

Evaluación de los factores que afectan a la colonización de plantas leñosas en terraplenes de carreteras: Una visión aérea



Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Presentado por:

D. Juan María Arenas Escribano

Director:

Dr. D. Miguel Ángel Casado González

Tutor Académico:

Dr. D. Miguel Ángel Casado González

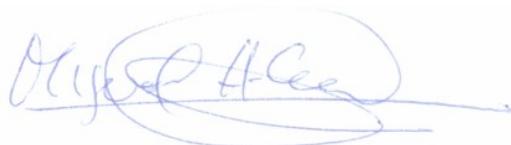
Alcalá de Henares, a 10 de Septiembre de 2012

D. Miguel Ángel Casado González

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: **Evaluación de los factores que afectan a la colonización de plantas leñosas en terraplenes de carreteras: Una visión aérea**, ha sido realizado bajo mi dirección por el alumno **D. Juan María Arenas Escribano**

En Madrid, a 10 de Septiembre de 2012

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Miguel Ángel Casado González', with a large circular flourish around the middle of the name.

Firmado: **Miguel Ángel Casado González**

D. Miguel Ángel Casado González

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: **Evaluación de los factores que afectan a la colonización de plantas leñosas en terraplenes de carreteras: Una visión aérea**, ha sido realizado bajo mi autorización académica por el alumno **D. Juan María Arenas Escribano**

En Madrid, a 10 de Septiembre de 2012

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Miguel Ángel Casado González', with a large, stylized flourish at the end.

Firmado: **Miguel Ángel Casado González**

Agradecimientos

A Luis Balaguer por darme el empujón que necesitaba para dedicarme a esto de la ciencia, y por animarme para continuar junto a él por el apasionante mundo de la restauración de ecosistemas.

A Miguel Ángel Casado por estar desde un principio tutorizando mi trabajo, y hasta última hora corrigiendo el manuscrito.

A Adrián Escudero por sus ayudas estadísticas y a Iñaki Mola por ser el diccionario de consulta para temas propios de las obras de las carreteras.

Al personal de la Demarcación de Carreteras de Madrid y en especial a Antonio “el del archivo” y a Joaquín Duran.

A Rocío, Peri, Agus, Adri, Ana y compañía por estar disponibles cuando tenía una consulta y cuando necesitaba un descanso.

A Sandra, que además de acompañarme en los descansos, es la persona que más veces me ha dejado sin palabras con una pregunta, y gracias a ello he mejorado el trabajo.

Al resto de personas que han contribuido de una o otra manera al desarrollo del presente trabajo

A mis padres y a mis hermanos, por estar siempre ahí.

Gracias!

Índice

1 Resumen.....	7
2 Marco del proyecto.....	8
3 Introducción.....	8
3.1 Objetivo.....	14
4 Materiales y métodos.....	14
4.1 Área de estudio.....	14
4.2 Variables evaluadas.....	16
4.3 Análisis de datos.....	19
4.4 Modelos saturados propuestos.....	22
5 Resultados.....	24
6 Discusión.....	29
6.1 Características de los modelos.....	30
6.2 Variables explicativas de la colonización de taludes.....	31
6.3 Dando el salto a otros objetivos y escalas.....	35
7 Conclusiones.....	36
8 Bibliografía.....	37
9 Anexos.....	44
9.1 Categorías de Corine Land Cover.....	44
9.2 Regresiones entre variables.....	45
9.3 Datos complementarios de inferencia multi-modelo.....	49

Índice de tablas

Tabla 1: Clasificación de los cuatro tipos de limitantes para el establecimiento de una población según el factor ecológico implicado y la escala espacial considerada . (Modificado de Münzbergová & Herben (2005).....	11
Tabla 2: Nivel CLC 1 reclasificado.....	18
Tabla 3: Variables explicativas utilizadas en los escenarios de colonización 1 a 6.....	22
Tabla 4: Variables explicativas utilizadas en los escenarios de colonización 7 a 9.....	24
Tabla 5: Modelo más pasimonioso para cada uno de los 9 escenarios. En cada caso se indica el número de variables independientes incluidas y su devianza.....	25
Tabla 6: Resumen de la importancia de cada variable en el conjunto de escenarios de colonización.....	26

Índice de figuras

Figura 1: Zona de estudio.....	15
Figura 2: Terraplén representativo de los considerados en este estudio.	17
Figura 3: Importancia relativa de las variables predictoras en cada uno de los escenarios para los 100 modelos con menor ΔAIC	27
Figura 4: Influencia de la cobertura de los entornos (por tamaño de planta) sobre la cobertura del talud por tamaño de planta.	28

1 Resumen

Los trabajos de restauración realizados sobre entornos afectados por la construcción de carreteras generalmente tiene objetivos centrados en las escalas de micrositio y locales, principalmente limitar la caída de sedimentos a las vías. Nuevos enfoques proponen el estudio de estos entornos desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos que pueden ofrecer (función corredor, refugio de polinizadores, enclaves de alta biodiversidad, etc), estos nuevos objetivos potenciales requieren estudios a escalas de paisaje y regionales. Los estudios a nivel regional se basan en técnicas diferentes a las usadas por estudios locales (por ejemplo, el uso de SIG y ortofotografía), para proporcionar información prácticamente imposible de obtenerse por otros medios. El objetivo del presente trabajo es analizar a escala regional, como la colonización y desarrollo de las plantas leñosas en terraplenes está mediada por la estructura del paisaje y las peculiaridades ambientales de las matrices, así como por las características propias del talud. Este trabajo se ha desarrollado mediante fotografía aérea e información cartográfica y de archivo. Los resultados nos demuestran que, al poner los resultados en contextos geográficos amplios, hay una compleja trama de interacciones entre diversos factores. Aun con ello hemos podido concluir que conocer la edad de los taludes, así como la vegetación de los entornos próximos, son requisitos necesarios pero no suficientes para explicar la cobertura de vegetación leñosa en taludes de carretera.

At present, main goals in roadside restoration are focus on microsite and local scale; mainly to improve roadslope stability and to reduce sediments that fall over roads. New approaches suggest to research road verges from the perspective of ecosystem services (dispersal patch for animal or plant, pollination, regional biodiversity hotspot, ...). These new potential objectives need landscape and regional scale studies. Regional studies are based on different techniques to those used by local studies (GIS, orthophotography, climatic models, etc) to provide information hardly obtained by other means. Our aim is to assess how landscape structure (% woody cover and land use) and other surrounding variables (lithology, climate), as well as construction features (aspect, age, size), affect colonization and woody vegetation development on embankment through a regional approach. Information has been obtained by orthophotography, cartographic information available, and archival data. Due to the large amount of variables that are relevant in our statistical analysis, we deduce a complex interactions net among variables. Even so, we can conclude that age and woody vegetation surrounding are important to describe woody vegetation on embankment; and that some microclimatic variables (aspect) do not lost totally its relevance on regional scale approach.

2 Marco del proyecto

Este Trabajo Fin de Máster se enmarca dentro del Proyecto Econect, que tiene como objetivo general analizar el papel de las infraestructuras lineales como conectores a diferentes escalas, que permita a su vez la vinculación de fragmentos funcionales o de hábitats en los que se conservan comunidades biológicas de interés. Con ello estamos estudiando potenciales servicios ecosistémicos de los entornos afectados por la construcción de carreteras, para posteriormente incluirlos en planes de restauración focalizados en valores ecosistémicos y en escalas de paisaje y regionales. De manera concreta, el presente trabajo consiste en una fase previa en que se aborda de manera preliminar uno de los objetivos específicos del proyecto, que consiste en analizar las interrelaciones entre el paisaje y la vegetación de los taludes de las carreteras.

El trabajo desarrollado ha sido realizado en el ámbito del convenio que existe entre la empresa OHL (Obrascón Huarte Laín S.L) y el grupo de Investigación 910314 del Departamento de Ecología y Biología Vegetal I de la Universidad Complutense de Madrid

3 Introducción

En la sociedad en la que nos encontramos muchas actividades del hombre (como extracciones mineras, construcción de infraestructuras de transporte, incendios, contaminación de aguas y suelos, etc.) tienen múltiples efectos sobre los ecosistemas. Estos impactos tienen como consecuencia una creciente presión social a la que se suma la aparición de una legislación que trata de regular la restauración de los ecosistemas degradados. La gran mayoría de veces las actuaciones propuestas para mitigar los impactos negativos se circunscriben a un ámbito de actuación asociado a escalas locales. Pero al igual que en otros campos de la ecología se ha demostrado la importancia de hacer trabajos teniendo en cuenta a la vez escalas de micrositio y locales, junto a escalas de paisaje y regionales (Frey et al., 2011; Gazol et al., 2012). Algunos autores en el campo de la restauración ecológica defienden la necesidad de ampliar el zoom tanto temporal (Parker, 1997; Holl, 2002) como espacial (Parker, 1997; Novák & Prach, 2003) para lograr los objetivos planteados, o para diseñar objetivos complementarios o diferentes (Parker, 1997; Holl, 2002).

Este hecho de focalizar el estudio de procesos sólo sobre escalas locales es especialmente patente en la restauración de los entornos afectados por la construcción de infraestructuras lineales

(carreteras y ferrocarril), donde los proyectos de restauración se han centrado casi exclusivamente en las escalas locales o de micrositio y teniendo casi siempre como objetivo principal el establecer una rápida colonización de la vegetación en los taludes para darles estabilidad y reducir la erosión y acumulación de sedimentos en la propia vía (Andrés & Jorba, 2000; Bochet & García-Fayos, 2004; Cerdà, 2007). Así son muchos los trabajos que han analizado la importancia del extendido de tierra vegetal (Mola et al., 2011), la selección de semillas utilizadas en hidrosiembras (Bochet et al., 2010), las condiciones climáticas, meteorológicas (Cerdà, 2007) y microclimáticas del lugar -como por ejemplo el efecto entre diferentes sustratos u orientaciones en la dinámica de retención del agua (Cano, 2002; Bochet & García-Fayos, 2004), la importancia de los filtros abióticos en sentido amplio en las primeras etapas de colonización (Tormo et al., 2006; Mola et al., 2011) y el ensamblaje de comunidades (de la Riva et al., 2011) entre otros. Algunos trabajos han dado un primer paso hacia el cambio de escala en el enfoque de la restauración de estos ambientes afectados por infraestructuras lineales, analizando el papel del “pool regional de especies”, ya sea valorando la lluvia de semillas procedente de los entornos próximos (Mola et al., 2011) o valorando la vegetación circundante a los taludes (Bochet et al., 2007; de la Riva et al., 2011). No obstante, el objetivo principal en estos casos no deja de ser el obtener una cubierta vegetal rápida, económica y duradera en el talud.

Por contra, la escala de paisaje se ha considerado tanto a la hora de evaluar los efectos adversos de las carreteras sobre los ecosistemas (Trombulak & Frissell, 2000; Forman & Alexander, 1998), como para proponer distintas actuaciones que mitiguen sus impactos, por ejemplo pasos de fauna, control de invasoras (Gelbard & Belnap, 2003), etc. No obstante, sin negar estos efectos adversos de las carreteras, hay posturas que defienden que los márgenes de estas infraestructuras pueden tener también efectos positivos (Lugo & Gucinski, 2000), ya que pueden generar nuevas oportunidades en las dinámicas del propio ecosistema así como proporcionar o fortalecer servicios ecosistémicos debilitados, incluso antes de construir la propia vía. Esta argumentación se basa en dos aproximaciones:

- Por un lado, en áreas de agricultura intensiva la vegetación natural está confinada a tierras marginales, como pueden ser los márgenes de las carreteras (Spooner & Smallbone, 2009). Estos retazos de vegetación natural sustentan servicios ecosistémicos como el control de plagas, ya que proporciona refugio a los enemigos naturales de las mismas, o la polinización. Cranmer y colaboradores (2012) apunta la idea de los márgenes de las carreteras como elementos para el movimiento de polinizadores, tras demostrar que tanto los

setos, como otras estructuras artificiales de conectividad mejoran la polinización y el movimiento de abejorros. Además suponen enclaves de alta biodiversidad comparados con sus entornos (Auffret & Cousins, 2011; Trammell & Carreiro, 2011) y sirven como refugio para variedades silvestres de especies cultivadas, lo que les convierte en zonas preferentes para la conservación de flora y fauna (Spooner & Smallbone, 2009).

- Por otro lado, los márgenes de las carreteras pueden canalizar el movimiento y dispersión de animales y plantas en paisajes altamente antropizados, actuando como corredores (Lugo & Gucinski, 2000; Tikka et al., 2001) o como nodos de conectividad entre poblaciones más o menos alejadas (Viles & Rosier, 2001; Spooner & Smallbone, 2009). Además, en el escenario actual de cambio climático, estos hábitat lineales pueden proporcionar rutas de migración para ciertas especies (DeMers, 1993).

Para analizar el papel que juegan los bordes de las infraestructuras lineales en la conectividad son necesarios estudios que consideren la escala de paisaje o incluso regional. En este sentido, Lugo & Gucinski (2000) apuntan que los efectos de una red de carreteras son superiores que los de las sumas de sus segmentos aislados, por lo que es recomendable hacer estudios teniendo en cuenta amplias zonas del territorio.

Estos estudios a gran escala se centran sobre diferentes aspectos. Uno de ellos es estudiar la relación entre la vegetación de las matrices adyacentes (ver definición de matriz en Aronson & Le Floch (1996)) y la de los márgenes de las carreteras con planteamientos, escalas de análisis y objetivos más amplios que la simple estabilización de taludes comentada anteriormente. La interacción entre la vegetación del entorno y aquella que está más o menos consolidada en los márgenes de carretera puede verse desde dos perspectivas distintas. Por un lado, la vegetación de los taludes afecta a la vegetación de las matrices, facilitando la dispersión de especies invasoras (Trombulak & Frissell, 2000; Gelbard & Belnap, 2003; Jodoin et al., 2008), aunque también se ha apuntado que esta dispersión puede ser beneficiosa en términos de biodiversidad (Zeng et al., 2011), y resiliencia de los ecosistemas. Por otro lado, la vegetación de las matrices puede influir en la colonización, establecimiento y desarrollo de la vegetación que se genera en los márgenes de una vía tras su apertura y manejos posteriores (Bochet et al., 2007; de la Riva et al., 2011; Mola et al., 2011)

Aun siendo ambas direcciones de la relación matriz-carretera interesantes desde el punto de

vista de los valores ecosistémicos que estos entornos pueden ofrecer, en este trabajo nos vamos a centrar en la segunda relación, en la cual es la vegetación de las matrices la que influye en la vegetación contigua a la vía. En líneas generales, Münzbergová & Herben (2005) identifican dos factores limitantes para el establecimiento de una población en un determinado lugar: la capacidad de carga del sistema y la tasa de crecimiento poblacional. Estos limitantes se expresan a dos escalas: local y regional (ver Tabla 1). La combinación de ambas escalas y procesos limitantes puede ser utilizada para desgranar los condicionantes concretos que presentan los taludes de carreteras (en nuestro caso, la escala local) para ser colonizados por especies clave que ofrezcan los servicios ecosistémicos que se pretenden conseguir.

