



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE Y LA SALUD

TESIS DE GRADO
LICENCIATURA EN SANEAMIENTO Y PROTECCIÓN
AMBIENTAL

***“INFLUENCIA DE LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE EN EL
PROCESO DE REVEGETACIÓN NATURAL EN LOCACIONES
PETROLERAS ABANDONADAS”***

PANEIVA AGUSTIN

2023



TESISTA

Tesista: Agustín Paneiva

DNI: 32829410

Legajo: 112654

Mail: agustinpaneiva87@gmail.com

Cel.: 299-155245985

GRUPO DE TRABAJO

Directora: Dra. M. Fernanda Reyes

Mail: freyesunco@gmail.com

Co-Director: Dr. Luciano Boyero

Mail: luciano.boyero@uflouniversidad.edu.ar

FECHA DE APROBACIÓN DEL PLAN DE TESIS: 24/11/2020

FECHA DE FINALIZACIÓN DE LA TESIS: 24/11/2023

Tesista
Agustín Paneiva

Directora
María Fernanda Reyes

Co-director
Luciano Boyero



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, a mi papá Sergio y mi mamá María Laura por su constante aliento en este largo camino, por incentivar me siempre a estudiar y respaldarme en los momentos difíciles. A mi pareja y compañera de vida Sol, mis hijos Lupe y Juan Cruz, por apoyarme siempre en todos mis proyectos y ser el sostén fundamental de mi vida personal y profesional. A mis compañeros y amigos por la ayuda y apoyo constante durante estos años de estudio.

A mi directora, Dra. Fernanda Reyes y codirector, Dr. Luciano Boyero a quien agradezco de corazón su tiempo, entrega y dedicación constante para realizar esta investigación y contribuir con mi formación profesional.

A la Secretaría de Ambiente y Cambio Climático de la provincia de Río Negro, en su representación a la Ing. Dina Migani y subsecretaria María Judith Jiménez por permitir la labor realizada y brindar abiertamente la información y los datos necesarios para realizar este trabajo de tesis.

A la Universidad Nacional del Comahue y a la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, por brindar acceso a una educación gratuita y de calidad en la formación de profesionales.



RESUMEN

En el norte patagónico, la ecorregión del Monte Austral aloja una intensa actividad petrolera. Su impacto ambiental directo, inevitable y de mayor magnitud, tanto espacial como temporal, es el disturbio extremo del suelo y la vegetación natural. La técnica más frecuentemente aplicada para rehabilitar el ecosistema en locaciones petroleras es el escarificado, que consiste en la descompactación mecánica del suelo para favorecer la revegetación espontánea. Sin embargo, este proceso podría variar según diferentes factores ambientales. El objetivo de mi tesis fue evaluar la influencia del paisaje en la revegetación natural de locaciones escarificadas en Río Negro. Se seleccionaron siete locaciones con más de 10 años de abandono y se caracterizaron sus comunidades vegetales. Sobre cada locación se identificó y cuantificó la composición del paisaje circundante, vinculado a distintos usos del suelo. Se detectó que, si bien la riqueza de las comunidades noveles fue similar, la antropización del paisaje favoreció el establecimiento de especies exóticas, mientras que el paisaje de monte natural el establecimiento de especies nativas. Estos resultados indican que la técnica de escarificado no funciona de la misma forma en todo el territorio. Se recomienda revisar las regulaciones vinculadas a la intervención restaurativa en la actividad hidrocarburífera.



ABSTRACT

In northern Patagonia, the Monte Austral ecoregion hosts intense gas and oil activity. Its direct, inevitable and greatest environmental impact, both spatial and temporal, is the extreme of soil and natural vegetation disturbance. The most frequently applied technique to rehabilitate the ecosystem in oil locations is scarification, which consists of the mechanical soil decompaction to promote spontaneous revegetation. However, this process could differ depending on different environmental factors. The objective of my thesis was to evaluate the landscape influence on the natural revegetation of scarified locations in Río Negro. Seven locations with more than 10 years of abandonment were selected and their plant communities were characterized. For each location, the surrounding landscape composition, linked to different land uses, was identified and quantified. It was detected that, although the novel community's richness was similar, the anthropization of the landscape favored the establishment of exotic species, while the natural forest landscape favored the establishment of native species. These results indicate that the scarification technique does not work in the same way throughout the territory. It is recommended to review the regulations linked to restorative intervention in gas and oil activity.



INDICE GENERAL

RESUMEN	4
ABSTRACT	5
1. INTRODUCCION	12
2. Objetivos e hipótesis	15
2.1. Objetivo general	15
2.2. Objetivos específicos	15
2.3. Hipótesis	15
3. Antecedentes	16
4. Marco teórico	19
4.1. Sucesión ecológica:	20
4.1.1. Sucesión primaria:	20
4.1.2. Sucesión secundaria:	21
4.1.3. Los agroecosistemas y la sucesión ecológica:	21
4.2. Paisaje	22
4.2.1. Unidades de paisaje	23
4.3. Legislación ambiental - provincia Río Negro	24
5. materiales y metodos	26
5.1. Área de estudio	26
5.1.1. Locaciones Monte natural de estepa, sobre la ciudad de Catriel	27
5.1.2. Locaciones abandonadas sobre el Alto valle agrícola	27
5.1.3. Descripción del Medio	28
5.2. Materiales y métodos de muestreo	30
5.2.1. Fotointerpretación de imágenes satelitales	30
5.2.2. Diseño de muestreos	34
5.2.3. Características de la vegetación	35
5.2.4. Análisis estadísticos	37
6. Resultados	38
6.1. Mapas de interpretación de imágenes	38
6.2. Composición de vegetación	51
6.2.1. Diversidad α	54
6.2.2. Estructura de cada comunidad y su relación con el Paisaje: Análisis multivariado ..	58



7.	Discusión	70
8.	Conclusión	75
9.	Bibliografía	77
10.	ANEXO 1	88
10.1.	Tabla con porcentajes de paisajes circundante a las locaciones en estudio, según uso de suelo: 88	
10.2.	Comparación de las medias de las variables: Análisis t–student, programa Infostat 2020. 91	
10.2.1.	Comparación media de Cobertura en los sitios del Alto Valle y Monte natural:.....	91
10.2.2.	Comparación Riqueza especies Monte natural vs Alto Valle:	91
10.2.3.	Comparación del porcentaje promedio de especies nativas en Monte natural y Alto Valle:	91
10.2.4.	Comparación del porcentaje promedio de especies exóticas en Monte natural y Alto Valle:	91
10.2.5.	Comparación Shannon: Alta Valle vs Monte natural:	91
10.2.6.	Comparación medias Equitatividad: Monte natural vs Alto Valle	92
10.2.7.	Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies de paisaje Valle agrícola (A-A) Vs Monte natural (N-N).	92
10.2.8.	Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies compartidas entre paisaje Monte natural (N-N) vs especies compartidas entre paisaje agrícola y Monte natural (A-N).....	92
10.2.9.	Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies compartidas entre paisaje Valle agrícola (A-A) vs especies compartidas entre paisaje agrícola y Monte natural (A-N).....	92
10.3.	– ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES.....	92
10.3.1.	Depuración de variables por radio:.....	92
10.4.	ANALISIS DE REGRESION LINEAL	94
10.4.1.	Análisis de Regresión lineal paisaje agrícola y especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.	94
10.4.2.	Análisis de Regresión lineal paisaje antropizado vs especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.	95
10.4.3.	Análisis de Regresión lineal paisaje natural vs especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.	96
11.	ANEXO 2	97
11.1.	Registro Fotográfico	97



12.	ANEXO 3	100
12.1.	Inventario de Especies relevadas. Año de relevamiento 2020.	100

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación general de los sitios en estudio (Sistema de coordenadas geográficas WGS 84)	26
Figura 2.	Ubicación de las locaciones abandonadas al Norte de la provincia de Río Negro, sobre la ciudad de Catriel.	27
Figura 3.	Ubicación general de las locaciones abandonadas en Alto Valle agrícola de la provincia de Río Negro.....	28
Figura 4.	Ubicación de la región del Alto Valle sobre la provincia de Río Negro.	30
Figura 5.	Unidad de paisajes urbano. Fuente Google Earth 2021.....	31
Figura 6.	Unidad de paisaje industrial. Fuente Google Earth 2021.....	31
Figura 7.	Unidad de paisaje agrícola. Fuente Google Earth 2021.....	32
Figura 8.	Unidad de paisaje natural. Fuente Google Earth 2021.	32
Figura 9.	Unidad de paisaje seminatural. Fuente Google Earth 2021.	33
Figura 10.	Unidad de paisaje de corredores viales. Fuente Google Earth 2021.....	33
Figura 11.	Unidad de paisaje fluvial. Fuente Google Earth 2021.	34
Figura 12.	Vista general de las locaciones abandonadas. A) Locación zona de Monte natural B) Locación zona de Valle agrícola.	35
Figura 13.	Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación RN-202.	38
Figura 14.	Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación RN-202.....	39
Figura 15.	Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación RN.a-10.	40
Figura 16.	Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación RN.a-10.....	41
Figura 17.	Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación EFO.a-11.....	42
Figura 18.	Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación EFO.a-10.	43
Figura 19.	Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-27.....	44

Figura 20. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-27.....	45
Figura 21. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-55.....	46
Figura 22. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-55.....	47
Figura 23. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-70.....	48
Figura 24. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-70.....	49
Figura 25. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación EM-433.....	50
Figura 26. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación EM-433.....	51
Figura 27. Formas de vida en sitios de Valle agrícola (VA) y Monte natural (MN).	54
Figura 28. Porcentajes de especies nativas y exóticas en el Valle agrícola y Monte natural. Las barras en las columnas expresan el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.....	55
Figura 29. Índices de diversidad y equitatividad en sitios valle agrícola (VA) y monte natural (MN). Las barras sobre columnas indican el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.....	56
Figura 30. Similitud promedio entre zonas. A-N: Similitud entre locaciones del valle agrícola y Monte natural; N-N: Similitud entre locaciones del Monte Natural. A-A: Similitud entre locaciones del Valle agrícola. Las barras sobre columnas indican el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.....	58
Figura 31. Análisis de componentes principales sobre un radio de 100 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables. 59	
Figura 32. Análisis de componentes principales sobre el radio de 200 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables. 61	
Figura 33. Análisis de componentes principales sobre el radio de 500 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables. 63	

Figura 34. Análisis de componentes principales sobre el radio de 1000 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables. 65

Figura 35. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje natural en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio. 67

Figura 36. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje agrícola en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio. 68

Figura 37. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje antrópico en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio. 69

Figura 38. EM-433.Locación abandonada 1998. Localidad Catriel 97

Figura 39. BLLN-27, locación abandonada año 2009. Localidad Catriel 97

Figura 40. BLLN-55, locación abandonada en 2009.Localidad Catriel 97

Figura 41. Locación BLLN-70, año de abandono 2009. Localidad Catriel. 98

Figura 42. Locación EFO-11, año de abandono 1972. Localidad Fernández Oro..... 98

Figura 43. Locación RN-10, año de abandono 2009. Localidad Barda del Medio..... 99

Figura 44. Locación RN-202, año de abandono 2009. Localidad Barda del Medio..... 99

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Datos de las locaciones de estudio..... 34

Tabla 2: Metodología de obtención de datos de vegetación mediante Transecta lineal de Canfield, variables registradas y ecuación de cálculo 37

Tabla 3: porcentaje de cobertura promedio (n = 3) de especies de los sitios en valle agrícola (VA) y porcentaje de cobertura promedio (n =4) de especies de los sitios en monte natural de estepa (MN). tipo y forma de vida de cada especie según clasificación: arbustos (Arb), gramíneas anuales (Ga); hierbas perennes (HP), hierbas anuales (ha). *especies exóticas 52

Tabla 4: Valores de Riqueza promedio en zona Alto Valle y Monte natural. E.E: Error Estándar. ... 54

Tabla 5: Valores promedio de especies nativas y especies exóticas. E.E: Error Estándar. 55

Tabla 6: Valores de Diversidad y Equidad promedio en zona Alto Valle y Monte natural. E.E: Error Estándar. 56

Tabla 7. Valores de Similitud entre sitios de estudio..... 57



Tabla 8. Valores promedio de similitud entre las zonas de estudio. A-A: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Valle agrícola. A-N: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Valle agrícola y Monte natural. N-N: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Monte natural.....	57
Tabla 9. Autovectores sobre un radio de 100m. Los valores 0,30 – 0,50 = correlación moderada / 0,50 – 1= correlación alta.....	60
Tabla 10: Autovectores sobre un radio de 200m. Valores 0,30 – 0,50 = correlación moderada / 0,50 – 1= correlación alta.....	62
Tabla 11: Tabla de Autovectores, radio 500 metros.....	64
Tabla 12: Tabla de Autovectores, radio 1000 metros.....	66
Tabla 13: Autovectores y primera depuración de variables para Análisis de Componentes Principales.....	93

1. INTRODUCCION

El deterioro de los sistemas naturales es una problemática que afecta a zonas áridas y semiáridas en todo el mundo. En los ecosistemas áridos, el restablecimiento de las condiciones naturales ante disturbios severos es muy lento debido a la baja resiliencia de estos sistemas, es decir, su baja capacidad para recobrar atributos estructurales y funcionales luego de la ocurrencia de una perturbación (Noy Meir 1973). Por ejemplo, en los jarillales desérticos de *Larrea tridentata*, ubicados en el SO de EEUU, el tiempo de recuperación natural de las zonas severamente alteradas por la minería o prácticas militares se ha estimado entre 50 a 300 años (Bainbridge & Lovich 1999). Ello se debe a que la disponibilidad en el suelo de los recursos críticos (agua y nutrientes) en estos ambientes es sumamente escasa, de varios órdenes de magnitud menos que en los ecosistemas templados o tropicales (Mac Mahon 1987), limitando por muchos años la germinación de las semillas, el punto de partida de la regeneración sexual de las plantas.

En Argentina, los ecosistemas áridos o semiáridos ocupan casi el 50% del país (Cabrera & Willink 1973; Le Houèrou 1996) y en buena parte se desarrollan ciudades además de actividades productivas ambientalmente no sustentables, como ganadería, tala, minería (considerándose paisajes antropizados). En el norte de Patagonia, la ecoregión del Monte Austral contiene a la Cuenca Neuquina, la zona más productiva de hidrocarburos del país. Debido a ello, aloja una intensa actividad petrolera (más de 20.000 pozos) cuyo impacto ambiental directo, inevitable y de mayor magnitud, tanto espacial como temporal, es el disturbio extremo del suelo y la vegetación natural en los sitios de explotación (locaciones petroleras) (Zuleta & Reichmann 2013).

Una locación o explanada petrolera es la superficie de terreno necesario para instalar los equipos de perforación de pozos, la cual conlleva la acción simultánea de tres actividades: eliminación completa de la vegetación nativa (desmonte), alteración del suelo (decapitación, compactación) y modificación total del microrelieve y de la estructura del paisaje (destrucción de montículos o “islas de fertilidad”). Cuando las prácticas petroleras cesan o la infraestructura es abandonada, la recuperación de la composición, estructura y funcionalidad de estos ecosistemas es muy lenta (Reichmann 2003, Bainbridge 2007, Pérez *et al.* 2010). La degradación descrita produce pérdida de los servicios ambientales tales como el control de la erosión, la oferta de hábitat, el ciclaje de nutrientes, entre otros. Esto afecta a la productividad natural y la biodiversidad del sistema natural, a una escala más amplia, lo que compromete la sustentabilidad de la sociedad (Pérez *et al.* 2010).

Existen diferentes metodologías de restauración utilizadas en locaciones petroleras abandonadas, que se basan en conceptos de ecología básica y aplicada. Si bien hay nuevos avances en la restauración ecológica, como la plantación externa y la siembra directa (Hernández *et al.* 2020), la técnica más aplicada en la región para rehabilitar locaciones de petróleo y gas es el escarificado (IAPG 2009), que consiste en la descompactación mecánica de la superficie del terreno con el fin de favorecer los procesos naturales de recomposición del suelo y de revegetación (Ciancio *et al.* 2013). Generalmente, los escarificados se realizan en dirección perpendicular a la pendiente y/o de los vientos predominantes (Corradini 2016). En sitios con condiciones climáticas muy limitantes y donde las presiones antrópicas son muy altas, el escarificado por sí solo puede favorecer la colonización por especies exóticas luego de unos años de aplicada la técnica y contribuir a la dominancia mono específica a lo largo del proceso de recuperación (Navas Romero *et al.* 2018).

En la provincia de Río Negro, la extracción de petróleo y gas data de la década del '60 y se concentra principalmente en territorio semiárido del Noroeste de la provincia. En los últimos años, con el descubrimiento de la formación Vaca Muerta, ocurrió una expansión de la explotación de hidrocarburos hacia las zonas agrícolas de plantaciones dominadas por peras y manzanas (Abarzua & Di Nicolo 2018), con características biológicas bien diferentes a las zonas de estepa arbustiva. En este contexto, los procesos de sucesión que se dan en las locaciones abandonadas podrían verse influidas por las dinámicas ecológicas del paisaje agrícola. Al mismo tiempo, las comunidades vegetales que se establecen en las locaciones representan parches que interactúan con el resto del paisaje y podrían afectar a la actividad agropecuaria.

En la producción agrícola, las plantas invasoras desplazan competitivamente a los cultivos del mismo grupo funcional por el uso de los recursos productivos. Las especies exóticas suelen ser mucho más eficientes que los cultivos en la captación de recursos y en general se encuentran dotadas de unos mecanismos de supervivencia que les confieren una mayor ventaja competitiva (Zimdahl 1980). A partir de la década del '70 se inicia la reconversión agrícola en la región del Alto Valle de Río Negro y Neuquén y se incorporan al cultivo de frutales de carozo y pepita, otros como frutas finas, pasturas, hortalizas y aromáticas, etc. en los que las especies exóticas inciden significativamente sobre su rendimiento y rentabilidad (Conticello *et al.* 1984, 1997, 1998, 2002; Cerazo *et al.* 2000, 2002; Bustamante *et al.* 2003).



La recuperación de los ecosistemas se determina cuando se integran adecuadamente con la matriz ecológica o al paisaje, con los cuales interactúa a través de flujos e intercambios bióticos y abióticos (SER 2004). Teniendo en cuenta esto, y considerando que la vegetación es el componente que más rápido evidencia los impactos y que mejor permite acciones de recuperación (Dalmaso 2013), en mi tesis propongo evaluar la influencia de la estructura del paisaje en la revegetación natural de locaciones petroleras abandonadas de la provincia de Río Negro.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Evaluar la influencia de la estructura del paisaje sobre el proceso de revegetación natural en locaciones petroleras abandonadas.

2.2. Objetivos específicos

- Evaluar el grado de revegetación natural en locaciones de pozos hidrocarburíferos abandonados en la zona de monte natural y en zona del valle agrícola.
- Comparar cobertura vegetal, estructura de la vegetación, diversidad e identidad de especies en locaciones petroleras abandonadas en los distintos ambientes.
- Determinar la presencia, identidad y abundancia de especies nativas y exóticas en las locaciones petroleras abandonadas de las distintas zonas analizadas.

2.3. Hipótesis

La hipótesis general de mi trabajo de Tesis es que el proceso de revegetación natural de las locaciones de pozos abandonados responde al tipo de uso de la tierra en el paisaje circundante. Tanto las tasas de revegetación como la identidad y diversidad de las especies serían diferentes según la locación se ubique en zonas con uso agrícola (valles) o en una matriz de baja intervención antrópica.

Se plantearon las siguientes predicciones específicas asociadas:

- 1- Se espera que la vegetación en locaciones abandonadas en un paisaje de monte natural esté dominada por especies perennes, de crecimiento lento y nativas, mientras que, en locaciones en paisajes agrícolas y antropizados, las especies predominantes sean anuales o bianuales, de rápido crecimiento y principalmente exóticas.
- 2- Se espera que, ante la alta colonización de especies exóticas ruderales, la riqueza y la diversidad de la vegetación en locaciones abandonadas en paisajes agrícolas y antropizados sean menores que en locaciones en un paisaje de monte.

3. ANTECEDENTES

Diversos estudios han hecho hincapié en el análisis de la recuperación natural de los ambientes degradados por la industria hidrocarburífera, en regiones áridas y semiáridas de la cuenca neuquina. Zuleta *et al.* (2013) analizaron cobertura vegetal y diversidad en locaciones escarificadas entre los años 1998 y 2010 ubicadas en el Noreste de la provincia de Neuquén. En cada locación se cuantificaron los atributos ecológicos en tres zonas: (1) locación no escarificada (operativa), (2) escarificadas y (3) natural (referencia). Se observó una tendencia al aumento progresivo para ambos atributos (cobertura y diversidad) en relación al tiempo desde escarificado. Sin embargo, no se observaron incrementos significativos a partir de los cuatro años y al cabo de 13 años no se alcanzaron los niveles de la zona de referencia ($p < 0,001$). A partir del análisis de clasificación jerárquica se reconoció un agrupamiento asociado al gradiente de degradación - rehabilitación que reforzó la hipótesis de una disminución en la rehabilitación a partir de los primeros años. Finalmente, se describieron los cambios sucesionales que se dan a lo largo de la cronosecuencia, caracterizando especies indicadoras de los estados de rehabilitación. Por su gran abundancia en escarificadas y zonas de referencia se considera a la zampa (*Atriplex lampa*) potencial especie clave para la regeneración de locaciones en esta área. Las limitaciones fueron que la técnica de escarificado favoreció la colonización de especies exóticas en los primeros años, escasa cobertura de especies climáticas luego de 13 años de aplicada la técnica, dominancia monoespecífica (*Atriplex lampa*) a lo largo del proceso de recuperación, y niveles de diversidad y cobertura vegetal significativamente menores a la zona natural luego de 13 años de aplicada la técnica.

Zuleta G.A., Reichmann L.G., Li Puma M.C. (2013) evaluaron los procesos de regeneración natural post-disturbio, durante febrero-marzo de 2002 y mediante un diseño de muestras pareadas (explanada vs control), en 18 explanadas abandonadas entre 5 y 40 años antes, ubicadas en una matriz de estepas arbustivas semiáridas del Monte Austral (NO de Río Negro). Concluyeron que al cabo de 40 años post-disturbio el ecosistema natural no logra recuperarse por sí sólo en niveles aceptables mínimos (75% de similitud explanada-control). La vegetación es el componente que responde más rápidamente (61% de similitud florística a los 35-40 años) y exhibe una respuesta lineal al tiempo de abandono. La fauna, en cambio, exhibe una respuesta muy tardía (32% de similitud de especies cavícolas a los 35-40 años). El restablecimiento básico de la microtopografía (formación de montículos) demandaría tiempos intermedios (> 42 años).

Navas Romero A.L.; Duplancic M.A.; Herrera Moratta M.A.; Parera M.V. & Dalmasso A.D. (2018) evaluaron la restauración de locaciones petroleras abandonadas en el yacimiento cerro Fortunoso, Malargüe, Mendoza. El objetivo fue evaluar la recuperación de la vegetación en dos locaciones petroleras abandonadas, sometidas a diferentes técnicas de restauración: escarificado superficial (desgarre de una capa superficial de 0,1-0,2 m de profundidad) + enriquecimiento vegetal (plantación de especies nativas con la implementación del riego posterior a la plantación); escarificado superficial + facilitación (estructuras que pueden aumentar la disponibilidad de agua y actuar como trampa de semillas, por lo que se crearon pozos de 0,4 m de diámetro por 0,3 m de profundidad instalados de forma intercalada con los pozos de enriquecimiento vegetal); escarificado profundo (profundidad del desgarre de 0,3-0,5 m) + enriquecimiento vegetal; y escarificado profundo + facilitación. Durante tres ciclos vegetativos completos se evaluó la cobertura vegetal, la tasa de supervivencia de los individuos plantados y la colonización de los pozos de facilitación. Como conclusión, determinaron que la combinación de técnicas de restauración podría resultar clave para el éxito de la restauración. La generación de técnicas de facilitación permite el establecimiento de especies de las comunidades de contacto de las locaciones. Por su parte, una adecuada preparación del terreno deriva en una menor inversión en esfuerzo de plantación acelerando la recuperación de la cobertura vegetal.

Con respecto a estudios de sucesión ecológica en agroecosistemas, Oesterheld M., Aguiar M.R., Ghera C.M. & Paruelo J.M. (2005) describen la investigación llevada a cabo por Rolando León y Alberto Soriano en el año 1978, quienes realizaron estudios sistemáticos de sucesión vegetal post agrícola en un paisaje altamente fragmentado de la Pampa Interior. El experimento se instaló en un campo de la Universidad de Buenos Aires en el centro de un lote que había sido cultivado durante más de 25 años, constituyendo una “isla experimental” inmersa en una matriz agrícola. En total se establecieron 10 parcelas de 0,4 ha cada una que ocupan el mismo tipo de suelo y que fueron clausuradas en años sucesivos entre 1978 y 1989 después de la cosecha gruesa, por lo que las parcelas alcanzan edades sucesionales en años calendarios diferentes. Desde el inicio del experimento todos los años se estimó visualmente la cobertura aérea de todas las especies presente en 20 marcos de 1 m² ubicados al azar en cada parcela. A partir de los datos de cobertura por especie se calculó la abundancia y la diversidad específica, y la variabilidad de especies exóticas y nativas. Los primeros 20 años de sucesión postagrícola en campos de cultivo de la Pampa interior se caracterizaron por la dominancia de un conjunto de especies exóticas, la mayoría introducidas



accidentalmente en Sudamérica con las actividades agropecuarias. Si bien las parcelas que iniciaron la sucesión en años diferentes presentaron variación en la cobertura de exóticas, se observó un patrón consistente de aumento en la cobertura de este grupo hasta alcanzar valores mayores al 60% a los 16 años de sucesión. Durante ese período, la cobertura promedio de las especies nativas no superó el 40%. A partir de los 12 años de sucesión se observó una disminución en la cobertura de las especies exóticas. La diversidad de especies exóticas y nativas disminuyó durante los primeros 10 años de sucesión. A partir de esa edad la diversidad de exóticas se mantuvo baja debido a la dominancia ejercida por unas pocas especies perennes; mientras que la diversidad de nativas aumentó al doble durante los siguientes 10 años. Este cambio resultó en un aumento en la equitatividad entre las especies nativas.

4. MARCO TEÓRICO

En la presente tesis se adopta la concepción de ambiente propuesta por Foguelman y Brailovsky (2013), quienes definen al ambiente como la resultante de interacciones entre sistemas ecológicos y socioeconómicos, susceptibles de provocar efectos sobre los seres vivos y las actividades humanas. De esta manera, lo ambiental hace referencia a una conexión dinámica entre la sociedad y el ecosistema natural, donde actúan conjuntamente elementos físicos, biológicos y humanos, así como también procesos naturales, sociales y culturales. Esta conexión dinámica o relación sociedad-naturaleza ha ido cambiando a lo largo del tiempo, y ha conducido a grandes problemas ambientales.

La actividad petrolera es una práctica que causa un alto impacto sobre el ecosistema natural, en la que se realiza el desmonte para la construcción de locaciones generando una condición de disturbio muy severo, ya que el sistema biológico es eliminado completamente a escala local. El impacto ambiental que se genera por la construcción de una locación es de carácter inevitable y representa el efecto negativo directo de mayor magnitud, tanto espacial como temporal: sólo en la Cuenca Neuquina existen más de 21.000 pozos (IAPG 2011) y su regeneración natural demora no menos de 45 años post-abandono (Fernández 2002; Reichmann 2003; Castro 2012).

