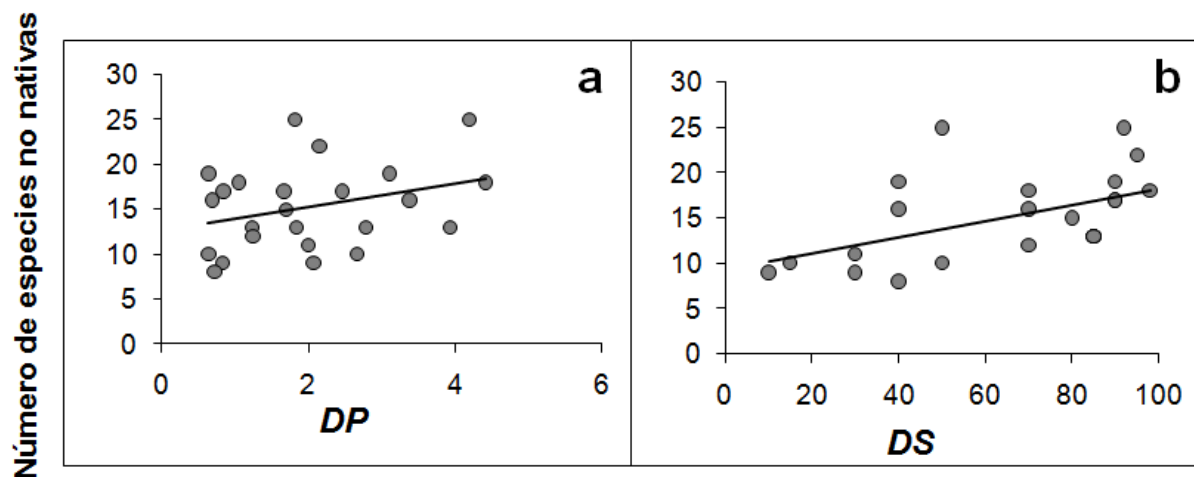


Figura 7. Comportamiento de la riqueza por sitio de especies no nativas frente a dos estimas de disturbio: (a) *DP*: índice compuesto de la densidad de caminos y la proporción de área modificada en un buffer de 50 m de radio del sitio (ver texto); y (b) *DS*: índice de disturbio in situ del sitio. Las rectas muestran las líneas de regresión, significativa estadísticamente para (b) ($F_{1,22} = 7.675$, $P = 0.011$), y no significativa en el caso de (a) ($F_{1,22} = 0.127$, $P = 0.725$).

Hipótesis 4.1. La distancia de la línea al borde del camino va afectar negativamente a su número de especies no nativas.

El número de especies no nativas encontradas a nivel de línea se redujo conforme aumenta la distancia de la línea al borde del camino. La tasa de reducción que muestra el análisis de regresión es baja ($y = -0.148x + 9.58$), pero es significativa estadísticamente ($F_{1, 118} = 4.2001$, $P = 0.043$) (Fig. 8 a). Por otro lado, como era de esperar, la riqueza de especies nativas por línea mostró un comportamiento inverso, aumentando con el incremento de la distancia al camino, y su regresión lineal mostró que la relación es altamente significativa ($F_{1, 118} = 32.259$, $P = 6.6 \times 10^{-8}$) (Fig. 8 b).

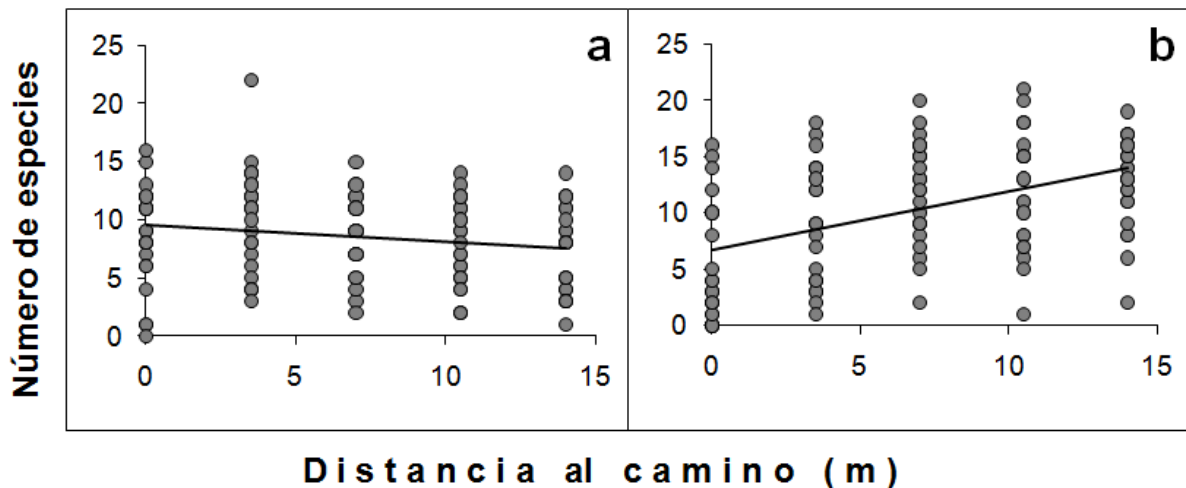


Figura 8. Variación del número de especies no nativas por línea respecto a su distancia al borde del camino: (a) especies no nativas, y (b) especies nativas. Las rectas muestran las líneas de regresión, significativa estadísticamente en ambos casos: (a) ($F_{1, 118} = 4.200$, $P = 0.043$), y (b) ($F_{1, 118} = 33.259$, $P = 6.6 \times 10^{-8}$).

Hipótesis 4.2. El disturbio del sitio facilitará la penetración de especies no nativas hacia el interior.

La riqueza de especies no nativas en la línea más alejada del camino para cada sitio mostró una tendencia marcadamente negativa respecto al porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa en el sitio (Fig. 9). El análisis de regresión nos dice que dicha relación es altamente significativa ($F_{1,22} = 20.721$, $P = 0.00016$).