Tabla 1: Clasificación de los cuatro tipos de limitantes para el establecimiento de una población según el factor ecológico implicado y la escala espacial considerada. (Modificado de Münzbergová & Herben (2005))

	Crecimiento poblacional	Capacidad de carga
Local (Talud)	<i>Limitación por semillas: El tamaño de la población está limitado por la disponibilidad de semillas a escala local</i>	<i>Limitación de micrositio: El tamaño poblacional está limitado por la disponibilidad de oportunidades para el establecimiento y el crecimiento</i>
Regional (Matriz)	<i>Limitación por dispersión: La distribución de las especies está limitada por la capacidad de dispersión de las semillas</i>	<i>Limitación de hábitat: la distribución de las especies está limitada por la disponibilidad de hábitats adecuados</i>

Limitación por disponibilidad de semillas

En la restauración de la vegetación de carreteras la limitación por semillas disponibles en espacios de nueva creación se intenta minimizar principalmente mediante dos técnicas: la primera, añadiendo tierra vegetal, dado que algunos autores defienden su importancia como banco de semillas (Rokich et al., 2000; Holmes, 2001); la segunda mediante hidrosembras, es decir, dispersar semillas sobre el propio talud en grandes cantidades. Sin embargo, las semillas introducidas de forma intencionada y con criterios muchas veces poco apropiados pueden generar una competencia interespecífica que dificulte el establecimiento de otras especies a corto y largo plazo, como se ha demostrado en minería (Holl, 2002; Moreno-de las Heras et al., 2008) y en carreteras (Matesanz et al., 2006). Sin embargo, trabajos más recientes no parecen apuntar a que la competencia interespecífica esté influenciada mayoritariamente por estas medidas de restauración, ya que la cantidad de semillas viables que proporciona la tierra vegetal es muy baja (Mola et al., 2011) y que

la propia dispersión natural puede llegar a proporcionar más aportes de semillas que la hidrosiembra en varios ordenes de magnitud (Mola et al., 2011).

Limitaciones de micrositio

Aunque los taludes de carretera en principio pueden parecer relativamente homogéneos, las semillas que a ellos llegan encuentran condiciones ambientales muy diferentes según donde caigan. En desmontes (originados por excavación del terreno), las limitaciones a escala de micrositio se relacionan con sus condiciones abióticas extremas en términos de retención de agua y textura del suelo que permitan la germinación (Bochet & García-Fayos, 2004). En terraplenes (originados por el acopio y compactación de materiales y normalmente acabados con una capa final de tierra vegetal), las limitaciones de micrositio están principalmente relacionadas con la competencia interespecífica, que se genera debido a que el extendido de tierra vegetal favorece un rápido desarrollo de las especies más competitivas que impide la entrada de otras. Así mismo, existen otras características constructivas de los taludes que los convierten en sitios no homogéneos, como el tamaño del talud, la pendiente o la orientación. Tamaños grandes y pendientes altas facilitan que los nutrientes, agua, y semillas se acumulen mayoritariamente en las partes bajas (Enciso et al., 2000). La orientación genera fuertes contrastes entre taludes por la diferente cantidad de radiación solar directa que reciben, lo que se traduce en diferentes temperaturas, diferencias de humedad del suelo, etc. (Cano, 2002; Bochet & García-Fayos, 2004) y por consiguiente, en diferencias en la capacidad de establecimiento de la vegetación. Aunque hay trabajos que apuntan que cuando se utiliza la variable orientación en un contexto de grandes escalas parece perder importancia (Alfaya 2012), Münzbergová (2004) apunta que los fenómenos de disponibilidad de sitio para la distribución de una especie, estudiados a una determinada escala, no pueden extrapolarse a otra escala esperando los mismos resultados; además señala que las limitaciones por disponibilidad de sitio llegan a ser más importantes cuando disminuimos la escala.

Limitaciones por dispersión de semillas

Aunque a escala regional la composición de especies está determinada por las condiciones ambientales, a escala local esta está determinada por procesos de dispersión (Ozinga et al., 2005).

En un estudio en bosques recuperados en Bélgica se demostró que el 91% de las especies que hay en un fragmento de bosque recuperado están presentes en bosque maduros que se encuentran a menos de 1km; esa proporción pasa a ser del 72% y del 49% para distancias de 500 m y 100 m respectivamente (Butaye et al., 2002). En carreteras Bochet y colaboradores (2007) describieron que el 90% de las especies que aparecían en los taludes 8 años después de su construcción, también se encontraban a una distancia menor de 150 metros del propio talud. Aunque esta relación parece muy evidente, Novák & Prach (2003) apuntan que aún son pocos los estudios que se centran en el papel de la vegetación cercana en la colonización de los sitios degradados. Desde entonces se han publicado algunos trabajos más, en concreto en restauración de carreteras (Bochet et al., 2007; de la Riva et al., 2011).

El grado en que las limitaciones de dispersión afectan a una especie están determinadas por los rasgos morfofuncionales de la propia especie y por las características del paisaje (Ozinga et al., 2005). En cuanto a los rasgos de las especies, hay que decir que la mayoría de las especies que colonizan los taludes, al menos en sus fases iniciales, son de dispersión anemócora, estando estas sobrerrepresentadas en los taludes en comparación con las áreas próximas (Bochet et al., 2007). Por su parte las características del paisaje son importantes en este contexto en tanto en cuanto definen el pool regional de especies, los flujos de vientos (Nathan, Horn, et al., 2002), la disponibilidad de fauna dispersora (Jordano et al., 2007), etc

Limitaciones por hábitat

Las limitaciones por hábitat en el marco que nos ocupa vienen definidas básicamente por dos aspectos: litología y clima. La litología de las matrices próximas a las carreteras afecta a la vegetación que sobre ella se establece y que potencialmente actúa como fuente de semillas (Alfaya, 2012). Además hay que recordar que los desmontes son excavaciones en el terreno y los terraplenes se construyen con materiales próximos a la obra, por lo que la litología afecta directamente las características del micrositio y por tanto al establecimiento de las especies más dependientes del tipo de sustrato. En cuanto al clima es suficientemente conocido que la vegetación de un lugar está condicionada, entre otros factores, por la climatología. Esta influencia se manifiesta tanto en sistemas naturales como en la vegetación de hábitats construidos por el hombre (Prach et al., 2007; Moreno-de las Heras et al., 2008); particularizando en taludes Lugo & Gucinski (2000) apuntan que

el clima, en general, regula el tipo de organismos que crecen en los márgenes y ecotonos de las carreteras.

Aparte de las limitaciones de que propone Münzbergová (Tabla 1), es necesario hacer referencia a la edad de los taludes. El tiempo transcurrido desde la construcción de la carretera afecta en un doble sentido: por un lado cuanto mayor sea la edad de un talud mayor será la probabilidad acumulada de que hayan llegado semillas de diferentes especies. Por otro lado, en especies de plantas leñosas, el tiempo transcurrido es un factor determinante en la ontogenia del individuo, por lo que condiciona el estado de desarrollo y la estructura de la vegetación.

3.1 Objetivo

En este marco de referencia se desarrolla el presente trabajo fin de master, planteando un estudio a nivel regional para analizar la relación entre la vegetación leñosa de taludes de carretera y diversas variables, tanto propias del talud (orientación, tamaño, edad), como propias de las matrices (estructura y porcentaje de cobertura de leñosas, usos del suelo, clima y litología). Ante el coste económico y en personal que suponen los muestreos de campo sobre grandes zonas, se plantea esta primera aproximación utilizando fotografía aérea, modelos climáticos, cartografía desarrollada previamente con otros fines, bases de datos existentes, etc. Dentro de los márgenes de carreteras los taludes son los que más dificultades presentan para el proceso de colonización y por ello a los que más atención se les ha prestado tradicionalmente. En este trabajo se han considerado únicamente los taludes de tipo terraplén por presentar en su conjunto unas características más homogéneas en cuanto a pendiente y manejo (extendido de tierra vegetal) que los desmontes (Alfaya, 2012) y ser más fácilmente identificables en fotografías aéreas. El objetivo específico de este trabajo es analizar la contribución de la estructura de la vegetación leñosa de las matrices cercanas, las particularidades ambientales de este entorno cercano (clima, litología y usos del suelo), así como las características propias del talud (edad, orientación y tamaño) en la colonización y desarrollo de las plantas leñosas en terraplenes.

4 Materiales y métodos

4.1 Área de estudio

La zona de estudio considerada corresponde a toda la Comunidad de Madrid, con una

superficie de 8.022 km² (Fig. 1). A pesar de su escasa superficie representa un territorio muy heterogéneo desde el punto de vista ambiental, diferenciándose tres grandes unidades geomorfológicas: la Sierra, su Piedemonte y la Llanura del Tajo. La zona de Sierra se distribuye a lo largo del eje nororiental-suroccidental y comprende la Sierra de Guadarrama y parte de las de Ayllón y Gredos, con una altitud máxima de 2.428 m. Está formada principalmente por rocas ígneas y metamórficas (granito, gneis, pizarras y cuarcitas, fundamentalmente) y presenta un clima de montaña, con temperaturas frías o muy frías en invierno y suaves en verano. Su precipitación media anual puede superar los 1.500 mm. Por su parte, el Piedemonte representa la transición entre las otras dos unidades. Está formada por materiales detríticos (arenas, arcillas, margas y limos). Finalmente, la Llanura del Tajo representa un paisaje de vegas y páramos con una altitud mínima de 430 m. Su sustrato está formado principalmente por calizas, margas, yesos y arcillas. Junto con la unidad anterior presenta un clima mediterráneo continental, más atenuado en el Piedemonte y más extremo en la Llanura del Tajo. Las temperaturas medias son inferiores a 8 °C en invierno y superiores a 24 °C en verano. La precipitación anual no suele superar los 700 mm.

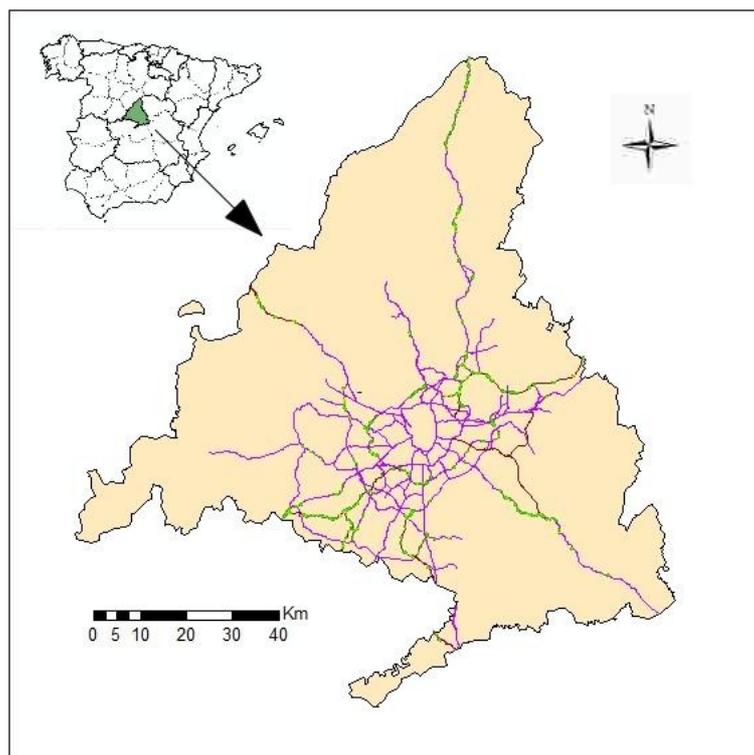


Figura 1: Zona de estudio

Las líneas corresponden a todas las carreteras seleccionadas para el estudio

4.2 Variables evaluadas

Para la identificación de los terraplenes existentes en las autovías y autopistas de la Comunidad de Madrid se utilizó la ortofotografía realizada en 2009 por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del Instituto Geográfico Nacional (PNOA) y obtenida de la página web del Instituto Geográfico Nacional (www.ign.es). Dicha ortofotografía posee una resolución de 0.5 metros (0.25 m² por píxel), lo que la hace adecuada para trabajar con vegetación leñosa de porte medio y grande.

Solo se han tenido en cuenta los terraplenes que fueran perfectamente identificables, que tuvieran una anchura mínima de 6 m y que no estuvieran dentro de núcleos urbanos. Con estos criterios se identificaron 351 terraplenes. Cada uno de ellos se poligonizó y se calculó su área, perímetro y relación de aspecto (área/perímetro). Igualmente se les asignó sus coordenadas de longitud y latitud.

En cada terraplén se evaluó el porcentaje de cobertura de plantas leñosas, diferenciando entre las de origen natural y plantado. Se consideró como vegetación natural cuando no mostraba signos de plantación (distribución regular, tamaños de individuos homogéneos, etc.). Debido a las limitaciones de resolución de la ortofotografía se han identificado únicamente los individuos con un área de copa superior a 3 m². Esta cobertura fue a su vez dividida en 3 clases de tamaño, según el área que ocupa cada ejemplar en la ortofoto: pequeños (3-10 m²), medianos (10-50 m²) y grandes (>50 m²). La asignación de cada individuo a una clase de tamaño se realizó midiendo el diámetro promedio de algunos ejemplares representativos en cada terraplén, y con esas referencias se estimaron los porcentajes en dicho talud. La estimación fue visual, siendo siempre la misma persona la encargada de hacer todo el proceso.

La edad de los terraplenes se definió, en los casos que fue posible, utilizando el año de apertura de la vía, dato facilitado por la Demarcación de Carreteras de Madrid. Cuando no fue posible asignar la edad de esta forma se recurrió a búsquedas de noticias y artículos por internet, y por último, a estimar la edad mediante la página web “www.nomecalles.org”, la cual ofrece una serie de fotografías aéreas de la comunidad de Madrid de los años 1956, 1975, 1991, 1999, 2001, 2006, 2008 y 2009. En todos los casos la edad ha sido referida al año 2009, que es la que se dispone para la ortofotografía.

La orientación de los taludes se dividió en 8 clases: los cuatro puntos cardinales (Norte, Sur,

Este y Oeste) y los cuatro rumbos laterales (Noreste, Sureste, Suroeste y Noroeste). Posteriormente se calculó el coseno del valor numérico en radianes de dichas orientaciones, con lo que se obtuvo una estima de la radiación directa que recibe cada terraplén a lo largo del año, siendo -1 la orientación Sur, 0 las orientaciones este y oeste y 1 la orientación norte.