La extracción de petróleo y gas en la provincia de Río Negro data de la década del '60. Si bien desde esos años la explotación petrolera se concentró territorialmente en el Noroeste de la provincia, desde los últimos diez años y cada vez con mayor intensidad, la actividad avanza hacia las zonas agrícolas de plantaciones dominadas por peras y manzanas (Abarzua & Di Nicolo 2018). El programa Gas Plus, promovido en el año 2008 por la Secretaría de Energía de la Nación Argentina, generó para las operadoras un esquema de incentivos orientados a la incorporación de nueva producción de gas natural. En ese escenario se encuentra inserta la concesionaria del área rionegrina Estación Fernández Oro (EFO), que abarca un amplio sector del ejido productivo de la localidad de Allen (Von Sprecher & Salinas 2013).

La necesidad de desarrollar prácticas ambientalmente sustentables y programas de restauración ecológica a fin de revertir, o al menos reducir, el masivo y creciente impacto del hombre en casi todos los ambientes terrestres del mundo le otorga relevancia al estudio de los disturbios generados por las actividades antrópicas (WCMC 1992; WRI 1994). En este sentido, los modelos sucesionales son las herramientas teóricas más adecuadas para predecir la evolución de un ecosistema luego de

un disturbio, detectar componentes clave, y contribuir al manejo ambiental (Clements 1916; Mac Mahon 1987; Bertiller & Bisigato 1998). La frecuencia, intensidad y escala del disturbio, así como las diferencias ecológicas en las condiciones iniciales de cada sitio alterado, son los factores determinantes de los patrones sucesionales postdisturbio, en particular de la velocidad de regeneración (Pickett & White 1985; Coffin & Lauenroth 1988).

4.1. Sucesión ecológica:

La sucesión ecológica es el proceso de cambio en la estructura de la comunidad biótica (vegetales, animales y microorganismos) que tienen lugar luego de que ocurre un disturbio que libera recursos (Connell & Slatyer 1977; Pickett *et al.* 1987; McCook 1994). El conjunto de potenciales colonizadores comprende a aquellas especies cuyas semillas persisten en el banco del suelo luego del disturbio, y aquellas cuyos propágulos arriban por dispersión desde los alrededores (Gleason 1926; Egler 1954; Noble & Slatyer 1980). La tasa de inmigración de estas especies estaría restringida por la configuración del paisaje y por las características morfofisiológicas de los propágulos (Pickett *et al.* 1987; Pickett & Cadenasso 1995). Existen especies de plantas y animales que se dispersan fácilmente, por sí mismas o con ayuda de agentes abióticos (viento, agua), pero otras que lo hacen con dificultad, ya sea porque tienen semillas grandes o pesadas, o porque requieren de otros organismos (vectores) para ser transportadas. En este proceso es importante la distancia a la fuente de propágulos y la riqueza de especies que esta fuente alberga. El viento es el principal mecanismo de dispersión para muchas especies, pero resulta muy azaroso. La diseminación por aves, por el contrario, resulta más segura dado el particular comportamiento de las aves que las lleva a seleccionar sitios con condiciones ambientales particulares (McNaughton & Wolf 1984; Begon *et al.* 1988). Sin embargo, en el contexto actual, la influencia que ejerce el hombre y sus actividades han permitido la expansión de especies más allá de sus rangos de dispersión natural (Seebens *et al.* 2018).

4.1.1. Sucesión primaria:

La sucesión primaria se inicia en un sustrato nuevo, por ejemplo, depósitos de ceniza volcánica, sin influencia biótica previa. La etapa inicial de la sucesión es la colonización de organismos y su establecimiento. La llegada al sitio ocurre en la forma de semillas, esporas, reproductores o hembras grávidas capaces de colonizar. Una vez que se establecen las especies pioneras producen cambios en el ambiente que mejoran o empeoran significativamente las condiciones para el establecimiento de las especies más tardías en la secuencia (modelo de facilitación, modelo de tolerancia y modelo

de inhibición propuesto por Connell y Slatyer en 1977). Frecuentemente, los colonizadores iniciales en la sucesión primaria terrestre son microorganismos del suelo como los líquenes que colonizan rocas volcánicas y modifican sus propiedades (McNaughton & Wolf 1984; Begon *et al.* 1988). Se han propuesto diversos mecanismos que actúan en el reemplazo de las especies pioneras a lo largo de la sucesión, y distintos modelos que pueden explicar el reemplazo de las especies pioneras por especies tardías (Connell & Slatyer 1977). De cualquier manera, en la sucesión primaria se espera que la riqueza de especies, la biomasa, la diversidad y la estabilidad florística aumenten con el tiempo, lo que se denomina sucesión ecológica progresiva (Odum 1969; Whitaker 1975).

4.1.2. Sucesión secundaria:

La sucesión secundaria es aquella que se desarrolla donde quedó vida en el suelo capaz de crecer y/o multiplicarse al interrumpirse el disturbio. La sucesión en campos de cultivo (ejemplo de sucesión secundaria) es aquella que tiene lugar en sitios donde la actividad agrícola alteró la cubierta vegetal original. Luego de la interrupción de la agricultura, las malezas de cultivos, especies comúnmente introducidas voluntaria o involuntariamente (especies exóticas), están altamente disponibles y son capaces de dominar las primeras etapas de la sucesión (Pickett 1982; Rejmanek 1989; Bazzaz & Bazzaz 1996). Este grupo de especies tendrían un impacto muy importante sobre la composición de las etapas pioneras y, por lo tanto, sobre la dirección futura de la sucesión.

4.1.3. Los agroecosistemas y la sucesión ecológica:

El paisaje agrícola es definido como un mosaico heterogéneo de formas de terreno, tipos de vegetación y usos de la tierra (Urban *et al.* 1987). Está dominado por la presencia de lotes de cultivos, que en términos de ecología del paisaje son definidos como "parches de hábitat" (Forman & Godron 1986).

Los agroecosistemas se caracterizan por la generación y el manejo de una comunidad simplificada, muchas veces dominada por especies exóticas, y donde las relaciones bióticas entre las diferentes comunidades que componen el sistema están alteradas (Swift & Anderson 1992). La composición, diversidad, estructura y la dinámica de los agroecosistemas pueden diferir sustancialmente en muchos aspectos del sistema que dominaba el paisaje antes de su transformación en un mosaico agrícola (Ghersa & Martinez-Ghersa 1991.a; Forman 1995; Ghersa & León 1998; Martinez-Ghersa *et al.* 2000).

En los agroecosistemas, las áreas de vegetación seminatural actúan como una fuente de dispersión de especies desde el paisaje hacia los cultivos a través de dispersión de semillas y el movimiento de la fauna (Weibull *et al.*, 2003; Tschardtke *et al.*, 2005). La presencia de vegetación espontánea y cercos vivos, han recibido gran atención en Europa debido a sus efectos en la distribución y abundancia de artrópodos en las áreas adyacentes a los cultivos (Fry 1995). Por ende, es de importancia la presencia de estos elementos en los agroecosistemas dado que condicionan la permanencia de determinadas especies en los mismos.

4.2. Paisaje

Como lo definen Forman y Godron (1986), paisaje es “un área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que se repiten a todo lo largo y ancho en formas similares.” Los ecosistemas que componen un cierto paisaje, pueden variar en su estructura, función y composición de especies.

El paisaje está formado por tres componentes principales: la estructura, que refiere a la organización espacial de los elementos o usos del territorio (matriz- mancha-corredor); la función, que es el movimiento o flujo de agua, materias, fauna o personas a través de la estructura; y el cambio, que es la dinámica o transformación del modelo a lo largo del tiempo. Desde el punto de vista estructural, el paisaje funciona cuando presenta tres elementos: la matriz, los corredores y los parches. La agrupación de estos elementos determina la dominancia y heterogeneidad de cada paisaje con las propiedades características pertenecientes a cada uno de estos (Forman 1986). Juntos proveen y determinan las funciones del paisaje que comprenden un ecosistema que funciona efectivamente.

La matriz de un paisaje es el tejido que conecta la tierra con el fondo, dentro del cual encajan todos los elementos del paisaje, incluyendo parcelas, orillas, y corredores. La matriz es la porción del paisaje más conectada, compuesta del tipo de vegetación más continua y predominante. La matriz es el elemento dominante, englobante y que contiene las manchas o parches (también llamadas parcelas) y los corredores o elementos lineales (Etter 2000). El conjunto de las manchas constituye un mosaico y el conjunto de los corredores una red. En ambos casos se puede diferenciar un borde que interacciona con la matriz y/o las manchas vecinas y un medio interior, donde las interacciones son débiles o nulas. Cuanto más alargadas son las manchas, mayor es la proporción borde/interior. La disposición espacial del mosaico y las redes constituye el patrón del paisaje y sirve para

diferenciar o comparar dos paisajes desde el punto de vista estructural. Debido a sus funciones de conexión, se piensa que la matriz tiene una influencia muy fuerte en el fluir del paisaje, incluyendo los movimientos de energía, materiales y organismos. Cuando la matriz está intacta, los materiales ecológicos y los procesos fluyen sin impedimentos, pero si la matriz está extensivamente fragmentada a través de cortes para hacer caminos, edificios, haciendas y otras construcciones, la integridad del ecosistema puede ser severamente afectada.

Las parcelas o parches son áreas de tierra relativamente homogéneas internamente con respecto a la estructura y a la edad vegetativa. Las parcelas son diferentes a la matriz que las rodea. Algunos ejemplos de parcelas son los claros de los paisajes forestados, las tierras pantanosas, las áreas de pastizales y los lugares rocosos (Morlans 2007). En un paisaje más complejo, donde aparentemente no existe una matriz que conecte, los lugares más forestados se pueden considerar como parcelas individuales, separadas generalmente por las barreras constituidas por áreas urbanizadas.

Los corredores son elementos del paisaje que conectan parcelas similares a través de matrices disimilares o agregados de parcelas. Los corredores son generalmente longitudinales, adoptando la forma de franjas angostas, alargadas de forma irregular, cuya vegetación cumple un papel de protección o de comunicación, uniendo o separando elementos en una matriz geográfica. Las áreas o parcelas conectadas por ellos son frecuentemente llamadas nodos (Morlans 2007). La conectividad del paisaje es importante para la movilidad de la fauna y otras especies, el movimiento de la población y, en algunos casos, para los excursionistas (Romero 2018).

4.2.1. Unidades de paisaje

Las unidades de paisaje son áreas del territorio que presentan un carácter paisajístico diferenciado. La evolución que sufre un territorio por factores naturales o antrópicos y los componentes principales que definen su contenido, son los rasgos distintivos de una unidad de paisaje. Cada unidad de paisaje tiene una extensión, delimitación y nomenclatura diferenciadas, forman áreas compactas y únicas. Diferentes unidades de paisaje pueden poseer una misma organización de los componentes principales del paisaje dando lugar a tipos de paisaje.

Una unidad de paisaje es un área geográfica con una configuración estructural, funcional y perceptivamente diferenciada, única y singular, que ha ido adquiriendo las características que la definen tras un largo periodo de tiempo. Cada unidad se identifica por su coherencia interna y por sus diferencias respecto de las unidades vecinas. Las unidades de paisaje se definen a partir de

elementos y factores naturales y/o humanos que les proporcionan una imagen particular y las hacen identificables o únicas. Entre los elementos naturales que se suelen considerar se encuentran el relieve, la geología, la hidrología, el suelo, el clima, la fauna y la flora silvestre. Entre los humanos, tenemos la población, los asentamientos y los distintos usos del suelo (agricultura, ganadería, silvicultura, minería, industria, turismo, infraestructuras, servicios y usos recreativos). Por tanto, a la hora de delimitar las unidades de paisaje, hay que tener en cuenta las diferentes dimensiones del paisaje: la natural, la humana, la perceptiva y la temporal (Galiana *et al.* 2002).

La clasificación de las estructuras antropogénicas en los paisajes físico-geográficos que ha ocupado una ciudad, según el uso del suelo, se relaciona con las funciones que se desarrollan sobre las cubiertas o coberturas, es la calificación de todas las actividades realizadas por el hombre sobre la cobertura terrestre, de forma parcial o permanente, con la intención de cambiarla o mantenerla para obtener un producto o beneficio. La cobertura terrestre se refiere al aspecto morfológico y tangible del suelo, comprende todos los elementos que hacen parte del recubrimiento de la superficie terrestre, de origen natural o cultural que estén presentes (INEGI 2010).

4.3. Legislación ambiental - provincia Río Negro

A fin de mitigar o compensar los daños ambientales en las locaciones petroleras a abandonar, la provincia de Río Negro a través de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, dictaminó la Resolución N° 339/SAyDS/2018, estableciendo instructivos concretos y precisos que contemplan el cuidado y la preservación del ambiente, al resaltar la importancia de las acciones de recomposición del entorno afectado.

En el Artículo 3°, Normas y Procedimientos para el abandono de pozos hidrocarburíferos, se dictamina que los pozos abandonados en forma definitiva deberán recomponer el terreno de la superficie afectada. Las acciones que involucra son el retiro del material calcáreo, relleno y el nivelado de la superficie, escarificado y/o revegetación, entre otras. Se deberá aplicar técnicas de escarificado en la locación, acceso y traza de línea y en cualquier terreno afectado por la actividad, a criterio de la autoridad de aplicación. En caso de no evidenciar avance natural de la vegetación, se deberá implementar técnicas de revegetación con especies nativas. Sin embargo, la Resolución no otorga indicaciones concretas ni precisas de cómo realizar la revegetación (identidad de especies, número de individuos, tiempos de relevamiento, estaciones del año, etc.). Tampoco contempla las



diferencias en los procesos implicados o en los objetivos de restauración, relacionados a los contextos donde se establecen y abandonan las locaciones petroleras.

5. MATERIALES Y METODOS

5.1. Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en 7 locaciones petroleras abandonadas en los años 1972, 1998 y 2009, sobre el Norte y Noroeste de la provincia de Río Negro, pertenecientes a las áreas de concesión hidrocarburíferas denominadas Estación Fernández Oro; Río Neuquén; Medanito SE y Barranca de los Loros (Figura 1).

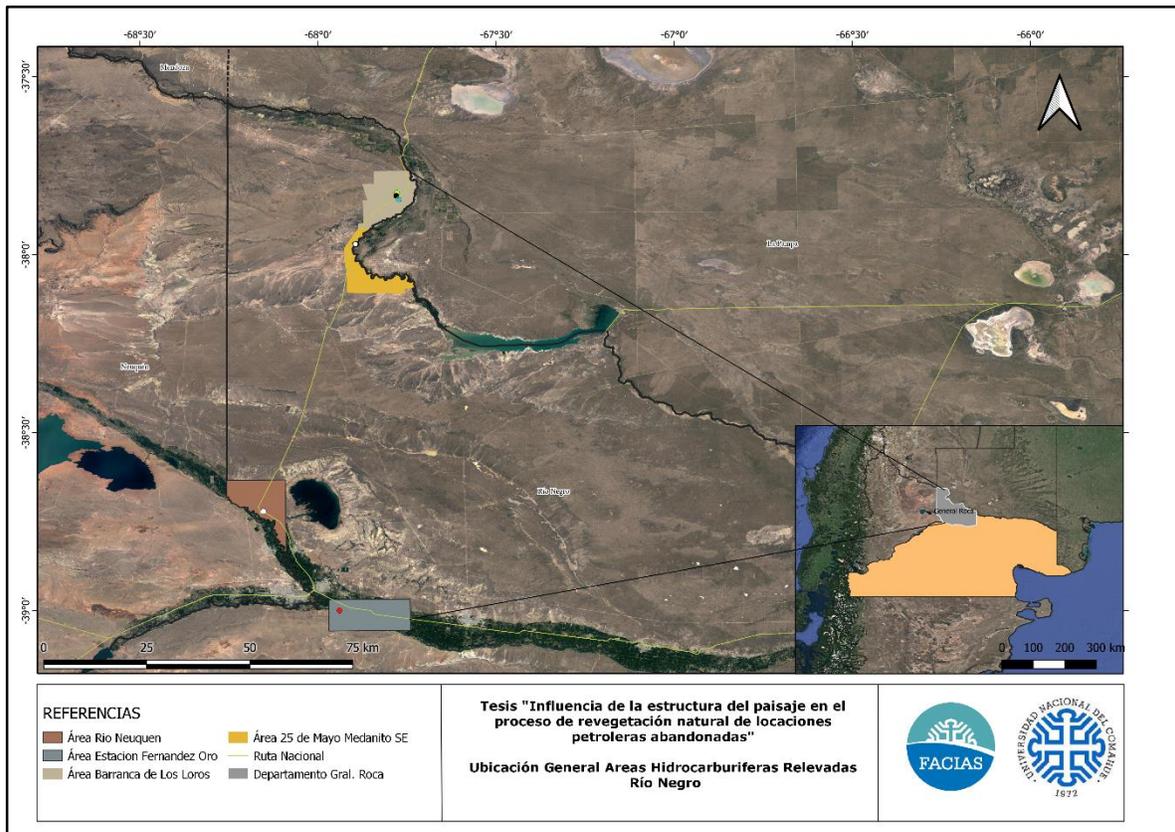


Figura 1. Ubicación general de los sitios en estudio (Sistema de coordenadas geográficas WGS 84)

Las locaciones abandonadas están ubicadas en una matriz de ecosistemas naturales sometidas a impactos antrópicos, como las actividades hidrocarburíferas, las prácticas agrícolas y, en menor medida, la ganadería. Los sitios de estudio se agruparon de acuerdo a la zona: Alto Valle agrícola y Monte natural:

5.1.1. Locaciones Monte natural de estepa, sobre la ciudad de Catriel

La ciudad de Catriel se ubica en el extremo Norte de la provincia de Río Negro, departamento Gral. Roca, sobre la margen Este del río Colorado. Sobre el ejido de la ciudad de Catriel se seleccionaron cuatro (4) sitios objeto de análisis, de los cuales tres (3) se distribuyen en el área de concesión hidrocarburífera denominada Barranca de los Loros a 5 kilómetros al Oeste – Noroeste de la ciudad de Catriel. La locación de análisis restante, se ubica en el área de concesión Medanito Sudeste, localizada a 20 km al Sur de Catriel (Figura 2).

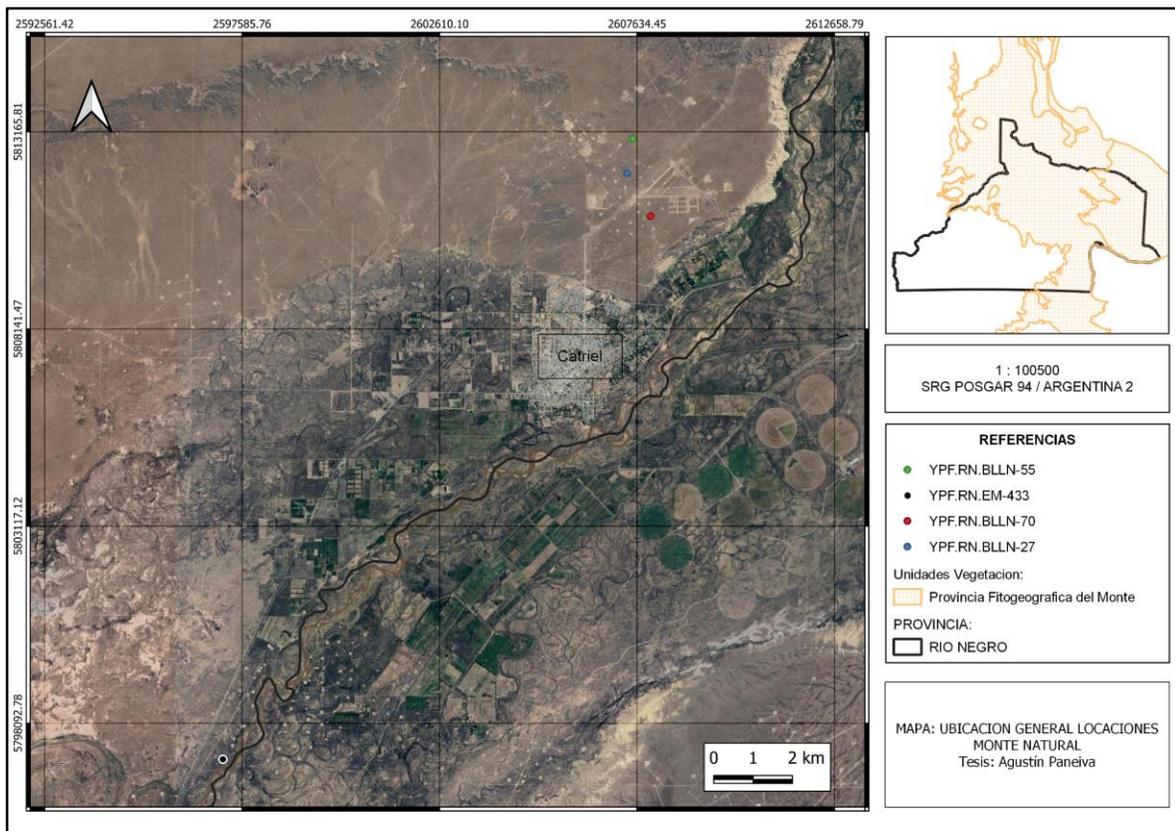


Figura 2. Ubicación de las locaciones abandonadas al Norte de la provincia de Río Negro, sobre la ciudad de Catriel.

5.1.2. Locaciones abandonadas sobre el Alto valle agrícola

Se seleccionaron tres (3) locaciones abandonadas ubicadas en el Alto Valle de la provincia. Sobre la ciudad de Barda del Medio, ubicada sobre la margen izquierda del río Neuquén, se trabajaron en 2 locaciones abandonadas, pertenecientes al área de explotación hidrocarburífera denominada Río Neuquén, encontrándose a 1 km al oeste de la ruta Nacional N°151 y 500 metros al Norte del canal

de riego principal. Muy cercanas a las mismas, se sitúan asentamientos urbanos, parcelas con plantaciones de alfalfa y sectores ganaderos. En la ciudad de Fernández Oro, ubicada al Oeste del Departamento General Roca, provincia de Río Negro, en el kilómetro 1181 del Ferrocarril Roca y sobre la Ruta Provincial 65, en la margen Norte del río Negro. Se trabajó sobre la locación abandonada denominada EFO.a-11. La misma, se localiza 3 km al Sur de la ruta Nacional N°22 y a 100 metros al Norte del río Negro. El sitio se encuentra rodeado de chacras productoras de peras y manzanas, y de una cantera de explotación de áridos (Figura 3).

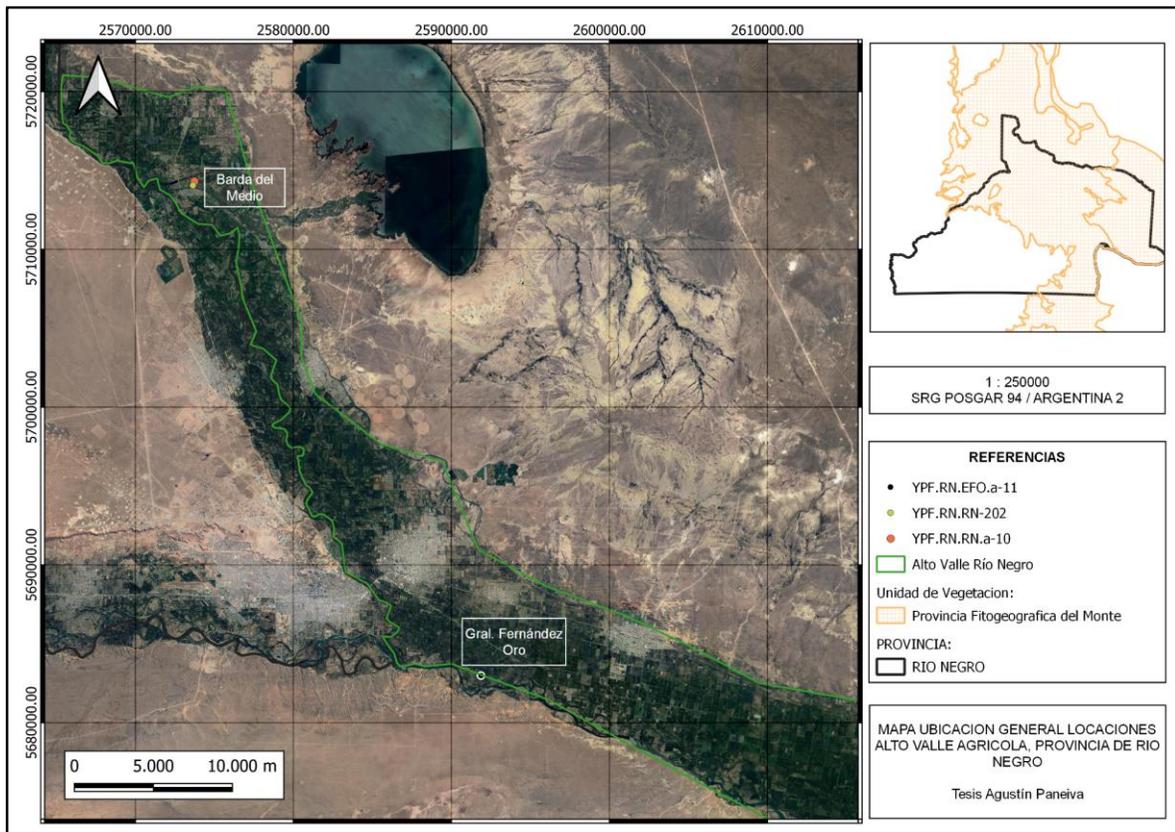


Figura 3. Ubicación general de las locaciones abandonadas en Alto Valle agrícola de la provincia de Río Negro.

5.1.3. Descripción del Medio

Las locaciones abandonadas a analizar se encuentran en la región fitogeográfica del Monte (Cabrera & Willink 1973), subunidad Monte Austral (León *et al.* 1998). El clima de la región es árido, las precipitaciones anuales varían entre 80 y 200 mm, y la temperatura media anual es de 13,4 °C con

una amplitud térmica de 16,0°C (Paruelo *et al.* 1998.a). Los vientos son persistentes y de gran intensidad, provenientes principalmente de los sectores Oeste y Suroeste, durante todo el año.

Los suelos son predominantemente Aridisoles, en correspondencia con el clima árido. Los suelos que corresponden al régimen arídico característico de esta región, son aquellos cuya sección de control de humedad está totalmente seca más de la mitad del tiempo y cuya temperatura a 50 cm de profundidad es mayor a 5°C, además estos suelos no están parcial o totalmente húmedos durante 90 días consecutivos, cuando su temperatura a 50 cm de profundidad es superior a 8°C. Su balance hídrico es negativo, por lo que resulta muy reducida la movilización de constituyentes en su perfil. La salinidad y la pedregosidad son rasgos frecuentes, dando lugar a suelos pobremente drenados, salinos y alcalinos. Es abundante la presencia de sales solubles acumuladas en la superficie o muy cerca de ella, así como calcáreo y yeso, tanto en formas blandas como cementadas (FAO 2015).

La vegetación característica, asociada a las cuestiones climáticas, es de tipo xerófila y de baja estatura, destacándose principalmente los estratos herbáceos y arbustivos. Predominan las estepas arbustivas de jarillas (*Larrea divaricata* y *L. cuneifolia*), alpataco (*Neltuma* sp.) y zampa (*Atriplex lampa*). Estas especies conforman el estrato superior que rara vez supera los 2,5 metros de altura. La cobertura total de la vegetación varía del 20 al 64% (León *et al.* 1998; Bustamante Leiva *et al.* 2001; Reichmann 2003). En el valle del río Negro y el río Neuquén (Alto Valle), la vegetación natural se ha reemplazado para dar lugar a la fruticultura y horticultura, además de la producción de pasturas en menor proporción. A lo largo de los canales de riego y delimitando los cuadros de cultivo, se aprecian barreras de álamos.