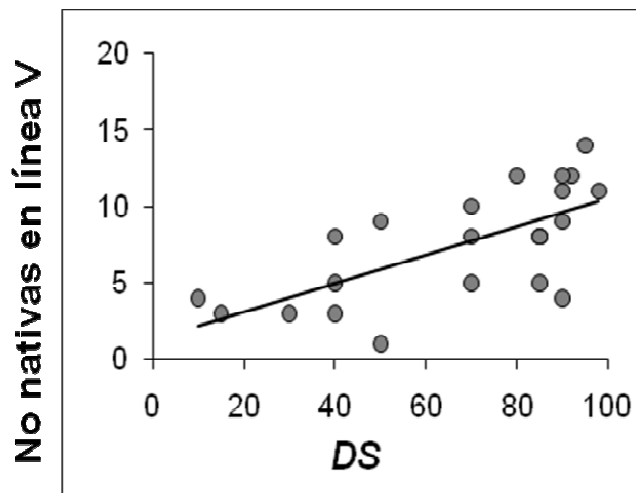


Figura 9. Variación del número de especies no nativas en la línea más alejada del borde del camino (línea V) frente al valor del índice de disturbio in situ (DS). La recta muestra la línea de regresión, significativa estadísticamente ($F_{1,22} = 20.721$, $P = 1.57 \times 10^{-4}$).

Hipótesis 4.3. La riqueza de especies nativas y no nativas en el borde del camino afectará el grado de penetración de las especies no nativas.

La variación del número de especies no nativas de la línea V se mostró positivamente relacionada tanto con el número total de especies no nativas encontradas a nivel de sitio, como con el número de especies no nativas presentes en la línea I, la más próxima al camino (Fig. 10 a y b). La intensidad de invasión del sitio y de la primera línea del mismo determinan por tanto el grado de penetración de las especies no nativas. Ambas relaciones fueron estadísticamente significativas, y aunque los coeficientes de la recta fueron semejantes (no nativas/sitio: 0.55, no nativas/L1: 0.40), tanto el coeficiente de correlación como el nivel de significancia fue claramente superior en el caso de la riqueza a nivel de sitio ($R^2 = 0.52$, $F_{1,22} = 24.148$, $P = 6.49 \times$

10^{-5}), que en la relación con la riqueza de no nativas de la primera línea ($R^2 = 0.21$, $F_{1, 22} = 6.086$, $P = 0.022$).

Por otro lado, encontramos que el número de especies nativas tanto a nivel de sitio como en la línea V está relacionado negativamente con la riqueza de no nativas en la línea V (Fig. 10 c y d). Análisis de regresión nos muestran que ambas relaciones son significativas estadísticamente (nativas a nivel de sitio: $F_{1, 22} = 6.086$, $P = 0.022$; nativas a nivel de línea V: $F_{1, 22} = 8.633$, $P = 0.008$). En ambos casos los coeficientes de correlación resultantes del análisis de regresión (-0.31 y -0.37 , respectivamente) son ligeramente menores que los observados para la relación con la riqueza de no nativas (no nativas/sitio: 0.55 , no nativas/L1: 0.40).

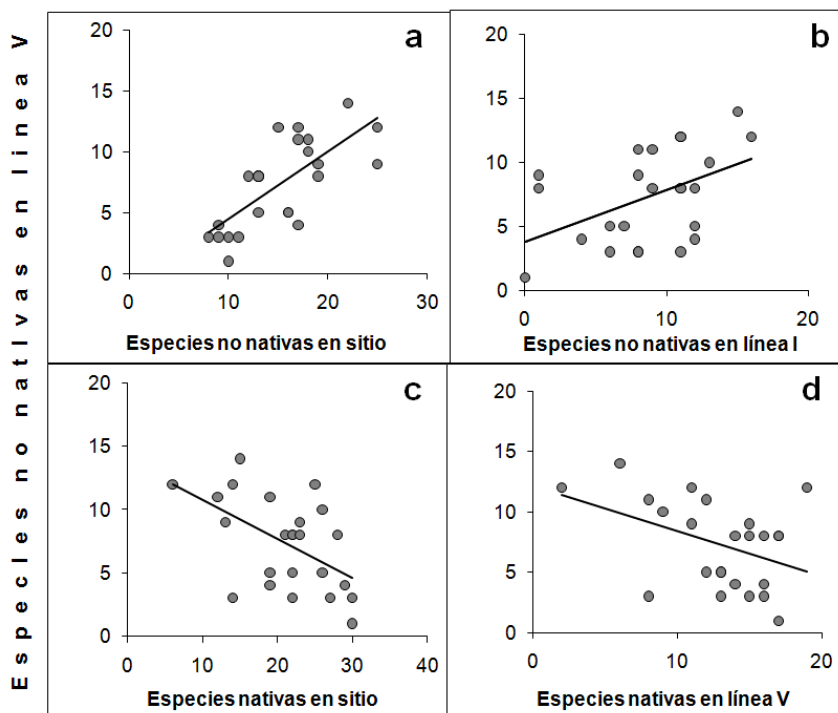


Figura 10. Variación de la riqueza de especies no nativas en la línea más alejada del camino (línea V) para cada sitio respecto a distintos valores de riqueza de los mismos: (a) especies no nativas a nivel de sitio, (b) especies no nativas en la línea del borde inmediato del camino (línea I), (c) especies nativas a nivel de sitio, y (d) especies en la línea más alejada del camino. En todos los casos las rectas muestran las respectivas líneas de de regresión, significativas en los cuatro casos (a: $F_{1, 22} = 24.148$, $P = 6.49 \times 10^{-5}$; b: $F_{1, 22} = 6.086$, $P = 0.02$; c: $F_{1, 22} = 8.63$, $P = 0.008$; d: $F_{1, 22} = 4.529$, $P = 0.45$).

5. DISCUSIÓN

Números generales y distribución taxonómica

Los caminos muestreados en los alrededores de la ciudad de Ensenada reportaron un total de 143 especies, de las cuales 47 son especies no nativas y 96 especies nativas. Entre el total de especies encontradas en los caminos, 53 de ellas (17 especies nativas y 36 especies no nativas) también fueron encontradas por Garcillán *et al.* (2009) en el interior de la ciudad de Ensenada. Se añadieron por tanto, un total de 11 especies no nativas y 79 especies nativas a la relación florística de la ciudad de Ensenada y sus alrededores inmediatos. Una de las especies no nativas, *Koeleria phleoides* (Poaceae) es un nuevo registro para la península de Baja California.