El porcentaje de cobertura de la vegetación leñosa del entorno fue evaluada en dos bandas concéntricas, una que ocupaba desde 0 a 20 metros desde el límite inferior del talud y otra desde 20 a 150 metros (Figura 2), solo se ha evaluado la parte de la banda que queda en la misma zona que en el talud; por ejemplo, en la Figura 2, la parte izquierda. La franja de 150 metros se corresponde con la que otros autores han trabajado en el sudeste de España, concluyendo que el 90 % de las especies del talud están presentes en esa franja (Alborch et al., 2003; Bochet et al., 2007). La franja

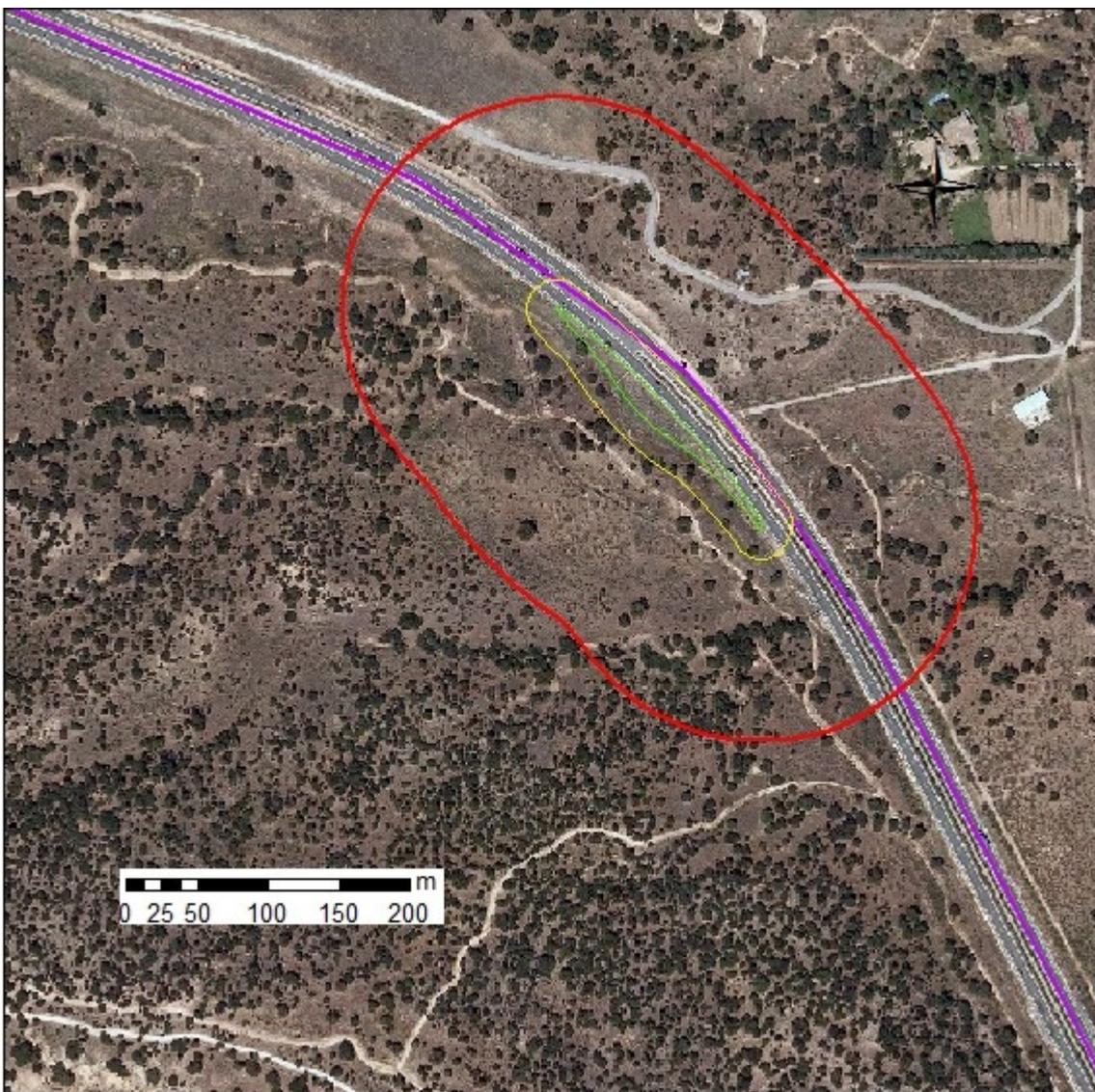


Figura 2: Terraplén representativo de los considerados en este estudio. Además de los límites del talud (verde) se indican en amarillo y rojo las franjas de 20 y 150 m respectivamente

de 20 metros se ha definido para analizar las posibles influencias de la colonización a distancias muy próximas al propio talud. En ambas franjas la vegetación leñosa fue clasificada en las mismas clases de tamaño que en el terraplén (3-10 m², 10-50 m² y >50 m²), y en 4 tipos según su origen: natural, plantada forestal, plantada agrícola y plantada de jardinería. Por vegetación natural se entiende la que no presenta signos de plantación; por plantada forestal, la que presentando signos de plantación corresponde a especies forestales (pinos y chopas fundamentalmente); por plantada agrícola los cultivos leñosos agrícolas (olivos y viñedos, por ejemplo); y por plantada jardinería, los árboles que son sometidos a un cuidado intenso (riego, poda) por estar dentro de casas, en jardines, en zonas industriales, etc.

Para valorar los aspectos de la estructura y tipo de vegetación en el paisaje de los alrededores del talud no recogidos por las variables de cobertura se utilizó la aproximación que ofrece el mapa de usos del suelo del proyecto Corine Land Cover (CLC). En el presente trabajo se ha utilizado el mapa del año 2006 (EEA, 2007). Este mapa ofrece la clasificación de usos del suelo que se muestra en el Anexo 1, para cada talud se tomaron los datos relativos al nivel 3. El tamaño mínimo de los polígonos del CLC es de 25 hectáreas, existiendo por tanto casos muy evidentes en los que la estructura del paisaje cercana al talud y el uso que el CLC le asocia no son coherentes. En estos casos se procedió a su reasignación en una nueva clase dentro de las preestablecidas por el CLC. Hay que destacar que el CLC tiene una categoría que es “Infraestructuras de transporte y tierras asociadas” y que por definición todos nuestro taludes estarían en esa categoría. En estos casos se ha asignado el uso del suelo de la matriz más próxima. Debido a que los datos presentan algunas categorías del CLC sobrerrepresentadas y categorías con muy pocos valores, se ha trabajado con el nivel 1 reclasificado (Tabla 2). Esta reclasificación obedece a que las categorías 24x en el territorio que nos ocupa presentan una estructura del paisaje más próximas al nivel 3 que al nivel 2, que teóricamente es el que le corresponden.

Tabla 2: Nivel CLC 1 reclasificado

No existen valores fuera de los rangos propuestos.

Nivel 1 reclasificado	Niveles 3
1 Urbano	Del 111 al 142
2 Agrícola	Del 211 al 239
3 Forestal-parcheado	Del 241 al 335

La temperatura media anual y la precipitación promedio anual en los entornos de cada terraplén fue obtenida del Atlas climático digital de la Península Ibérica (Ninyerola et al., 2005). Este Atlas se basa en modelos climáticos, lo que ofrece la ventaja de proporcionar valores para cada punto del territorio, obtenidos integrando la información de las series temporales de las estaciones meteorológicas junto con modelos digitales de elevación. En el modelo climático utilizado la resolución es de 500 metros (0,25 km² por píxel).

En cuanto a la litología únicamente se valoró si el talud estaba sobre un entorno de pH ácido o básico, y los datos se obtuvieron del Mapa Geológico Nacional

Para visualizar la información cartográfica y crear la base de datos se ha utilizado ArcGis 9.3 de ESRI. Para descargar los datos del Atlas climático se ha utilizado el programa “Miramon” (Pons, 2010).

4.3 Análisis de datos

Para analizar grandes colecciones de datos observacionales en escalas grandes y con amplios gradientes ambientales, como es nuestro caso, son de gran utilidad y cada vez más usadas las técnicas de inferencia multi-modelo (e.g. Maestre et al. 2012). Este enfoque no se apoya en la aproximación clásica de ajuste de modelos basados en el contraste de hipótesis, si no que usa la teoría de la información para evaluar la probabilidad de que un modelo dado sea el más apropiado para describir las relaciones en un conjunto de datos observacionales. Por tanto, el enfoque analítico y estadístico utilizado ha sido el de la “inferencia multi-modelo” basada en criterios de información (Burnham & Anderson, 2002).

La técnica en concreto utilizada se basa en construir todos los modelos de regresión posibles, por combinaciones de todas las variables explicativas (variables independientes) disponibles para definir el funcionamiento de una variable respuesta (variable dependiente), sin tener en cuenta las posibles interacciones. Con ello se generan 2^n modelos, siendo n el número de variables explicativas que contiene el modelo saturado (el que incluye todas las variables). Todos los modelos realizados se ordenan según un criterio de información, que en nuestro caso ha sido el criterio de información de Akaike (AIC), siendo el mejor modelo el que tiene un valor menor de AIC. Para cada modelo a su vez se calcula su ΔAIC , que corresponde a la diferencia entre el valor de AIC de ese modelo y el AIC del mejor modelo. Valores de ΔAIC inferiores a dos unidades

indican que ese modelo y el mejor modelo posible son indiferenciables a la hora de explicar una variable respuesta (Burnham & Anderson, 2002).

Las técnicas de inferencia multi-modelo son validas tanto para modelos lineales generales (LM) como para modelos lineales generalizados (GLM) con diferentes funciones de vínculo. Nuestros datos no presentan una distribución bien definidas, y por tanto no se puede decidir a priori, si es mejor trabajar con LM o con GLM. Para subsanar este problema se han generado modelos con distintas funciones de distribución de errores y se ha seleccionado mediante AIC la mejor función de vínculo para los datos. AIC es útil tanto para comparar modelos similares con distintos grados de complejidad como para modelos iguales (mismas variables) pero con funciones de vínculo distintas. Las funciones de distribución de errores valoradas son las siguientes:

- Distribución de errores normal, la cual proporciona los mismos resultados que un modelo lineal general
- Distribución binomial, dado que es la distribución más indicada para datos de porcentaje como son las coberturas.
- Distribución de Poisson, indicada para datos que aumentan su varianza a medida que aumenta su media, como suelen ser los datos procedentes de conteos. Se decidió utilizar también esta distribución ya que, aun trabajando con porcentajes, el valor máximo de 100% es extremadamente raro, siendo habituales los valores de cobertura bajos, por lo que esta distribución puede explicar mejor nuestros datos que una binomial.

Tras identificar la mejor función de distribución de errores en cada caso y seleccionar todos los modelos con ΔAIC inferior a dos unidades, se eligió el más parsimonioso, es decir, el que menor numero de variables explicativas presentaba. El porcentaje de varianza explicada por cada modelo obtenido mediante GLM se calcula mediante la devianza (D^2), equivalente a la R^2 de los modelos lineales.

Los valores de ΔAIC también fueron utilizados para obtener los pesos de Akaike de cada modelo (w_i) (Fórmula 1), según Burnham & Anderson (2002). Este parámetro varía entre 0 y 1 y puede ser usado para definir el peso relativo (w_x) de cada variable explicativa (variable x) en el conjunto de modelos evaluados. El valor w_x se calcula como el sumatorio de los valores de w_i de cada modelo que incluye dicha variable x (Fórmula 2). Una variable independiente es mejor

predictora cuanto más alto es el valor de w_x . Dado que a medida que ΔAIC aumenta, w_i disminuye muy rápidamente, no se han usado todos los modelos creados para cada variable dependiente, si no solo los 100 con menor valor de ΔAIC . Valores de $w_x=1$ para una variable x indican que esa variable está incluida en todos los modelos de los 100 evaluados.

$$w_i = \frac{\exp\left(\frac{-\Delta AIC_i}{2}\right)}{\sum_1^r \exp\left(\frac{-\Delta AIC_r}{2}\right)} \quad \text{Formula 1}$$

$$w_x = \sum_1^n w_{i_n} \quad \text{Formula 2}$$

Con los 100 modelos utilizados para determinar los pesos de Akaike se obtuvieron las estimaciones de modelos promediados. Dichas estimaciones proporcionan un valor estimado (y su varianza) para cada variable, por lo que son homólogos a los coeficientes de regresión en una regresión lineal.

Hay que tener en cuenta que la autocorrelación espacial puede llegar a ser un problema en aproximaciones multi-modelo basadas en teoría de la información (Hoeting et al., 2006). Para controlar el potencial efecto de esta autocorrelación espacial en los datos, en todos los modelos se incluyó las coordenadas de longitud y latitud como variables exploratorias (Bini et al., 2009; Maestre et al., 2012)

Los análisis estadísticos se han realizado con el programa R (R Development Core Team, 2012), utilizando los paquetes base y el paquete “car” (Fox & Weisberg, 2011) para la preparación, refinado y análisis preliminares de los datos. Para los análisis de inferencia multi-modelo se ha utilizado el paquete “glmulti” (Calcagno, 2012).

4.4 Modelos saturados propuestos

La variable respuesta de todos los modelos ensayados ha sido siempre la cobertura leñosa del talud. Sin embargo, para analizar con mayor detalle como es el proceso de colonización desde los entornos próximos, la cobertura leñosa se ha desglosado en distintas categorías (o escenarios de colonización) dependiendo del origen y tamaño promedio de los individuos de plantas que la componen. Los dos primeros escenarios consideran las coberturas leñosas totales, es decir, sumando los valores de las tres clases de tamaño tanto para el talud como para los entornos. Las tres categorías de cobertura de especies plantadas (forestal, agrícola y ornamental) se han agrupado para cada entorno (plantado en la franja de 20 m y plantado en la franja de 150 m). Esta decisión se ha tomado al considerar el bajo número de entornos que presentan plantaciones y con el objetivo de reducir el número de variables explicativas. El escenario 1 considera como variable dependiente la cobertura leñosa total del talud y es escenario 2 la cobertura leñosa natural del talud (calculada como cobertura total - plantada). En ambos escenarios se han considerado 13 variables independientes que se muestran en la Tabla 3. Por tanto, tendremos dos escenarios:

1. Cobertura total en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)
2. Cobertura natural total en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)

Tabla 3: Variables explicativas utilizadas en los escenarios de colonización 1 a 6

Geográficas	Cobertura del entorno	Climáticas	Características del talud	Otras
longitud (X)	20 no plantada	Orientación	Área	Usos del suelo
Latitud (Y)	20 plantada	Precipitación anual	Relación de aspecto	Litología
	150 no plantada	Temperatura media anual	Edad	
	150 plantada			

Para analizar el proceso de colonización del talud según el tamaño de los individuos de plantas leñosas se han propuesto otros cuatro escenarios alternativos. Estos escenarios incluyen las mismas variables independientes comentadas anteriormente (Tabla 3), pero la cobertura leñosa del talud se ha desglosado por tamaños: por un lado la cobertura de individuos pequeños y por otro la de individuos medianos y grandes agrupados. Esta agrupación se ha hecho dado el alto número de valores 0 existentes en los datos para estas categorías y a que la correlación de Pearson entre cobertura de individuos medianos y grandes es relativamente alta ($r = 0,41$) (ver Anexo 2, Fig. A1).

Como en los dos escenarios anteriores, la cobertura leñosas se ha considerado en total y para las especies no plantadas. Tenemos por tanto los siguientes escenarios:

3. Cobertura de individuos pequeño totales en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)
4. Coberturas de individuos pequeño no plantados en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)
5. Coberturas de individuos medianos y grandes totales en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)
6. Coberturas de individuos medianos y grandes no plantados en talud ~ 14 variables independientes (ver Tabla 3)

Por ultimo, se han desarrollado otros 3 escenarios teniendo en cuenta las clases de tamaño, tanto dentro del talud, como en los entornos de 20 y 150 m. Para no aumentar mucho el número de variables explicativas y debido al alto número de valores de 0 y las altas correlaciones entre variables (Anexo 2, Fig. A2), se ha considerado únicamente la cobertura total de individuos plantados (agrupación de las clases plantado forestal, agrícola y ornamental). Se han utilizado 18 variables explicativas, que son las que aparecen en la Tabla 4. En estos escenarios, como variables dependientes sólo se han considerado los datos de cobertura leñosa de vegetación natural en los taludes, ya que los modelos previos apuntan a relaciones mucho más altas con la cobertura leñosa natural que con la de especies plantadas (Ver resultados y discusión). Por tanto, los escenarios a evaluar son:

7. Cobertura de individuos pequeños no plantados en talud ~ 18 variables independientes (ver Tabla 4)
8. Cobertura de individuos medianos no plantados en talud ~ 18 variables independientes (ver Tabla 4)
9. Cobertura de individuos grandes no plantados en talud ~ 18 variables independientes (ver Tabla 4)

Tabla 4: Variables explicativas utilizadas en los escenarios de colonización 7 a 9

Geográficas	Cobertura del entorno	Climáticas	Características del talud	Otras
longitud (X)	20 pequeña no plantada (np)	Orientación	Área	Usos del suelo
Latitud (Y)	20 mediana np	Precipitación anual	Relación de aspecto	Litología
	20 grande np	Temperatura media anual	Edad	
	150 pequeña np			
	150 mediana np			
	150 grande np			
	20 plantada			
	150 plantada			

5 Resultados

Los modelos más parsimoniosos para cada escenario de colonización, junto con el porcentaje de varianza explicada (Devianza) se muestran en la Tabla 5. El conjunto de modelos con ΔAIC inferior a dos unidades para cada escenario se muestran en el Anexo 3.