Los pozos abandonados RN-10; RN-202; EFO.a-11 se sitúan sobre la región del Alto Valle de la provincia de Río Negro (Figura 4). El Alto Valle es una franja de tierras cultivadas e irrigadas por canales linderas a los ríos Neuquén, Limay y Negro que comprende una superficie aproximada de 100.000 hectáreas de las cuales tres cuartas partes pertenecen a la provincia de Río Negro (departamento General Roca) y el resto a Neuquén (departamento Confluencia). Alrededor del 60% del área se encuentra bajo riego, en donde se cultivan principalmente, frutales de pepita (Álvaro 2013). El relieve es plano a muy suavemente ondulado, presenta una pendiente general Oeste-Este de aproximadamente 0,8 % (Apcarian *et al.* 2014). Los suelos son de naturaleza aluvial, con pertenencia a distintos subgrupos y familias de los órdenes Aridisoles y Entisoles, las texturas varían

desde arcillosas a arenosas, con fragmentos gruesos; los valores de pH oscilan entre 7,5 y 8,5 (Apcarian *et al.* 2014).

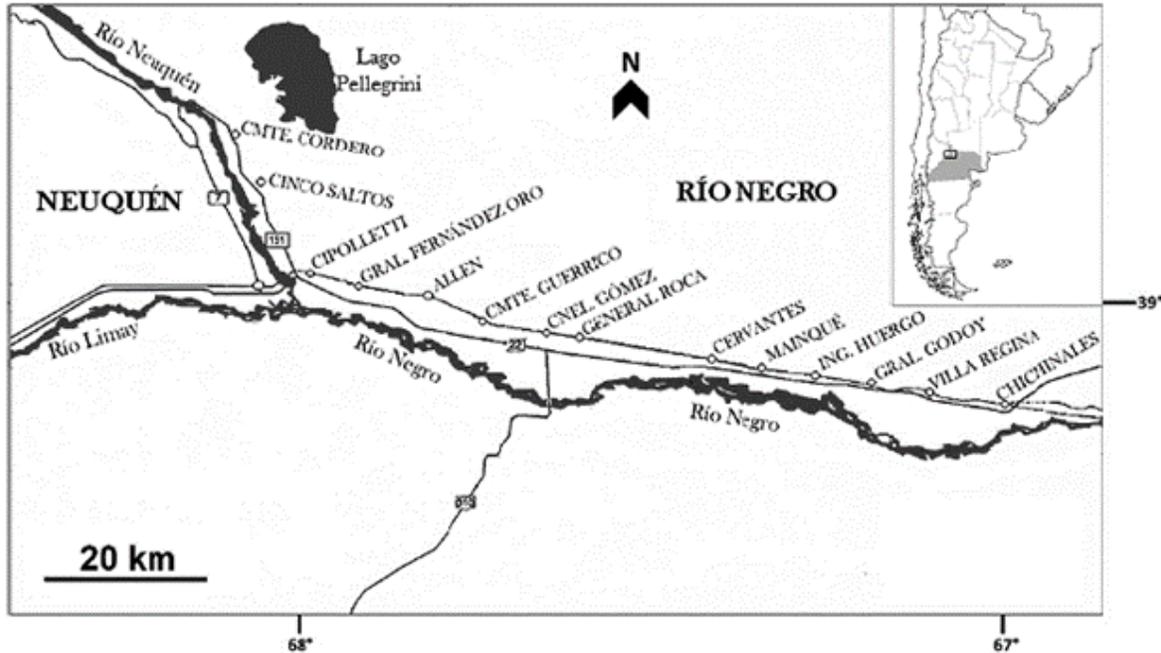


Figura 4. Ubicación de la región del Alto Valle sobre la provincia de Río Negro.

5.2. Materiales y métodos de muestreo

5.2.1. Fotointerpretación de imágenes satelitales

Las locaciones abandonadas relevadas se clasificaron según su contexto a partir de cuantificar el porcentaje de superficie de los elementos del paisaje en un radio de 100 m, 200 m, 500 m y 1000 m. Se realizó un diagnóstico del paisaje, en el que se delimitaron unidades de paisaje y se evaluaron sus propiedades y su estado en relación con las actividades humanas (Mateo Rodríguez 1998).

Para el análisis de la estructura del paisaje circundante a las locaciones de los pozos abandonados en estudio se utilizó la técnica de interpretación visual de imágenes (Google Earth, año 2021) mediante herramientas SIG (QGIS 3.16 Hannover), en el cual se delimitó y vectorizó unidades de paisaje según usos de suelo en relación con las actividades humanas. De tal modo, según los elementos visuales color, grano, textura, forma, tipo de bordes y tamaño, se clasificaron las unidades de paisaje circundantes a las locaciones en estudio, y se pudo determinar la proporción de ocupación de los elementos en los radios supra mencionados.

5.2.1.1. Clasificación Unidades de paisaje

- **Urbano / Residencial:** Agrupación de elementos de pequeña dimensión y bordes rectos, predominancia de colores distintos a la gama del verde (INTERPRETACIÓN: conglomerados de construcciones, casas). Presencia de elementos lineales de color claro, con frecuencia regular cada 100 m o menos (INTERPRETACIÓN: apertura de calles, viviendas, edificios, entre otros, Figura 5).



Figura 5. Unidad de paisajes urbano. Fuente Google Earth 2021

- **Industrial:** Presencia de elementos de color gris/blanco, de dimensiones medianas o grandes, bordes rectos y angulosos, ubicados en matriz color claro y liso (INTERPRETACIÓN: Locaciones, canteras, galpones y playón de maniobras sin vegetación). Presencia de elementos angulosos y rectos, de menor tamaño (INTERPRETACIÓN: vehículos, camiones y/o contenedores de almacenaje, Figura 6). El uso fue asignado al polígono total que abarca los límites del supuesto predio.



Figura 6. Unidad de paisaje industrial. Fuente Google Earth 2021.

- **Agrícola:** Elementos lineales o puntuales, de tonalidades verdes y disposición regular, enmarcados por elementos lineales de verde más intenso (INTERPRETACIÓN: Montes frutales en espaldera o copa, con cortinas forestales alrededor, Figura 7).



Figura 7. Unidad de paisaje agrícola. Fuente Google Earth 2021

- **Natural / Monte Natural:** compuesto por colores homogéneos, tonos del gris y marrón, unidades homogéneas consolidadas, dispuestas de forma regular (Interpretación: estratos herbáceos y arbustivos, Figura 8).



Figura 8. Unidad de paisaje natural. Fuente Google Earth 2021.

- **Seminatural / disturbados y/o campos abandonados:** Manchas en tonos del verde y gris, de bordes indefinidos (INTERPRETACIÓN: lotes con vegetación espontánea, expresando las variaciones del suelo, Figura 9). Unidades consolidadas (medianas) o fragmentadas (chicas), verde oscuro o verde claro, dispuestas de forma irregular (INTERPRETACIÓN: invasión de árboles exóticos, i.e. olivillo).



Figura 9. Unidad de paisaje seminatural. Fuente Google Earth 2021.

- **Corredor vial:** Elementos lineales, de tonalidades grises y disposición regular (INTERPRETACIÓN: rutas, calles urbanas y caminos internos de los yacimientos, Figura 10).



Figura 10. Unidad de paisaje de corredores viales. Fuente Google Earth 2021.

- **Fluvial:** cuerpos de agua (Ríos, canales, lagunas) y zona ribereña. Matrices azules, verdosas, marrones, lisas y con disposición regular. Interpretación: río Colorado, río Negro, canales de riego, Figura 11).



Figura 11. Unidad de paisaje fluvial. Fuente Google Earth 2021.

5.2.2. Diseño de muestreos

Se seleccionaron siete (7) sitios ubicados en contextos de paisajes diferentes (Alto Valle agrícola y Monte natural de estepa), los cuales corresponden a explanadas petroleras con 11, 22 y 48 años de abandono (Tabla 1). Al momento del abandono, estaban rellenas con material alóctono (calcáreo) y estaban escarificadas según lo establecido por la normativa ambiental de Río Negro (Resolución N°339). Este procedimiento consiste en la descompactación mecánica de la capa superficial de la explanada mediante un escarificador/desgarrador montado en la parte posterior de una motoniveladora. Además, los sitios objeto de análisis no han sido intervenidos ni modificados luego de su abandono definitivo (Figura 12). Es decir, que no han tenido una reintervención operativa, contaminación, circulación vehicular, vandalismo, entre otras, y que el punto de inicio de la sucesión ecológica es la fecha de abandono del pozo.

Tabla 1: Datos de las locaciones de estudio

NOMBRE	AREA	LOCALIDAD	ZONA	AÑO ABANDONO
BLLN-70	Barranca de los Loros	Catriel	Monte Natural	2009
BLLN-55	Barranca de los Loros	Catriel	Monte Natural	2009
BLLN-27	Barranca de los Loros	Catriel	Monte Natural	2009
EM-433	Medanito SE	Catriel	Monte Natural	1998
EFO.a-11	Estación Fernandez Oro	Fernandez Oro	Valle Agrícola	1972
RN-202	Río Neuquén	Barda del Medio	Valle Agrícola	2009
RN.a-10	Río Neuquén	Barda del Medio	Valle Agrícola	2009



Figura 12. Vista general de las locaciones abandonadas. A) Locación zona de Monte natural B) Locación zona de Valle agrícola.

5.2.3. Características de la vegetación

Para describir las comunidades vegetales se utilizó el método de intercepción lineal de Canfield (Matteucci & Colma 1982), muy utilizado en la evaluación y el monitoreo de pastizales y arbustales de zonas templadas y áridas (Hanley 1978, Greig-Smith 1983, Sutherland 2006). Se efectuaron muestreos a campo sobre las locaciones abandonadas durante la primavera (octubre y diciembre) del año 2020. Para obtener información sobre la composición de las comunidades de plantas se realizaron censos de vegetación y muestreos.

Se realizó una transecta de 90 metros por cada locación para la identificación de las especies. Las especies no identificadas en campo, se capturaron fotográficamente, se recolectaron para el

armado de muestras botánicas (herbario) y se sometieron a análisis taxonómico con apoyo de bibliografía especializada y lupa.

A partir del método de Canfield se obtuvo la cobertura aérea para cada sitio y se calculó la riqueza (N° de especies), la cobertura relativa (%), la diversidad alfa (H') mediante índice de Shannon (Shannon & Weaver 1949; Magurran 1989), equitatividad (J) (Moreno 2001) y la diversidad beta mediante el índice de similitud de Sorensen cualitativo (Moreno 2001) (Tabla 2).

El índice de Shannon-Wiener (H') analiza el grado de igualdad en la abundancia de las especies de una comunidad (equitabilidad). Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie representada y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas en la muestra por el mismo número de individuos. Los incrementos en el índice de Shannon Wiener pueden deberse a incrementos en la cantidad de especies de la comunidad (riqueza), aumentos en la equitabilidad de las especies, o a ambos factores (Magurran 2004).

Existen diversos índices disponibles para cuantificar la diversidad beta. El índice de Sorensen es un índice de similaridad, es el más utilizado para el análisis de comunidades y permite comparar dos comunidades mediante la presencia/ ausencia de especies en cada una de ellas. Los datos utilizados en este índice son de tipo cualitativos, de todos los coeficientes con este tipo de datos, el índice de Sorensen es el más satisfactorio (Mostacedo & Fredericksen 2000). Los métodos cualitativos expresan la semejanza entre dos muestras sólo considerando la composición de especies (Villareal et al. 2004). El rango de valores que pueden tomar los índices de similitud de ambientes varía entre cero (sin especies compartidas) y uno (superposición completa de especies); se sugieren cuatro grados de similitud para establecer el estado de una comunidad relativa a la comunidad potencial o testigo (Ratliff, 1993): similitud baja (0 - 0,25), moderada (0,26 – 0,50), alta (0,51 – 0,75) y muy alta o completa (0,76 – 1,00).

En todos los casos se acompañaron los valores promedio de las variables con el error estándar de los mismos ($E.E = \text{Desvío estándar}/\sqrt{n}$).

Tabla 2: Metodología de obtención de datos de vegetación mediante Transecta lineal de Canfield, variables registradas y ecuación de cálculo

Metodología	Variable	Ecuación de cálculo
Transecta lineal de Canfield	Cobertura relativa	Medida aérea de cada especie sobre medida total de la transecta.
	Riqueza (S)	Número de especies
	Índice de Diversidad de Shannon-Wiener	$H = - \sum p_i (\ln p_i)$
	Índice de Equitatividad de Pielou	$J = H/H_{max} = [\sum p_i (\ln p_i)] / \ln S$
	Coefficiente de similitud de Sorensen	Coefficiente Similitud de Sorensen (CC): $CC = 2C/S1+S2$
<p><i>Pi: es la proporción de individuos de la i-ésima especie. H: es el índice de Shannon. Hmax: es el valor máximo que podría asumir H si los individuos tuvieran igual pi. S: es el número de especies de la muestra. C: es el número de especies en común que tienen las dos comunidades comparadas. S1: es la riqueza en la comunidad 1. S2: es la riqueza en la comunidad 2</i></p>		

5.2.4. Análisis estadísticos

Los datos recabados en esta investigación se refieren a mediciones sobre comunidades vegetales en distintos sitios de muestreo, con diferente edad sucesional y sumergidas en distintos paisajes. Se obtuvo una base de datos en la que los sitios constituyen las filas (individuos) y los parámetros constituyen las columnas (variables). De esta manera se obtiene un conjunto de datos multivariados. El tratamiento de este tipo de estructura de datos se realizó mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP). La técnica suministró gráficos que facilitan la interpretación de los resultados y muestran de manera resumida el comportamiento de cada uno de los elementos que constituyen la información: sitios, parámetros y paisajes. El análisis se realizó por medio del software InfoStat versión 2020 (Di Rienzo *et al.* 2020). Además, a partir de las variables de paisajes y los datos obtenidos de porcentaje de especies exóticas en cada sitio de muestreo se realizó un análisis de regresión lineal, lo cual permitió conocer si las variables están relacionadas, y, en caso afirmativo, encontrar la expresión que refleja dicha relación y el grado de relación.

6. RESULTADOS

6.1. Mapas de interpretación de imágenes

A través de la Herramienta QGIS – Tabla de Atributos, para cada locación se delimitó unidades de paisaje según usos de suelo en relación con las actividades humanas. A continuación, se detallan los porcentajes de unidades de paisaje (agrícola, natural, seminatural, urbano, camino, industrial y fluvial), identificados para cada locación en estudio.

Sitio 1: Locación RN-202, Figura 13

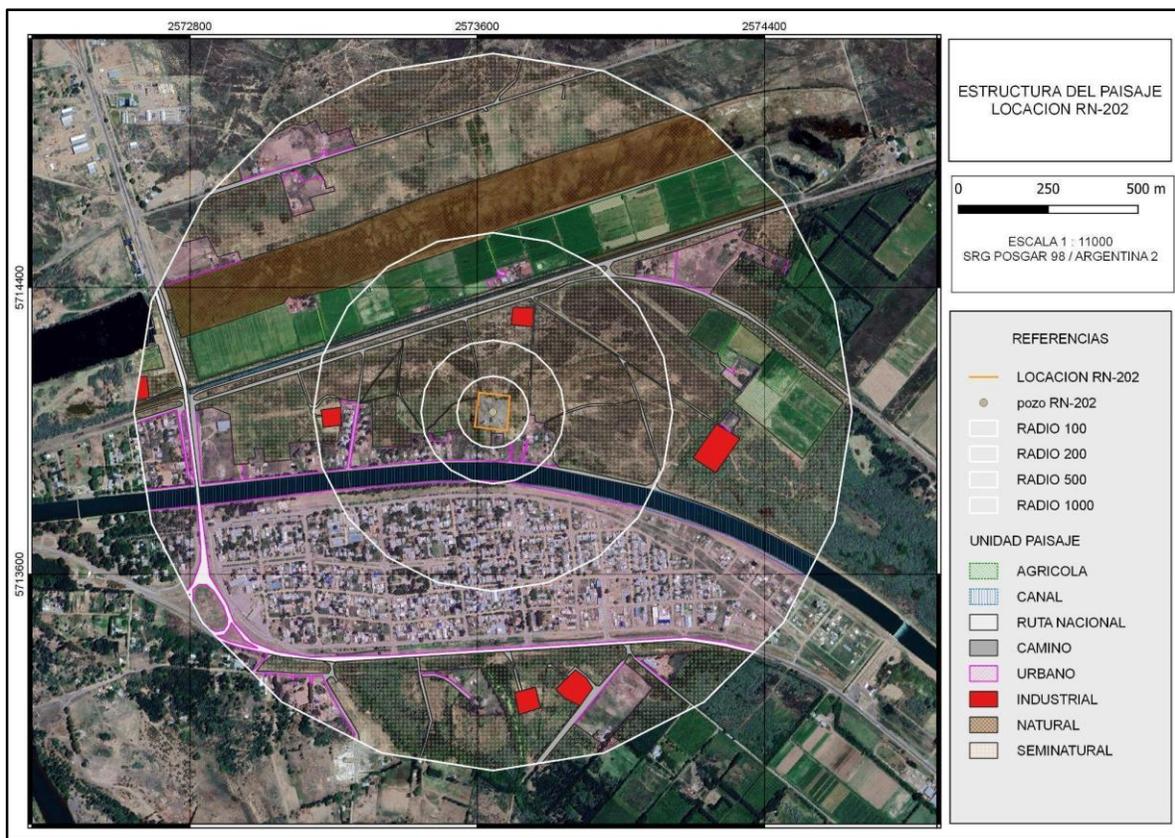


Figura 13. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación RN-202.

Paisaje RN-202: La locación estudiada se ubica en sector periurbano de la ciudad de Barda del medio, próxima al canal principal de riego, en zona del Alto Valle de la provincia de Río Negro. Es un sector donde habitan asentamientos poblacionales, con actividades antrópicas que afectan la vegetación natural del sistema. Además, existen campos de cultivos cercanos al sitio de estudio. Las

unidades de paisajes que predominan en todos los radios medidos son seminaturales (Paisajes disturbados); urbanos y luego unidades de paisaje agrícolas respectivamente (Figura 14).

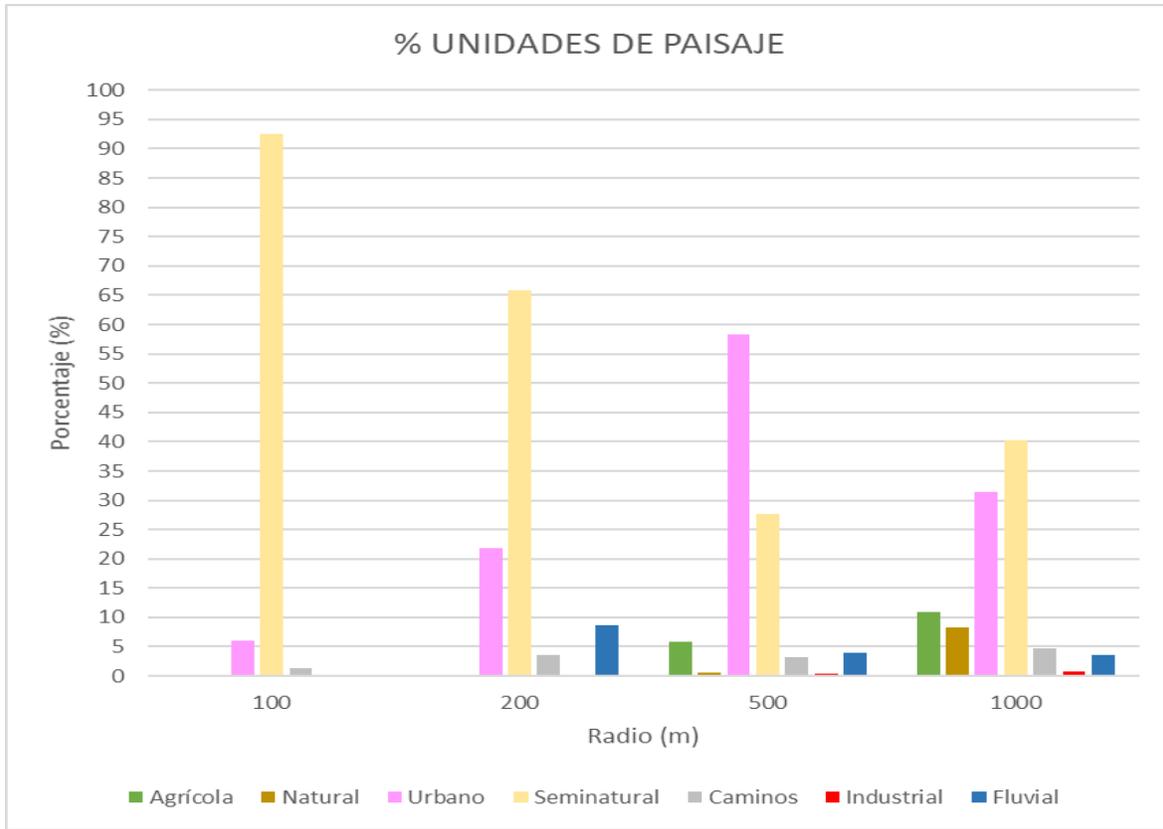


Figura 14. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación RN-202.

Sitio 2: Locación RN.a-10, Figura 15

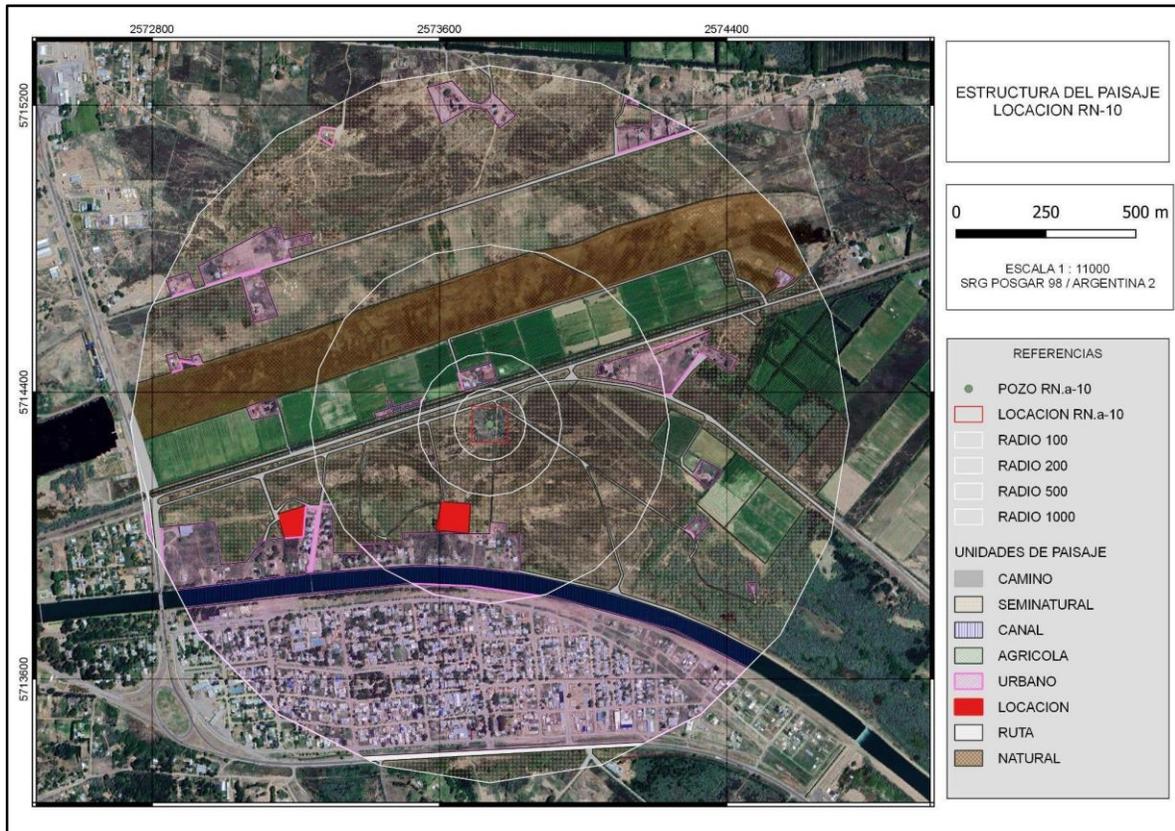


Figura 15. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación RN.a-10.

Paisaje RN.a-10: La locación se sitúa en área periurbana de la ciudad de Barda del Medio, en proximidad al canal principal de riego, perteneciente al Alto Valle de la provincia. Según el análisis foto interpretativo, las unidades de paisajes que predominan en este sitio son Seminatural, Agrícola y Urbano respectivamente (Figura 16).

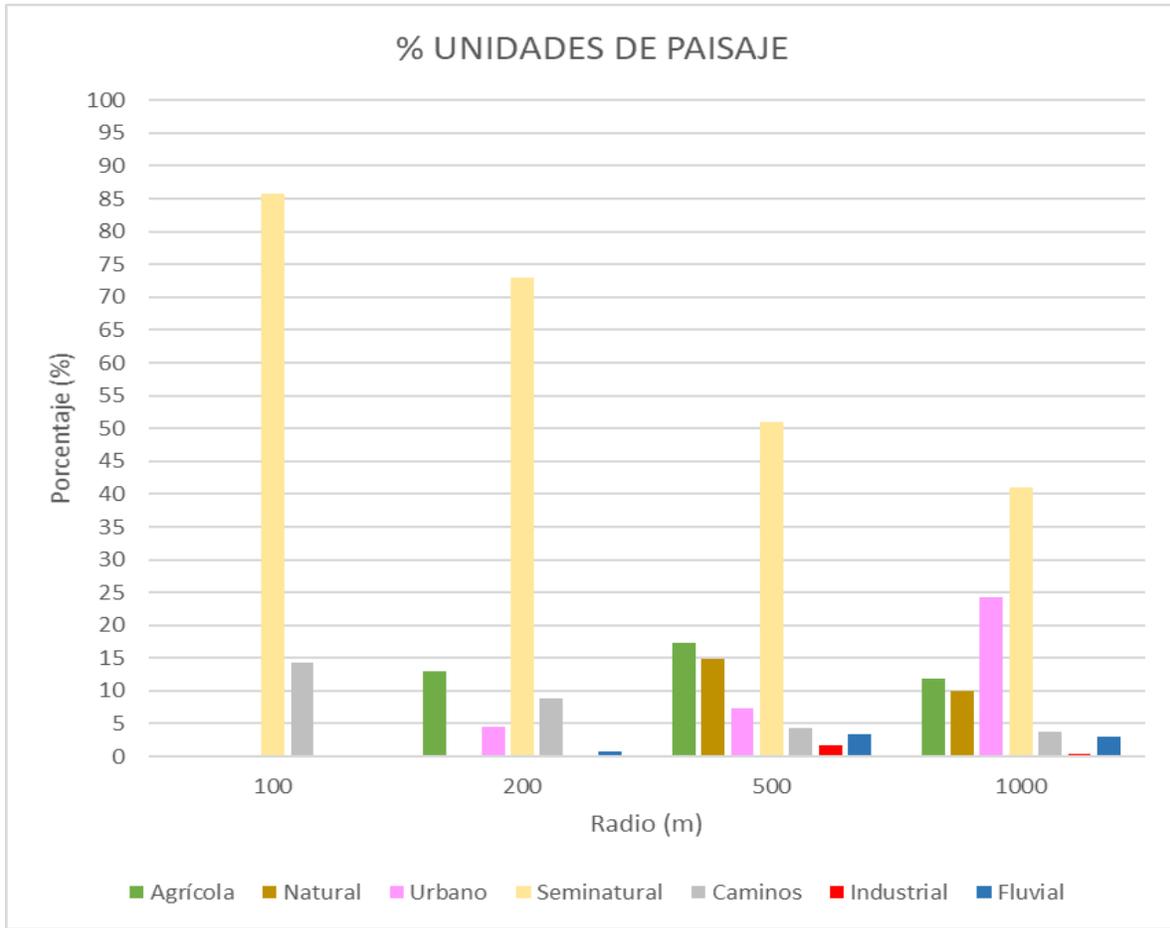


Figura 16. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación RN.a-10.