Las familias más representativas de los caminos fueron Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Cariophyllaceae y Brassicaceae. Coincide con lo encontrado por Garcillán *et al.* (2009) para el interior de la ciudad, salvo por la presencia de la familia Amaranthaceae entre las abundantes en la ciudad debido a la afinidad de sus especies por ambientes salinos, y la presencia de la familia Cariophyllaceae entre las numerosas en los caminos. Exceptuando esta última familia, las cuatro restantes: Asteraceae, Poaceae, Fabaceae y Brassicaceae son también las más numerosas para las plantas no nativas de México (Villaseñor y Espinosa 2004), California (Schierenbeck *et al.* 2007) y el Condado de San Diego (Rebman y Simpson 2006), además de coincidir con la distribución taxonómica de especies no nativas encontradas en numerosos estudios de flora urbana alrededor del mundo (ej., Pyšek 1998; Kuhn y Klotz 2006; La Sorte *et al.* 2007).

La ciudad como nodo concentrador y dispersor de especies no nativas

La proporción de especies no nativas encontrada en los caminos (32.8 %) es significativamente menor que el 61% encontrado en el interior de la ciudad por Garcillán *et al.* (2009), cumpliendo el patrón ampliamente reportado de enriquecimiento relativo en especies no nativas en el caso de las áreas urbanas respecto a sus ecosistemas circundantes, que sitúa a dichos núcleos urbanos como potenciales nodos concentradores y dispersores de plantas no nativas (Kowarik 1990, 1995; Mckinney 2006). Nuestros resultados parecen indicar que la ciudad de Ensenada actúa como potencial núcleo dispersor de especies no nativas pues encontramos que la mayoría de las especies no nativas encontradas en los caminos (76%) estaban también en el interior de la

ciudad, pero sólo el 37% de las plantas no nativas de la ciudad fueron encontradas en los caminos. Diferentes autores coinciden al mencionar que las ciudades funcionan como nodos de concentración y posteriormente dispersión de especies no nativas (Parendes y Jones 2000; Zhang *et al* 2004) y los caminos que se encuentran en la zona de transición urbano-no urbano funcionan como corredores de dispersión de especies no nativas hacia zonas circundantes a la ciudad (Gelbard y Belnap 2003; Watkins *et al.* 2002).

Propiedades de las especies y su capacidad invasora

Sin embargo, nuestros resultados muestran que determinadas características de las especies no nativas en la ciudad están condicionando la probabilidad de su presencia o no en los caminos. La abundancia de las especies nativas en la ciudad afecta significativamente sobre su presencia o no en los caminos (Fig. 3 y 4). Este resultado está en consonancia con la denominada hipótesis de presión de propágulos que sugiere como causa explicatoria de la presencia de especies no nativas en un determinado lugar la abundancia de semillas o propágulos en general de las mismas que son capaces de llegar a dicho lugar (Kolar y Lodge 2001). En nuestro caso asumimos de manera general que la abundancia en la distribución de las especies dentro de la ciudad, que es el dato que cuantificamos, está de manera general directamente relacionada con la abundancia de propágulos potencialmente disponibles por parte de dichas especies.

Sin embargo, según nuestros resultados, el umbral de abundancia de las especies no nativas que marca la diferencia sobre su probabilidad de presencia o no en los caminos, es un umbral relativamente bajo. Si consideramos sólo las especies no raras, es decir con presencia en más del 5% de los transectos muestreados (Garcillán *et al.* 2009), su valor de abundancia en la ciudad no parece afectar a su presencia o no en los caminos. Es en cambio, otra propiedad de las especies, su preferencia de hábitat, la que según lo observado en nuestros resultados, influye sobre qué especies de la ciudad van a estar en los caminos con más probabilidad: serán las especies cuyo hábitat preferente son los lotes o aquellas especies generalistas que están presentes de manera indiferente tanto en lotes como en arroyos del interior de la ciudad. Este patrón encontrado se explicaría por la mayor similitud ecológica entre los lotes baldíos del interior urbano y los bordes de los caminos, que entre estos últimos y los arroyos. Y en el caso de las especies indiferentes en sus preferencia de distribución, por su carácter de especies generalistas, que permite suponer que

una mayor amplitud de su nicho ecológico favorece su capacidad de dispersión y establecimiento, de acuerdo a la hipótesis amplitud de nicho-éxito invasor (Vázquez 2006). No obstante, puesto que en este trabajo sólo se examina una parte muy reducida ecológicamente del área circundante a la ciudad, los bordes de los caminos, no podemos descartar que en otras áreas circundantes con diferentes características ecológicas sean otras las propiedades de las especies no nativas que afecten a su establecimiento. Aún teniendo esto en cuenta, es importante recordar que los bordes de los caminos son hábitats preferentes para la dispersión y establecimiento de especies no nativas y pueden servir como áreas fuente para la penetración en los hábitats circundantes (Milberg y Lamont 1995; Trombulak y Frissell 2000).

Estos resultados señalan líneas significativas en lo relativo a las estrategias de actuación o manejo en lo relativo al control de las especies no nativas. Aunque sin duda se necesitan más estudios, se puede decir que en principio se deberían potenciar las acciones dirigidas a reducir la abundancia de especies no nativas en el interior de la ciudad, especialmente en los lotes baldíos. Por otro lado, nuestros resultados muestran que determinadas propiedades de las plantas no nativas, su abundancia y preferencia de hábitat, pueden servir como elementos de diagnóstico sobre su probabilidad de establecimiento en el exterior de los núcleos urbanos, lo que permitiría anticipar el escenario de invasión en los alrededores urbanos a partir de lo que se observa en la ciudad.

Propiedades del lugar receptor y su vulnerabilidad a la invasión

Según nuestros resultados parece que la distancia afecta de forma decreciente a la riqueza de especies no nativas presentes en un sitio hasta la distancia de 1,000 m de la ciudad, asemejándose a la relación negativa entre distancia y número de especies no nativas encontrado por otros autores (Arévalo *et al.* 2005; Kalwij *et al.* 2008). A distancias superiores a los 1,000 m, la tendencia en el número de no nativas se hace aparentemente creciente aunque con un aumento en la dispersión de los puntos, haciendo más ruidosa la tendencia (Fig. 6a). Esto nos hace pensar que existen otros factores que están determinando que la riqueza de especies no nativas aumente después de los 1,500 metros. En principio, el disturbio in situ no parece ser uno de estos factores, pues no muestra correlación de ningún tipo respecto a la distancia. En nuestra opinión el cambio de tendencia en el número de especies no nativas está causado por la presencia cercana de

asentamientos urbanos próximos al extremo final del tramo muestreado que actuarían como núcleos complementarios de dispersión hacia los caminos. Esta interpretación se ajusta al hecho de que los dos caminos (I y IV) que son los que muestran un aumento de la riqueza de no nativas respecto a la distancia a la ciudad, o bien finalizan en núcleo urbano (Cuatromilpas, perteneciente a la Delegación de El Sauzal está a 350 m del sitio 6 del camino I), o bien tienen próxima una franja extensiva de la ciudad de Ensenada (aprox. 300 m desde el borde urbano al camino IV, entre el sitio 4 y 5).