La Tabla 5 muestra grandes diferencias tanto en las devianzas como en el número de variables independientes incluidas en los modelos. La devianza de la mayoría de los modelos más parsimoniosos está próxima al 50%, estando los valores más bajos en los escenarios de colonización que incluyen como variables dependiente la cobertura total del talud (plantada + natural), ya sea para todos los tamaños de planta (escenario 1, 32. 41%) como para cobertura de individuos pequeños (escenario 3, 18.37%). En cuando a las variables explicativas, al considerar la cobertura leñosa del talud en clases de tamaño, el número de predictores aumenta a entre el doble y el triple, a excepción del escenario 3.

Tabla 5: Modelo más pasimonioso para cada uno de los 9 escenarios. En cada caso se indica el número de variables independientes incluidas y su devianza.

Las abreviaturas de las variables independientes muestran en la Tabla 6. El valor de 1 como primera variable explicativa hace referencia a que los modelos se tienen en cuenta el intercepto. Para el escenario 5 existen dos modelos igual de parsimoniosos

Escenario	V. indep	Devianza	Modelos
1	4	32.41%	T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
2	4	41.69%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
3	4	18.37%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
4	9	46.71%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
5	11	46.77%	T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
5	11	46.77%	T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
6	11	47.40%	T_C_G_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
7	10	49.98%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
8	13	50.80%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
9	8	34.52%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL

La Figura 3 muestra la importancia relativa de cada variable explicativa en cada uno de los escenarios de colonización planteados. La información ampliada se presenta en el material suplementario del Anexo 3, donde se pueden encontrar las tablas con los valores de importancia de las variables explicativas en cada escenario y los estimadores de los coeficientes de regresión. Un resumen de la importancia de las variables analizadas en el conjunto de todos los modelos se presenta la Tabla 6. Hay dos variables que aparecen como especialmente importantes para explicar la cobertura leñosa de un talud: su edad y la cobertura de plantas naturales en el entorno de 20 metros. En contraste, llama la atención la escasa importancia que tiene el entorno de 150 metros.

El resto de variables predictoras utilizadas tienen importancias relativas medias o bajas en el conjunto de los escenarios. Las variables de posicionamiento espacial han sido relativamente importantes en algunos casos (sobre todo en los escenarios que consideran la cobertura leñosa no plantada y especialmente cuando se desglosa en tamaños de planta), absorbiendo con ello la variabilidad asociada a la autocorrelación espacial. En cuanto a las variables climáticas, la precipitación anual y la orientación del talud tienen más importancia que la temperatura media anual. Para las características del talud, la relación de aspecto ha resultado ser más relevante que el área del talud. Por último, la variable de usos del suelo, como indicador de estructura del paisaje, también ha resultado importante en muchos modelos, especialmente cuando se tiene en cuenta el tamaño de los individuos leñosos del talud.

Tabla 6: Resumen de la importancia de cada variable en el conjunto de escenarios de colonización. La primera y tercera columnas numéricas indican el número de escenarios en los cuales la variable en cuestión aparece con un peso superior al 80% (Fig. 3), la segunda y cuarta el porcentaje que ese valor representa frente al total de escenarios, siendo 6 y 3 el máximo respectivamente. Los valores marcados con una “x” indican combinaciones imposibles (ver Tablas 3 y 4). En negrita los resultados más destacables.

	Código	Variable	Marcos			
			1 a 6		7 a 9	
Posicionamiento	Y_CENTROID	Latitud	3	50%	2	67%
	X_CENTROID	Longitud	2	33%	3	100%
Entorno	E20_NOP	% total de cobertura no plantada en entorno de 20	6	100%	x	x
	E20_P	% total de cobertura en entorno de 20	3	50%	2	67%
	E20_SH_NOP	% de cobertura de individuos pequeños en entorno de 20	x	x	1	33%
	E20_ST_NOP	% de cobertura de individuos medianos en entorno de 20	x	x	3	100%
	E20_BT_NOP	% de cobertura de individuos grandes en entorno de 20	x	x	1	33%
	E150_NOP	% total de cobertura no plantada en entorno de 150	2	33%	x	x
	E150_P	% total de cobertura en entorno de 150	1	17%	0	0%
	E150_SH_NOP	% de cobertura de individuos pequeños en entorno de 150	x	x	0	0%
	E150_ST_NOP	% de cobertura de individuos medianos en entorno de 150	x	x	1	33%
	E150_BT_NOP	% de cobertura de individuos grandes en entorno de 150	x	x	1	33%
Clima	T_O_Rcos	Orientación	2	33%	2	67%
	PREC_ANUAL	Precipitación total anual	2	33%	3	100%
	TEMP_MED	Temperatura media anual	2	33%	0	0%
Talud	EDAD	Edad del talud	6	100%	3	100%
	T_AREA	Área del talud	2	33%	1	33%
	T_RELAC_ASP	Relación de aspecto del talud	4	67%	2	67%
Otros	LITO	Litología	3	50%	2	67%
	ECLC150_REC	Usos del suelo	3	50%	3	100%

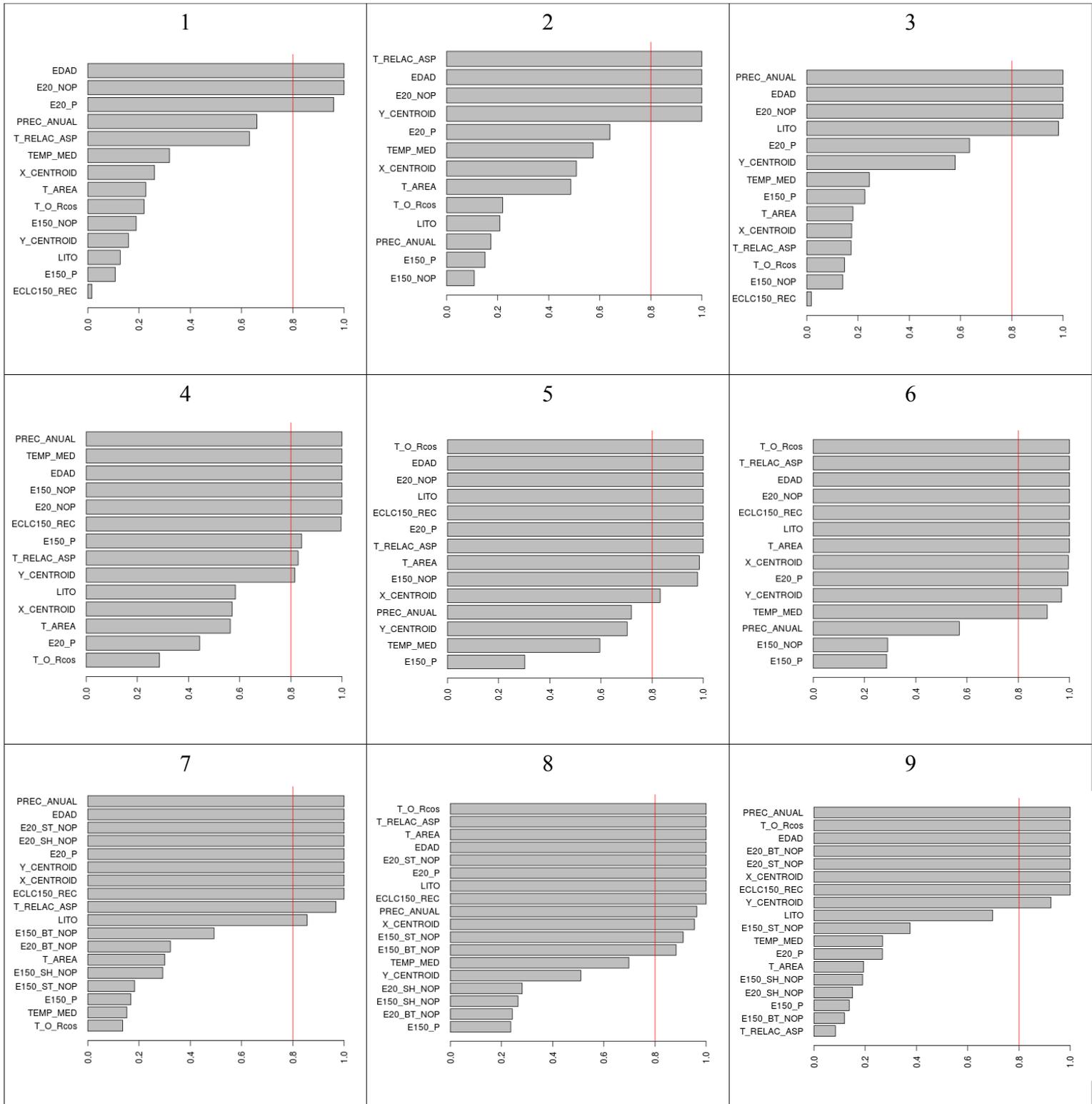


Figura 3: Importancia relativa de las variables predictoras en cada uno de los escenarios para los 100 modelos con menor ΔAIC .

El número sobre los gráficos indica el escenario al que corresponde dicha figura. La línea roja indica el valor de 0.8 puntos en peso relativo de las variables. Los valores numéricos de cada barra se muestran en el Anexo 3. Las abreviaturas se muestran en la Tabla 6

Por ultimo, el estudio centrado en los escenarios que dividen el porcentaje de cobertura leñosa natural en clases de tamaño tanto en el talud como en los entornos (escenarios 7, 8 y 9), permite analizar si las clases de tamaño de los entornos tienen algún efecto propio o solamente contribuyen a la cobertura total (Figura 4). La cobertura de individuos pequeños en el talud está influenciada por la existencia de individuos pequeños y medianos en el entorno de 20 m. La cobertura de individuos medianos del talud está influenciada por la de individuos medianos en el entorno de 20 m y de individuos medianos y grandes en el entorno de 150 m. Finalmente, la cobertura de individuos grandes del talud está influenciada por la cobertura de individuos medianos y grandes en el entorno de 20 metros.

		Entornos		
		P	M	G
Talud	P	20	20	
	M		20 150	150
	G		20	20

Figura 4: Influencia de la cobertura de los entornos (por tamaño de planta) sobre la cobertura del talud por tamaño de planta.

P: individuos pequeños; M: medianos; G: grandes. Los cuadros en blanco indican que ese tamaño no tiene efecto. El número en los cuadros amarillos indica qué distancia del entorno determina el efecto.

6 Discusión

Uno de los objetivos principales de la restauración de taludes en infraestructuras lineales es la colonización de la vegetación de estos espacios altamente degradados y con características *a priori* poco apropiadas para el establecimiento de las especies de plantas (Bochet & García-Fayos, 2004). La importancia de conseguir el establecimiento de esta cubierta vegetal viene asociada a los múltiples bienes y servicios a ella asociados: reducción de la erosión, estabilidad geotectónica del sustrato o reservorio de biodiversidad (Snelder & Bryan, 1995; Andrés & Jorba, 2000; Forman et al., 2002; Bochet et al., 2009), entre muchos otros. El estudio aquí propuesto proporciona resultados que permiten interpretar como un proceso a escala local (la colonización de un talud por parte de plantas leñosas) está en parte determinado por características asociadas a escalas regionales o de paisaje. La robustez de los resultados obtenidos viene determinada fundamentalmente por dos aspectos: el gran número de situaciones analizadas y la gran superficie de estudio considerada. Prácticamente todos los estudios existentes sobre restauración en infraestructuras viarias están basados en un número reducido de taludes, que en el mejor de los casos no supera una pocas decenas (Alfaya, 2012), frente a los 351 considerados en este estudio. Por otra parte, la consideración de la Comunidad de Madrid como área de estudio, con su alta heterogeneidad climática, geomorfológica, litológica y de usos del suelo, permite generalizar patrones que se expresan independientemente de las particularidades locales asociadas a muchos de los estudios existentes. No obstante, ambos aspectos (alto número de réplicas y grandes superficies analizadas) supone un volumen de trabajo difícil de afrontar como trabajo de campo, por lo que se ha optado por recurrir a la información disponible, fundamentalmente ortofotografías y cartografía existente. Esta forma de afrontar el objetivo del trabajo supone limitaciones asociadas a la resolución de la información disponible, incapacidad de trabajar con certeza a nivel de especie y un cierto grado de incertidumbre sobre la estimación de variables realizada, entre muchas otras. Todo ello ha determinado que el estudio se centre en una variable sintética general, como es la cobertura de plantas leñosas. Somos conscientes de estas limitaciones pero creemos que aún así los datos disponible son apropiados para el objetivo planteado, especialmente cuando se utiliza una metodología de análisis basada en probabilidades.

Los resultados obtenidos pueden ser estructurados desde tres puntos de vista: las características propias de los modelos obtenidos, las variables de mayor peso en proceso de colonización de taludes de carretera y las perspectivas teóricas y prácticas que supone el enfoque

multiescala aquí propuesto.

6.1 Características de los modelos

La varianza explicada por los modelos, en los mejores casos, alcanza valores del 50%. Aunque este valor puede considerarse alto para un estudio observacional que analiza procesos complejos que ocurren en la naturaleza, también parece indicar la existencia de otros factores responsables. Entre ellos se puede destacar, entre otros, que los rangos seleccionados para categorizar el entorno (20 y 150 m.) pueden no ser los más apropiados para la dispersión de especies leñosas (Butaye et al., 2002), que no se han valorado procesos de dispersión a larga distancia (Nathan, Katul, et al., 2002; Nathan et al., 2008), que las medidas de gestión no son similares en todos los taludes analizados o la existencia de procesos estocásticos y caóticos difíciles de cuantificar.

La comparación de los datos de devianza correspondientes a escenarios de colonización que incluyen como variables dependiente el porcentaje de cobertura total del talud (plantada + natural) frente a sus homólogos de coberturas naturales muestran siempre un mejor ajuste de estos últimos (ver por ejemplo la comparación entre los escenarios 1, 3 y 5 y sus homólogos respectivos 2, 4 y 6; Tabla 5). Este hecho indica que los procesos naturales de dispersión y colonización de nuevos territorios puede ser complejo pero es predecible y dependiente de las características del talud o de su entorno. Por el contrario, la existencia de especies plantadas en los taludes responde más a otros factores, como pueden ser criterios de planificación y gestión de la infraestructura, que a las variables ambientales del entorno. En este contexto, de la Riva y colaboradores (2011) describieron que las especies de leñosas que se incluían en las hidrosiembras no necesariamente estaban presentes en los alrededores de los taludes. Las plantaciones artificiales en los taludes normalmente se hacen con criterios estéticos o de seguridad viaria, sin tener en consideración la vegetación próxima o, en la mayoría de los casos, las condiciones ambientales del territorio.