Sitio 3: Locación EFO.a-11, Figura 17

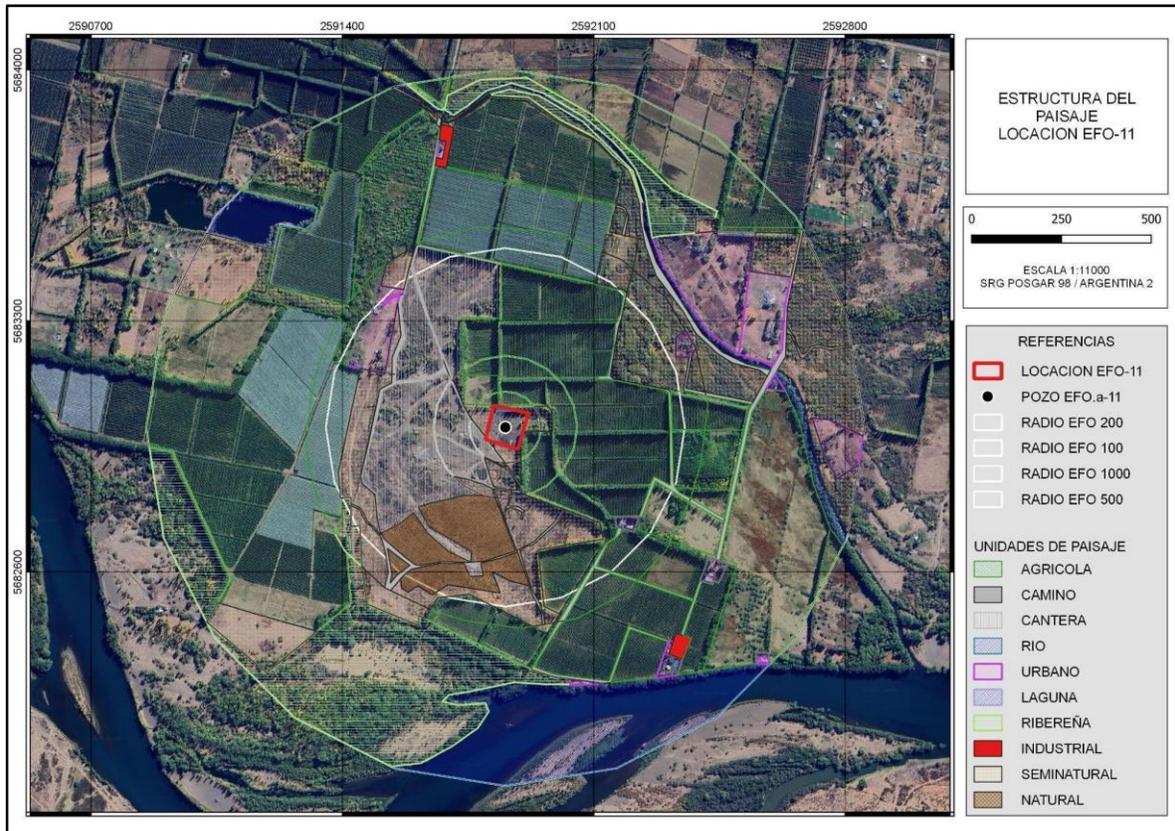


Figura 17. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación EFO.a-11

EFO.a-11: La locación se sitúa en sector Sur de chacras de la ciudad de Fernández Oro, rodeada de canales y cercana al río Negro, sobre el Alto Valle de la provincia. Según el análisis foto interpretativo, el predominio porcentual fue del paisaje Seminatural en los primeros 100 metros a la redonda, y luego predominio de paisaje agrícola en los radios 200; 500 y 1000 metros. Se denota, también, una actividad industrial (alto porcentaje de paisaje industrial) producto de la cantera de áridos en inmediaciones a la locación en estudio (Figura 18).

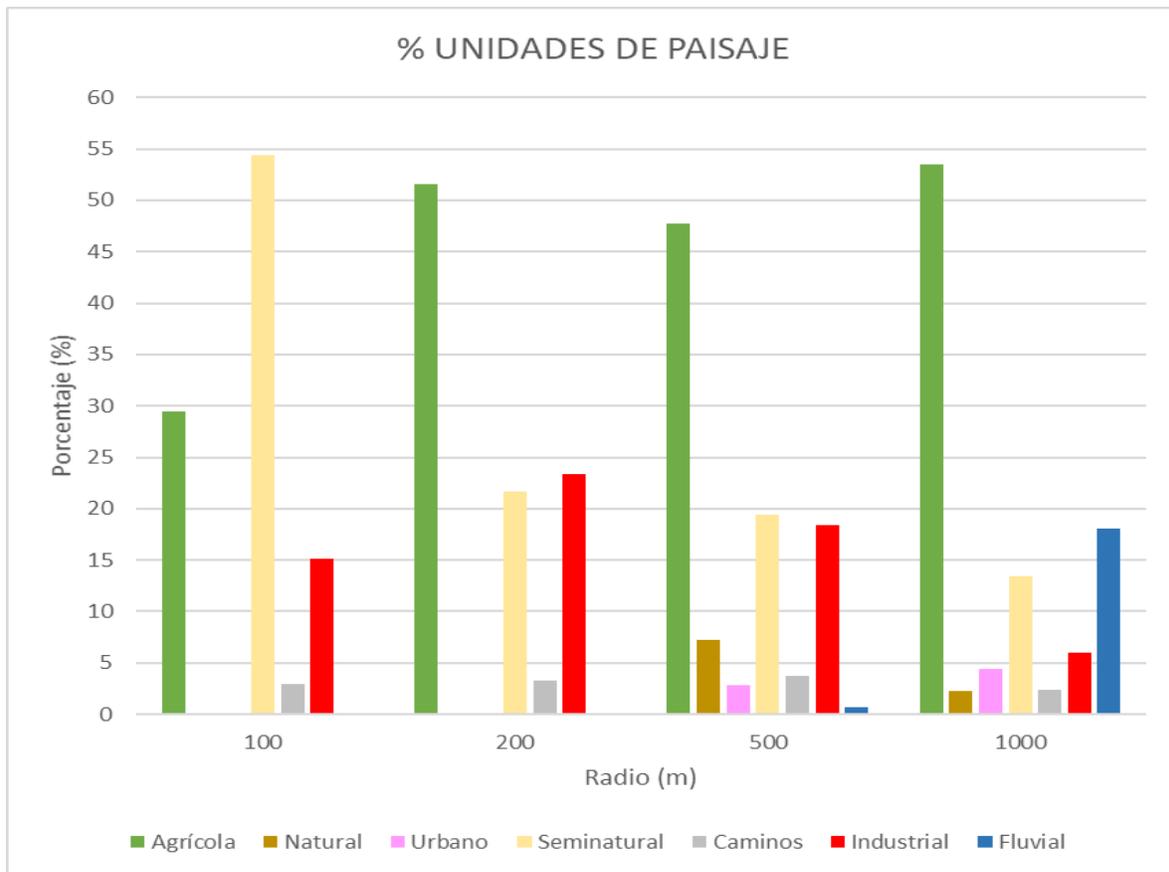


Figura 18. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación EFO.a-10.

Sitio 4: Locación BLLN-27, Figura 19

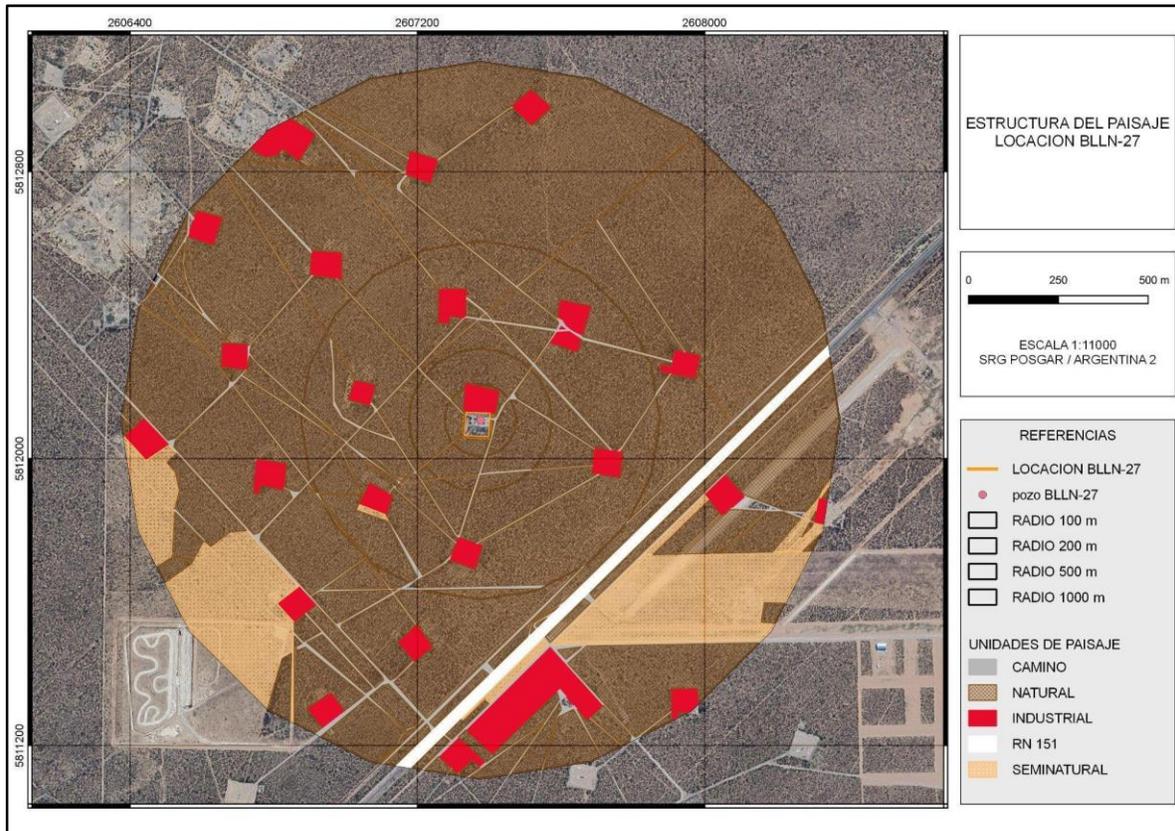


Figura 19. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-27.

BLLN-27: La locación se sitúa en área rural de la ciudad de Catriel, en zona de meseta. Según el análisis, las unidades de paisajes que predominan en este sitio son Monte Natural, Paisaje Industrial y Paisaje Seminatural respectivamente (Figura 20).

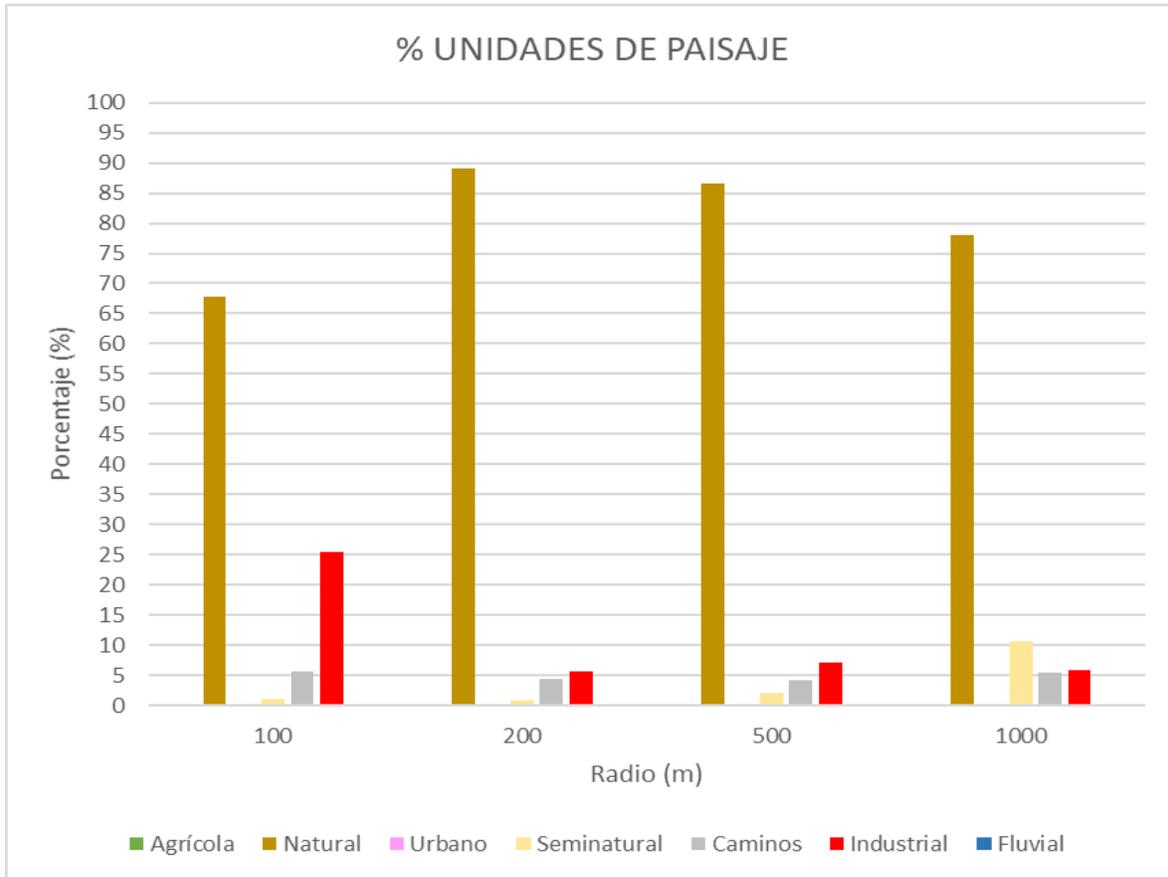


Figura 20. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-27.

Sitio 5: Locación BLLN-55, Figura 21

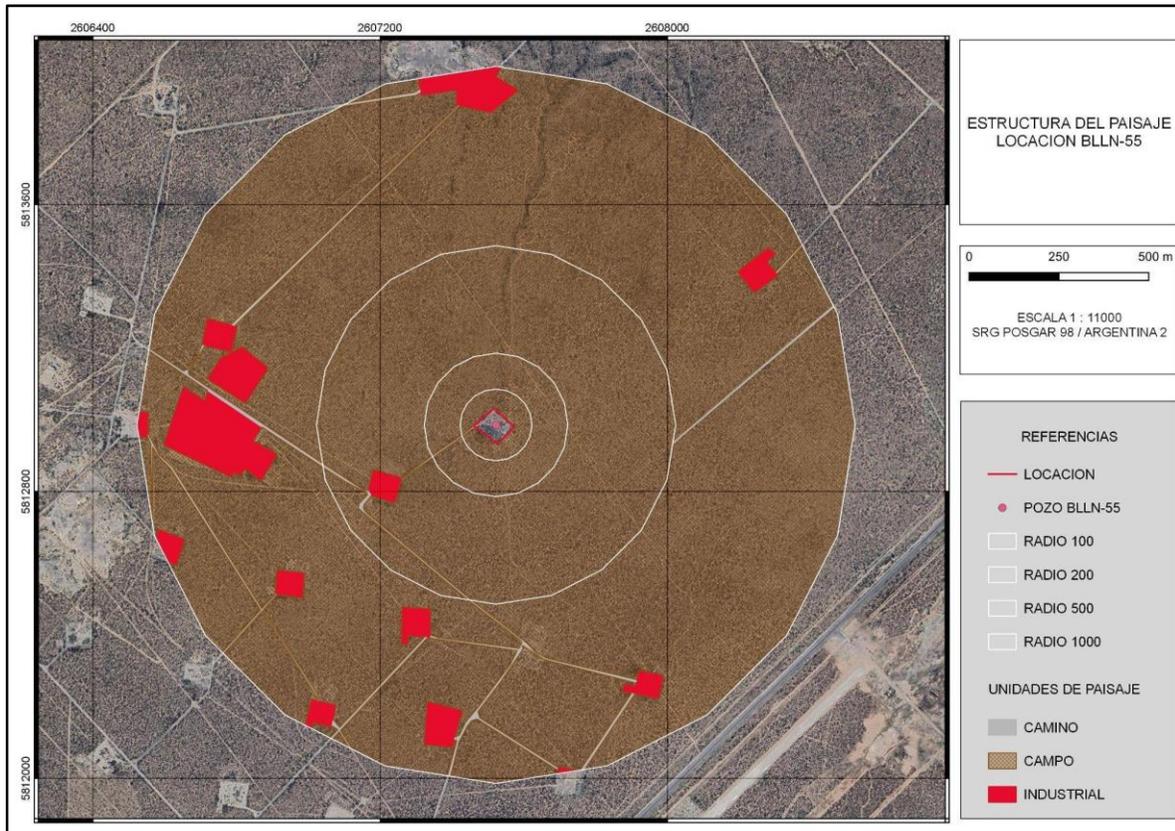


Figura 21. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-55.

BLLN-55: La locación se sitúa en área rural de la ciudad de Catriel, en zona de meseta. Según el análisis, las unidades de paisajes en un radio de 100 a 1000 metros que predominan casi en su totalidad es el paisaje natural de monte (Figura 22).

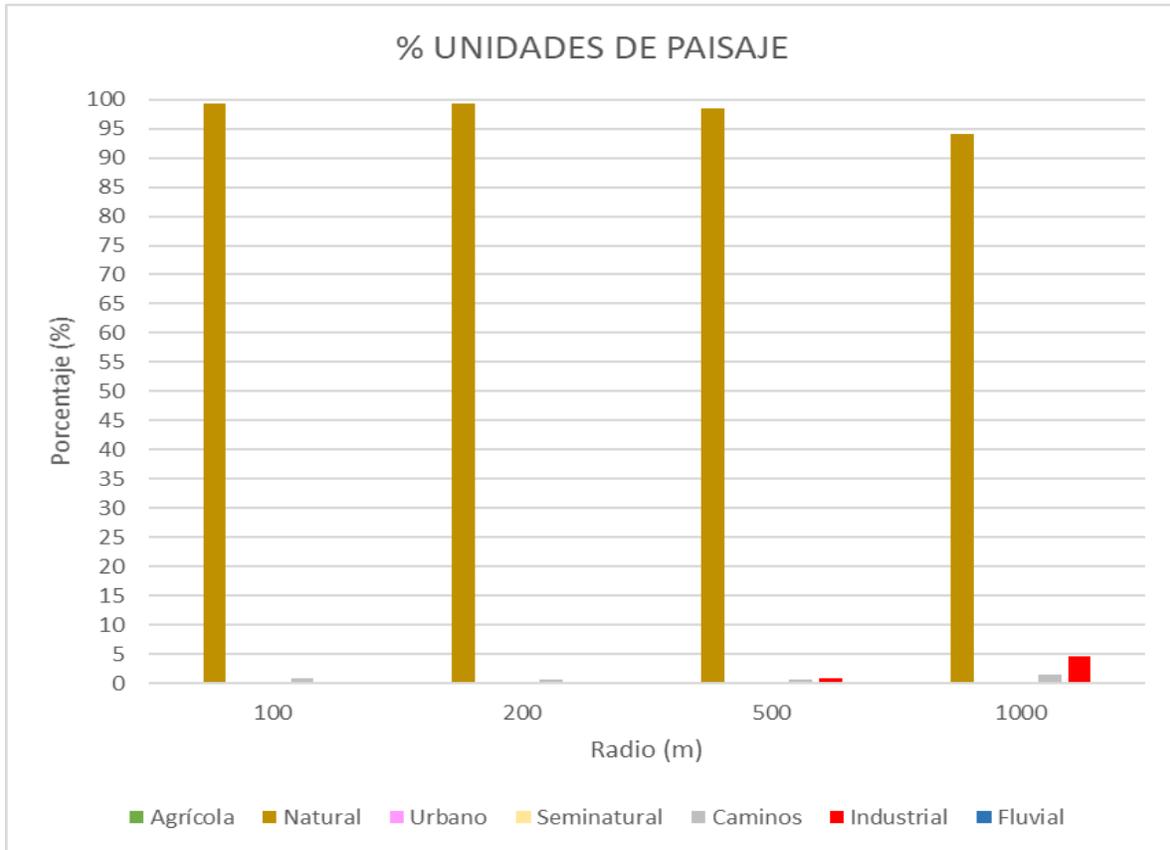


Figura 22. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-55.

Sitio 6: Locación BLLN-70, Figura 23

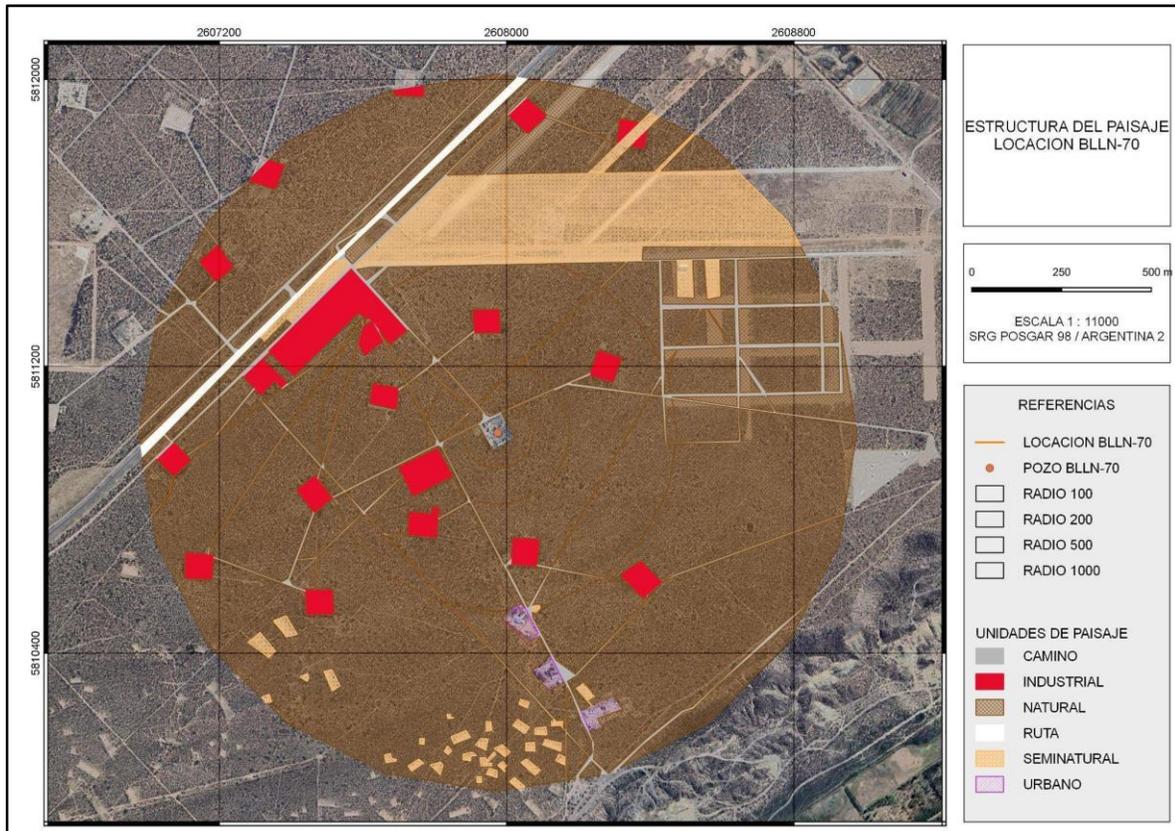


Figura 23. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación BLLN-70.

BLLN-70: La locación se sitúa en área rural de la ciudad de Catriel, en zona de meseta. Según el análisis foto interpretativo, las unidades de paisajes en un radio de 100 a 1000 metros que predomina es el paisaje natural de monte y luego, en un porcentaje bajo, paisaje industrial y de caminos respectivamente (Figura 24).

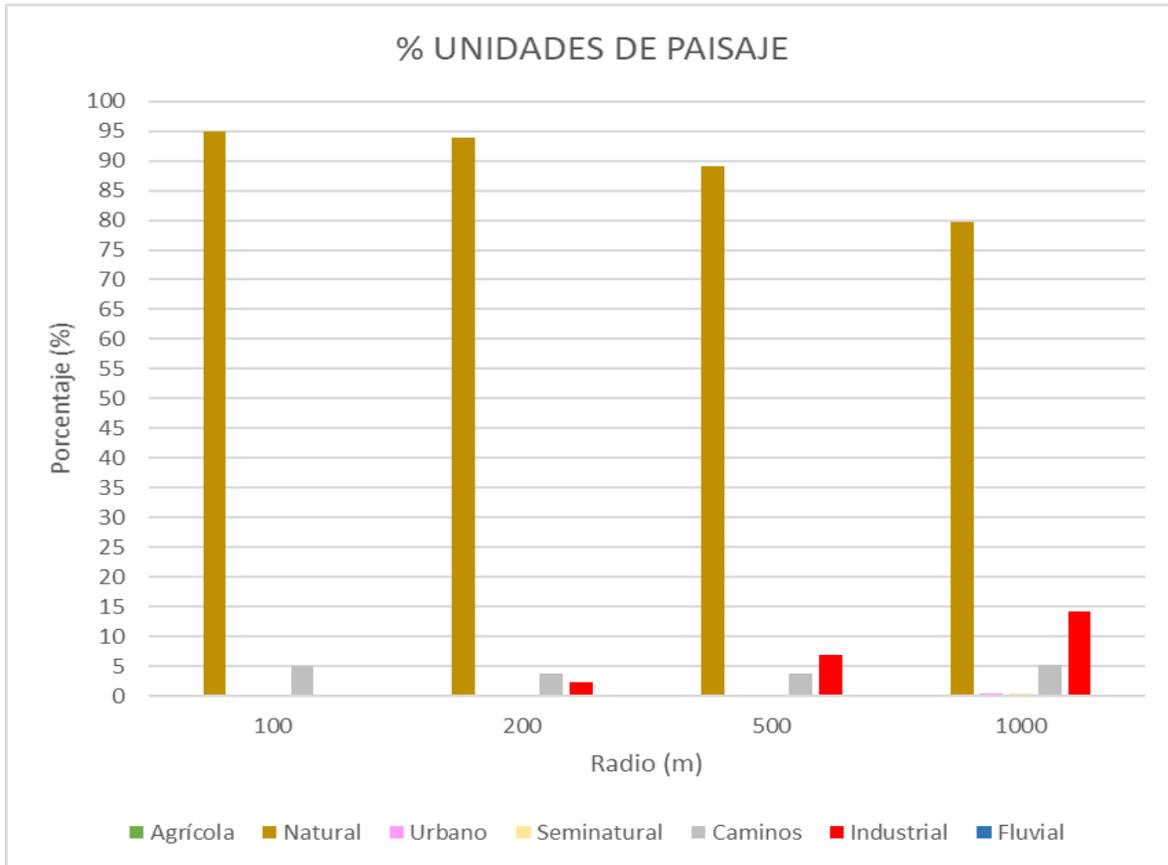


Figura 24. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación BLLN-70.