Los resultados obtenidos entre la correlación de los índices de disturbio estimados y la riqueza de especies no nativas son aparentemente contradictorios. Por un lado, a diferencia de lo encontrado frecuentemente (ej., Larson 2003; Ervin *et al.* 2006; Rentch *et al.* 2005) no encontramos relación significativa estadísticamente entre el índice de disturbio medido a nivel paisajístico alrededor de cada sitio (*DP*) y el número de especies no nativas presentes en el mismo (Fig. 7a), para ninguno de los dos “buffer” utilizados (50 y 100 m). La interpretación puede ser que el grado de disturbio a nivel paisajístico en los distintos sitios sea de valores medio-altos, por encima de un valor umbral determinado, de manera que no tenemos en nuestros valores de disturbio aquellos pertenecientes a lugares de disturbio bajo. De esta manera, al ser el grado de disturbio entre los sitios generalizadamente alto, nuestros valores de disturbio estarían reflejando sólo una parte del gradiente de disturbio (la de mayor valor), que no nos permitiría encontrar efecto de relación con el número de especies no nativas. Otras interpretaciones son posibles, aunque nos decantamos por la anterior: que metodológicamente la construcción del índice no capture de manera adecuada el grado de disturbio, o que los tamaños de los buffers utilizados no sean los más informativos, y sea respecto a áreas de mayor tamaño donde se deba establecer la relación grado de disturbio y riqueza de especies no nativas. Sin embargo, no hay que descartar que la falta de relación pueda deberse a que otros posibles factores como la historia del sitio y la presión de propágulos puedan ser más importantes que el disturbio en determinar la presencia de especies no nativas (Hill *et al.* 2005).

En cambio, sí se encontró una relación significativa entre el índice de disturbio estimado a nivel de sitio (*DS*) y la riqueza de especies no nativas. Parece ser que existe una correlación remarcable entre el disturbio a nivel local, a nivel del propio sitio, estimado como el inverso de

su cobertura de vegetación nativa y el grado de invasión del mismo, entendido éste como la riqueza de especies no nativas. Esta relación puede ser interpretable de diversas maneras. Puede ser que la cobertura de leñosas nativas sea una medida del disturbio, como es nuestra interpretación. Sin embargo, puede ocurrir también que en realidad el porcentaje de cobertura leñosa nativa sea un indicativo de la riqueza de especies nativas y por tanto el efecto real sea la mayor resistencia ecológica a la invasión de los lugares con mayor riqueza nativa (Elton 1958). Encontramos que la relación entre cobertura de leñosas nativas y riqueza de especies nativas está en el límite de la significancia estadística ($F_{1, 22} = 4.385$, $P = 0.048$), por lo que el efecto asociado de la posible resistencia ecológica consideramos que es menor. Aún así, sería recomendable tratar de desagregar ambos efectos mediante un experimento en que se pudieran controlar ambos factores.

Penetración

Los caminos representan una fuente fundamental de introducción de plantas no nativas a áreas naturales, ya que pueden servir como corredores de dispersión preferencial, pero también pueden funcionar como puntos de inicio para la invasión de hábitats adyacentes (Spellerberg 1998; Von Der Lippe y Kowarik 2006). Los resultados que obtuvimos muestran la existencia de un patrón de reducción del número de especies no nativas al aumentar la distancia al borde del camino (Fig. 8a). En el caso de la riqueza de especies nativas por línea, ésta aumenta significativamente con el incremento de la distancia al borde del camino. Esta relación inversa de las riquezas de especies nativas y no nativas frente a la distancia pueden ser la respuesta, en sentido opuesto, a un factor común (disturbio) que afecta a ambas, puede ser mostrar una relación causa efecto entre ambos valores de riqueza (hipótesis de resistencia biológica, Elton 1958), o puede ser una combinación de ambas.

En este sentido, nuestros resultados muestran que el disturbio en el sitio (DS) afecta al grado de penetración en el mismo, entendido éste como el número de especies no nativas presentes en la línea más alejada (Fig. 9), concordando con lo encontrado en numerosos estudios (Walker *et al.* 2009; Richardson y Pyšek 2006). Por otro lado, también encontramos una correlación muy significativa e inversa entre el número de especies nativas y no nativas presentes en la línea más alejada de cada sitio (Fig. 10b), sugiriendo que la penetración de la invasión puede verse

afectada a nivel local, al menos en parte, por la diversidad de la comunidad (Elton 1958; Lyon 1983; Hasen y Clevenger 2005). Finalmente, encontramos que el número de especies no nativas en la línea más próxima al camino está positivamente relacionada con el número presente en la línea más alejada, a 15 m del borde del camino. Es decir, el nivel de invasión que tiene lugar en el borde inmediato del camino afecta positivamente al grado de penetración de la invasión hacia los hábitats circundantes, que corrobora la función del borde de los caminos como reservorio latente para invadir potencialmente el hábitat circundante (Milberg y Lamont 1995; Von Der Lippe y Kowarik 2006).

Significancia para el manejo

Nuestros resultados muestran que las propiedades de las especies no nativas en la ciudad están relacionadas con su probabilidad de presencia en los caminos circundantes. En concreto su abundancia y preferencia de hábitat en la ciudad son indicadores de su probabilidad de presencia en los caminos. Por tanto, con vistas a posibles directrices de manejo de especies no nativas sobre la vegetación circundante de la ciudad se recomienda identificar las especies abundantes y las que tienen como hábitat preferencial los lotes baldíos, o aquellas generalistas ecológicamente, pues serán las que con mayor probabilidad se dispersen y establezcan a través de los caminos.