El número de variables explicativas que incluyen los modelos más parsimoniosos (Tabla 5), así como el número de variables explicativas que superan un peso promediado del 80% (Tabla 6, Fig. 3), aumenta hasta duplicarse o triplicarse cuando el porcentaje de cobertura se divide en clases de tamaño de los individuos leñosos. Los escenarios 4 y 6 (cobertura natural de individuos pequeños y grandes, respectivamente) tienen similar varianza explicada que su homólogo sin descomponer la cobertura en tamaños (escenario 2) pero sus modelos correspondientes necesitan

incluir muchas más variables independientes. Este fenómeno indica una mayor complejidad a la hora de conocer los mecanismos implicados en la ocupación del talud por individuos de distinto tamaño, en los que no solo influye la edad y en entorno más próximo (escenario 2), sino que son importantes también las características climáticas, litológicas y del entorno más alejado (escenarios 4 y 6). Posiblemente las clases de tamaño diferenciadas no representan la sectorización del proceso ontogénico de una determinada especie (en el que la edad sería el principal indicador) sino más bien la agrupación de diferentes especies de similar porte. Especies de porte pequeño solo pueden generar individuos pequeños (Figura 4), mientras que especies de gran porte pueden proporcionar individuos pequeños, medianos o grandes, dependiendo del tiempo transcurrido desde su establecimiento. Esta explicación se apoya también en el hecho de que al aumentar el número de variables explicativas (escenarios 7, 8 y 9), cambian algunos predictores pero no aumenta considerablemente el número de variables explicativas.

6.2 Variables explicativas de la colonización de taludes

Las dos variables independientes que mayor peso han tenido en todos los modelos son la edad y la cobertura leñosa del entorno más próximo. Varios trabajos han señalado relaciones positivas entre la edad de los márgenes de las carreteras y el establecimiento de la vegetación de especies leñosas (Deckers et al., 2004; Spooner & Smallbone, 2009). Aunque estos trabajos se han realizado con rangos temporales mucho mayores que los considerados en este trabajo (>100 años frente a 25 años), nuestros resultados apuntan en la misma dirección, esto es, que la edad influye aumentando la importancia de vegetación leñosa en los márgenes de las carreteras. Los resultados son coherentes con los esperables en un proceso sucesional en el que el tiempo transcurrido permite no sólo el remplazo de especies y sino su organización hacia comunidades cada vez más complejas desde el punto de vista estructural y funcional (Margalef, 1963; Odum, 1969). Además, el tiempo actúa de forma acumulativa en el proceso de llegada de semillas, establecimiento y crecimiento, por lo que la probabilidad de incrementarse la cobertura leñosa aumenta con los años transcurridos desde la construcción del talud.

El otro factor crucial para determinar el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa en los taludes es la presencia de especies leñosas a distancias cortas. Moreno-de las Heras y colaboradores (2008) afirmaron que en taludes de minería, un factor determinante para su colonización era la vegetación circundante disponible. Estos resultados apuntan en la misma línea que el trabajo realizado por de la Riva y colaboradores (2011) y por Bochet y colaboradores (2007) en taludes de

carreteras. En este último estudio se demostró que el 90% de las especies de los taludes se encontraban a una distancia inferior a 150 m. En nuestro estudio, la franja de vegetación que más influye es la que se encuentra en la franja de 20 m, mientras que la vegetación en la franja de 20-150 m parece tener menor importancia relativa. Hay que destacar que vegetación en ambas franjas está altamente correlacionadas (Anexo 2, Fig. A3), por lo que no se puede concluir que la vegetación a media distancia no afecte si no que, ante situaciones similares en media y corta distancia (valores altos de correlación), su efecto es redundante y menos importante que la vegetación a corta distancia.

Este efecto de la vegetación a corta distancia indica que estamos ante situaciones de reclutamiento poblacional, y que en estos procesos tiene más importancia la dispersión a corta distancia (Aparicio et al., 2008). La distancia a la que una semilla es capaz de desplazarse es muy variable y depende tanto de sus síndromes de dispersión como de la existencia de vectores apropiados. En taludes de carretera, y especialmente en autovías y autopistas con cerramientos perimetrales, la capacidad de dispersión suele estar restringida al viento y aves. Aunque las aves constituyen la forma más efectiva de conectar hábitats (Howe & Smallwood, 1982; Sekercioglu, 2006; Wenny et al., 2011), en taludes de carretera se ha resaltado la dominancia de especies anemócoras (Bochet et al., 2007). Entre ambos tipos de dispersión el viento tiende a ser más efectiva a cortas distancias mientras que las aves permiten desplazamientos de semillas a mayores distancias. Además, no es posible descartar otros procesos mediados por dispersión a larga distancia, que en el presente trabajo no se han analizado, pero se han sugerido anteriormente al comentar los porcentajes de variabilidad no explicada por los modelos obtenidos.

Las variables de posicionamiento geográfico también juegan un cierto papel en la modelización de la cobertura leñosa. El objetivo de incluir las coordenadas de longitud y latitud no era tanto conocer la influencia de dichas variables, sino controlar la posible autocorrelación espacial de los datos (Bini et al., 2009; Maestre et al., 2012). La relevancia de estas variables en los gráficos de importancia relativa de las variables (Figura 3 y Tabla 6) indican que existen efectos atribuibles simplemente a la situación espacial de los taludes, y que dicha variabilidad a sido absorbida por estas variables. El haber utilizado un territorio ambientalmente heterogéneo como es la Comunidad de Madrid, con claros gradientes espaciales (climáticos, geomorfológicos) y una estructura a escala de paisaje en grandes manchas de vegetación (áreas agrícolas, ganaderas y forestales generalmente segregadas en el espacio) son aspectos que pueden favorecer la existencia de autocorrelación espacial.

Como era de esperar (Lugo & Gucinski, 2000; Prach et al., 2007; Moreno-de las Heras et al., 2008), las variables relacionadas con el clima presentan pesos medios y altos en los diferentes escenarios de colonización. De entre ellas, la variable que tiene importancia en más modelos es la precipitación anual. Es de destacar que la cantidad de lluvia se incluye en los modelos con coeficientes estimados negativos (Anexo 3), lo que no necesariamente debe ser interpretado como que mayor precipitación determine menor cobertura leñosa en los taludes (Anexo 2, Fig. A4), sino que, en el conjunto de los modelos, la precipitación actúa restando peso a otras variables explicativas.

En cuanto a la orientación de los taludes, única variable microclimática incluida en los modelos, la bibliografía disponible es diversa. Por un lado, hay trabajos desarrollados a escalas de micrositio que apunta que la orientación de los taludes es un factor clave (Cano, 2002; Bochet & García-Fayos, 2004), mientras que otros trabajos defienden que la orientación pierde su relevancia en el contexto de grandes escalas (Alfaya, 2012). En nuestro caso la orientación tiene un peso elevado cuando se pretende explicar la cobertura leñosa de individuos medianos y grandes en los taludes (escenarios 5, 6, 8 y 9). Estos resultados pueden parecer contradictorios con la bibliografía que defiende que las variables abióticas son más importantes en los primeros estados del desarrollo de la vegetación y pierde importancia con el tiempo (Münzbergová, 2004). Esto podría tener su explicación en el hecho de que, como se ha comentado anteriormente, las clases de tamaño no necesariamente definen la edad de los individuos, sino que representan diferentes conjuntos de especies.

Los valores estimados para la orientación del talud, en los escenarios en que es relevante, se encuentran en torno a 0,4 (Anexo 3). Por consiguiente, y debido a que esta variable ha sido valorada entre -1 (sur) y 1 (norte), podemos concluir que afecta de forma positiva a la cobertura de leñosas en los ambientes de umbría y negativamente en las de solana. Estos resultados contradicen los obtenidos por Tormo y colaboradores (2006), quienes encuentran que hay más biomasa en taludes orientados al sur, pero son coherentes con el estudio de Bochet y García-Fayos (2004) en el que los taludes orientados al sur las plantas alcanzan más rápidamente el punto de marchitez tras un episodio de lluvia, lo que los convierte en entornos más difíciles de colonizar.

En cuanto al área y relación de aspecto del talud, ambas variables están relacionadas, aunque

la contribución de cada una de ellas para un escenario dado tiene efectos diferentes. Por un lado el área informa de la superficie de un talud, que puede incrementarse aumentando tanto su longitud como su altura. Por contra, la relación de aspecto (área/perímetro) ofrece una aproximación de la forma del talud: terraplenes con relaciones de aspecto altas tienen proporcionalmente mayor altura. Como ya definieron Enciso y colaboradores (2000) el agua, nutrientes y semillas se acumulan en las partes bajas de los taludes, favoreciendo con ello el desarrollo de la vegetación; este proceso es más acusado cuanto mayor sea la altura de los taludes.

La variable de usos del suelo, como estimador de la estructura del paisaje, ha resultado ser relativamente importante en nuestros escenarios de colonización (especialmente cuando se consideran tamaños de plantas), al igual que han encontrado otros autores (Soons et al., 2004; Ozinga et al., 2005; Frey et al., 2011). La comparación de los valores estimados para cada una de las categorías del Corine Land Cover (Anexo 3) reflejan que los taludes en suelos de uso agrícola presentan en los modelos coeficientes negativos, mientras en suelos forestales tienden a tener valores positivos (en algunos casos negativos pero más cercanos a cero que en el caso de los suelos agrícolas). Por consiguiente, ante igualdad del resto de variables, tienden a tener mayor porcentaje de cobertura leñosa los taludes que se encuentran inmersos en una matriz de uso forestal. Hay que recordar que el uso forestal hace referencia a una categoría y no necesariamente a la presencia de bosques, ya que dentro del suelo forestal entran, por ejemplo, matorrales esclerófilos mediterráneos, mosaicos agropecuarios con manchas de vegetación natural, tomillares y espartales. La conectividad entre teselas de un territorio depende de la estructura de los ecosistemas y del comportamiento de los organismos que se desplazan (Goodwin, 2003). La distinta influencia de los diferentes tipos de uso del suelo puede ser causado por su disponibilidad de plantas leñosas que actúen como fuente de semillas, aunque su explicación puede afrontarse desde dos puntos de vista: focalizándola en las especies (Ozinga et al., 2005; Frey et al., 2011) o focalizándola en los dispersores (Jordano et al., 2007). En el primer enfoque las especies típicas de entornos agrícolas son más dependientes de la intervención humana y pueden estar más limitadas en la capacidad dispersiva y de reclutamiento que las especies que teóricamente pueden aparecer en la categoría forestal. En cuanto a los dispersores, en ambientes agrícolas es más difícil encontrar aves frugívoras, ya que las especies por lo general son granívoras (García et al., 2010). Los mamíferos suelen depositar las semillas en espacios abiertos (Jordano et al., 2007), pero se refugian entre la vegetación natural, por lo que es difícil que sean dispersores efectivos en taludes rodeados de campos agrícolas.

6.3 Dando el salto a otros objetivos y escalas

Aunque con los variables analizadas es posible explicar cierta variabilidad de la cobertura de leñosa encontrada en terraplenes, el resto de variabilidad no explicada permite ser optimista en el planteamiento de objetivos relacionados con servicios ecosistémicos que pueden ofrecer los taludes de carretera. Un ajuste perfecto de los datos no permitiría intuir fenómenos de interconexión a grandes escalas, como la dispersión a larga distancia, determinante en la capacidad de migración de especies (función corredor) y en la estructura genética espacial de muchas especies (nodos metapoblacionales) (Aparicio et al., 2008). Pero a su vez, el alto porcentaje de variabilidad explicada obtenido, nos hace ser optimista en la utilidad de estos muestreos regionales de toma de datos, imprescindibles para plantear objetivos a escalas regionales.

La metodología utilizada a servido para abordar, desde una perspectiva de grandes escalas, preguntas del ámbito de la escala local. Ahora, por ejemplo, podemos concluir que la vegetación de los entornos de la vía influencia a la vegetación que crece en los terraplenes, sin los problemas de tener que circunscribirlo a un escenario de experimentación local. También podemos apuntar que hay variables de micrositio que no pierden totalmente su importancia en estudios a escalas regionales, en contra de lo que defienden algunos autores (Münzbergová, 2004; Alfaya, 2012).

Los estudios sobre grandes escalas también aporta información que no puede extraerse de estudios locales. En esta línea, Novák & Prach (2003) defienden que el análisis de la sucesión ecológica a escala geográfica amplia puede proporcionar resultados que no pueden ser alcanzados por estudios en detalle de uno o unos pocos sitios, dando importancia con ello a planteamientos basados en grandes conjuntos de réplicas frente a estudios detallados locales. Para ello también cobra vital importancia los análisis estadísticos utilizados, ya que no siempre el método clásico de contraste de hipótesis es el apropiado, sobre todo cuando se dispone de grandes colecciones de datos observacionales y amplios gradientes ambientales (Maestre et al., 2012).

Este trabajo, junto con otros centrados en escalas de paisaje y regionales (e.g. Spooner & Smallbone 2009), deben formar en poco tiempo parte de un amplio conjunto de estudios y experimentos que permiten dar el salto desde el mundo científico a la empresa, propiciando que tras construir una carretera, las restauraciones se propongan contemplando unos objetivos impensables a día de hoy.

7 Conclusiones

Los estudios descriptivos realizados con metodologías alternativas a los muestreos de campo pueden proporcionar información relevante y valiosa cuando se trabaja con grandes escalas y un alto número muestras. Una metodología basada en fotografía aérea y datos cartográficos y de archivo, nos ha permitido obtener información relevante y acorde con el objetivo del trabajo.

El enfoque de escala regional dado al presente trabajo, nos demuestra que hay un amplio entramado de relaciones y variables implicadas en predecir un proceso concreto si lo analizamos en una zona extensa del territorio.

Para explicar la abundancia de vegetación leñosa en un talud hay dos factores principales: la edad desde su construcción y la vegetación de su entorno.

Las variables climáticas han resultado ser relevantes en el presente trabajo, pero también lo han sido las variables microclimáticas analizadas. Con ello apuntamos que, con un cambio de escala, no necesariamente cambian las variables implicadas.

Hay un alto porcentaje de la cobertura de plantas leñosas no explicado por las variables analizadas, lo que deja la puerta abierta a otros factores que deben ser considerados en posteriores estudios.

Para implementar de forma efectiva nuevos objetivos basados en servicios ecosistémicos, en la restauración ecológica de entornos afectados por la construcción de infraestructuras lineales, se debe propiciar un cambio en las metodologías de estudio que contemple saltos en las escalas de análisis, y con este TFM se ha demostrado que ese salto es posible.

8 Bibliografía

- Alborch B, García-Fayos P and Bochet E (2003) Estimación de los filtros ecológicos que controlan la colonización de taludes de carretera a partir del estudio del banco de semillas del suelo. *Ecologia*. 17, 65–75.
- Alfaya V (2012) *Colonización de taludes artificiales por medio de la vegetación natural*. Universidad Complutense de Madrid.
- Andrés P and Jorba M (2000) Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*. 8 (3), 268–275.
- Aparicio A, Albaladejo R, Olalla-Tarraga M, Carrillo L and Rodriguez M (2008) Dispersal potentials determine responses of woody plant species richness to environmental factors in fragmented Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management*. 255 (7), 2894–2906.
- Aronson J and Le Floch E (1996) Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*. 4 (4), 377–387.
- Auffret AG and Cousins SAO (2011) Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape mosaic. *Journal of Applied Ecology*. 48 (5), 1278–1285.
- Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TFLVB, Akre TSB, Albaladejo RG, Albuquerque FS, Aparicio A, Araújo MB, Baselga A, Beck J, Isabel Bellocq M, Böhning-Gaese K, Borges P a. V, Castro-Parga I, Khen Chey V, Chown SL, de Marco, Jr P, Dobkin DS, Ferrer-Castán D, Field R, Filloy J, Fleishman E, Gómez JF, Hortal J, Iverson JB, Kerr JT, Daniel Kissling W, Kitching IJ, León-Cortés JL, Lobo JM, Montoya D, Morales-Castilla I, Moreno JC, Oberdorff T, Olalla-Tarraga MÁ, Pausas JG, Qian H, Rahbek C, Rodríguez MÁ, Rueda M, Ruggiero A, Sackmann P, Sanders NJ, Carina Terribile L, Vetaas OR and Hawkins B a. (2009) Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*. 32 (2), 193–204.
- Bochet E and García-Fayos P (2004) Factors Controlling Vegetation Establishment and Water Erosion on Motorway Slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology*. 12 (2), 166–174.