Sitio 7: Locación EM-433, Figura 25

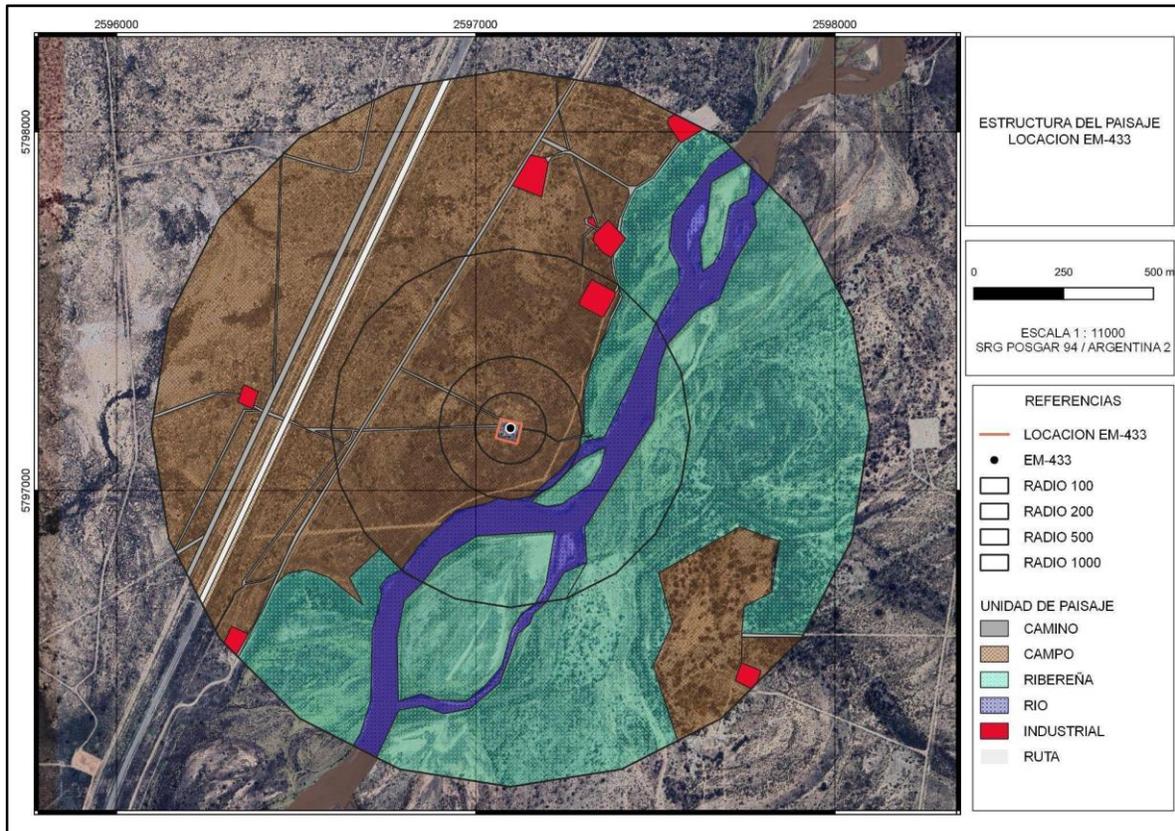


Figura 25. Mapa de Unidades de paisajes circundantes a la locación EM-433.

EM-433: La locación se sitúa al sur de la ciudad de Catriel, en zona de meseta, en proximidades al río Colorado. Según el análisis foto interpretativo, las unidades de paisajes que predominan en un radio de 100 a 1000 metros es el paisaje natural de monte y luego, en los radios de distancia de 500 y 1000 metros, se acentúa el porcentaje de unidades de paisaje fluvial (Figura 26).

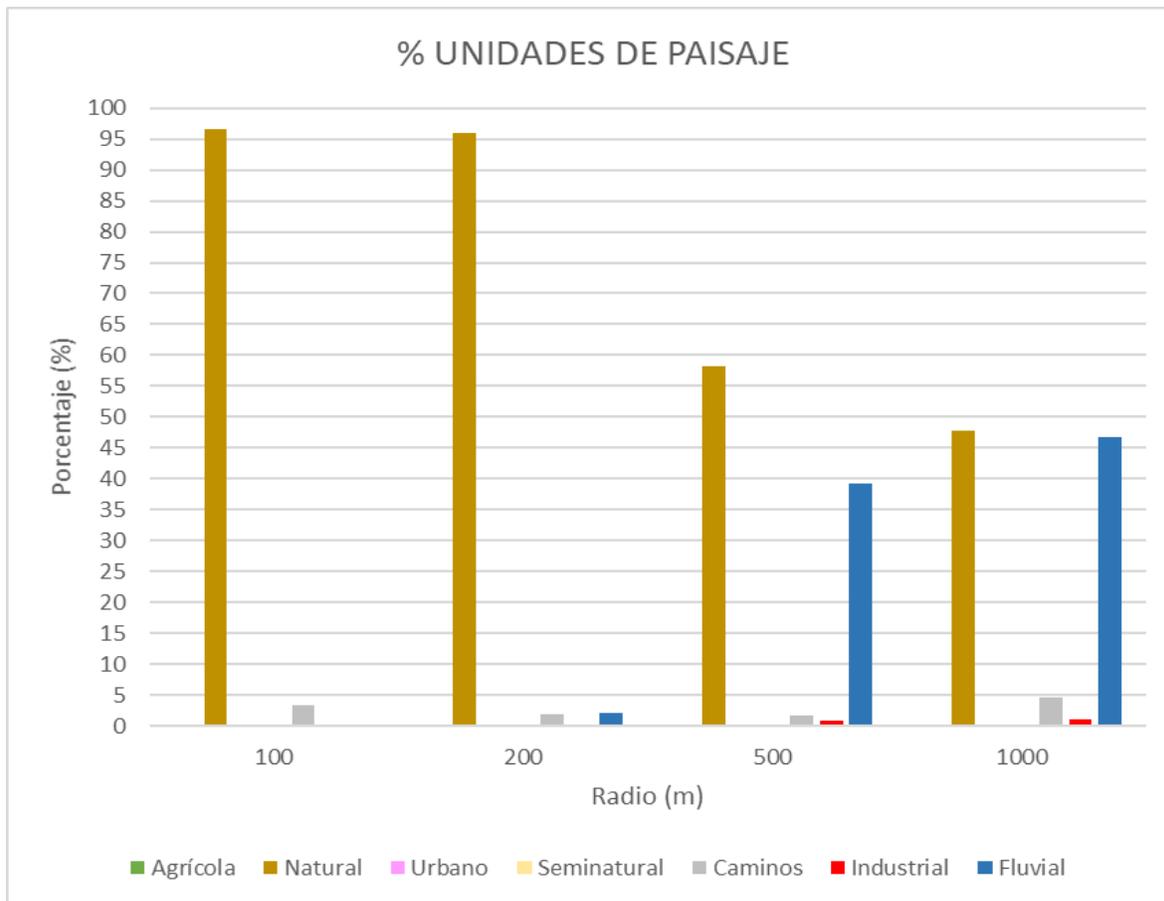


Figura 26. Gráfico de barras indicando el grado de superficies de paisajes entorno a la locación EM-433.

6.2. Composición de vegetación

A partir del método de relevamiento de vegetación (método de transectas de Canfield) ejecutados en las diferentes locaciones abandonadas, en los sitios de la zona del Alto Valle agrícola (VA) se relevó un total de 17 especies (11 nativas y 6 exóticas), mientras que en los sitios de Monte natural de estepa (MN) se relevó un total de 19 especies (17 nativas y 2 exóticas) (Tabla 3).

La cobertura vegetal promedio en los sitios del Valle agrícola (n=3) fue 46,31%. Las especies con mayor cobertura fueron *Atriplex lampa* (Moq.) D. Dietr, *Psila spatoides* (Hook. & Arn. ex DC.), *Hyalis argentea* D. Don ex Hook. & Arn. var. *latisquama* Cabrera. En los sitios del Monte natural, la cobertura vegetal promedio fue 43,23%. Las especies con mayor cobertura fueron *Atriplex lampa* (Moq.) D. Dietr, *Larrea divaricata* Cav, *Suaeda divaricata* Moq. El promedio de las coberturas vegetales en los sitios del Alto Valle y del Monte natural de Estepa no difieren estadísticamente al nivel de 5% (Anexo 13). Las especies comunes en ambas situaciones fueron *Pappostipa speciosa*

(Trin. & Rupr.) Romasch, *Atriplex lampa* (Moq.) D. Dietr, *Strombocarpa strombulifera* (Lam.) A. Gray, *Mulguraea ligustrina* (Lag.) N. O'Leary & P. Peralta var. *ligustrina*, *Solanum elaeagnifolium* Cav.

En los sitios de Valle agrícola, la cobertura de arbustos de *Atriplex lampa* (Moq.) D. Dietr, *Strombocarpa strombulifera* (Lam.) A. Gray, y pastos del género *Jarava speciosa* (Trin. & Rupr.) Romasch fueron mayores respecto a los sitios del monte natural. En tanto, la cobertura de *Solanum elaeagnifolium* Cav y *Mulguraea ligustrina* (Lag.) N. O'Leary & P. Peralta var. *ligustrina*, *Solanum elaeagnifolium* Cav fueron mayores en los sitios de Monte natural. La composición florística relevada a lo largo del conjunto de muestreos y la cobertura promedio por especie se muestra para cada zona (Alto Valle Agrícola y Monte natural de estepa) en la Tabla 3.

Tabla 3: porcentaje de cobertura promedio (n = 3) de especies de los sitios en valle agrícola (VA) y porcentaje de cobertura promedio (n =4) de especies de los sitios en monte natural de estepa (MN). tipo y forma de vida de cada especie según clasificación: arbustos (Arb), gramíneas anuales (Ga); hierbas perennes (HP), hierbas anuales (ha). *especies exóticas

ESPECIE	FORMA DE VIDA	VALLE AGRICOLA EFO.a-11; RN-10; RN-202	MONTE NATURAL ESTEPA BLLN-27; BLLN-55; BLLN-70; EM-433
<i>Acantholippia seriphioides</i>	Arb	0	0,60
<i>Atriplex lampa</i>	Arb	29,59	14,78
<i>Baccharis darwinii</i>	Arb	0	0,07
<i>Baccharis salicifolia</i>	Arb	0,17	0
<i>Grindelia chilensis</i>	Arb	0,16	0
<i>Larrea divaricata</i>	Arb	0	10,13
<i>Lycium chilense</i> var. <i>chilense</i>	Arb	0	1,34
<i>Lycium gilliesianum</i>	Arb	0	1,14
<i>Mulguraea ligustrina</i> var. <i>ligustrina</i>	Arb	0,06	0,27
<i>Naussauvia glomerulosa</i>	Arb	0	0,22
<i>Neltuma flexuosa</i> var. <i>depressa</i>	Arb	0	2,84
<i>Neosparton aphyllum</i>	Arb	1,82	0
<i>Prosopidastrum globosum</i>	Arb	1,29	0
<i>Psila spartioides</i>	Arb	5,17	0
<i>Senecio subulatus</i> var. <i>subulatus</i>	Arb	0	0,73
<i>Sphaeralcea miniata</i> (malva)	Arb	0	0,53
<i>Strombocarpa strombulifera</i>	Arb	1,63	0,03

<i>Suaeda divaricata</i>	Arb	0	5,25
<i>Bromus sp.*</i>	Ga	0,34	0
<i>Schismus arabicus *</i>	Ga	0,40	0
<i>Centaurea melitensis L. *</i>	ha	0	0,32
<i>Hordeum murinum *</i>	ha	0	0,05
<i>Medicago lupulina *</i>	ha	0,043	0
<i>Silybum marianum *</i>	ha	0,06	0
<i>Verbascum virgatum *</i>	ha	0,003	0
<i>Aristida subulata henrard</i>	HP	0	0,53
<i>Festuca arundinacea Schreb.*</i>	HP	0,20	0
<i>Hyalis argentea var. latisquama</i>	HP	3,46	0
<i>Nicotiana acuminata var. acuminata</i>	HP	0	0,055
<i>Pappostipa speciosa</i>	HP	1,90	0,17
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	HP	0,02	4,18

En los sitios de Valle agrícola, la forma de vida predominante fue la de arbustos (8 especies), seguida de hierbas perennes (4), hierbas anuales (3) y gramíneas anuales (2). En las comunidades del Monte natural de Estepa, predominaron las especies de arbustos (13), seguidos de hierbas perennes (4), hierbas anuales (2). No se identificaron especies de gramíneas (Figura 27).

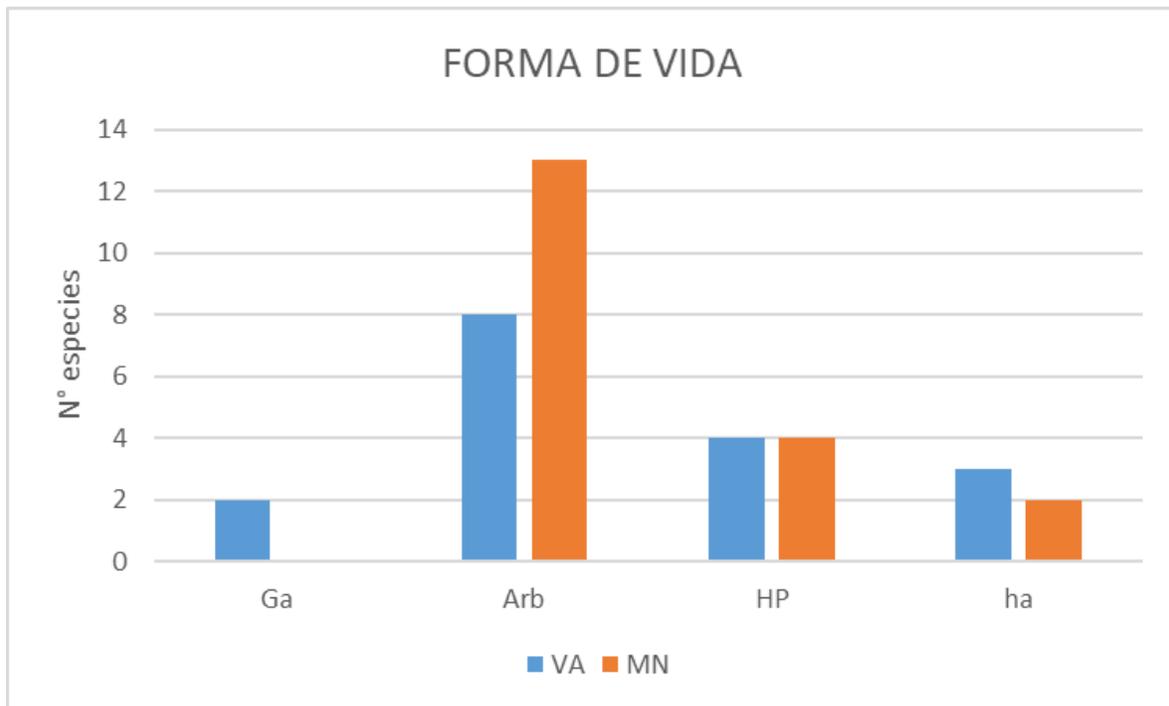


Figura 27. Formas de vida en sitios de Valle agrícola (VA) y Monte natural (MN).

6.2.1. Diversidad α

Riqueza

En cuanto a la riqueza promedio de especies en los sitios de muestreo se puede observar que es superior en el Sistema Monte natural, donde se obtuvo un promedio de 8,75 (Tabla 4). Por un lado, el porcentaje de especies nativas fue significativamente mayor en los sitios del Monte natural ($p < 0,05$), con un porcentaje promedio de 96,16% y, por otro lado, el porcentaje de especies exóticas en el Alto Valle (30,83%) fue significativamente mayor al número de especies exóticas del Monte natural (3,85%), con un nivel de significancia del 5% (Tabla 5) (Anexo 13).

Tabla 4: Valores de Riqueza promedio en zona Alto Valle y Monte natural. E.E: Error Estándar.

ZONA	RIQUEZA (S)
ALTO VALLE	7,67 (+/-1,45 E.E)
MONTE NATURAL	8,75 (+/-1,55 E.E)

Tabla 5: Valores promedio de especies nativas y especies exóticas. E.E: Error Estándar.

ZONA	%NATIVAS	%EXÓTICAS	Error Estándar (EE)
ALTO VALLE	69,17%	30,83%	+/- 9,17
MONTE NATURAL	96,16%	3,85%	+/- 3,85

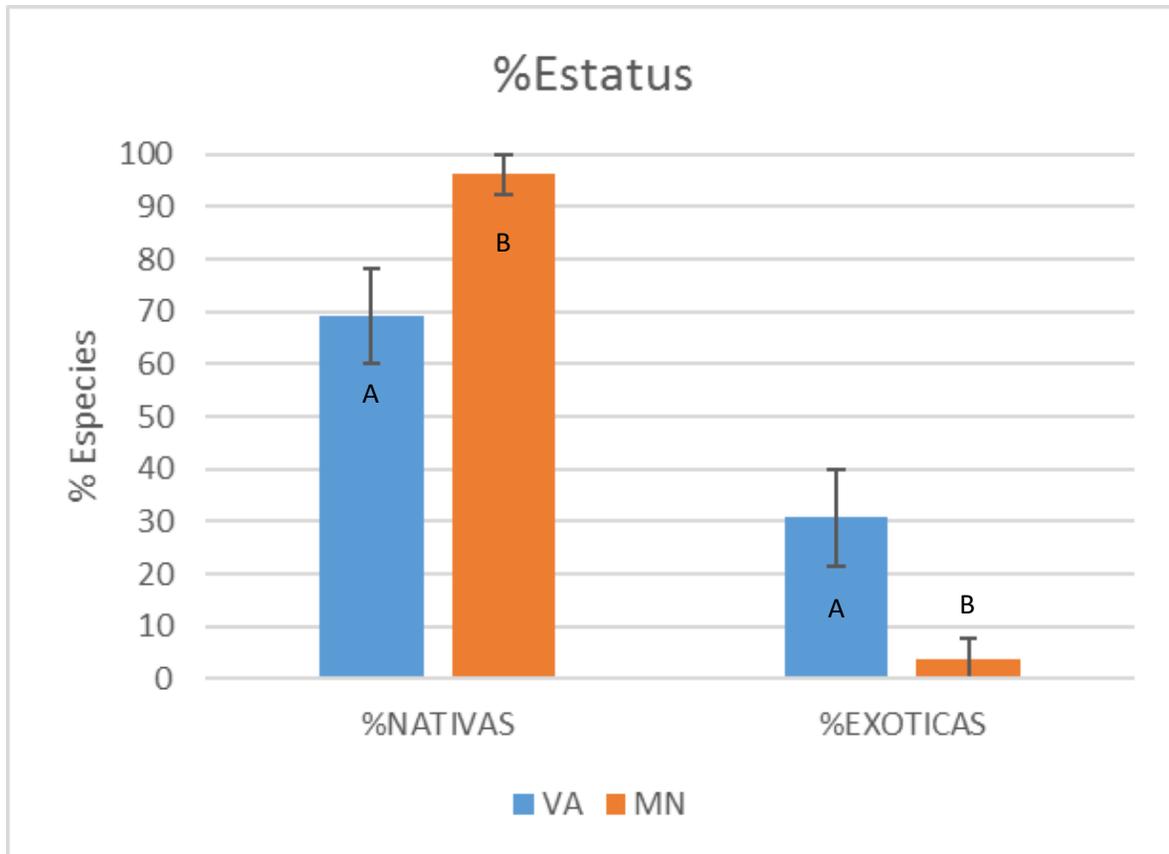


Figura 28. Porcentajes de especies nativas y exóticas en el Valle agrícola y Monte natural. Las barras en las columnas expresan el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.

Índice de Shannon

Analizando los resultados obtenidos en la Tabla 6, los valores medios de Diversidad (H') y Equidad no difieren estadísticamente a un nivel de significancia del 5% (Figura 29).

Tabla 6: Valores de Diversidad y Equidad promedio en zona Alto Valle y Monte natural. E.E: Error Estándar.

ZONA	Diversidad promedio (H)	Equidad promedio
VA	1,28 (+/- 0,23 E.E)	0,63 (+/- 0,06 E.E)
MN	1,69 (+/- 0,23 E.E)	0,79 (+/- 0,05 E.E)

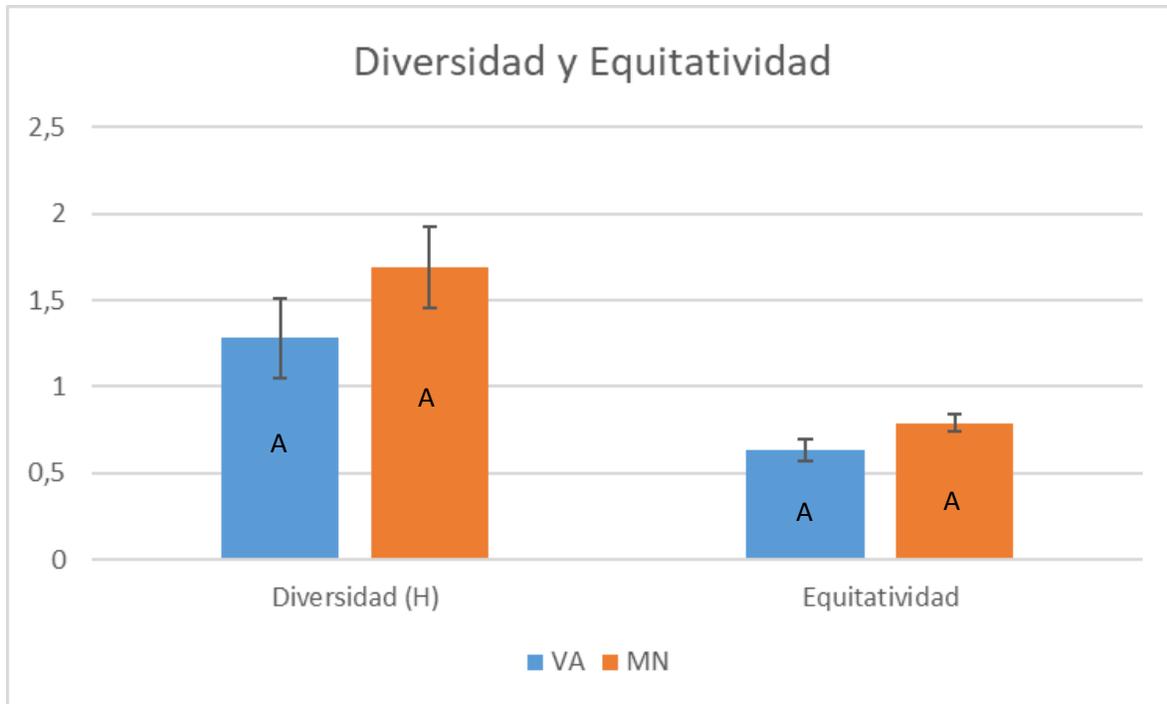


Figura 29. Índices de diversidad y equitatividad en sitios valle agrícola (VA) y monte natural (MN). Las barras sobre columnas indican el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.

6.1.2. Diversidad Beta: Índice de similitud

A partir del análisis, las comunidades del Monte natural presentaron un índice de similitud promedio de 0,46 (Sørensen cualitativo) que se ubica en la escala de similitud moderada (0,26 - 0,50). Además, el índice de similitud promedio calculado entre las comunidades del Valle agrícola, otorgó un resultado moderado de 0,32 y el índice de similitud promedio entre las comunidades del valle agrícola y monte natural reflejó un resultado de similitud bajo (0,13) (Tabla 7 y 8).

Tabla 7. Valores de Similitud entre sitios de estudio.

ÍNDICE DE SORESENEN								
PAISAJE		AGRÍCOLA			NATURAL			
		EFO.a-11	RN-10	RN-202	BLLN-27	BLLN-55	BLLN-70	EM-433
AGRÍCOLA	EFO.a-11	1	0,22	0,13	0,09	0	0	0
	RN-10		1	0,62	0,10	0,35	0,13	0,29
	RN-202			1	0,11	0,14	0,17	0,18
NATURAL	BLLN-27				1	0,55	0,7	0,21
	BLLN-55					1	0,63	0,4
	BLLN-70						1	0,31
	EM-433							1

Con respecto al Índice de similitud entre los paisajes se observaron diferencias significativas ($p=0,0002$) entre sitios del Valle agrícola y Monte natural, donde los valores de similitud fueron mucho mayores en el último. Para el resto de los índices de similitud promedio, no presentaron diferencias significativas a un nivel de significancia de 5% (Figura 30).

Tabla 8. Valores promedio de similitud entre las zonas de estudio. A-A: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Valle agrícola. A-N: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Valle agrícola y Monte natural. N-N: es el índice de similitud promedio entre los sitios del Monte natural.

ÍNDICE DE SIMILITUD DE SORESENEN		
Paisaje	Valores Promedio	Error Estándar
A-A	0,32	0,15
A-N	0,13	0,03
N-N	0,46	0,08

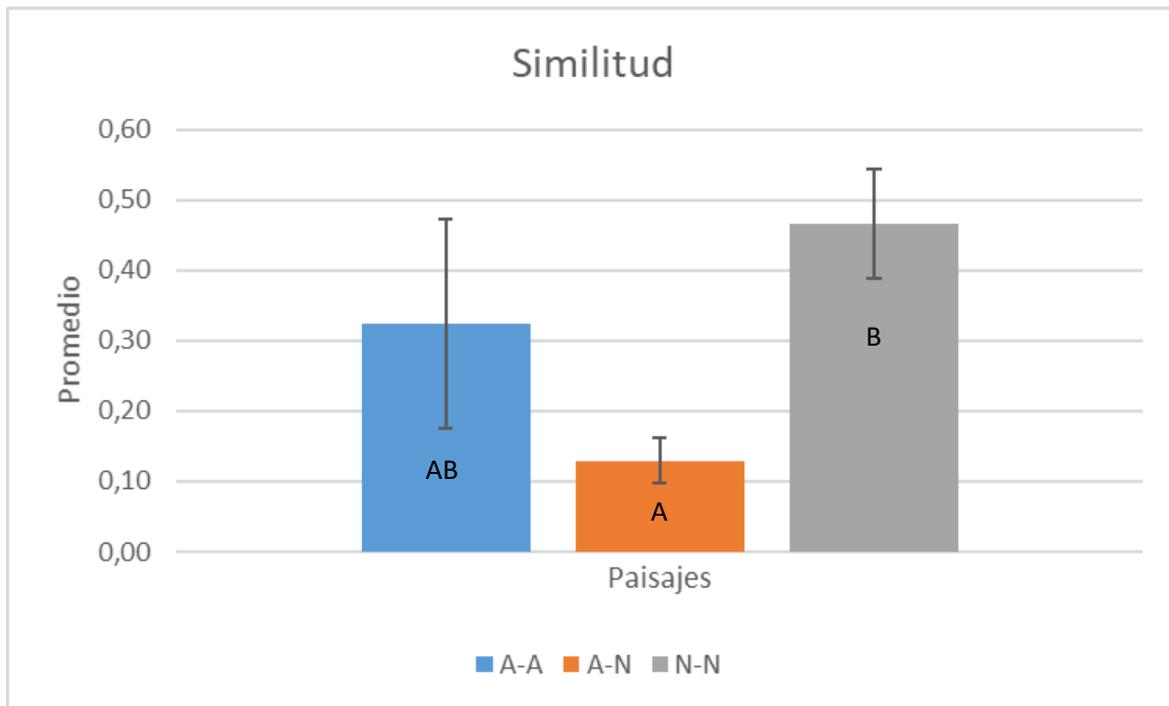


Figura 30. Similitud promedio entre zonas. A-N: Similitud entre locaciones del valle agrícola y Monte natural; N-N: Similitud entre locaciones del Monte Natural. A-A: Similitud entre locaciones del Valle agrícola. Las barras sobre columnas indican el error estándar. Letras distintas expresan diferencias significativas entre paisajes a un nivel de significación del 5%.