Cualquier medida que se dirija a reducir la abundancia de especies no nativas en el interior de la ciudad, especialmente en los lotes baldíos, reducirá potencialmente el número de especies no nativas con posibilidades de dispersión desde la ciudad hacia su área circundante.

Mantener en la medida de lo posible la cobertura de vegetación leñosa nativa en el borde de los caminos permitirá reducir el número de especies no nativas presentes en el borde de los mismos, y su grado de penetración.

Medidas encaminadas a reducir la presión de propágulos que ejerce la ciudad sobre sus áreas circundantes y a controlar la invasión a lo largo de los caminos son el uso preferente de vegetación nativa en la planeación urbana y suburbana, así como la planeación de caminos y carreteras manteniendo o utilizando al máximo la vegetación nativa.

6. CONCLUSIONES

- El porcentaje de especies no nativas en los caminos alrededor de Ensenada (33%) es menor que en el interior de dicha ciudad (61%) y semejante a los valores encontrados en otros estudios de flora urbana (12%-48%).
- Las familias con mayor número de especies no nativas (Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Cariophyllaceae y Brassicaceae) son, a excepción de Cariophyllaceae, las mismas que las encontradas en la ciudad de Ensenada y otros estudios de flora urbana.
- La mayor parte de las especies no nativas encontradas en los caminos (76%) están también presentes en el interior del área urbana.
- La abundancia en la ciudad de las especies no nativas influye sobre su presencia o no en los caminos.
- El umbral de abundancia en la ciudad de las especies no nativas en el que su probabilidad de presencia en los caminos aumenta significativamente, es un valor relativamente bajo.
- La preferencia de hábitat en la ciudad de las especies no nativas afecta a su probabilidad de presencia en los caminos: preferencia de lotes baldíos e indiferentes afectan positivamente a su presencia; preferencia de arroyos afecta negativamente a su presencia.
- La distancia de los sitios a la ciudad parece afectar negativamente a la riqueza de no nativas en dichos sitios hasta aproximadamente los 1,000 m, y de manera positiva a distancias superiores.
- El disturbio asociado al sitio según lo estima el índice paisajístico no muestra relación con la riqueza de especies no nativas; en cambio, el disturbio en el interior del sitio estimado a través del índice in situ, sí muestra relación positiva entre disturbio y riqueza de no nativas.
- La distancia al borde del camino reduce el grado de penetración de las especies no nativas (expresado en términos de riqueza) hacia el interior de la vegetación circundante.
- El disturbio en el interior del sitio (medido por el índice in situ) está relacionado positivamente con el grado de penetración hacia el interior de las especies no nativas.

- La riqueza de especies no nativas presente en el borde inmediato del camino (grado de invasión) afecta positivamente a su grado de penetración hacia el interior de la vegetación circundante.
- La riqueza de especies nativas tanto a nivel del sitio como a nivel de la línea de muestreo más alejada del borde del camino están relacionadas negativamente con el grado penetración de las especies no nativas hacia la vegetación circundante.

REFERENCIAS

- Alpert, P., Bone, E. y Holzapfel, C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3: 52–66.
- Alston, K. P., y Richardson, D. M. 2006. The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation* 132(2): 183-198.
- Arevalo, J., Delgado, J., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M., y Fernandez-Palacios, J. 2005. Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 185-202.
- Bazzaz, F. 1986. *Life history of colonizing plants: some demographic, genetic and physiological features*. En: Money, H. y Drake, J. (eds) *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, Springer-Verlag, New York, pp 96–110.
- Brothers, T.S. y Spingarn, A. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* 6: 91–100.
- Castro-Diez, P., Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 13 (3): 61-68.
- CNA. 2008. Normales climatológicas 1970-2000, Estación Agua Caliente, Ensenada, Baja California. Fuente: Sitio de CNA en internet: <http://www.smn.cna.gob.mx/>
- Colautti, R. y MacIsaac, H. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions* 10: 135-141.
- Connell, M. L. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (Washington, D. C.) 199: 1302-1310.
- Davis, M., Grime, J. y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.
- Elton, C. 1958. *The ecology of invasions by plants and animals*. Methuen, London.
- Ervin, G., Smothers, M., Holly, C., Anderson, C. y Linville, J. 2006. Relative importance of wetland type versus anthropogenic activities in determining site invisibility. *Biological Invasions* 8:1425-

1432.

- Espejel, I., Aramburo, G., Leyva, C., Cruz, Y., Bravo, L. C. y Zuñiga, W. 2002. Coastal vegetation of northwest Baja California: Conservation options. *Bight Bulletin/ Boletín de la Cuenca*. 5:1-5
- Garcillán, P., Rebman, J. y Casillas, F. 2009. Analysis of the non-native flora of Ensenada, a fast growing city in northwestern Baja California. *Urban Ecosystems* 12: 449-463.
- Garreau J. 1991. *Edge City: Life on the New Frontier*. Doubleday, New York.
- Gelbard, J., y Belnap, J. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17(2): 420-432.
- Google Earth Website: <http://earth.google.com>
- Green, R.E. 1997. The influence of numbers released on the outcome of attempts to introduce exotic bird species to New Zealand. *Journal of Animal Ecology* 66: 25–35.
- Grime, J. 1979. *Plant strategy and vegetation processes*. Wiley, Chichester UK.
- Hill, S., Tung, P. y Leishman, M. 2005. Relationship between anthropogenic disturbance, soil properties and plant invasion in endangered Cumberland Plain Woodland, Australia. *Austral Ecology* 30:775-788.
- Hobbs, R. y Huenneke, L. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Hobbs, R. y Yates, C. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51: 471–488.
- INEGI. 2006. Censo de población y vivienda 2005. Available at: www.inegi.gob.mx
- Kalwij, J., Milton, S. y McGeoch, M. 2008. Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* 23: 439-451.
- Kolar, C. y Lodge, D. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 199-204.
- Kowarik, I. 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. En: Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. y Wade, M. (eds) *Plant invasions—general aspects and special problems*. SPB Academic, Amsterdam, pp 85–103.