- Bochet E, García-Fayos P and Poesen J (2009) Topographic thresholds for plant colonization on semi-arid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*. 34 (13), 1758–1771.
- Bochet E, García-Fayos P and Tormo J (2007) Road Slope Revegetation in Semiarid Mediterranean Environments. Part I: Seed Dispersal and Spontaneous Colonization. *Restoration Ecology*. 15 (1), 88–96.
- Bochet E, Tormo J and García-Fayos P (2010) Native Species for Roadslope Revegetation: Selection, Validation, and Cost Effectiveness. *Restoration Ecology*. 18 (5), 656–663.
- Burnham KP and Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretical Approach*. New York: Springer-Verlag
- Butaye J, Jacquemyn H, Honnay O and Hermy M (2002) The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. *Journal of Vegetation Science*. 13 (1), 27–34.
- Calcagno V (2012) glmulti: Model selection and multimodel inference made easy.
- Cano A (2002) Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecological Engineering*. 18 (4), 489–498.
- Cerdà A (2007) Soil water erosion on road embankments in eastern Spain. *The Science of the total environment*. 378 (1-2), 151–5.
- Cranmer L, McCollin D and Ollerton J (2012) Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*. 121 (4), 562–568.
- DeMers MN (1993) Roadside ditches as corridors for range expansion of the western harvester ant (Pogonomyrmex occidentalis Cresson). *Landscape Ecology*. 8 (2), 93–102.
- Deckers B, Becker PD, Honnay O, Hermy M and Muys B (2004) Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography*. 32 (1), 99–109.
- EEA (2007) *CLC2006 Technical guidelines*. Luxembourg: European Environment Agency

- Enciso J, Garcia-Fayos P and Cerdá A (2000) Distribución del banco de semillas en taludes de carretera: efecto de la orientación y de la topografía. *Orsis*. 15, 103–113.
- Forman RTT and Alexander LE (1998) Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29, 207–C2.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France RL, Goldman CR, Heanue K, Jones J, Swanson F, Turrentine T and Winter TC (2002) *Road Ecology: Science And Solutions*. Washington D.C: Island Press
- Fox J and Weisberg S (2011) *An R Companion to Applied Regression* Second. Thousand Oaks CA: Sage
- Frey SJK, Strong AM and McFarland KP (2011) The relative contribution of local habitat and landscape context to metapopulation processes: a dynamic occupancy modeling approach. *Ecography*. (July 2011), no–no.
- Garcia D, Zamora R and Amico GC (2010) Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*. 24 (4), 1070–9.
- Gazol A, Tamme R, Takkis K, Kasari L, Saar L, Helm A and Pärtel M (2012) Landscape- and small-scale determinants of grassland species diversity: direct and indirect influences. *Ecography*. 35.
- Gelbard JL and Belnap J (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*. 17 (2), 420–432.
- Goodwin BJ (2003) Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*. 18 (7), 687–699.
- Hoeting J a, Davis R a, Merton A a and Thompson SE (2006) Model selection for geostatistical models. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*. 16 (1), 87–98.

- Holl K (2002) Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*. 39, 960–970.
- Holmes PM (2001) Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. *Restoration ecology*. 9 (1), 71–84.
- Howe HF and Smallwood J (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*. 13, 201–228.
- Jodoin Y, Lavoie C, Villeneuve P, Theriault M, Beaulieu J and Belzile F (2008) Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*. 45 (2), 459–466.
- Jordano P, García C, Godoy J a and García-Castaño JL (2007) Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104 (9), 3278–82.
- Lugo AE and Gucinski H (2000) Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management*. 133 (3), 249–262.
- Maestre FT, Quero JL, Gotelli NJ, Escudero A, Ochoa V, et al. (2012) Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science (New York, N.Y.)*. 335 (6065), 214–8.
- Margalef R (1963) On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist**American Naturalist*. 97, 357–374.
- Matesanz S, Valladares F, Tena D, Costa-Tenorio M and Bote D (2006) Early Dynamics of Plant Communities on Revegetated Motorway Slopes from Southern Spain: Is Hydroseeding Always Needed? *Restoration Ecology*. 14 (2), 297–307.
- Mola I, Jiménez María D., López-Jiménez N, Casado MA and Balaguer L (2011) Roadside Reclamation Outside the Revegetation Season: Management Options under Schedule Pressure. *Restoration Ecology*. 19 (1), 83–92.

- Moreno-de las Heras M, Nicolau JM and Espigares T (2008) Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*. 34, 168–178.
- Münzbergová Z (2004) Effect of spatial scale on factors limiting species distributions in dry grassland fragments. *Journal of Ecology*. 92 (5), 854–867.
- Münzbergová Z and Herben T (2005) Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia*. 145 (1), 1–8.
- Nathan R, Horn HS, Chave J and Levin SA (2002) Mechanistic models for tree seed dispersal by wind in dense forests and open landscapes. In: *Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. 69–82.
- Nathan R, Katul GG, Horn HS, Thomas SM, Oren R, Avissar R, Pacala SW and Levin SA (2002) Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature*. 418 (6896), 409–413.
- Nathan R, Schurr FM, Spiegel O, Steinitz O, Trakhtenbrot A and Tsoar A (2008) Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)*. 23 (11), 638–47.
- Ninyerola M, Pons X and Roure J (2005) *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Bellaterra: Universidad Autónoma de Barcelona
- Novák J and Prach K (2003) Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*. 6, 111–116.
- Odum E (1969) The strategy of ecosystem development. *Science*. 164, 262–270.
- Ozinga W a., Schaminée JHJ, Bekker RM, Bonn S, Poschlod P, Tackenberg O, Bakker J and Groenendael JMV (2005) Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos*. 108 (3), 555–561.
- Parker VT (1997) The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. *Restoration Ecology*. 5 (4), 301–306.

- Pons X (2010) *MiraMon. Geographical information system and remote sensing software. Versión 7.* Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)
- Prach K, Pysek P and Jarosík V (2007) Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science*. 18, 701–710.
- R Development Core Team (2012) R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- de la Riva EG, Casado MA, Jiménez Maria Dolores, Mola I, Costa-Tenorio M and Balaguer L (2011) Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science*. 22 (2), 292–302.
- Rokich DP, Dixon KW, Sivasithamparam K and Meney KA (2000) Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration ecology*. 8, 196–208.
- Sekercioglu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*. 21 (8), 464–71.
- Snelder DJ and Bryan RB (1995) The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. *Catena*. 25 (2), 105–116.
- Soons MB, Heil GW, Nathan R and Katul GG (2004) Determinants of Long-Distance Seed Dispersal By Wind in Grasslands. *Ecology*. 85 (11), 3056–3068.
- Spooner P and Smallbone L (2009) Effects of road age on the structure of roadside vegetation in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 129 (1-3), 57–64.
- Tikka P, Högmander H and Koski P (2001) Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape ecology*. 16, 659–666.
- Tormo J, Bochet E and García-fayos P (2006) Is seed availability enough to ensure colonization success? An experimental study in road embankments. *Ecological Engineering*. 26 (3), 224–230.
- Trammell TLE and Carreiro MM (2011) Vegetation composition and structure of woody plant

communities along urban interstate corridors in Louisville, KY, U.S.A. *Urban Ecosystems*. 14 (4), 501–524.

Trombulak SC and Frissell CA (2000) Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*. 14 (1), 18–30.

Viles RL and Rosier DJ (2001) How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 55 (1), 15–27.

Wenny DG, DeVault TL, Johnson MD, Kelly D, H. Sekercioglu C, Tomback DF and Whelan CJ (2011) The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *The Auk*. 128 (1), 1–14.

Zeng S-L, Zhang T-T, Gao Y, Ouyang Z-T, Chen J-K, Li B and Zhao B (2011) Effects of road age and distance on plant biodiversity: a case study in the Yellow River Delta of China. *Plant Ecology*. 212 (7), 1213–1229.

9 Anexos

9.1 Categorías de Corine Land Cover

Nivel 1 reclasificado		Nivel 3	
1	Urbano	111	Continuous urban fabric
		112	Discontinuous urban fabric
		121	Industrial or commercial units
		122	Road and rail networks and associated land
		123	Port areas
		124	Airports
		131	Mineral extraction sites
		132	Dump sites
		133	Construction sites
		141	Green urban areas
		142	Sport and leisure facilities
		2	Agrícola
212	Permanently irrigated land		
213	Rice fields		
221	Vineyards		
222	Fruit trees and berry plantations		
223	Olive groves		
231	Pastures		
3	Forestal	241	Annual crops associated with permanent crops
		242	Complex cultivation patterns
		243	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation
		244	Agro-forestry areas
		311	Broad-leaved forest
		312	Coniferous forest
		313	Mixed forest
		321	Natural grasslands
		322	Moors and heathland
		323	Sclerophyllous vegetation
		324	Transitional woodland-shrub
		331	Beaches, dunes, sands
		332	Bare rocks
		333	Sparsely vegetated areas
		334	Burnt areas
		335	Glaciers and perpetual snow
		411	Inland marshes
		412	Peat bogs
		421	Salt marshes
		422	Salines
		423	Intertidal flats
		511	Water courses
		512	Water bodies
		521	Coastal lagoons
		522	Estuaries
523	Sea and ocean		

9.2 Regresiones entre variables

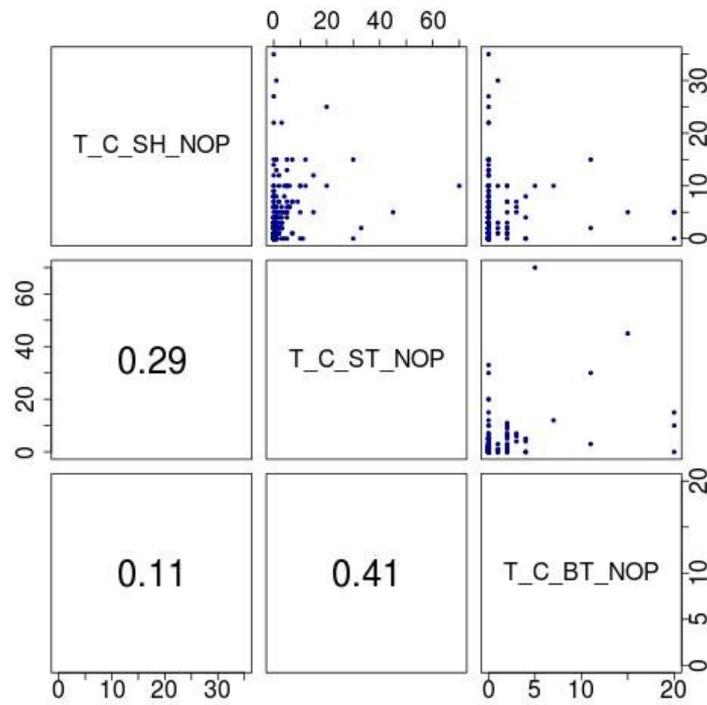


Figura A1: Correlaciones entre las clases de tamaño de la vegetación de los taludes

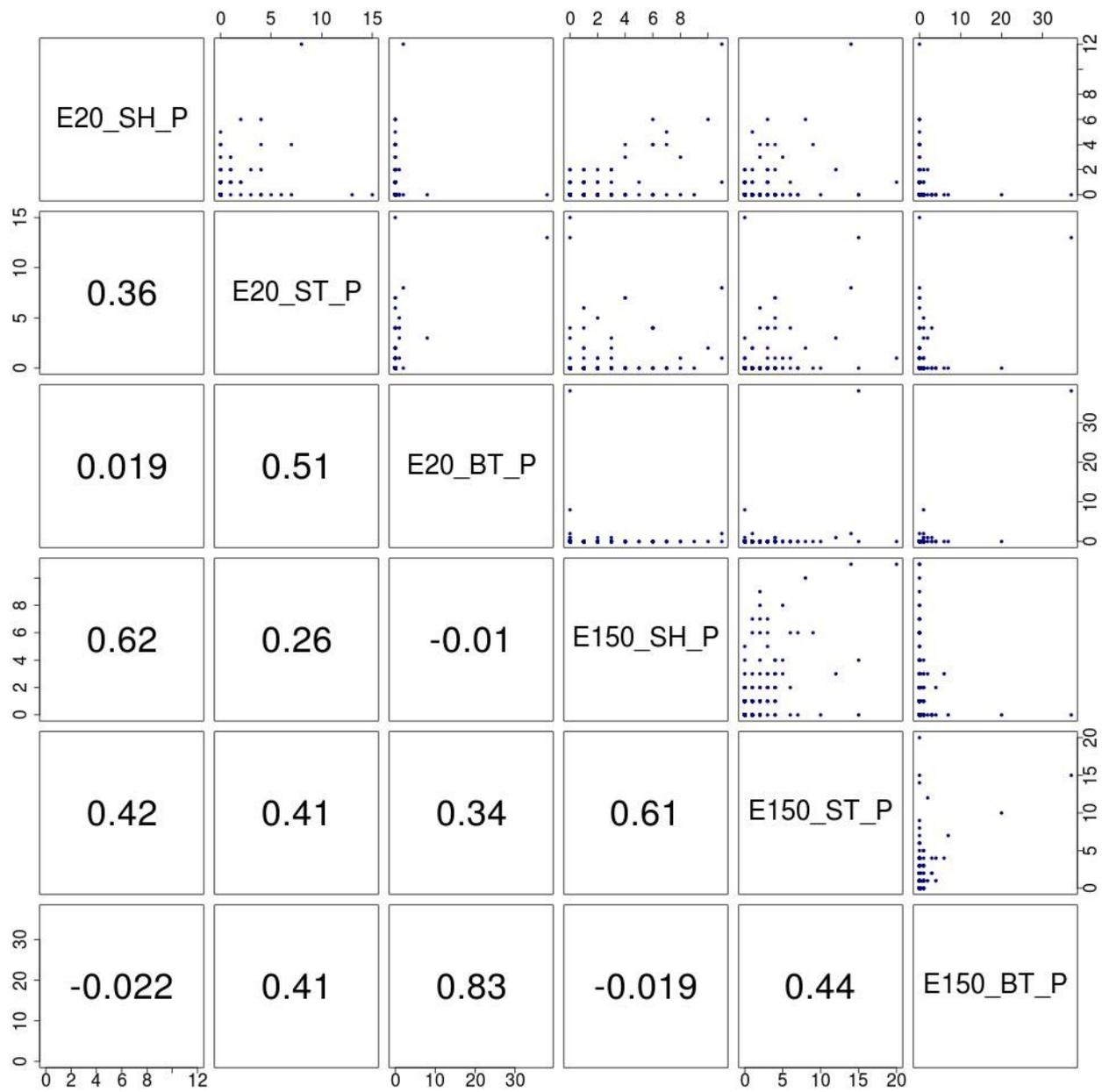


Figura A2: Correlaciones entre las clases de tamaño de la vegetación plantada en los entornos