6.2.2. Estructura de cada comunidad y su relación con el Paisaje: Análisis multivariado

Se realizó un Análisis de Componentes Principales para determinar la estructura de la vegetación de las locaciones abandonadas en función de la característica de paisajes que componen el entorno en un radio de 100 m, 200 m, 500 m y 1000 m. A partir de una primera depuración de variables (Anexo 13) se seleccionaron los vectores con correlación moderada a alta, tomando los valores mayores o iguales a 0,30 y menores o iguales a -0,30 según la tabla de Autovectores (Tabla 11). A partir de la misma, se definió el Análisis de Componentes Principales que se presenta a continuación.

6.2.2.1. Análisis de componentes principales

ACP - % paisajes en radio 100 metros

En un radio de 100 m, el ACP mostró la segregación de los sitios sobre la componente 1, que resume el 56,1% de la variabilidad de los datos, agrupando las locaciones en función de las variables. Existe una relación moderada entre porcentaje de especies nativas, equitatividad de especies y paisaje natural. El aumento de la riqueza de especies se relaciona moderadamente con el aumento del porcentaje de paisaje natural. El porcentaje de especies exóticas se relaciona de forma moderada con el paisaje seminatural. Se puede observar en el Biplot de la Figura 31 sobre la porción positiva un agrupamiento de los sitios con mayor cantidad de especies nativas y paisaje natural, los cuales se ordenan de mayor a menor de la siguiente manera: BLLN-55, EM-433, BLLN-70 y por último el sitio BLLN-27. Por otro lado, sobre la porción negativa del Biplot, se correlaciona de forma moderada las especies exóticas con paisaje seminatural. Se identifican sobre las locaciones: RN-202; RN-10; EFO-11.

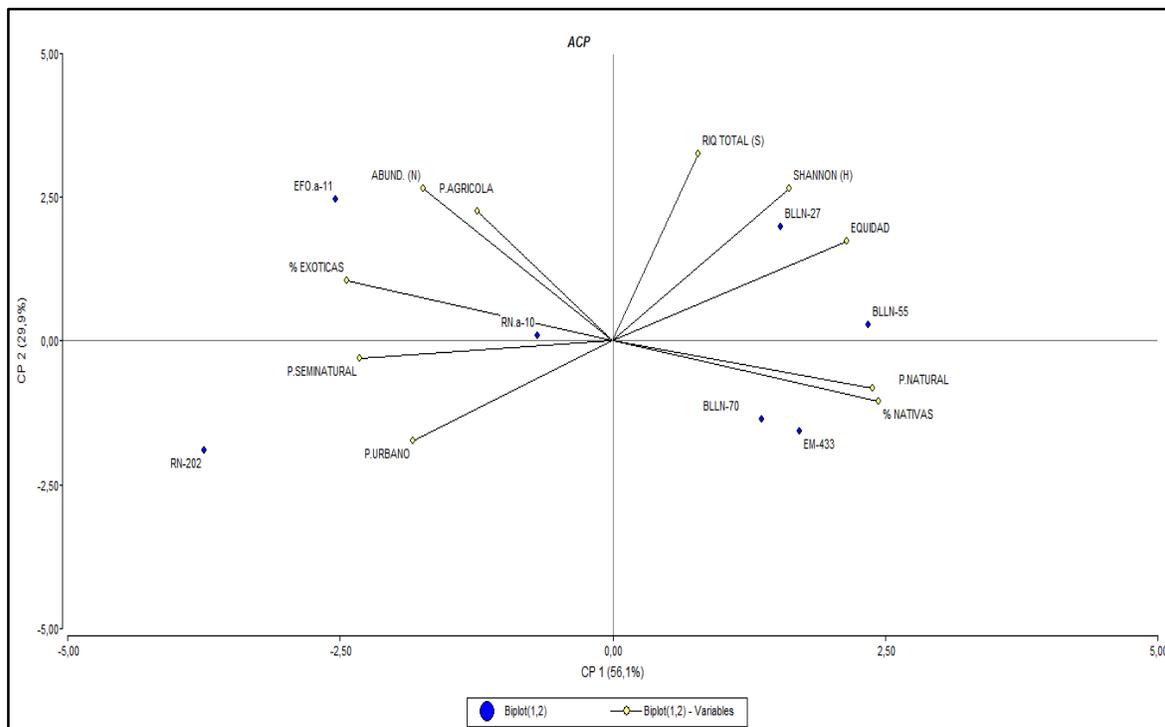


Figura 31. Análisis de componentes principales sobre un radio de 100 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables.

La segunda componente explica el 29,9 % de la variabilidad. Las variables que más contribuyen a la componente 2 es la riqueza total de especies con una correlación alta ($>0,50$) y el Paisaje Agrícola, abundancia y diversidad de especies con una correlación moderada ($0,3 - 0,5$). En su porción positiva del Biplot los sitios que se identifican con estas variables son BLLN-27 y EFO-11 (Figura 31, Tabla 9).

Tabla 9. Autovectores sobre un radio de 100m. Los valores $0,30 - 0,50 =$ correlación moderada / $0,50 - 1 =$ correlación alta

Autovectores		
Variables	e1	e2
RIQ TOTAL (S)	0,13	0,52
ABUND. (N)	-0,28	0,43
% NATIVAS	0,39	-0,17
% EXOTICAS	-0,39	0,17
SHANNON (H)	0,26	0,43
EQUIDAD	0,34	0,28
P.AGRICOLA	-0,20	0,36
P.NATURAL	0,38	-0,13
P.URBANO	-0,29	-0,28
P.SEMINATURAL	-0,37	-0,05

ACP – % PAISAJES EN RADIO 200 METROS

En un radio de 200 m, el ACP mostró la segregación de los sitios sobre la componente 1, que resume el 52,1% de la variabilidad de los datos, agrupando los sitios de estudio en función de las variables. Sobre la componente 1, existe una relación moderada ($0,30 - 0,50$) entre porcentaje de especies nativas, equidad de especies y paisaje natural. El aumento de especies nativas y equitatividad se relaciona directamente con el aumento del porcentaje de paisaje natural e inversamente con el Paisaje seminatural, urbano y especies exóticas. Se puede observar en el Biplot positivo de la Figura 32 un agrupamiento de los sitios con mayor cantidad de especies nativas, equidad y paisaje natural, los cuales se ordenan de mayor a menor de la siguiente manera: BLLN-55, EM-433, BLLN-70 y por último el sitio BLLN-27. Por otro lado, sobre la porción negativa, se identifican los sitios relacionados a las variables de especies exóticas, paisaje seminatural y paisaje urbano, en la cual se observan las locaciones del Alto Valle: RN-202; RN-10; EFO-11.

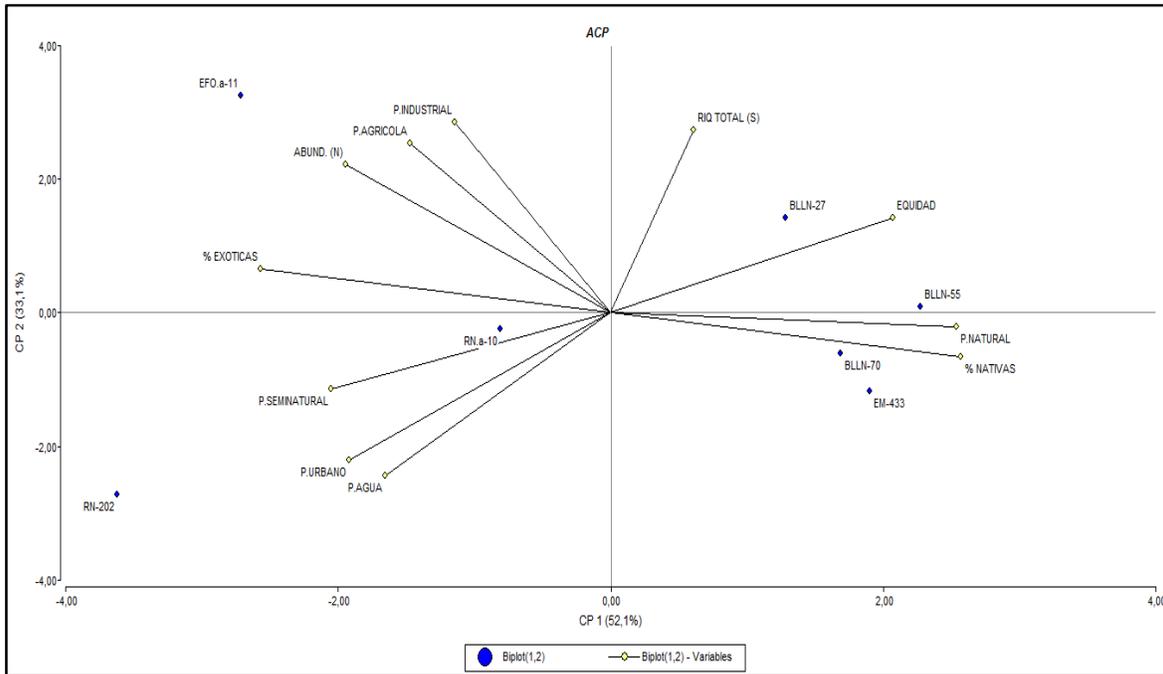


Figura 32. Análisis de componentes principales sobre el radio de 200 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables.

La segunda componente explica el 33,1 % de la variabilidad. En su porción positiva, se relacionan directamente de forma moderada (0,30 - 0,50) las variables Riqueza, Abundancia con paisaje agrícola y paisaje industrial, e inversamente paisaje fluvial y paisaje urbano. Se identifican sobre la porción positiva del Biplot, a los sitios EFO-11 y BLLN-27, con mayor relación a dichas variables (Figura 32, Tabla 10).

Tabla 10: Autovectores sobre un radio de 200m. Valores 0,30 – 0,50 = correlación moderada / 0,50 – 1 = correlación alta

Autovectores		
Variables	e1	e2
RIQ TOTAL (S)	0,09	0,42
ABUND. (N)	-0,30	0,34
% NATIVAS	0,40	-0,10
% EXOTICAS	-0,40	0,10
EQUIDAD	0,32	0,22
P.AGRICOLA	-0,23	0,39
P.NATURAL	0,39	-0,03
P.AGUA	-0,25	-0,38
P.INDUSTRIAL	-0,18	0,44
P.URBANO	-0,30	-0,34
P.SEMINATURAL	-0,32	-0,18

ACP - % PAISAJES EN RADIO 500 METROS

En un radio de 500 m, el ACP mostró la segregación de los sitios sobre la componente 1, que resume el 52,5% de la variabilidad de los datos, diferenciando grupos en función de las variables. Las variables que más contribuyen a la componente 1 son Paisaje natural, Porcentaje de especies nativas y porcentaje de especies exóticas, equidad. Existe una relación moderada (0,30 - 0,50) entre porcentaje de especies nativas, equidad y paisaje natural. El aumento de especies nativas y equidad responde directamente con el aumento del porcentaje de paisaje natural e inversamente con el paisaje agrícola y especies exóticas. Se puede observar en el Biplot negativo de la Figura 33 un agrupamiento de los sitios con mayor cantidad de especies nativas, mayor índice de equidad y paisaje natural, los cuales se ordenan de mayor a menor de la siguiente manera: BLLN-55, EM-433, BLLN-70 y por último el sitio BLLN-27. Por otro lado, sobre la porción positiva, se agrupan los sitios con mayor cantidad de especies exóticas y paisaje agrícola, urbano en la cual se identifican las locaciones del Alto Valle: RN-202; EFO-11 y el sitio RN-10 levemente inclinado sobre ese agrupamiento.

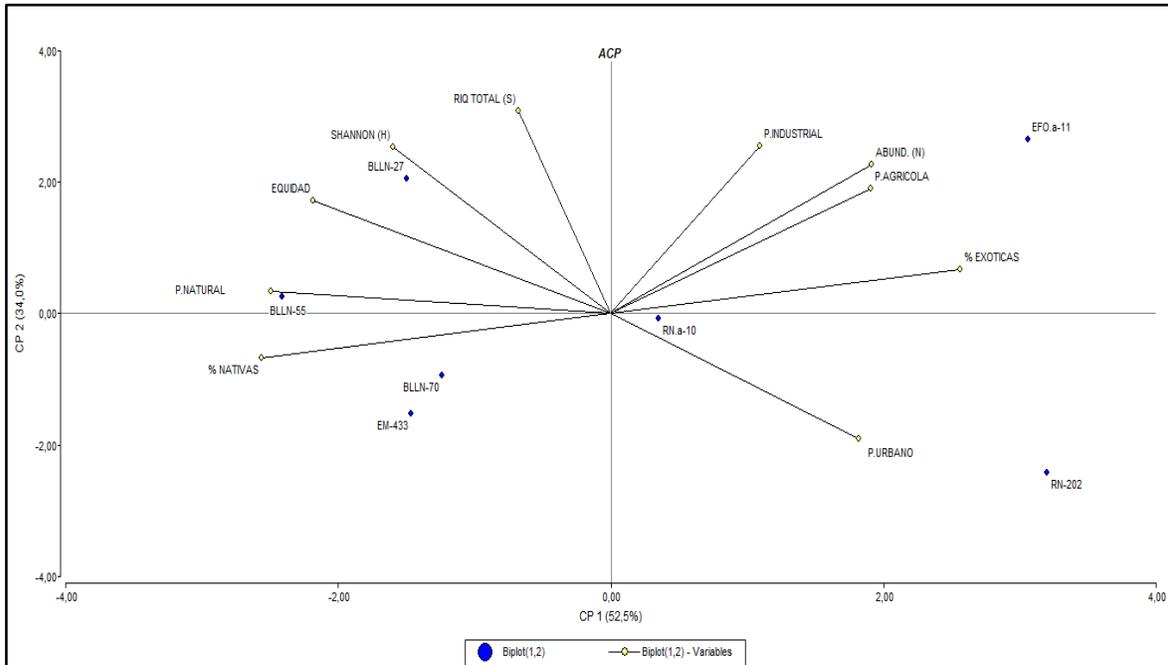


Figura 33. Análisis de componentes principales sobre el radio de 500 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables.

La segunda componente explica el 34 % de la variabilidad. La variable que más contribuye al componente 2 es la riqueza total de especies, luego el índice de shannon, abundancia de especies, paisaje Industrial, paisaje agrícola con una correlación moderada. En la porción positiva del biplot, se pudo identificar a los sitios EFO-11 y BLLN-27 relacionado a las variables supra mencionadas (Figura 33, Tabla 11).

Tabla 11: Tabla de Autovectores, radio 500 metros

Autovectores		
VARIABLES	e1	e2
RIQ TOTAL (S)	-0,11	0,49
ABUND. (N)	0,31	0,36
% NATIVAS	-0,41	-0,11
% EXOTICAS	0,41	0,11
SHANNON (H)	-0,26	0,41
EQUIDAD	-0,35	0,28
P.AGRICOLA	0,31	0,31
P.NATURAL	-0,40	0,06
P.INDUSTRIAL	0,18	0,41
P.URBANO	0,29	-0,31

ACP - % PAISAJE RADIO 1000 METROS

En un radio de 1000 m, la componente 1 resume el 56,9% de la variabilidad de los datos, agrupando las locaciones en función de las variables. Existe una relación moderada entre porcentaje de especies nativas, equidad y paisaje natural. El aumento de especies nativas y equidad de especies responde directamente con el aumento del porcentaje de paisaje natural e inversamente con el Paisaje seminatural y urbano, y con el porcentaje de especies exóticas. Se puede visualizar que el paisaje seminatural y urbano se correlacionan con el aumento de especies exóticas en un radio de 1000m. El Biplot de la Figura 34 agrupa los sitios con mayor cantidad de especies nativas, equidad de especies y paisaje natural, los cuales se ordenan de mayor a menor de la siguiente manera: BLLN-55, EM-433, BLLN-70 y por último el sitio BLLN-27. Por otro lado, sobre la porción negativa, se agrupan los sitios con mayor cantidad de especies exóticas y aumento de paisaje urbano y seminatural, en la cual se identifican las locaciones del Alto Valle: RN-202; RN-10; EFO-11.

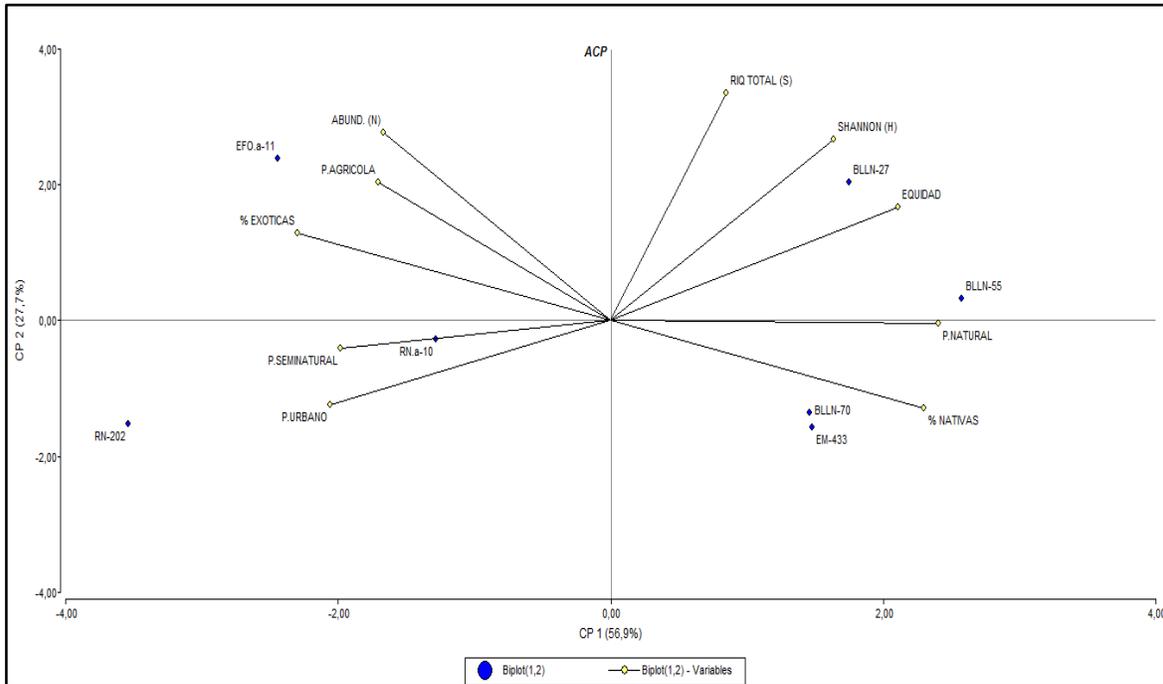


Figura 34. Análisis de componentes principales sobre el radio de 1000 metros mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables más significativas. Los círculos azules representan los sitios de estudio (Locaciones abandonadas) y los rombos amarillos las variables.

La segunda componente explica el 27,7% de la variabilidad. La variable que más contribuye al componente 2 es la riqueza total, la abundancia de especies y el índice de Shannon con una correlación moderada. En la porción positiva del biplot, se identifican los sitios BLLN-27 y EFO-11 vinculados a estas variables (Figura 34, Tabla 12).

Tabla 12: Tabla de Autovectores, radio 1000 metros.

Autovectores		
Variables	e1	e2
RIQ TOTAL (S)	0,14	0,54
ABUND. (N)	-0,27	0,45
% NATIVAS	0,37	-0,21
% EXOTICAS	-0,37	0,21
SHANNON (H)	0,27	0,43
EQUIDAD	0,34	0,27
P.AGRICOLA	-0,28	0,33
P.NATURAL	0,39	-0,01
P.URBANO	-0,33	-0,20
P.SEMINATURAL	-0,32	-0,07

6.2.2.2. Análisis de regresión lineal: relación de especies exóticas con la estructura del paisaje

PORCENTAJE DE ESPECIES EXÓTICAS VS PAISAJE NATURAL

El análisis de regresión lineal en los radios 100, 200, 500 y 1000 metros indican una relación inversamente proporcional entre el porcentaje de especies exóticas y el porcentaje de paisaje natural a un nivel de significancia del 5% ($p < 0,05$). La variabilidad total está explicada por el 65% (R^2 promedio) y la pendiente media es -0,32, es decir que el porcentaje de especies exóticas decrece 0,32 veces por unidad de paisaje natural (Figura 35). La pendiente de la regresión lineal es mayor en un radio de 1000 metros (-0,35), por lo que podemos decir que existe mayor efecto del paisaje natural sobre el porcentaje decreciente de exóticas en un radio de 1000 metros.

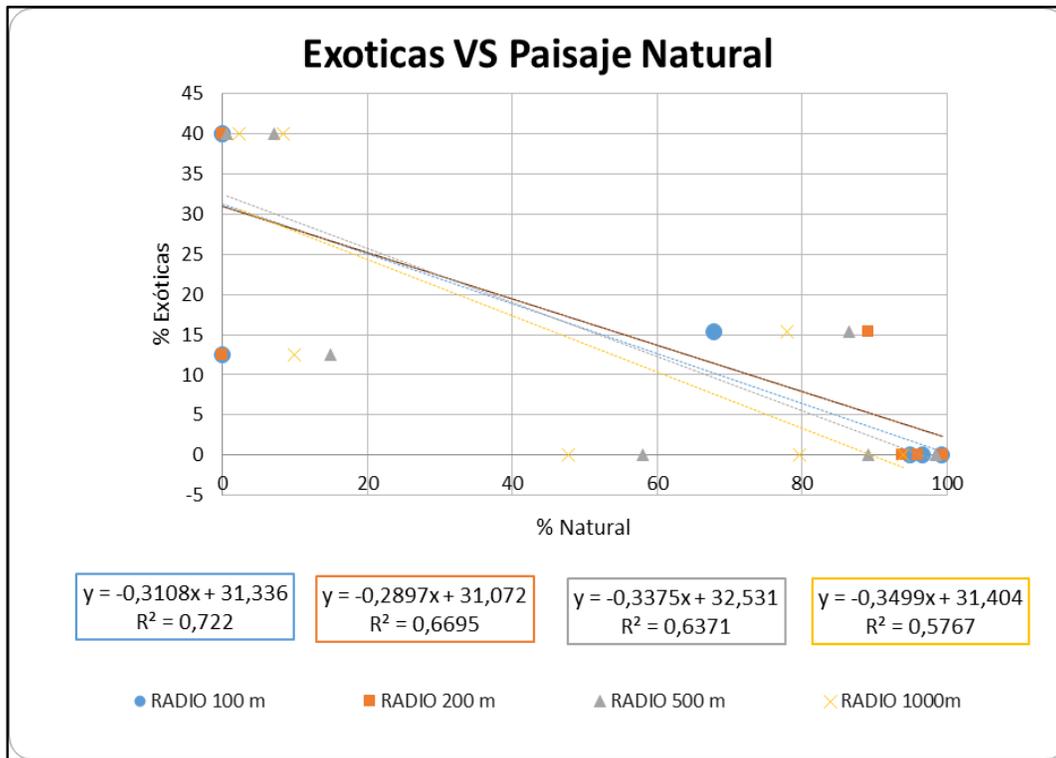


Figura 35. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje natural en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio.

PORCENTAJE DE ESPECIES EXÓTICAS VS. PAISAJE AGRÍCOLA

En un radio de 100, 200 y 500 metros no existe relación estadística significativa entre el porcentaje de especies exóticas y el porcentaje de paisaje agrícola ($p > 0,05$). Pero en un radio de 1000 metros, el coeficiente de determinación 54% (R^2) de la variabilidad total está explicada por el modelo y la pendiente de la regresión lineal indica que la proporción de especies exóticas aumentan 0,67 veces por unidad de paisaje agrícola con un nivel de significancia de 5%. Por lo que se puede decir que hay una leve dependencia lineal positiva o una relación marginal en un radio de 1000 metros (Figura 36).

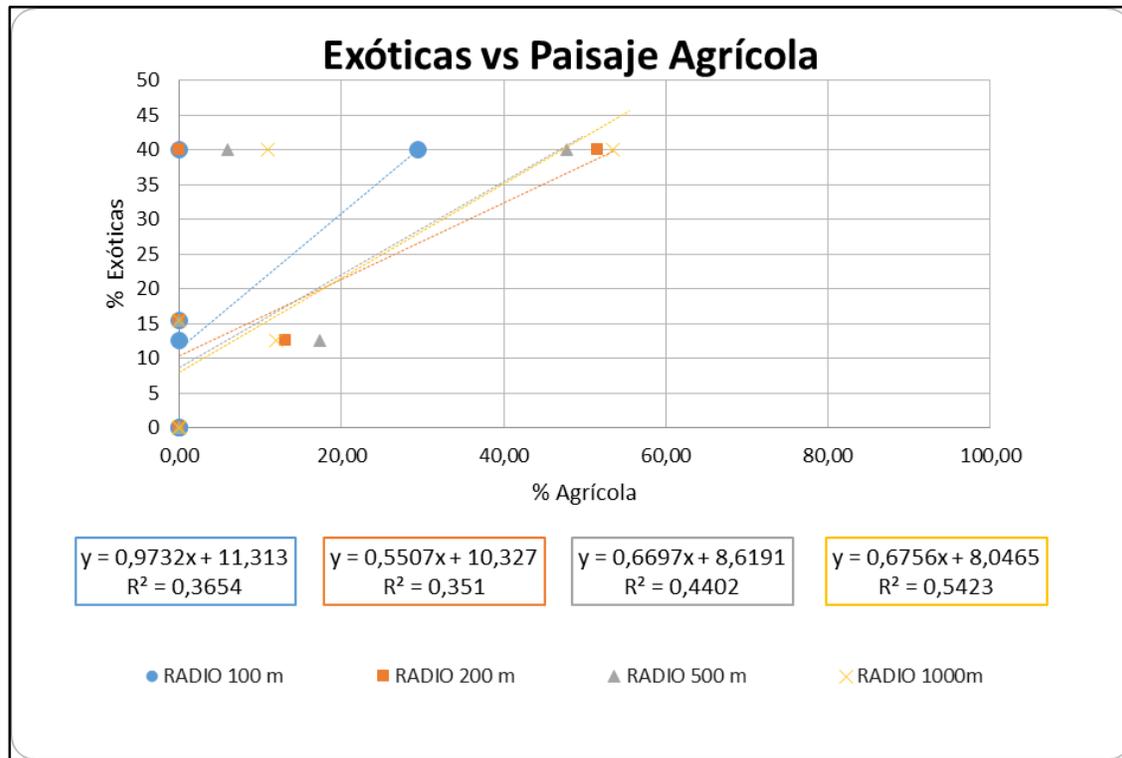


Figura 36. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje agrícola en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio.

PORCENTAJE DE ESPECIES EXÓTICAS VS PAISAJE ANTROPIZADO (PAISAJE AGRÍCOLA, SEMINATURAL Y URBANO)

El análisis de regresión lineal en los radios 100, 200, 500 y 1000 metros indican una relación directamente proporcional entre el porcentaje de especies exóticas y el porcentaje de paisaje antrópico (Agrícola, Urbano, Seminatural) a un nivel de significancia del 5%. La variabilidad total está explicada por el 64% (R² promedio) y la pendiente media es -0,33, es decir que el porcentaje de especies exóticas se incrementa 0,33 veces por unidad de paisaje antrópico (Figura 37). Las pendientes de la regresión lineal en los radios 500 y 1000 metros tienen el valor más alto (0,35 respectivamente), por lo que podemos decir que en dichos radios existe mayor efecto del paisaje antrópico sobre el porcentaje de especies exóticas.