- Kowarik, I. 1990. Some responses of flora and vegetation to urbanization in central Europe. En: Sukopp, H., Hejny, S. y Kowarik, I. (eds.) *Urban ecology*. Pp. 45-47, SPB Academic Publ., La Haya, Holanda.
- Kuhn, I., y Klotz, S. 2006. Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127: 292-300.
- La Sorte, F., McKinney, M. y Pysek, P. 2007. Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange. *Global Change Biology* 13: 913-921.
- Lambin, E., Turner, B., Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A. y Bruce, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Larson, D. 2003. Native weeds and exotic plant: relationship to disturbance in mixed-grass prairie. *Plant Ecology* 169: 317-333.
- Leyva, C., Espejel, I., Escofet, A. y Bullock, S. 2006. Coastal landscape fragmentation by tourism development: impacts and conservation alternatives. *Natures Areas Journal* 26: 117-125.
- Leyva, C. 2009. *Estrategias para la gestión urbana de espacios de vegetación nativa con fines multifuncionales: caso de estudio centro de población de Ensenada, B. C.* Tesis para obtener el título de Doctor. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C.
- Lockwood, J., Cassey, P. y T. Blackburn. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 223-228.
- Lonsdale, W. 1994. Inviting trouble: introduced pasture species in Northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 19: 345-354.
- Lonsdale, W. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology* 80 (5): 1522-1536.
- Lyon, L.J. 1983. Road density models describing habitat effectiveness for elk. *Journal of Forestry* 81: 592-595.
- Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.

- Makse, H., Havlin, S. y Stanley, H. 1995. Modelling urban growth patterns. *Nature* 377: 608–612.
- McGranahan, G. y Satterthwaite, D. 2003. Urban centers: An assessment of sustainability. *Annual Review of Environment and Resources* 28(1): 243-274.
- McKinney, M. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127 (3): 247-260.
- Milberg, P. y Lamont, B. 1995. Fire enhances weed invasion of roadside vegetation in southwestern Australia. *Biological Conservation* 73: 45–49.
- Minnich, R. y Franco-Vizcaíno, E. 1998. *Land of Chamise and Pines: historical accounts and current status of northern Baja California's vegetation*. University of California Press, Berkely and Los Angeles, CA.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58–62.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G. A. y Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.
- Ojeda-Revah, L., Bocco, G., Ezcurra, E. y Espejel, I. 2008. Land-cover/use transitions in the binational Tijuana river watershed during a period of rapid industrialization. *Applied Vegetation Science* 11: 107-116.
- Parendes, L. y Jones, J. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology* 14 (1): 64-75.
- Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. y Costanza, R. 2007. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2001. 32:127-157.
- Pickett, S. Burch W. Dalton S. y Foresman T. 1997. Integrated urban ecosystem research. *Urban Ecosystems* 1: 183–84.
- Pickett, S., Cadenasso, J., Grove, C., Nilon, R., Pouyat, W., Zipperer, R. y Costanza. 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of Metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127-157.

- Pickett, S. y White, P. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU., 472 pp.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50: 53–65.
- Pyšek, P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25: 155–163.
- Rentch, J., Fortney, R., Stephenson, S., Adans, H., Grafton, W. y Anderson, J. 2005. Vegetation-site relationships of roadside plant communities in West Virginia, *Journal of Applied Ecology* 42: 129–138.
- Rebman, J. y Simpson M. 2006. *Checklist of the vascular plants of San Diego County*. San Diego Natural History Museum—San Diego State University, San Diego, CA.
- Rejmánek, M. y Pitcairn, M. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? En: Veitch, C.R. y Clout, M.N. (eds.), *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland and Cambridge, pp. 249–253.
- Richardson, D., Allsopp, N., D’Antonio, C., Milton, S. y Rejmánek, M. 2000. Plant invasions-the role of mutualisms. *Cambridge Philosophical Society* 75: 65–93.
- Richardson, D y Pyšek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography* 30(3): 409–431.
- Rowntree, R. 1995. Toward ecosystem management: shifts in the core and the context of urban forest ecology. En: Bradley, G.A. (ed.) 1995. *Urban Forest Landscapes: Integrating Multidisciplinary Perspectives*. Pp. 43–59 Seattle: Univ. Wash. Press.
- Saunders, D. Hobbs, R. y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Schierenbeck, K., Ellstrand N. y Blosser, G. 2007. Spatiotemporal patterns in the non-native flora of California, USA. *Madroño* 54: 105–116.
- Spellerberg, I. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317–333.

- Trombulak, S. y Frissell, C. 2000. Review of the ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Vázquez, D. 2006. *Exploring the relationship between niche breath and invasion success*. En: Cadotte, M., McMahon, S. y Fukami, T. (eds.) *Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature*. Pp. 307-322, Springer, Dordrecht, Holanda.
- Villaseñor, J. y Espinosa-Garcia, F. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity & Distributions* 10(11): 113-123.
- Von der Lippe, M. y Kowarik, I. 2006. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21(4): 986-996.
- Von Holle, B. y Simberloff, D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86: 3212–3218.
- Walker, J., Grimm, N., Biggs, J., Gries, C. y Dugan, L. 2009. Effects of urbanization on plant species diversity in central Arizona, *Front. Ecol. Environ.* 7(9): 465-470.
- Watkins, R., Chen, J., Pickens, J. y Brosfokske, K. D. 2002. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17(2): 411-419.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. Londres.
- Williamson, M. y Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661–1666.
- Zhang, L., Whu J., Zhen, Y. y Jiong, S. 2004. A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shanghai metropolitana rea. *Landscape and Urban Planning* 69 PP: 1-16.

ANEXO I

Listado de especies encontradas en la ciudad de Ensenada (Garcillan *et al.* 2009) y en los caminos circundantes. 0 = ausencia, 1 = presencia. El asterisco (*) indica especie no nativa.