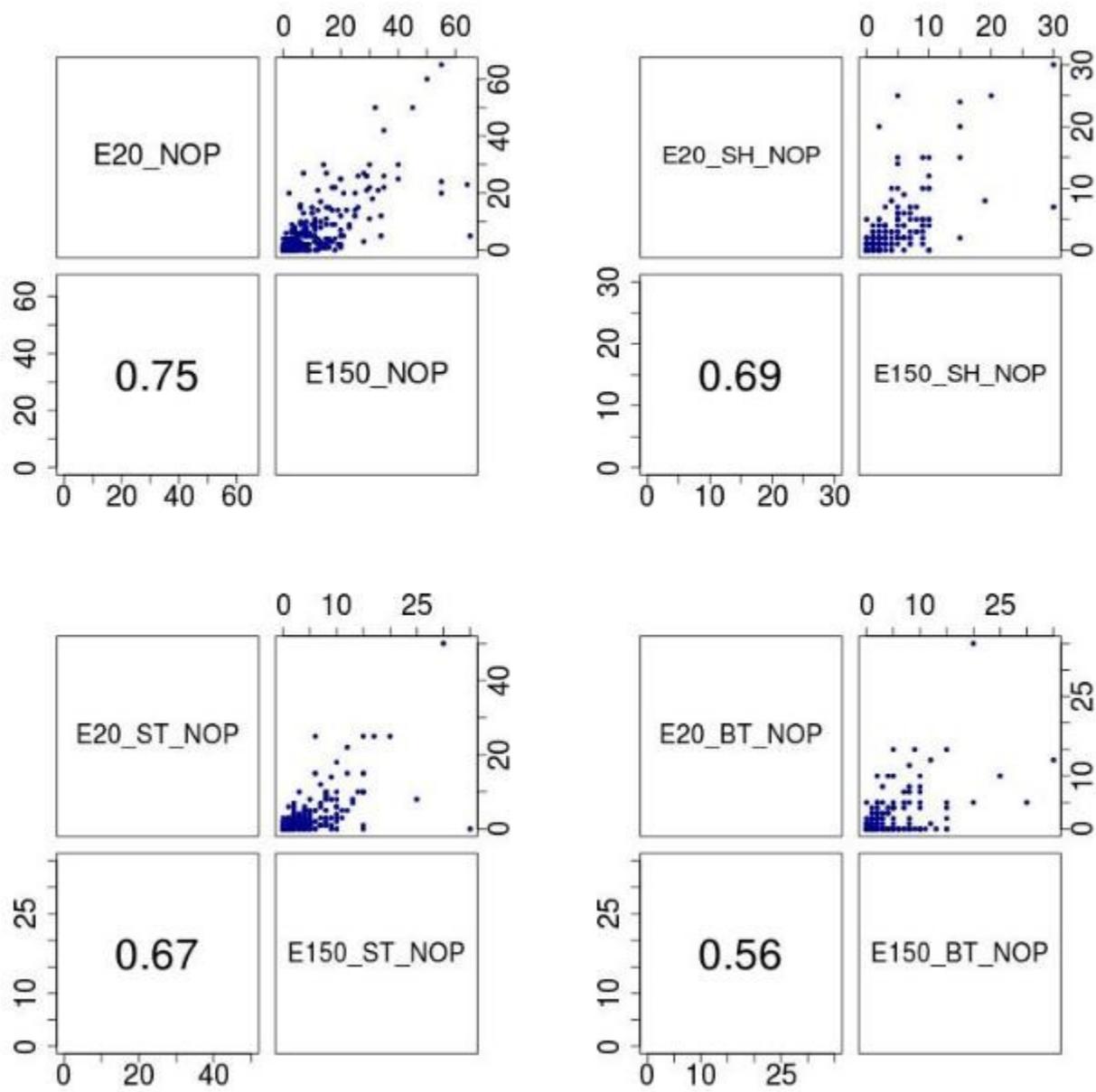


Figura A3: Correlaciones entre las clases de tamaño de la vegetación de los entornos

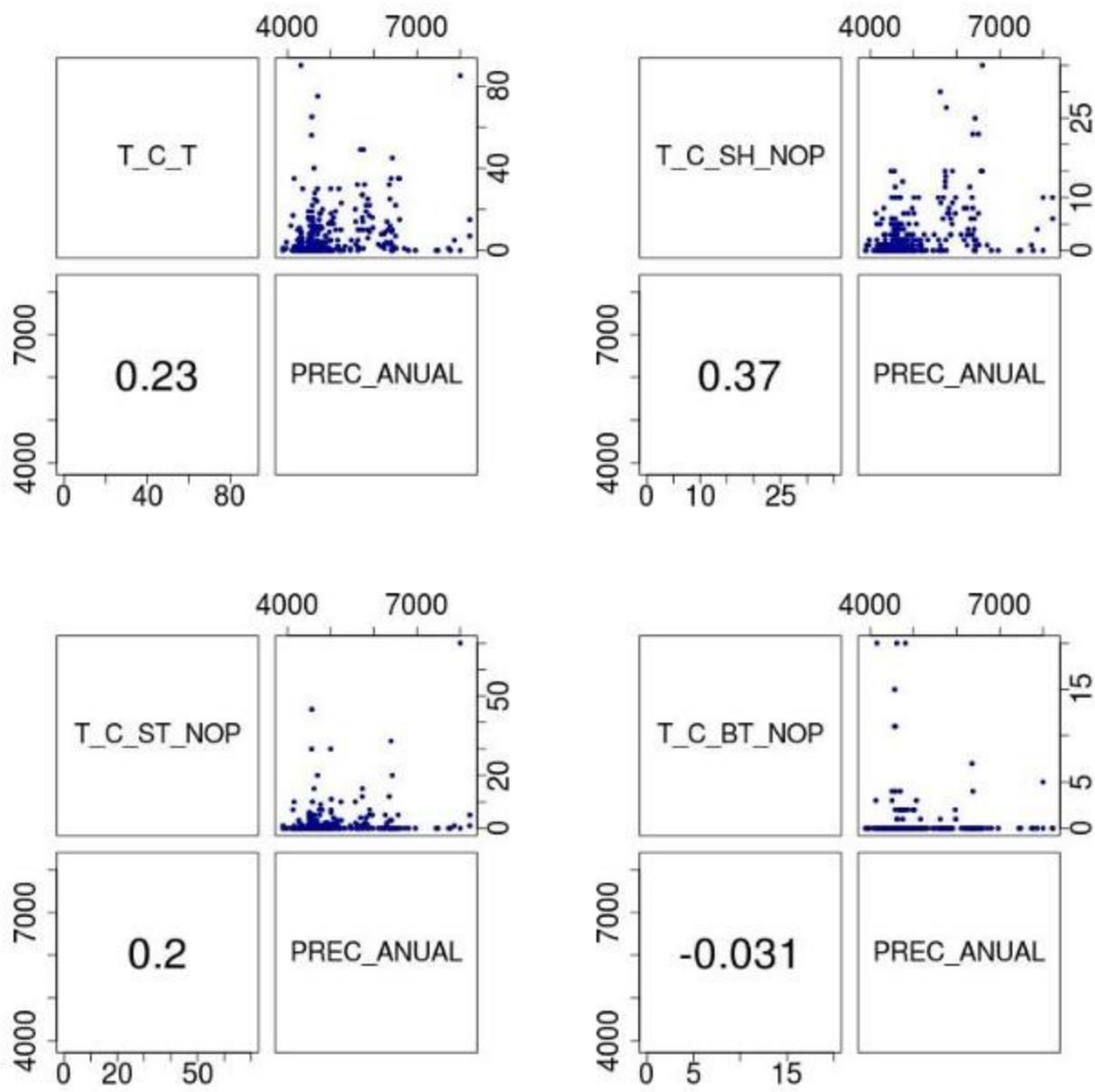


Figura A4: Correlaciones entre las clases de tamaño de la vegetación de los taludes y la precipitación anual total.

9.3 Datos complementarios de inferencia multi-modelo

Para cada escenario de análisis se presentan dos tablas:

1. Los modelos con un ΔAIC inferior a dos. Para cada modelo se presenta el número de variables explicativas que contiene, el valor de AIC, la devianza o varianza explicada por el modelo y el propio modelo.
2. La importancia de las variables explicativas en cada escenario. La tabla contiene un estimador y su varianza para cada variable, así como el número de modelos en los que aparece y la importancia de esa variable (número de modelos por el peso de cada modelo, w_i), este último valor corresponde con los gráficos de la Figura 3.

Escenario 1. Cobertura total en talud ~ variables de tabla 3

v. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos
1	5	2626.38	0.0000	32.82% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
2	4	2626.54	0.1608	32.41% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
3	6	2627.03	0.6547	33.08% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
4	6	2627.45	1.0750	33.01% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
5	5	2627.80	1.4248	32.55% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
6	6	2627.87	1.4888	32.91% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
7	5	2627.89	1.5132	32.53% T_C_T ~ 1 + X_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + TEMP_MED
8	6	2627.94	1.5637	32.91% T_C_T ~ 1 + X_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
9	5	2627.98	1.5973	32.51% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
10	5	2627.99	1.6093	32.51% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
11	6	2628.21	1.8259	32.85% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
12	6	2628.24	1.8603	32.85% T_C_T ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
13	6	2628.33	1.9488	32.84% T_C_T ~ 1 + X_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
14	6	2628.36	1.9853	32.82% T_C_T ~ 1 + E20_P + E150_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
15	5	2628.37	1.9903	32.43% T_C_T ~ 1 + X_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
16	5	2628.38	1.9962	32.43% T_C_T ~ 1 + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + PREC_ANUAL
17	6	2628.38	1.9998	32.82% T_C_T ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	11.4077145996	1981.9982993249	100	1	87.5648691575
E20_NOP	0.5009920617	0.0073581175	100	1	0.1687180796
EDAD	0.5574025172	0.0085257678	100	1	0.1816121983
E20_P	0.3389723337	0.0312238372	95	0.959025275	0.3475532877
PREC_ANUAL	-0.0013034884	1.58E-006	61	0.6598984955	0.0024706379
T_RELAC_ASP	0.2567427061	0.0810666085	62	0.6308520344	0.5600144929
TEMP_MED	0.0340948273	0.0034560316	36	0.3187462075	0.115629093
X_CENTROID	1.04E-005	4.32E-010	30	0.2604491842	4.09E-005
T_AREA	-4.33E-005	8.72E-009	23	0.2265167977	0.0001836358
T_O_Rcos	0.1602748029	0.1191959965	25	0.2200377147	0.6790614848
E150_NOP	0.0115323326	0.0007427573	23	0.1890051899	0.0536045592
Y_CENTROID	-3.84E-006	8.72E-011	19	0.1587751469	1.84E-005
LITO	0.1184762871	0.2873975892	15	0.126757313	1.0544350282
E150_P	0.0043409334	0.0004733229	13	0.1074095897	0.0427914498
ECLC150_RECagricola	-0.0138349319	0.001874827	2	0.0161453764	0.0851645524

Escenario 2: Cobertura natural total en talud ~ variables de tabla 3

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos	
1	7	2394.94	0.0000	42.96%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
2	6	2394.97	0.0317	42.64%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
3	8	2395.10	0.1614	43.24%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
4	6	2395.20	0.2575	42.58%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
5	7	2395.24	0.3004	42.89%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
6	7	2395.28	0.3381	42.89%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
7	5	2395.40	0.4588	42.23%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
8	6	2395.59	0.6530	42.51%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
9	8	2395.67	0.7298	43.15%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
10	6	2395.68	0.7397	42.51%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
11	8	2395.92	0.9823	43.12%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
12	7	2395.93	0.9938	42.80%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
13	7	2395.96	1.0228	42.80%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
14	7	2396.02	1.0818	42.77%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
15	7	2396.04	1.1037	42.77%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
16	5	2396.10	1.1591	42.10%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
17	6	2396.11	1.1711	42.45%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
18	5	2396.13	1.1925	42.10%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
19	8	2396.15	1.2054	43.08%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
20	6	2396.22	1.2814	42.42%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
21	6	2396.26	1.3220	42.42%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
22	7	2396.28	1.3424	42.73%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
23	8	2396.30	1.3641	43.05%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
24	6	2396.32	1.3778	42.42%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
25	9	2396.37	1.4351	43.37%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
26	7	2396.38	1.4367	42.73%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
27	8	2396.39	1.4498	43.05%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
28	7	2396.44	1.5045	42.70%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
29	8	2396.48	1.5392	43.02%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL

30	7	2396.62	1.6761	42.67%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
31	9	2396.63	1.6889	43.34%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
32	7	2396.68	1.7399	42.67%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
33	4	2396.71	1.7700	41.69%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
34	6	2396.72	1.7816	42.35%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
35	7	2396.76	1.8253	42.67%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
36	9	2396.81	1.8698	43.31%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
37	8	2396.81	1.8737	42.99%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
38	7	2396.83	1.8872	42.64%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
39	8	2396.86	1.9239	42.96%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + TEMP_MED
40	8	2396.90	1.9619	42.96%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E150_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
41	8	2396.91	1.9707	42.96%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP
42	7	2396.92	1.9756	42.64%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E150_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
43	7	2396.93	1.9897	42.64%	T_C_NOP ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP
44	6	2396.93	1.9907	42.29%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
45	9	2396.94	1.9993	43.28%	T_C_NOP ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	300.64780385	22490.1059456897	100		1 294.9709836874
Y_CENTROID	-6.81E-005	1.00E-009	100		1 6.23E-005
E20_NOP	0.4965896648	0.0037773782	100		1 0.1208867723
EDAD	0.3778747576	0.0046048302	100		1 0.1334720577
T_RELAC_ASP	0.5727612113	0.0574416379	100		1 0.4714080054
E20_P	0.1295533036	0.0190575922	59	0.6402164009	0.2715298382
TEMP_MED	-0.079620474	0.0092461041	59	0.5743538269	0.1891310945
X_CENTROID	2.13E-005	7.87E-010	48	0.5085885993	5.52E-005
T_AREA	-0.000101906	2.01E-008	48	0.4864007678	0.0002790563
T_O_Rcos	0.1240833187	0.0673793053	24	0.219928832	0.5105600277
LITO	0.4893227476	1.2197513608	24	0.208939643	2.1722969954
PREC_ANUAL	7.70E-005	8.49E-008	20	0.1735199117	0.0005731253
E150_P	0.004670458	0.0004431971	20	0.1509558111	0.0414077844
E150_NOP	-0.003171713	9.73E-005	14	0.1084957125	0.0194060165

Escenario 3: Cobertura de individuos pequeños totales en talud ~ variables de tabla 3

v. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos	
1	5	2462.60	0.0000	19.03%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
2	6	2462.67	0.0689	19.47%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
3	7	2462.99	0.3908	19.84%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + TEMP_MED + PREC_ANUAL
4	5	2463.30	0.7041	18.84%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
5	4	2463.43	0.8279	18.37%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
6	7	2463.97	1.3758	19.62%	T_C_SH ~ 1 + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
7	6	2464.07	1.4766	19.14%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
8	6	2464.20	1.6056	19.10%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + PREC_ANUAL
9	6	2464.23	1.6313	19.10%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
10	7	2464.33	1.7347	19.10%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
11	7	2464.36	1.7612	19.54%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + PREC_ANUAL
12	6	2464.37	1.7728	19.07%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_NOP + EDAD + TEMP_MED + PREC_ANUAL
13	5	2464.47	1.8705	18.59%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E150_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
14	6	2464.49	1.8960	19.03%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
15	6	2464.54	1.9461	19.03%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + TEMP_MED + PREC_ANUAL
16	7	2464.55	1.9567	19.47%	T_C_SH ~ 1 + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
17	6	2464.58	1.9830	19.03%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E150_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
18	6	2464.60	1.9979	19.03%	T_C_SH ~ 1 + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + PREC_ANUAL
19	6	2464.60	1.9999	19.03%	T_C_SH ~ 1 + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	-97.3303389299	23838.0213428949	100	1	303.6799923217
E20_NOP	0.168435805	0.0042519447	100	1	0.1282551699
EDAD	0.2486938507	0.0056624773	100	1	0.1480077014
PREC_ANUAL	-0.0033894541	1.32E-006	100	1	0.0022592262
LITO	-7.2202401591	9.0817828069	98	0.9822506313	5.9274327224
E20_P	0.1402662238	0.0235528133	63	0.6352551545	0.3018578489
Y_CENTROID	2.81E-005	1.12E-009	56	0.5792202097	6.58E-005
TEMP_MED	0.0237358393	0.0026274795	26	0.2443140992	0.1008209406
E150_P	0.0113302675	0.0013943973	29	0.2268402419	0.0734470484
T_AREA	1.09E-005	9.27E-010	22	0.1804259014	5.99E-005
X_CENTROID	-2.52E-006	7.88E-011	22	0.175212671	1.75E-005
T_RELAC_ASP	0.0182729219	0.0024140312	20	0.1729980689	0.0966390191
T_O_Rcos	-0.0320924883	0.0162238133	19	0.1476308964	0.2505287363
E150_NOP	-0.0003928375	8.80E-005	19	0.1405625816	0.0184480724
ECLC150_RECagricola	-0.014331756	0.0016843926	3	0.0177433422	0.0807240118
ECLC150_RECforestal	-0.0088184783	0.0012701548	3	0.0177433422	0.0700986092