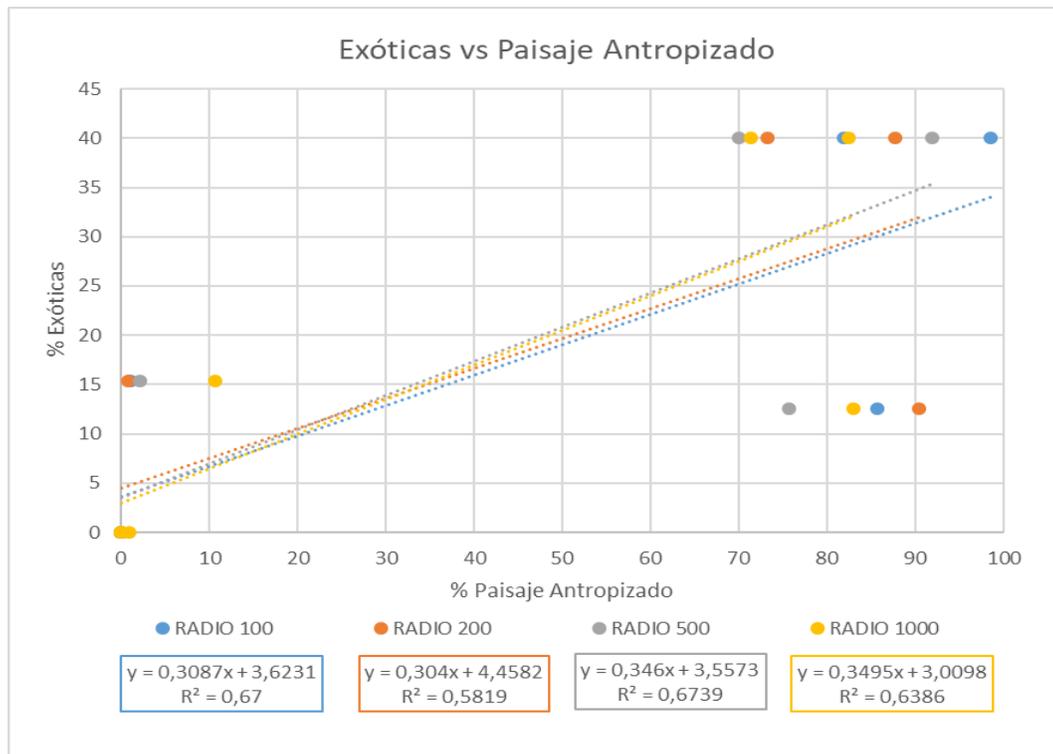


Figura 37. Relación lineal entre el porcentaje de paisaje antrópico en diferentes escalas radiales (100, 200, 500 y 1000 metros) y porcentaje de especies exóticas en las locaciones de estudio.

7. DISCUSIÓN

De acuerdo al estudio de la vegetación de las locaciones abandonadas y la composición del entorno paisajístico de cada sitio, sólo una de las variables mostró diferencias significativas de manera de poder confirmar, parcialmente, la hipótesis planteada. Este es el caso de la riqueza de especies nativas, en donde se obtuvo un porcentaje mayor de dicha variable en los sitios rodeados de paisaje de Monte natural respecto a los sitios rodeados de paisaje antropizado. Para el resto de las variables no se cumple la hipótesis propuesta. A continuación, se analiza detalladamente lo comentado.

Estructura de la vegetación

A partir del método de relevamiento de vegetación ejecutado en las diferentes locaciones abandonadas, la cobertura vegetal promedio fue similar en los sitios del Valle agrícola y en los sitios rodeados de Monte natural, siendo la especie con mayor cobertura *Atriplex lampa* en las dos situaciones, un arbusto nativo típico del Monte. Estos resultados son consistentes con otras investigaciones realizadas en el Monte Austral donde se observa que la zampa tiene capacidad de colonizar áreas con alto grado de disturbio, como canteras o bordes de caminos (Bustamante Leiva *et al.* 2003, Pérez *et al.* 2010) e incluso presenta altos niveles de supervivencia en experiencias de trasplante (Ciano *et al.* 2005, Becker *et al.* 2011). Dado que los arbustos pioneros modificarían las condiciones del suelo reduciendo la erosión hídrica y eólica, atrapando materia orgánica y semillas y reteniendo humedad (Vasek 1979,1980, Beider *et al.* 2010), la zampa puede ser considerada como una especie clave para la regeneración de locaciones en las áreas de estudio.

Además, en las locaciones en estudio se observó una importante cantidad de especies con capacidad de establecerse en las explanadas (31 especies). Estos resultados se asemejan en cuanto al alto número de especies colonizadoras (15) y forma de vida predominante (arbusto) resultante de la investigación del Monte Austral en explanadas petroleras de la provincia de Neuquén (González 2022). El ensamble de especies que colonizan los sitios perturbados puede influir fuertemente en la sucesión y en las características de la comunidad emergente (White & Jentsch 2004; Ugalde *et al.* 2008). En general, se observó que las locaciones en estudio fueron colonizadas tanto por arbustos, como por hierbas perennes y anuales. Estos resultados difieren con anteriores investigaciones realizadas en el Monte Chubutense, donde se menciona a los arbustos como colonizadores de sitios desprovistos de vegetación (interparches) (Bertiller *et al.* 2002; Bisigato & Bertiller 2004). En lo que respecta a los sitios del Alto Valle y Monte natural, se distingue una

diferencia en cuanto al número de especies herbáceas y de gramíneas anuales. Por un lado, las locaciones del Valle presentaron tres especies de hierbas anuales y dos de gramíneas anuales o bianuales que colonizaron los sitios perturbados y, por otro lado, los sitios del Monte natural presentan dos especies de hierbas anuales. Las hierbas son el hábito que ha sido registrado en otros estudios como el más frecuente entre las especies invasoras (Kolar & Lodge 2001).

En relación a la riqueza total de especies, índice de Shannon (H) y equitatividad, no se encontraron diferencias significativas entre locaciones del Valle agrícola y Monte natural. En locaciones del Monte, el valor de diversidad, equitatividad y riqueza es mayor, cumpliéndose, en parte, una de las predicciones formuladas, lo cual podría deberse a la menor intervención antrópica que presenta su entorno (Cañadas Sánchez 2008), en relación a lo que sucede en suelos agrícolas abandonados de ambientes mediterráneos semiáridos. Los índices de diversidad promedio de los sitios del Monte natural (n=4) y Valle agrícola (n=3) otorgaron valores bajos en todos los sitios relevados luego de sus años de abandono, coincidente con otra investigación (H=1,53) realizada por Dalmasso *et al.* (2013), en zonas cercanas al área de estudio. Esto también es similar a lo observado en otros sitios afectados por la actividad hidrocarburífera en el Monte (Farinaccio & Pérez 2009; Castro *et al.* 2013) y en la provincia Patagónica (Fiori & Zalba 2003; González & Pérez 2017).

En los sitios del Alto Valle se detectó una mayor proporción de especies exóticas respecto los sitios del Monte natural. De todos modos, la predicción no se cumple, ya que las exóticas no son las especies dominantes en estos sitios. La introducción de especies exóticas principalmente ligadas a la actividad económica del hombre lleva a que gran parte de éstas colonicen las comunidades naturales, algunas funcionen como invasoras desplazando a las especies nativas, o bien avancen sobre las zonas cultivadas comportándose como malezas (Martínez Carretero 1993).

Por último, en concordancia con la diversidad Beta, el índice de Sorensen fue mayor entre los sitios del Monte natural, otorgando un valor moderado (0,46). La similitud entre los sitios de Valle agrícola y Monte natural fue baja (0,13). Dicho de otra manera, si bien la riqueza entre sitios inmersos en paisajes naturales y sitios inmersos en paisajes antropizados es similar, son pocas las especies compartidas. Las especies comunes en ambas situaciones fueron *Jarava speciosa*, *Atriplex lampa*, *Strombocarpa strombulifera*, *Mulguraea ligustrina*, *Solanum elaeagnifolium*. La causa principal podría provenir tanto del paisaje que compone a cada locación como del tiempo de abandono de las mismas. El tiempo de regeneración post-disturbio en el Monte Austral en infraestructura

petrolera abandonada toma al menos 60 años en presentar características similares a la comunidad testigo (Zuleta & Escartín 2014).

Características del paisaje y su influencia con la revegetación natural

Las locaciones del Monte Natural están compuestas, principalmente, por unidades de paisaje natural (promedio: 85,5%) y conformadas por especies perennes nativas (promedio: 96,6%). En la explanada abandonada ubicada en el Monte natural de Catriel BLLN-27, se cuantificó en el radio de 100 metros un porcentaje de 25,5% de paisaje industrial (cantera), por lo que pudo influir en la colonización de especies invasoras, ya que en el análisis de vegetación se identificaron 2 especies de plantas exóticas *Centaurea melitensis* (cardo) y *Hordeum murinum* (cebadilla).

Los sitios ubicados en el Alto Valle están conformados por unidades de paisajes con mayor intervención antrópica, componiéndose de unidades de paisaje agrícolas, unidades urbanas, y unidades seminaturales en su mayor proporción. El paisaje agrícola representa un mosaico de fincas, de hábitats seminaturales, infraestructura humana (caminos, por ejemplo) y, ocasionalmente, hábitats naturales (Marshall & Moonen 2002). Como se mencionó anteriormente, en las locaciones ubicadas en el Alto Valle se detectó mayor presencia de especies exóticas que en las locaciones ubicadas en el Monte natural. La explanada EFO.a-11, rodeada de paisajes agrícolas y seminaturales en mayor proporción, fue la locación con mayor tiempo de abandono y se identificó el valor más alto de especies exóticas (4), de las cuales se destacan de mayor a menor cobertura las siguientes especies: *Bromus* sp.; *Festuca arundinacea* Schreb. (*Festuca alta*), *Medicago lupulina* (Alfalfa), *Verbascum virgatum* (Barbasco). Mientras que en las locaciones del Alto Valle restantes, situadas en paisajes muy similares entre sí, conformados por unidades seminaturales y urbanos en mayor proporción (>50%), el sitio RN.a-10 presentó 1 especie exótica (*Shismus árabe*) y en el sitio RN-202, se identificaron 2 especies exóticas (*Schismus árabe* y *Cardo marianum*). La alta intervención humana, como la agricultura o paisajes urbanos, sirven como fuentes de invasiones a entornos más prístinos (Tyser & Worley 1992; hobbs 2000; Parendes y Jones 2000). En los entornos urbanos se crea una amplia gama de hábitats, que albergan una gran diversidad de especies de plantas, muchas de las cuales son de origen exótico (Sukopp & Werner 1983; Štajerová *et al.* 2017). El aumento del tamaño de los asentamientos suele ir acompañado de un aumento significativo de especies no autóctonas (Štajerová *et al.* 2017). Esto está relacionado con una alta heterogeneidad

ambiental de las ciudades, incluida la disponibilidad de recursos naturales, hábitats y clima (Géron *et al.* 2021).

A partir del análisis de componentes principales ejecutados para cada radio circundante a las locaciones de estudio (100, 200, 500 y 1000 m) se reconoció un agrupamiento similar en todos los radios entre las variables y los sitios de estudio, confirmando las predicciones estipuladas. Por un lado, se visualizan las locaciones con dominio de especies nativas, altos índices de equitatividad, en un entorno con predominio porcentual de paisaje de monte natural, y por otro lado, los sitios con presencia de especies exóticas de rápido crecimiento, anuales o bianuales con índices de diversidad y riqueza más bajos que las locaciones del monte y un entorno con mayor antropización, donde inciden los usos del suelo agrícola, uso urbano y el paisaje seminatural o abandonado en su mayor proporción. Al igual que en otros estudios (Hejda *et al.* 2009) se observó que los hábitats más invadidos fueron los que presentaron una menor diversidad.

De acuerdo a los resultados del análisis de regresión lineal, existe una relación directa entre el paisaje antropizado y el porcentaje de especies exóticas, en la cual se ve reflejado que en un radio de 500 y 1000 metros la relación es mayor, es decir existe un mayor efecto del paisaje antropizado sobre el aumento de especies exóticas. El mayor nivel de alteración antrópica del paisaje potencia la cantidad, la frecuencia de entrada y la diversidad de propágulos de especies exóticas que pueden llegar a colonizar un ambiente (Kumar *et al.* 2006). Por otro lado, el paisaje Monte natural tiene una relación inversa con el porcentaje de especies exóticas, en el cual, a medida que aumenta el paisaje natural, decrece el porcentaje de exóticas. La mayor relación se ve en un radio de 1000 metros.

Por último, el paisaje agrícola en un radio de 100, 200 y 500 metros no tiene relación significativa con el porcentaje de especies exóticas por sí sólo. En un radio de 1000 metros el paisaje agrícola tiene una leve dependencia lineal positiva o una relación marginal con el porcentaje de exóticas. Las características del paisaje con mayor relevancia en los patrones de invasión están relacionadas con la composición del paisaje, es decir, la abundancia y la diversidad de los distintos tipos de cubiertas de suelo (Sullivan *et al.* 2005; Gassó *et al.* 2009; Gavier-Pizarro *et al.* 2010; González-Moreno *et al.* 2013b). De este grupo, la abundancia de áreas altamente antropizadas tales como las zonas urbanas o las redes de comunicación, son las más asociadas a la riqueza (Marini *et al.* 2009; González-Moreno *et al.* 2013b) y a la abundancia de especies exóticas (Borgmann & Rodewald 2005; Catford

et al. 2011), atribuyéndose su importancia tanto a un aumento de la presión de propágulos como a un mayor grado de perturbación (Pino *et al.* 2005; Gassó *et al.* 2009).

Es importante destacar como limitaciones de este trabajo los siguientes aspectos. En primer lugar, el bajo número de sitios relevados y los diferentes años de abandono de las locaciones (inicio del proceso sucesional). Teniendo un número mayor de sitios con el mismo (o similar) tiempo de abandono posiblemente se podrían haber encontrado diferencias significativas en otras de las variables propuestas y de este modo confirmar la hipótesis planteada en todos sus aspectos. Sin embargo, no se encontraron más locaciones abandonadas en Valle agrícola en las que pudiéramos hacer estas mismas mediciones, ya que muchas presentaban reintervención antrópica luego de su abandono siendo las mismas utilizadas por los superficiarios para acopio de materiales, bins de madera y/o maquinarias, entre otras, por lo que no sirven para un análisis sucesional de vegetación desde la fecha de abandono. Además, la falta de muestreos de suelo para la toma de datos edáficos (pH y conductividad) como otra variable de influencia en la colonización de especies. Por otro lado, la falta de información precisa y detallada de la comunidad vegetal de los sitios previamente a la constitución de la locación (proveniente de relevamiento a campo), constituye una limitación para poder comparar el antes y después de aplicada la técnica del escarificado, por lo que ese análisis no fue realizado. Finalmente, la escasez de estudios similares a mi tesis, tanto en los disturbios ocurridos en el ecosistema, como en el tiempo de restauración y las características paisajísticas del lugar, dificultan en parte poder hacer comparaciones muy certeras. Se requieren más investigaciones en diversos paisajes y tipo de perturbación (por ejemplo, usando disturbios experimentales y de largo plazo), para poder avanzar progresivamente en la comprensión de los procesos de regeneración natural en zonas áridas, fundamentales para la toma de decisiones en restauración y rehabilitación ecológica.

8. CONCLUSIÓN

Mi tesis se enmarcó en una problemática de alcance mundial que es la desertificación y degradación de regiones áridas y la baja capacidad de estos ecosistemas de recobrar atributos estructurales y funcionales luego de un disturbio severo. Se presentan las conclusiones derivadas de un estudio local que abordó aspectos básicos para la comprensión de la estructura de la vegetación que coloniza las locaciones abandonadas en función del paisaje circundante.

Los resultados obtenidos en mi investigación demuestran que los sitios con menor intervención antrópica presentan más vegetación nativa en comparación a sitios más antropizados. En general, las demás variables analizadas presentan valores similares entre los sitios rodeados de paisaje natural y rodeados de paisaje antropizado (agrícola, urbano, seminatural). Las variables muestran coincidencia con los antecedentes en cuanto a la lentitud con la que se produce el proceso de regeneración natural. Si bien se verifica que la diversidad, la equitatividad y la riqueza de especies son bajas en una situación post disturbio, la cantidad de especies capaces de colonizar es alta. La categorización de las especies que colonizan las áreas disturbadas, según su respuesta a la perturbación y según la estructura paisajística del entorno, constituye una herramienta para identificar aquellas especies con capacidad de desarrollarse en áreas sin vegetación, banco de semillas ni suelo orgánico, donde se da lugar a una sucesión secundaria, que puede ser espontánea o asistida. El estudio de la vegetación realizado, evidenció la pobre recuperación natural de las zonas áridas y semiáridas de la región fitogeográfica del Monte y se pudo comprobar que la alteración antrópica del paisaje a una escala menor a 1km, tiene un papel fundamental a la hora de explicar los patrones del grado de invasión por especies exóticas, mediada principalmente por un incremento de la presión de propágulos, del grado de perturbación y de la conectividad de hábitat favorable a la invasión.

La restauración pasiva por el método de escarificado sobre sitios disturbados es un proceso lento. Se sugiere la conveniencia de aplicar técnicas que pueden mejorar y favorecer la sucesión secundaria de sitios perturbados, tales como recuperación de tierra vegetal (Topsoil) y agregado, creación de montículos y enramados, plantación de especies nativas viverizadas, entre otras. Aunque dichas técnicas no han sido evaluadas en el presente estudio, el proceso se considera correcto y acertado a la hora de pensar en la planificación y restauración ecológica de locaciones abandonadas, y se sugiere que dichas técnicas deberían continuar realizándose y perfeccionándose



con el tiempo. Es necesario continuar con trabajos similares que permitan realizar un análisis de vegetación de las locaciones abandonadas para determinar una tendencia en el tipo de vegetación que coloniza los sitios y, a su vez, la influencia de las malezas en la biodiversidad de los ecosistemas naturales y en los campos de cultivo, colindantes a las locaciones hidrocarburíferas. Una estrategia apropiada debería centrarse en un seguimiento de las especies exóticas, tanto de introducción reciente como de largo tiempo de residencia, que permita la detección precoz de cambios importantes en su carácter invasor e impacto.

Por último, se considera que sería fundamental sugerir a los organismos de control la exigencia a las operadoras, el desarrollo de programas que generen información valiosa para los procesos de restauración. La presente tesis podría generar una línea de investigación en el tema, debido a la escasez de estudios puntualizados sobre las revegetaciones de locaciones abandonadas, principalmente en la región del Alto Valle de la provincia de Río Negro, donde la actividad hidrocarburífera y la urbanización avanzan sobre tierras agrícolas. De materializarse dicha línea en un futuro, sería conveniente tener en consideración las limitaciones experimentales de mi tesis, detalladas anteriormente.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abarzua F.D. & Di Nicolo C.A. 2018. Extractivismo en territorios del norte de la Patagonia. La frutihorticultura en los Valles de Río Nero y el turismo en Villa Pehuenia-Moquehue, Neuquén. Revista del Departamento de Geografía. FFyH - UNC – Argentina. Pp. 318- 345. <http://revistas.unc.edu.ar/index.php/cardi/index>.
- Alvaro M.B. 2013. Estrategias de reproducción social en la producción familiar capitalizada: los chacareros del Alto Valle de Río Negro. Editorial La Colmena, Buenos Aires, Ar.
- Aparcian A., Schmid P.M. Aruani C. 2014. Capítulo 6: Suelos con acumulaciones calcáreas en el alto Valle de Río Negro. Patagonia Norte, pag. 149 a 182. En: Suelos con acumulaciones calcáreas y yesíferas de Argentina. Editora: Perla Amanda Imbellone. Buenos Aires, Ediciones INTA 2014. 219 p.
- Bainbridge D. & Lovich J. 1999. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration - a review. Environmental Management 24: 309-326.
- Bainbridge D. A. 2007. A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands. *Écoscience*, 15(1), p. 136
- Bazzaz F. A., & Bazzaz F. (1996). Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology. Cambridge University Press.
- Becker GF, CR López, JA Ayesa & JC Bustos. 2011. Experiencias de Revegetación de Explanadas con Especies Nativas. Primer Taller Regional sobre Rehabilitación y Restauración en la Diagonal Árida de la Argentina. Neuquén, Argentina.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega. Barcelona. Pp: 886.
- Beider A, N Ciano & R Zerrizuela. 2010. Tecnologías de revegetación de taludes en locaciones en zonas áridas. Congreso Latinoamericano de Seguridad, Salud Ocupacional y Medio Ambiente en la Industria del Petróleo y del Gas. 24-27.
- Bertiller M. & A. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 191-199.
- Bertiller M.B., J.O. Ares & A.J. Bisigato. 2002. Multiscale indicators of land degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Environmental management* 30: 704-15.

- Bisigato A.J. & Bertiller M.B. 2004. Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina. *Plant Ecology*, 174(2), 235-246
- Bonvissuto G.L. & Busso C.A. 2011. Establecimiento de plántulas en microambientes del Monte Austral Neuquino. Pp: 96-111. En: Pérez D.R., Rovere A.E. & Rodríguez Araujo M.E. (eds). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores. Pp: 520.
- Borgmann K.L., Rodewald A.D. 2005. Forest Restoration in Urbanizing Landscapes: Interactions Between Land Uses and Exotic Shrubs. *Restoration Ecology* 13(2):334-340.
- Bustamante Leiva, A. D. & A. B. Bünzli. 2001. Patrones de Distribución y Regeneración de *Larrea divaricata* Cav. y *Larrea cuneifolia* Cav. en las Planicies Antiguas del río Neuquén, Patagonia, Argentina. IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola. Chillán. Chile. Págs. 39-42.
- Bustamante A.P., Cerazo M. B. & L. Conticello. 2003. Influencia del suelo sobre la estructura de la población de malezas en campos dedicados al cultivo de cebolla. *XXVI Congreso Argentino de Horticultura*.
- Cabrera A. L., Willink A. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografía 13. Serie de Biología. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington DC. EEUU. 120 pp.
- Cabrera A.L. 1976. Territorios Fitogeográficos de la República Argentina. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Buenos Aires. 85pp.
- Cañadas E.M. 2008. Estudio de tierras agrícolas abandonadas en ambiente mediterráneo semiárido: vegetación, suelos y distribución espacial. Bases para la gestión. Tesis. Universidad de Granada.
- Castro M.L. 2012. Cambios florísticos y rehabilitación de estepas arbustivas semiáridas en locaciones petroleras escarificadas de NorPatagonia, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo Ambiental. Universidad Maimónides, 56 pp.
- Castro M.L., Zuleta G.A., Pérez A.A., Ciancio M.E., Tchilinguirian P. & Escartín C.A. 2013. Rehabilitación de estepas arbustivas en locaciones petroleras del Monte Austral. Evaluación de la técnica de escarificado I: vegetación. Pp: 225-245. En: Pérez D.R., Rovere A.E. y

Rodríguez Araujo M.E. (eds). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Vázquez Mazzini Editores. Pp: 520.

- Catford J.A., Vesk P.A., White M.D., Wintle B.A. 2011. Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *Diversity and Distributions* 17(6):1099–1110.
- Ceplová N., Kalusová V. & Lososová Z. 2017. Effects of settlement size, urban heat island and habitat type on urban plant biodiversity, *Landscape Urban Plan.* vol. 159, pp. 15–22.
- Cerazo M.B., A.P. Bustamante; R. Gandullo, L. Conticello & F. Roig. 2000. Malezas en cultivos hortícolas de los departamentos Confluencia y Picún Leufú, provincia de Neuquén. *Actas XXIII Congreso Argentino Horticultura.*
- Ciano N, JL Luque & G Buono 2005. Propuesta de remediación para canteras y picadas en la Cuenca del golfo San Jorge, Patagonia Argentina. 6tas. Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. IAPG (Instituto Argentino del Petróleo y del Gas). Neuquén, Argentina.
- Clements F.E. 1916. Plant sucession: an analysis of the development of vegetation. Publication 242.
- Conticello L., Pérez E. & Donari L, 1984. Relevamiento de malezas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. Identificación taxonómica y estudio de sus respectivos ciclos biológicos. Parte I. *Actas XX Jornadas Argentinas de Botánica.*
- Conticello L, Bustamante A & Tartaglia C, 1997. El Distichlo- Salicornietum ass. nov. en banquinas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. *Actas XIII Congreso Latinoamericano de Malezas.*
- Conticello L, Gandullo R, Bustamante A & Tartaglia C, 1998. Estudio fitosociológico de malezas ruderales en rutas nacionales del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. Parte I. *Parodiana* 11 (1-2): 75-98.
- Conticello L. Bustamante, A. 2000/2001. Relevamiento vegetacional de especies asociadas a las actividades productivas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén. *Rev. Fac. Agron., La Plata* 104(2): 163-170
- Conticello L, Cerazo B & Bustamante A, 2002. Dinámica de comunidades hidrófilas asociadas a canales de riego en el Alto Valle de Río Negro (Argentina). *Gayana Botánica* 59 (1): 13-20.

- Connell J. H., & R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* III: III9-III44.
- Corradini C.R. 2016. Valoración del grado de cobertura vegetal como indicador de la rehabilitación natural de canteras en el Noreste de la provincia de Neuquén. Tesis de Grado Licenciatura en Gestión Ambiental Universidad Siglo 21.
- Dalmaso A.D. & Martínez Carretero E. 2013. Revegetación de áreas degradadas. Estudio de caso en plataformas petroleras en Malargüe, Mendoza. Pp: 275-292. En: Pérez D.R., Rovere A.E. & Rodríguez Araujo M.E. (eds). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores. Pp: 520.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Egler F. E. 1954. Vegetation science concepts I. initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4, 412–417.
- Etter A. 2000. Introducción a la Ecología del Paisaje. Un Marco de Integración para los Levantamientos Rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Docencia e Investigación, Unidad de Levantamientos Rurales. Bogotá, Colombia.
- FAO. 2015. Horticultura y otros cultivos en la Provincia de Río Negro. Informe de diagnóstico de los principales valles y áreas con potencial agrícola en la provincia de Río Negro. Documento de Trabajo N° 6. Proyecto FAO UTF ARG 017. Desarrollo Institucional para la Inversión. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Fernández R.J., Golluscio, R.A., Bisigato, A.J. & Soriano, A. 2002. Gap colonization in the Patagonian semidesert: seed bank and diaspore morphology. *Ecography*, 25(3), 336-344.
- Fiori S., & Zalba, S. 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 12:1261–1270.
- Foguelman D. & Brailovsky A.E. 2013. *Memoria Verde: historia ecológica de la Argentina*. 11° ed. Buenos Aires, Debolsillo. Pp: 230.
- Forman R.T.T. & Godron M. (1986). *Landscape Ecology*. Nueva York: Wiley and Sons.
- Forman R.T.T. 1995. *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press.