Dicotiledóneas	Ciudad	Caminos
Aizoaceae		
<i>*Mesembryanthemum nodiflorum</i>	0	1
Anacardiaceae		
<i>Malosma laurina</i>	1	1
<i>Rhus integrifolia</i>	0	1
Amaranthaceae		
<i>Chenopodium californicum</i>	0	1
Apiaceae		
<i>Apiastrum angustifolium</i>	0	1
<i>Daucus pusillus</i>	0	1
<i>Sanicula crassicaulis</i>	0	1
Asteraceae		
<i>Amblyopappus pusillus</i>	0	1
<i>Ambrosia psilostachya</i>	1	1
<i>Artemisia californica</i>	1	1
<i>Baccharis sarothroides</i>	1	1
<i>*Centaurea melitensis</i>	1	1
<i>Chaenactis artemisiifolia</i>	0	1
<i>Chaenactis glabriuscula</i> var. <i>glabriuscula</i>	0	1
<i>*Cotula australis</i>	1	1
<i>Encelia californica</i>	0	1
<i>Eriophyllum confertiflorum</i>	0	1

Asteraceae (Cont.)	Ciudad	Caminos
<i>Logfia filaginoides</i>	0	1
* <i>Glebionis coronarium</i>	1	1
<i>Hazardia cf. squarrosa</i> var. <i>grindelioides</i>	1	1
<i>Isocoma menziesii</i>	1	1
<i>Lasthenia coronaria</i>	0	1
<i>Lasthenia gracilis</i>	1	1
<i>Micropus californicus</i>	0	1
<i>Microseris douglasii</i> ssp. <i>platycarpha</i>	0	1
<i>Pentachaeta aurea</i>	0	1
<i>Perityle emoryi</i>	0	1
<i>Rafinesquia californica</i>	0	1
* <i>Sonchus oleraceus</i>	1	1
* <i>Taraxacum officinale</i>	0	1
<i>Uropappus lindleyi</i>	0	1
<i>Verbesina dissita</i>	0	1
<i>Bahiopsis laciniata</i>	0	1
Boraginaceae		
<i>Cryptantha maritima</i>	0	1
<i>Pectocarya linearis</i> ssp. <i>ferocula</i>	0	1
<i>Plagiobothrys collinus</i> var. <i>gracilis</i>	0	1
Brassicaceae		
* <i>Brassica nigra</i>	1	1
* <i>Brassica tournefortii</i>	1	1
* <i>Coronopus didymus</i>	1	1
* <i>Eruca vesicaria</i> ssp. <i>sativa</i>	1	1

Brassicaceae (Cont.)	Ciudad	Caminos
<i>*Hirschfeldia incana</i>	1	1
<i>*Lepidium virginicum</i>	0	1
<i>*Sisymbrium irio</i>	1	1
<i>*Sisymbrium orientale</i>	1	1
Cactaceae		
<i>Cylindropuntia prolifera</i>	0	1
Caryophyllaceae		
<i>Cardionema ramosissimum</i>	0	1
<i>*Cerastium glomeratum</i>	0	1
<i>*Herniaria hirsuta</i> ssp. <i>cinerea</i>	0	1
<i>*Polycarpon tetraphyllum</i> ssp. <i>tetraphyllum</i>	0	1
<i>Silene antirrhina</i>	0	1
<i>*Silene gallica</i>	1	1
<i>*Spergularia bocconi</i>	1	1
<i>*Spergularia villosa</i>	0	1
<i>*Stellaria pallida</i>	0	1
Chenopodiaceae		
<i>*Atriplex semibaccata</i>	1	1
<i>*Salsola tragus</i>	1	1
Convolvulaceae		
<i>*Convolvulus arvensis</i>	0	1
Crassulaceae		
<i>Crassula connata</i>	0	1
Cucurbitaceae		
<i>Marah macrocarpus</i> var. <i>macrocarpus</i>	1	1

Ericaceae	Ciudad	Caminos
<i>Ornithostaphylos oppositifolia</i>	0	1
<i>Xylococcus bicolor</i>	0	1
Euphorbiaceae		
<i>Acalypha californica</i>	1	1
<i>Chamaesyce polycarpa</i>	0	1
<i>Croton setigerus</i>	1	1
<i>Euphorbia misera</i>	0	1
<i>Euphorbia spathulata</i>	0	1
Fabaceae		
<i>Astragalus trichopodus</i>	0	1
<i>Lotus strigosus</i>	0	1
<i>Lotus hamatus</i>	0	1
<i>Lotus scoparius</i> var. <i>scoparius</i>	1	1
<i>Lupinus hirsutissimus</i>	0	1
<i>Lupinus microcarpus</i> var. <i>densiflorus</i>	0	1
* <i>Medicago polymorpha</i>	1	1
* <i>Medicago sativa</i>	1	1
* <i>Melilotus indicus</i>	1	1
<i>Trifolium willdenovii</i>	0	1
Geraniaceae		
* <i>Erodium brachycarpum</i>	1	1
* <i>Erodium cicutarium</i>	1	1
* <i>Erodium moschatum</i>	1	1
Grossulariaceae		
<i>Ribes speciosum</i>	0	1

Hippocastanaceae	Ciudad	Camino
<i>Aesculus parryi</i>	0	1
Hyacinthaceae		
<i>Chlorogalum parviflorum</i>	0	1
Hydrophyllaceae		
<i>Eriodictyon trichocalyx</i>	0	1
<i>Eucrypta chrysanthemifolia</i> var. <i>chrysanthemifolia</i>	0	1
<i>Phacelia distans</i>	0	1
<i>Pholistoma racemosum</i>	0	1
Lamiaceae		
* <i>Marrubium vulgare</i>	1	1
<i>Salvia apiana</i>	0	1
<i>Salvia munzii</i>	0	1
Malvaceae		
* <i>Malva parviflora</i>	1	1
Myrsinaceae		
* <i>Anagallis arvensis</i>	1	1
Oleaceae		
<i>Fraxinus anomala</i>	0	1
<i>Fraxinus trifoliata</i>	0	1
Onagraceae		
<i>Clarkia epilobioides</i>	0	1
Orobanchaceae		
<i>Castilleja densiflora</i> ssp. <i>gracilis</i>	0	1
<i>Castilleja exserta</i>	0	1

Papaveraceae	Ciudad	Caminos
<i>Eschscholzia californica</i>	0	1
Plantaginaceae		
<i>Antirrhinum kelloggii</i>	0	1
<i>Antirrhinum nuttallianum</i>	0	1
<i>Linaria canadensis</i>	0	1
<i>Plantago erecta</i>	1	1
Phrymaceae		
<i>Mimulus brevipes</i>	0	1
Polemoniaceae		
<i>Eriastrum filifolium</i>	0	1
<i>Gilia angelensis</i>	0	1
<i>Navarretia hamata</i>	0	1
Polygonaceae		
<i>Eriogonum fasciculatum</i>	1	1
<i>Pterostegia drymarioides</i>	0	1
Portulacaceae		
<i>Calandrinia ciliata</i>	0	1
<i>Claytonia parviflora</i> ssp. <i>parviflora</i>	0	1
Primulaceae		
<i>Dodecatheon clevelandii</i> ssp. <i>clevelandii</i>	0	1
Ranunculaceae		
<i>Delphinium parryi</i>	0	1
Rhamnaceae		
<i>Rhamnus ilicifolia</i>	0	1