Escenario 4: Coberturas de individuos pequeños no plantados en talud ~ variables de tabla 3

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos	
1	9	1646.80	0.0000	46.71%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTEROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2	10	1647.17	0.3671	46.81%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
3	10	1647.23	0.4331	46.81%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
4	11	1647.52	0.7188	46.86%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
5	10	1647.54	0.7427	46.76%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
6	12	1647.60	0.7986	46.96%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
7	11	1647.60	0.7988	46.86%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
8	11	1647.66	0.8542	46.86%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
9	10	1648.43	1.6315	46.86%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTEROID + E20_P + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
10	10	1648.44	1.6405	46.76%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + Y_CENTEROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
11	11	1648.52	1.7205	46.81%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + E20_P + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
12	13	1648.66	1.8636	47.01%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + LITO + E20_P + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL
13	11	1648.74	1.9350	46.81%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + Y_CENTEROID + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
14	11	1648.75	1.9505	46.81%	T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTEROID + LITO + E150_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + TEMP_MED + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)	
(Intercept)	-18.6688686696	316.4461373092	100	1	34.990933826	
E20_NOP	0.0268638105	1.79E-005	100	1	0.008323445	
E150_NOP	-0.0172493734	2.07E-005	100	1	0.0089404543	
EDAD	0.0645794254	3.88E-005	100	1	0.0122563968	
TEMP_MED	-0.0374554015	7.40E-005	100	1	0.0169171267	
PREC_ANUAL	-0.0006360708	1.70E-008	100	1	0.0002561332	
ECLC150_RECagricola	-0.2093214042	0.0183353527	98	0.996205117	0.2663485076	
ECLC150_RECforestal	0.1802610878	0.0168514908	98	0.996205117	0.2553434944	
E150_P	0.0185390859	0.0001109063	74	0.8422051619	0.0207149438	
T_RELAC_ASP	0.038270555	0.0005202983	69	0.8284780321	0.0448674962	
Y_CENTROID	5.67E-006	1.43E-011	69	0.8155504996	7.43E-006	
LITO	-0.2166193372	0.0628616343	64	0.5834234262	0.4931720635	
X_CENTROID	3.43E-006	1.67E-011	57	0.5707572225	8.03E-006	
T_AREA	1.12E-005	1.70E-010	64	0.5634632797	2.57E-005	
E20_P	0.0059035749	8.30E-005	61	0.4433594305	0.0179195387	
T_O_Rcos	-0.0082589264	0.0006181849	46	0.2865843603	0.0489063011	

Escenario 5: Coberturas de individuos medianos y grandes totales en talud ~ variables de tabla 3

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos
1	13	2057.40	0.0000	46.97% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2	11	2058.66	1.2612	46.77% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos
3	12	2058.96	1.5557	46.84% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
4	12	2058.97	1.5720	46.84% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E150_NOP + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
5	14	2059.13	1.7272	46.97% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
6	11	2059.36	1.9553	46.77% T_C_G ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	10.4612372917	250.6207873493	100		31.1400765442
ECLC150_RECagricola	-0.2141875258	0.0196473257	100		0.2757165614
ECLC150_RECforestal	0.5973472351	0.0205800366	100		0.2821851802
LITO	1.4257363308	0.0566672943	100		0.4682495506
E20_NOP	0.023874031	1.99E-005	100		0.0087846043
EDAD	0.1129701618	3.89E-005	100		0.0122737983
T_O_Rcos	0.4144271521	0.0037977774	100		0.121220447
E20_P	0.0536490397	7.88E-005	94	0.9999821365	0.0174655704
T_RELAC_ASP	0.110111871	0.0005559781	92	0.9999750043	0.0463809873
T_AREA	-4.54E-005	2.33E-010	54	0.9849166646	3.00E-005
E150_NOP	0.0143977142	2.38E-005	59	0.9777271998	0.0095971382
X_CENTROID	7.65E-006	2.20E-011	77	0.8314450247	9.24E-006
PREC_ANUAL	-0.0002069695	3.26E-008	60	0.7188837479	0.0003553152
Y_CENTROID	-3.51E-006	9.99E-012	54	0.702686432	6.22E-006
TEMP_MED	-0.0110174752	0.0001579725	55	0.5955150836	0.0247230405
E150_P	0.0014939861	1.92E-005	49	0.3020565654	0.0086117482

Escenario 6: Coberturas de individuos medianos y grandes no plantados en talud ~ variables de tabla 3

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos
1	12	1884.50	0.0000	47.51% T_C_G_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2	11	1885.39	0.8927	47.40% T_C_G_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED
3	13	1886.37	1.8757	47.51% T_C_G_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_NOP + E150_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
4	13	1886.49	1.9894	47.51% T_C_G_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E150_P + E20_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	30.7245049186	251.3726409957	100		1 31.1867195781
ECLC150_RECagricola	-0.3945653205	0.022306393	100		1 0.2937821235
ECLC150_RECforestal	0.351448922	0.0209790126	100		1 0.284907061
E20_NOP	0.0386352736	1.45E-005	100		1 0.007499996
EDAD	0.1070129181	4.64E-005	100		1 0.013403564
T_RELAC_ASP	0.1444970213	0.0005992328	100		1 0.0481513497
T_O_Rcos	0.3577261909	0.004464984	100		1 0.1314379096
LITO	1.3630131348	0.0697293543	96	0.9999976355	0.5194198147
T_AREA	-7.04E-005	2.60E-010	75	0.999912886	3.17E-005
X_CENTROID	1.52E-005	1.76E-011	89	0.9956155746	8.26E-006
E20_P	0.039969626	0.000108256	69	0.9941359887	0.0204661702
Y_CENTROID	-8.45E-006	9.91E-012	58	0.968832487	6.19E-006
TEMP_MED	-0.0238104734	0.0001464668	56	0.9128658197	0.0238056624
PREC_ANUAL	-0.0001314442	2.55E-008	54	0.5701322173	0.0003143164
E150_NOP	0.000673833	4.45E-006	47	0.2904009267	0.0041512064
E150_P	-0.0008541777	1.76E-005	50	0.2867061318	0.0082501743

Escenario 7: Cobertura de individuos pequeño no plantados en talud ~ variables de tabla 4

V. indep	Models	ΔAIC	Devianza	Modelos
1	11	1584.11	0.0000	50.10% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
2	10	1584.26	0.1491	49.98% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
3	11	1584.76	0.6499	50.06% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
4	12	1585.08	0.9679	50.15% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_SH_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
5	12	1585.17	1.0614	50.14% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
6	12	1585.50	1.3946	50.13% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_SH_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
7	11	1585.64	1.5341	50.02% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL
8	11	1585.74	1.6341	50.02% T_C_SH_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	-40.6027564363	197.8728418161	100		1 27.6696141729
ECLC150_RECagricola	-0.3381085495	0.01676231	100		1 0.2546695035
ECLC150_RECforestal	-0.0350352763	0.0160645824	100		1 0.249312887
X_CENTROID	9.56E-006	1.10E-011	100		1 6.54E-006
Y_CENTROID	8.71E-006	9.87E-012	100		1 6.18E-006
E20_P	0.0319192091	5.25E-005	100		1 0.0142555435
E20_SH_NOP	0.0701068429	5.37E-005	100		1 0.0144138051
E20_ST_NOP	0.0189698671	3.64E-005	100		1 0.0118624004
EDAD	0.0617493047	4.09E-005	100		1 0.012583699
PREC_ANUAL	-0.0004723514	1.06E-008	100		1 0.0002023353
T_RELAC_ASP	0.0455084903	0.0002187144	95	0.9679826023	0.0290903313
LITO	-0.3715919638	0.0626787793	82	0.8554781584	0.4924592199
E150_BT_NOP	-0.0057741286	6.31E-005	48	0.4927365831	0.0156204397
E20_BT_NOP	-0.0037504592	4.60E-005	34	0.322205167	0.013341859
T_AREA	3.53E-006	4.45E-011	36	0.300398446	1.31E-005
E150_SH_NOP	0.0025896565	2.49E-005	32	0.2926975645	0.0098131143
E150_ST_NOP	-0.0010326618	1.24E-005	22	0.1829607986	0.0069191684
E150_P	0.0006234029	4.52E-006	22	0.1682954601	0.0041797581
TEMP_MED	-0.000328696	2.32E-006	19	0.152347202	0.0029971669
T_O_Rcos	-0.0011055961	9.13E-005	18	0.1363021464	0.01879339

Escenario 8: Cobertura de individuos medianos no plantados en talud ~ variables de tabla 4

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos	
1	13	1467.49	0.0000	50.80%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2	14	1467.65	0.1612	50.89%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
3	13	1468.09	0.5999	50.80%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
4	14	1469.11	1.6206	50.84%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
5	15	1469.22	1.7317	50.93%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
6	14	1469.26	1.7652	50.84%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
7	14	1469.42	1.9289	50.84%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E150_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
8	14	1469.48	1.9917	50.80%	T_C_ST_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E150_ST_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	-18.8786739248	373.5810862033	100		38.0200004178
ECLC150_RECagricola	-0.1340371821	0.0382571747	100		0.3847477813
ECLC150_RECforestal	0.8783545698	0.0364348754	100		0.3754726617
LITO	1.2195535421	0.0830039864	100		0.5667207997
E20_P	0.0479749534	0.0001285572	100		0.0223032325
E20_ST_NOP	0.0558730974	0.0001047874	100		0.0201360447
EDAD	0.0943237761	7.28E-005	100		0.0167841291
T_AREA	-8.47E-005	3.93E-010	100		3.90E-005
T_RELAC_ASP	0.1702467161	0.0007602318	100		0.0542366288
T_O_Rcos	0.3558382596	0.0062336707	100		0.1553072053
PREC_ANUAL	-0.0004455483	4.21E-008	91	0.9633350896	0.0004034278
X_CENTROID	1.23E-005	2.89E-011	91	0.9543917088	1.06E-005
E150_ST_NOP	0.0419389596	0.0004682056	82	0.9100740445	0.0425635616
E150_BT_NOP	-0.0305522849	0.0003169553	78	0.882642669	0.0350202062
TEMP_MED	-0.0169458635	0.0002323109	64	0.6981388876	0.0299815801
Y_CENTROID	2.98E-006	1.53E-011	45	0.5097452886	7.68E-006
E20_SH_NOP	0.0024583684	4.28E-005	39	0.2809027282	0.01286612
E150_SH_NOP	-0.0020306375	4.29E-005	32	0.2644851134	0.012888654
E20_BT_NOP	0.0004877209	9.58E-006	31	0.2422892762	0.0060871847
E150_P	-0.0004012547	1.36E-005	32	0.2360071407	0.0072636178

Escenario 9: Cobertura de individuos grandes no plantados en talud ~ variables de tabla 4

V. indep	AIC	ΔAIC	Devianza	Modelos
1	10	744.17	0.0000	35.02% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2	9	744.39	0.2219	34.77% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
3	10	744.75	0.5871	34.95% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
4	8	744.84	0.6690	34.52% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
5	11	745.04	0.8778	35.13% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
6	10	745.17	1.0024	34.90% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_SH_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
7	9	745.34	1.1734	34.68% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
8	10	745.46	1.2893	34.88% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
9	11	745.51	1.3399	35.08% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
10	9	745.54	1.3691	34.66% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
11	11	745.66	1.4888	35.07% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
12	10	745.68	1.5145	34.85% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
13	11	745.68	1.5167	35.06% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
14	10	745.70	1.5375	34.85% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_AREA + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
15	11	745.76	1.5930	35.06% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_SH_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
16	10	745.78	1.6088	34.84% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
17	11	745.84	1.6711	35.05% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
18	11	745.84	1.6733	35.05% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_SH_NOP + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
19	11	745.85	1.6786	35.05% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_SH_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
20	9	745.88	1.7106	34.61% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
21	11	745.90	1.7314	35.04% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
22	11	745.96	1.7961	35.04% T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO +

2					E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_RELAC_ASP + T_O_Rcos + TEMP_MED + PREC_ANUAL
2					T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
3	10	745.97	1.8081	34.82%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_AREA + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
2					T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
4	11	746.02	1.8523	35.03%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
2					T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
5	10	746.12	1.9570	34.81%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
2					T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
6	9	746.13	1.9637	34.59%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
2					T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL
7	11	746.16	1.9941	35.02%	T_C_BT_NOP ~ 1 + ECLC150_REC + X_CENTROID + Y_CENTROID + LITO + E150_P + E20_ST_NOP + E20_BT_NOP + E150_ST_NOP + EDAD + T_O_Rcos + PREC_ANUAL

	Estimate	Uncond. variance	Nb models	Importance	+/- (alpha=0.05)
(Intercept)	49.4348851286	1158.6865000916	100		66.9554944036
ECLC150_RECagricola	-0.7440057615	0.0576357718	100		0.4722253579
ECLC150_RECforestal	-0.4289166105	0.0674096891	100		0.5106982972
X_CENTROID	2.58E-005	5.34E-011	100		1.44E-005
E20_ST_NOP	0.0706496925	0.0003922707	100		0.0389579594
E20_BT_NOP	0.0456002311	0.0003031908	100		0.0342500534
EDAD	0.1272484642	0.0002014294	100		0.0279167379
T_O_Rcos	0.3802318342	0.0166633411	100		0.2539126221
PREC_ANUAL	-0.000918793	1.28E-007	100		0.0007049661
Y_CENTROID	-1.31E-005	5.09E-011	91	0.9247578462	1.40E-005
LITO	0.7737799027	0.5356830052	67	0.6971419736	1.439650863
E150_ST_NOP	0.0128751832	0.000441606	39	0.3754417724	0.0413352672
TEMP_MED	-0.0121220986	0.0004756588	25	0.2676649306	0.042899378
E20_P	0.0101639118	0.0003673063	30	0.2673323123	0.0376979251
T_AREA	3.43E-006	5.94E-011	24	0.1940192419	1.52E-005
E150_SH_NOP	0.006544652	0.0002086357	22	0.1898797738	0.028411722
E20_SH_NOP	-0.0046858014	0.0001275754	18	0.1507099997	0.0222170624
E150_P	0.0025900864	3.69E-005	16	0.1379652902	0.0119555363
E150_BT_NOP	0.0017641224	2.94E-005	14	0.1195970658	0.0106593017
T_RELAC_ASP	0.0014194311	2.07E-005	10	0.0839748003	0.0089462476