Rosaceae	Ciudad	Caminos
<i>Adenostoma fasciculatum</i>	0	1
Rubiaceae		
<i>Galium angustifolium</i> ssp. <i>angustifolium</i>	0	1
<i>Galium aparine</i>	0	1
<i>Galium nuttallii</i>	0	1
Rutaceae		
<i>Cneoridium dumosum</i>	0	1
Saxifragaceae		
<i>Jepsonia parryi</i>	0	1
Solanaceae		
* <i>Nicotiana glauca</i>	1	1
Monocotiledóneas		
Cyperaceae		
<i>Carex triquetra</i>	0	1
Juncaceae		
<i>Juncus bufonius</i> var. <i>congestus</i>	1	1
Poaceae		
<i>Aristidia adscensionis</i>	1	1
* <i>Avena barbata</i>	1	1
* <i>Bromus diandrus</i>	1	1
* <i>Bromus hordeaceus</i>	1	1
* <i>Bromus madritensis</i> ssp. <i>rubens</i>	1	1
* <i>Cynodon dactylon</i>	1	1
* <i>Gastridium ventricosum</i>	1	1
* <i>Hordeum murinum</i>	1	1

Poaceae (Cont.)	Ciudad	Caminos
<i>*Koeleria phleoides</i>	0	1
<i>*Lamarckia aurea</i>	1	1
<i>*Lolium multiflorum</i>	1	1
<i>Melica imperfecta</i>	1	1
<i>Muhlenbergia microsperma</i>	0	1
<i>Nassella cernua</i>	0	1
<i>Nassella pulchra</i>	1	1
<i>*Phalaris minor</i>	1	1
<i>*Schismus barbatus</i>	1	1
<i>Vulpia octoflora</i> var. <i>octoflora</i>	0	1
Themidaceae		
<i>Dichelostemma capitatum</i> ssp. <i>capitatum</i>	0	1

ANEXO II.

Apéndice fotográfico

Especies presentes en los sitios de muestreos



Bromus madritensis ssp. rubens



Lamarckia aurea



Sonchus oleraceus



Malva parviflora

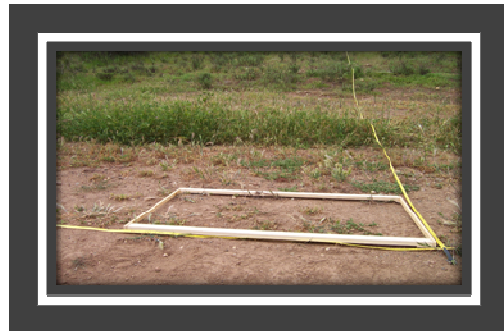
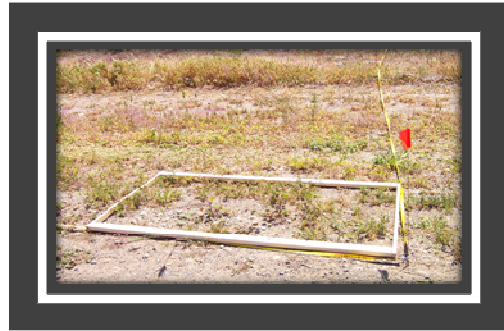
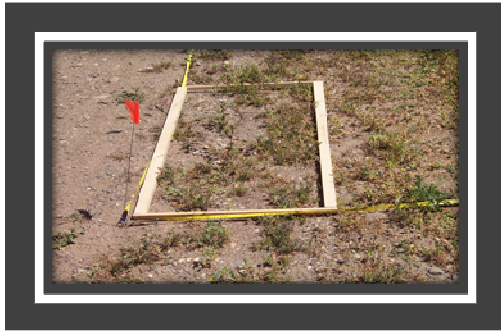


Adenostoma fasciculatum



Hazardia squarrosa var. *grindeliodes*

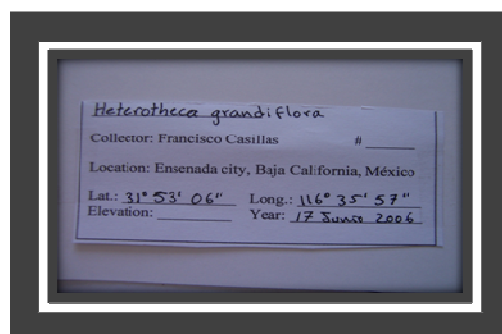
Localización de la primera línea de muestreo (Cuadrante 0.5 m x 1.0 m)



Herborización de plantas



Ejemplar depositado en BCMEX

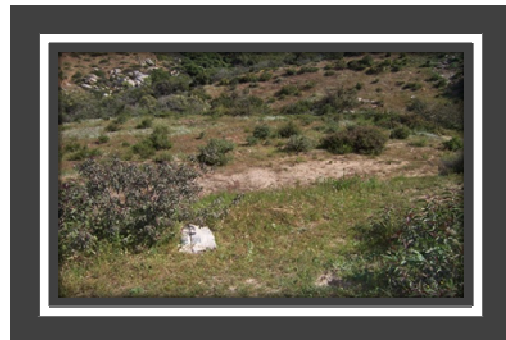


Etiqueta con datos de colecta

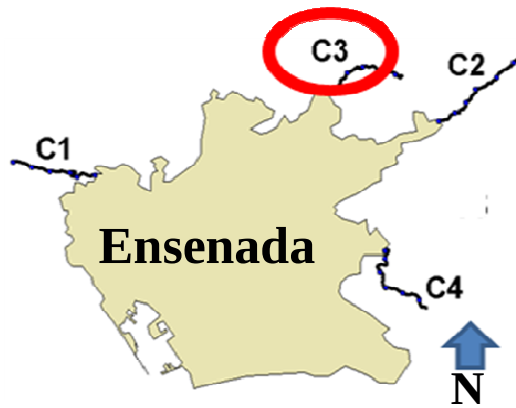
Camino 1



Camino 2



Camino 3



Camino 4