- Fry G. 1995. Landscape ecology of insect movement in arable ecosystems. In Ecology and integrated farming systems (Glen DM et al., eds.). Bristol, UK: John Wiley & Sons.
- Galiana F., Vallés M. & Martí A. 2002: Inventario y valoración del paisaje en el litoral de la Comunidad Valenciana, Valencia, Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Generalitat Valenciana (memoria inédita).
- Gallardo B. & Vila L. 2019. La influencia humana, clave para entender la biogeografía de las especies invasoras en el Antropoceno. *Geographical Research Letters* 45: 61-86. doi: <http://doi.org/10.18172/cig.3627>.
- Gassó N., Sol, D., Pino, J., Dana, E.D., Lloret, F., Sanz-Elorza, M., Sobrino, E., Vilà, M. 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and Distributions* 15(1):50–58.
- Gavier-Pizarro G.I., Radeloff V.C., Stewart S.I., Huebner C.D., Keuler N.S. 2010. Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England, USA. *Ecological Applications* 20(7):1913-1925.
- Ghera C.M. & Martínez-Ghera, M.A., 1991a. A field method predicting yield losses in maize crops caused by *Sorghum halepense*. *Weed Technology* 5:279-285.
- Ghera C.M. & Martínez-Ghera M. A., 1991b. Cambios ecológicos en los agrosistemas de la Pampa ondulada. Efectos de la introducción de la soja. *Ciencia e Investigación*, 5: 182-188.
- Ghera C.M. & R.J.C.Leon. 1998. Ecología del Paisaje Pampeano: consideraciones para su manejo y conservación.: 61-80. En: *El Patrimonio Paisajista: aspectos sociales y ambientales*. M.I.Contin (Ed.). LINTA–CIC, La Plata. pp 110.
- Gleason H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53:7–26.
- González-Moreno P., Gassó N., Pino J., Vilá M. 2013a. Landscape context modulates plant invasions in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions* 15(3):547-557.
- González F.M., & Pérez D.R. 2017. Contributions of ecological facilitation for restoring environments with high conservation value in the Argentine Patagonia. *Python, International Journal of Experimental Botany* 86: 332-339.
- González F.M. 2022. Rehabilitación de ecosistemas áridos degradados del Monte Austral (Neuquén, Argentina) con base en los aspectos sucesionales de la vegetación nativa y en la interacción entre especies. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata.

- Greig-Smith P. 1983. Quantitative plant ecology. 3rd ed. Blackwell, Oxford, UK.
- Hanley T.A. 1978. A comparison of the line-interception and quadrat estimation methods of determining shrub canopy. *Journal of Range Management* 31: 60–62.
- Hernández J.A., Pérez D.R. & Busso C.A. 2020. Germination of *Larrea divaricata* Cav, an important shrub species to restore desertified arid ecosystems. *Journal of Arid Environments* 179: 104175.
- IAPG (Instituto Argentino de Petróleo y Gas). 2009. Consideraciones ambientales para la construcción de locaciones y la gestión de lodos y recortes durante la Perforación de Pozos. PR IAPG – SS – 01 – 2009 – 00.
- Instituto de Botánica Darwinion. 2019. Catálogo de las plantas Vasculares del Conosur. Acceso septiembre 2021 <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/fa.htm>
- INEGI-Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2012. Guía para la interpretación de cartografía: Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie IV. México.
- Kolar C. & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Ecology and Evolution*, 16:199-204
- Kröpfl A., Villasuso, N. M. 2012. Guía para el reconocimiento de especies de los pastizales del Monte Oriental de Patagonia. 1° ed. San Carlos de Bariloche: Ediciones INTA. Pp 117.
- Kumar A., Roberts D., Wood K.E., et al. 2006. Duration of Hypotension before Initiation of Effective Antimicrobial Therapy Is the Critical Determinant of Survival in Human Septic Shock. *Critical Care Medicine*, 34.
- Le Houérou H.N., 1996. The role of cacti (*Opuntia* spp.) in erosion control, land reclamation, rehabilitation and agricultural development in the Mediterranean Basin. *Journal of Arid Environments* 33: 135-159.
- León R.J.C., D. Bran, M. Collantes, J. M. Paruelo & A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- MacMahon J.A. 1987. Disturbed lands and ecological theory: an essay about a mutualistic association. Cap. 15: 221-237. En: Jordan, W.R, M.E. Gilpin & J.D. Aber (Eds.). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Magurran A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones vedrá. Barcelona, España, 200 pp.

- Marini L., Gaston K.J., Prosser F., Hulme P.E. 2009. Contrasting response of native and alien plant species richness to environmental energy and human impact along alpine elevation gradients. *Global Ecology and Biogeography* 18(6):652-661
- Martínez Carretero E., 1993. Sintaxones arvenses, ruderales, adventicios, presentes en la vegetación argentina. *Multequina* 2: 195-200.
- Martínez Ghersa, M.A., Ghersa, C.M. & Satorre, E.H., 2000. Coevolution of agricultural systems and their weed companions: implications for research. *Field Crops Research*, 67: 181-190.
- Marshall EJP & AC Moonen. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5-21.
- Mattheucci D.S. & Colma A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Serie de Biología. Monografía N° 22. Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C. 168 pp.
- McCook L.J. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories, a review. *Vegetation* 110: 115-147.
- McNaughton S.J. & Wolf, L.L. 1984. *Ecología general* (1ª ed). Omega, Barcelona.
- Minué CR, Gandullo R, Troncoso VU. 2022. Diversidad florística de suelos halomórficos cultivados del Alto Valle de Río Negro (Argentina). *Caldasia* 44(1):95-107
- Molero F.E. 2019. Comparación de la diversidad de artrópodos en sistemas hortícolas periurbanos y rural en cultivos de morrón en el alto valle de Río Negro y Neuquén. Tesis de Grado. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Morláns M.C. 2007. Estructura del paisaje (matriz, parches, bordes, corredores), sus funciones fragmentación del hábitat y su efecto borde. *ÁREA ECOLOGÍA - Editorial Científica Universitaria - Universidad Nacional de Catamarca* ISSN: 1852-3013).
- Mostacedo B. & Fredericksen T. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz. 2000. Ed: BOLFOR. 92 p

- Navas Romero A.L., Duplancic M.A., Herrera Moratta M.A., Parera M.V. & Dalmaso A.D. 2018. Restauración de locaciones petroleras abandonadas en el yacimiento cerro Fortunoso, Malargüe, Mendoza. Pp.: 294 – 301. En: Massara Paletto V., Rostagno M.; Buono G., Gonzalez C., Cianon N. (eds). Restauración Ecológica en la diagonal árida de la Argentina 3. Eduardo Enrique Martínez Carretero Editores. Pp: 372.
- Noble I. & Slatyer R. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43, 5–21.
- Noy Meir &. 1973. Deserts ecosystems: environments and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25-51.
- Odum E. P. 1969. The strategy of ecosystem development: an understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science* 164, 262–270.
- Oesterheld M., Aguiar M.R., Ghersa C.M. & Paruelo J.M. 2005. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas: un homenaje a Rolando J.C. León. 1° ed. Buenos Aires: Facultad de Agronomía: Universidad de Buenos Aires. Pp: 472.
- Parendes L.A. & J.A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 65-74.
- Paruelo J.M., Beltrán A., Jobbágy E., Sala O.E. & Golluscio R.A. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, 8(2), 85- 101.
- Pérez D.R., Rovere A.E. & Farinacio F.M. 2010. Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia. Vazquez Mazzins Editores. Buenos Aires. 80 pp.
- Pickett S.T.A. 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45-59.
- Pickett S.T.A. & P. S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbances and Patch dynamics*. Academic Press. New York, EEUU. 472 págs.
- Pickett S.T.A., Collins, S. L., & Ammesto J. J., 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Bot. Rev.*, 53, 335–71.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M.L. 1995. Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331–334.

- Pino J., Font X., Carbo J., Jové M., Pallares, L. 2005. Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biological Conservation* 122(2):339–350.
- Ratliff RD. 1993 Viewpoint: trend assessment by similarity – a demonstration. *Journal of Range Management* 46:139-141.
- Resolución SAyDS Nº 339/2018 “Instructivos reglamentarios del Anexo II al Decreto M Nº 656/04, Artículo 3°. - a. 2.14. Normas y Procedimientos para el abandono de pozos hidrocarburíferos”.
- Reichmann L.G. 2003. Cambios Florísticos y Recuperación Natural de Ambientes Degradados por Prácticas Petroleras en el Monte Austral. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires. 56 pp.
- Rejmanek M. 1989. Invasibility of plant communities, p. 369-388. En J.A. Drake et al., eds. *Biological invasions: A global perspective*, John Wiley & Sons, NY. SCOPE 37.
- Romero M.C. 2018. Formas de paisajes y sus definiciones. Universidad Nacional de La Plata (UNLP) - Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales, Documento de conferencia, pp. 245-252.
- Sancho G. 2020. Asteraceae, parte 16. En: Anton, M.A, Zuloaga, F.O (directores), *Flora Argentina*.
- Seebens H., Blackburn T. M., Dyer E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M. 2018. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(10), E2264–E2273.
- SER (Society for Ecological Restoration). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org. Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Sullivan J.J., Timmins S.M., Williams P.A. 2005. Movement of exotic plants into coastal native forests from gardens in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 29(1):1–10.
- Sukopp H. & Werner P. 1983: Urban environments and vegetation. In: Holzner, W., Werger, M. J. A. & Ikusima, I. (eds.): *Man’s impact on vegetation*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, pp. 247–260.

- Štajerová K., Šmilauer P., Bruna J. & Pyšek P. 2017: Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology* 32: 681–692.
- Sutherland W.J. 2006. *Ecological Census Techniques A Hand Book*. 2° Edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Swift M.J. & Anderson, J.M. 1992. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. Pp. 15-42. En: Schulze, E.D. y Mooney, H. (eds.). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, Berlín.
- Tyser R.W. & C.A. Worley. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in glacier national-park, Montana (uSA). *Conservation Biology* 6 (2): 253-262.
- Tschardt T., Klein, A.M., Krüss, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Ugalde A. L. 2003. “Guía para establecimiento y medición de parcelas para el monitoreo y evaluación del crecimiento de árboles en investigación y en programas de reforestación con la metodología del sistema Mira-Silv”, Proyecto Monitoreo y Evaluación de las Plantaciones Forestales del Programa PINFOR en Guatemala, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, catie, Costa Rica.
- Urban D.L., O’Neill, R.V., & Shugart, H.H. (1987) Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37:119–127.
- Vasek FC. 1979/1980. Early successional stages in Mojave Desert Milton, S. J. 1995. Spatial and temporal patterns in the emergence scrub vegetation. *Israel J. Bot.* 28: 133-148.
- Villareal H., Álvarez M., Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Gast F., Mendoza H., Ospina M. & Umaña A. 2004. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Invest.de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Von Sprecher, D. & Salinas, S. (2013). El dilema. Disponible en: http://www.rionegro.com.ar/energia/el-dilema-YPRN_1347839. Consultado 07-2023.
- Whittaker R.H. & G.E. Likens. 1975. The Biosphere and Man. Págs. 305-328. En: H. Lieth y R.H. Whittaker.
- Weibull A.C., Östman Ö. & Granqvist, Å. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1335–1355.

- White P. S. & A. Jentsch. 2004. "Disturbance, Succession and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities", en V. M. Temperton, R. J. Hobbs, T. Nuttle, and S. Halle (eds.), *Assembly Rules in Restoration Ecology-bridging the gap between Theory and Practice*, Washington, D. C., Island Press.
- Zimdahl R.L. 1980. Weed-crop competition. Analysing the problem. Department of Botanic and Plant Pathology, Colorado State University U.S.A. pp 24-48.
- Zuleta G.A., Reichmann L.G., Li Puma M.C. 2003. Ecología de disturbios y restauración de estepas arbustivas del monte austral en explanadas abandonadas de la cuenca neuquina. II Congreso de Hidrocarburos, Instituto Argentino del Petróleo y del Gas (IAPG) - Buenos Aires.
- Zuleta G.A. & Reichmann L.G. 2013. Indicadores ambientales en ecosistemas semiáridos degradados por prácticas petroleras en Norpatagonia: ¿Matrices de impacto o comunidades vegetales? Pp: 152-179. En: Pérez D.R., Rovere A.E. & Rodríguez Araujo M.E. (eds). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores. Pp: 520.
- Zuleta G. & Escartín C. 2014. Regeneración post-disturbio en ambientes degradados por la actividad petrolera en Nor-Patagonia. En: *Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas. Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México*. Experimentia IV.

10. ANEXO 1

10.1. Tabla con porcentajes de paisajes circundante a las locaciones en estudio, según uso de suelo:

% Superficie RN-202							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	0	0	5,97	92,62	1,41	0	0
200	0	0	21,80	65,89	3,63	0	8,68
500	5,92	0,58	58,28	27,68	3,14	0,46	3,95
1000	10,89	8,37	31,34	40,26	4,77	0,84	3,54

% Superficie RN.a-10							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	0	0	0	85,69	14,31	0	0
200	13,06	0	4,47	72,92	8,84	0	0,70
500	17,35	14,89	7,39	50,99	4,36	1,63	3,38
1000	11,89	9,91	24,23	40,92	3,70	0,40	2,94

EFO-11	Unidades de paisajes (%)						
Radio (m)	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	29,48	0	0	54,44	2,96	15,12	0
200	51,58	0	0	21,71	3,33	23,38	0
500	47,74	7,20	2,88	19,40	3,71	18,35	0,72
1000	53,53	2,29	4,40	13,42	2,34	6,02	18,01

% Superficie BLLN-27							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	0	67,84	0	1,09	5,58	25,50	0
200	0	89,15	0	0,80	4,35	5,71	0
500	0	86,52	0	2,16	4,27	7,05	0
1000	0	78,00	0	10,63	5,51	5,87	0

% Superficie BLLN-55							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua

100	0	99,22	0	0	0,78	0	0
200	0	99,40	0	0	0,60	0	0
500	0	98,55	0	0	0,65	0,80	0
1000	0	93,99	0	0	1,39	4,63	0

% Superficie BLLN-70							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	0	94,90	0	0	5,10	0	0
200	0	93,80	0	0	3,86	2,34	0
500	0	89,17	0,05	0	3,82	6,96	0
1000	0	79,70	0,51	0,37	5,32	14,10	0

% Superficie EM-433							
Radio (m)	Unidades de paisajes						
	Agrícola	Natural	Urbano	Seminatural	Caminos	Industrial	Agua
100	0	96,69	0	0	3,31	0	0
200	0	96,01	0	0	1,89	0	2,10

500	0	58,11	0	0	1,74	0,82	39,32
1000	0	47,72	0	0	4,61	1,01	46,66

10.2. Comparación de las medias de las variables: Análisis t–student, programa Infostat 2020.

10.2.1. Comparación media de Cobertura en los sitios del Alto Valle y Monte natural:

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	% Cobertura {AV}	{MN}		3	4	46,31	43,24	3,08	-31,42	37,58	0,2979	0,23	0,8277	Bilateral

10.2.2. Comparación Riqueza especies Monte natural vs Alto Valle:

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	RIQ TOTAL (S) {AV}	{MN}		3	4	7,67	8,75	-1,08	-6,73	4,57	0,8433	-0,49	0,6430	Bilateral

10.2.3. Comparación del porcentaje promedio de especies nativas en Monte natural y Alto Valle:

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	NATIVAS {AV}	{MN}		3	4	69,17	96,16	-26,99	-49,91	-4,07	0,2656	-3,03	0,0292	Bilateral

10.2.4. Comparación del porcentaje promedio de especies exóticas en Monte natural y Alto Valle:

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	EXOTICAS {AV}	{MN}		3	4	30,83	3,85	26,99	4,07	49,91	0,2656	3,03	0,0292	Bilateral

10.2.5. Comparación Shannon: Alta Valle vs Monte natural:

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	SHANNON {AV}	{MN}		3	4	1,28	1,69	-0,41	-1,28	0,46	0,8923	-1,22	0,2763	Bilateral

10.2.6. Comparación medias Equitatividad: Monte natural vs Alto Valle

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
SITIO	EQUITATIVIDAD	{AV}	{MN}	3	4	0,63	0,79	-0,16	-0,37	0,05	0,9097	-1,93	0,1120	Bilateral

10.2.7. Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies de paisaje Valle agrícola (A-A) Vs Monte natural (N-N).

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
PAISAJE	PROMEDIO	{A-A}	{N-N}	3	6	0,32	0,47	-0,14	-0,50	0,21	0,4981	-0,95	0,3740	Bilateral

10.2.8. Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies compartidas entre paisaje Monte natural (N-N) vs especies compartidas entre paisaje agrícola y Monte natural (A-N).

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
PAISAJE	PROMEDIO	{A-N}	{N-N}	12	6	0,13	0,47	-0,34	-0,49	-0,19	0,1142	-4,80	0,0002	Bilateral

10.2.9. Comparación de medias entre Índice de similitud Sorensen de especies compartidas entre paisaje Valle agrícola (A-A) vs especies compartidas entre paisaje agrícola y Monte natural (A-N).

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	Media(1)-Media(2)	LI(95)	LS(95)	pHomVar	T	p-valor	prueba
PAISAJE	PROMEDIO	{A-A}	{A-N}	3	12	0,32	0,13	0,19	-0,47	0,86	0,0405	1,26	0,3358	Bilateral

10.3. – ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

10.3.1. Depuración de variables por radio:

Tabla 13: Autovectores y primera depuración de variables para Análisis de Componentes Principales

100m			200m		
Autovectores			Autovectores		
Variables	e1	e2	Variables	e1	e2
% COB. TOTAL	-0,09	0,01	% COB. TOTAL	0,05	-0,09
RIQ TOTAL (S)	-0,13	0,48	RIQ TOTAL (S)	0,15	0,39
ABUND. (N)	0,27	0,37	ABUND. (N)	-0,24	0,38
% NATIVAS	-0,39	-0,16	% NATIVAS	0,35	-0,18
% EXOTICAS	0,39	0,16	% EXOTICAS	-0,35	0,18
SHANNON (H)	-0,26	0,38	SHANNON (H)	0,27	0,29
EQUIDAD	-0,35	0,24	EQUIDAD	0,34	0,16
P.AGRICOLA	0,21	0,30	P.AGRICOLA	-0,18	0,40
P.NATURAL	-0,38	-0,12	P.NATURAL	0,37	-0,10
P.AGUA	0,00	0,00	P.AGUA	-0,28	-0,30
P.CAMINOS	-0,02	0,06	P.CAMINOS	-0,14	0,03
P.URBANO	-1,2E-03	0,46	P.URBANO	-0,12	0,44
P.INDUSTRIAL	0,29	-0,23	P.INDUSTRIAL	-0,31	-0,25
P.SEMINATURAL	0,36	-0,05	P.SEMINATURAL	-0,32	-0,10
500m			1000m		
Autovectores			Autovectores		
Variables	e1	e2	Variables	e1	e2
% COB. TOTAL	0,08	0,06	% COB. TOTAL	0,04	0,08
RIQ TOTAL (S)	0,06	0,49	RIQ TOTAL (S)	0,14	0,50
ABUND. (N)	-0,32	0,31	ABUND. (N)	-0,26	0,44
% NATIVAS	0,38	-0,05	% NATIVAS	0,36	-0,19
% EXOTICAS	-0,38	0,05	% EXOTICAS	-0,36	0,19
SHANNON (H)	0,21	0,42	SHANNON (H)	0,26	0,41
EQUIDAD	0,31	0,30	EQUIDAD	0,33	0,26
P.AGRICOLA	-0,30	0,22	P.AGRICOLA	-0,27	0,30
P.NATURAL	0,37	0,12	P.NATURAL	0,39	4,5E-03
P.AGUA	0,12	-0,28	P.AGUA	-1,3E-03	-0,22
P.CAMINOS	-0,21	0,18	P.CAMINOS	0,01	-0,27
P.INDUSTRIAL	-0,18	0,35	P.INDUSTRIAL	0,18	0,07
P.URBANO	-0,25	-0,30	P.URBANO	-0,33	-0,14
P.SEMINATURAL	-0,27	-0,05	P.SEMINATURAL	-0,32	-0,02

10.4. ANALISIS DE REGRESION LINEAL

10.4.1. Análisis de Regresión lineal paisaje agrícola y especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,37	0,24	352,76	62,02	61,86

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	11,31	6,39	-5,11	27,74	1,77	0,1368		
RADIO 100 m	0,97	0,57	-0,50	2,45	1,70	0,1505	2,88	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,35	0,22	481,10	62,18	62,01

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	10,33	6,73	-6,99	27,64	1,53	0,1858		
RADIO 200 m	0,55	0,33	-0,31	1,41	1,64	0,1610	2,70	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,44	0,33	315,52	61,14	60,98

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	8,62	6,53	-8,16	25,40	1,32	0,2439		
RADIO 500 m	0,67	0,34	-0,20	1,54	1,98	0,1042	3,93	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,54	0,45	1087,56	59,73	59,57

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	8,05	5,87	-7,03	23,12	1,37	0,2284		
RADIO 1000m	0,68	0,28	-0,04	1,39	2,43	0,0591	5,92	1,00

10.4.2. Análisis de Regresión lineal paisaje antropizado vs especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,67	0,60	257,49	57,44	57,28

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	3,62	5,65	-10,89	18,14	0,64	0,5494		
RADIO 100	0,31	0,10	0,06	0,56	3,19	0,0244	10,15	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,58	0,50	364,95	59,10	58,94

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	4,46	6,35	-11,86	20,78	0,70	0,5139		
RADIO 200	0,30	0,12	0,01	0,60	2,64	0,0461	6,96	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,67	0,61	246,60	57,36	57,20

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	3,56	5,62	-10,89	18,01	0,63	0,5546		
RADIO 500	0,35	0,11	0,07	0,62	3,21	0,0236	10,33	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
% EXOTICAS	7	0,64	0,57	312,22	58,08	57,91

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	3,01	6,11	-12,70	18,72	0,49	0,6432		
RADIO 1000	0,35	0,12	0,05	0,65	2,97	0,0311	8,84	1,00

10.4.3. Análisis de Regresión lineal paisaje natural vs especies exóticas para diferentes radios, con un nivel de confianza del 95%.

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
EXOTICAS	7	0,72	0,67	231,06	56,24	56,08

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	31,34	5,90	16,16	46,51	5,31	0,0032		
RADIO 100	-0,31	0,09	-0,53	-0,09	-3,60	0,0155	12,99	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
EXOTICAS	7	0,67	0,60	271,67	57,45	57,29

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	31,07	6,52	14,32	47,82	4,77	0,0050		
RADIO 200	-0,29	0,09	-0,52	-0,06	-3,18	0,0245	10,13	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
EXOTICAS	7	0,64	0,56	256,74	58,11	57,94

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	32,53	7,31	13,75	51,31	4,45	0,0067		
RADIO 500	-0,34	0,11	-0,63	-0,04	-2,96	0,0314	8,78	1,00

Análisis de regresión lineal

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
EXOTICAS	7	0,58	0,49	299,22	59,19	59,02

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	31,40	7,80	11,34	51,46	4,02	0,0101		
RADIO 1000	-0,35	0,13	-0,69	-0,01	-2,61	0,0477	6,81	1,00

11. ANEXO 2

11.1. Registro Fotográfico



Figura 38. EM-433. Locación abandonada 1998. Localidad Catriel



Figura 39. BLLN-27, locación abandonada año 2009. Localidad Catriel



Figura 40. BLLN-55, locación abandonada en 2009. Localidad Catriel



Figura 41. Locación BLLN-70, año de abandono 2009. Localidad Catriel.



Figura 42. Locación EFO-11, año de abandono 1972. Localidad Fernández Oro.



Figura 43. Locación RN-10, año de abandono 2009. Localidad Barda del Medio.



Figura 44. Locación RN-202, año de abandono 2009. Localidad Barda del Medio.

12. ANEXO 3

12.1. Inventario de Especies relevadas. Año de relevamiento 2020.

Lista Especies Inventariadas locacion EFO.a-11						
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura relativa %	N
<i>Bromus sp.</i>		Poáceas	Exótica	hierva perenne	1,03	18
<i>Grindelia chilensis</i>	boton de oro, melosa	Asteráceas	Nativa	Subarbusto -perenne-	0,49	5
<i>Baccharis salicifolia</i>	chilca	Asteráceas	Nativa	Arbusto -perenne-	0,23	4
<i>Hyalis argentea</i>	olivillo	Asteráceas	Nativa	Subarbusto -perenne-	10,39	57
<i>Prosopidastrum Globosum</i>	manca caballo	Fabáceas	Nativa	Arbusto -perenne-	0,78	1
<i>Neosparton Aphylium</i>	retamillo	Verbenáceas	Nativa	Arbusto -perenne-	5,47	2
<i>Festuca arundinacea Schreb.</i>	festuca alta	Poáceas	Exótica	Hierva -perenne-	0,59	2
<i>Papostippa speciosa</i>	-	Poáceas	Nativa	Hierva -perenne-	5,69	21
<i>Medicago lupulina</i>	alfalfa	Fabáceas	Exótica	Hierva anual o bienal	0,13	3
<i>Verbascum virgatum</i>	Pollera, Barbasco	Escrofulariáceas	Exótica	Hierva anual o bienal	0,01	1

Lista Especies Inventariadas locacion RN.a-10							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	N(abundancia)
<i>Schismus Arabeus</i>	Schismus árabe	Poáceas	Exótica	Hierba anual	32	0,36	3
<i>Atriplex Lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Arbusto	4639	51,54	36
<i>Baccharis Salicifolia</i>	chilca	Asteráceas	Nativa	Arbusto	25	0,28	1
<i>Psila Spartoides</i>	Pichana	Asteráceas	Nativa	Arbusto	1053	11,70	13
<i>Strombocarpa Strombulifera</i>	Retortuño, espinillo	Fabaceae	Nativa	Arbusto	439	4,88	16
<i>Junellia (Mulguraea) Ligustrina</i>	Ligustrina	Verbenaceas	Nativa	Arbusto	17	0,19	1
<i>Solanum Eliagnifolia</i>	Revienta caballos	Solanacea	Nativa	Hierba	5	0,06	1
<i>Prosopidastrum Globosum</i>	Barba de chivo, manca caballo	Fabáceas	Nativa	Arbusto	225	2,50	7

Lista Especies Inventariadas locacion RN-202							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	N(abundancia)
<i>Atriplex lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	3351	37,23	55
<i>Psila spartoides</i>	Pichana	Asteráceas	Nativa	Arbusto	342	3,80	4
<i>Schismus arabicus</i>	Schismus árabe	Poáceas	Exótica	Hierva	75	0,83	9
<i>Silybum marianum (L.)</i>	Cardo, abrepunos	Asteráceas	Exotica	Hierva anual o bianual	15	0,17	1
<i>Prosopidastrum globosum</i>	Barba de chivo, manca caballo	Fabáceas	Nativa	Arbusto	54	0,60	3

Lista Especies Inventariadas locacion BLL-27							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	(abundancia)
<i>Senecio Subulatus</i>	Romerillo	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	187	2,08	4
<i>Aristida Subulata henrard</i>	Pasto crespo	Poaceae	Nativa	Hierba	172	1,91	18
<i>Atriplex Lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	1550	17,22	14
<i>Larea Divaricata</i>	Jarilla	Zygophyllaceae	Nativa	Arbusto	1469	16,32	8
<i>Sphaeralcea miniata</i>	Malva	Malvaceae	Nativa	Hierba	61	0,68	7
<i>Prosopis Flexuosa var depr</i>	Alpataco	Fabaceae	Nativa	Arbusto	602	6,69	5
<i>Acantholippia seriphoides</i>	Tomillo	Verbenaceae	Nativa	Arbusto	215	2,39	4
<i>Pappostipa speciosa</i>	Coiron duro	Poaceae	Nativa	Hierba	60	0,67	2
<i>Lycium Chilensis</i>	Piquillin	Solanaceae	Nativa	Hierba	65	0,72	3
<i>Centaurea militensis</i>	Cardo, abrepunos	Asteraceae	Exotica	Hierba	115	1,28	7
<i>Naussauvia Glomerulosa</i>	cola piche, uña de gato	Asteraceae	Nativa	Arbusto	20	0,22	1
<i>Hordeum murinum</i>	Flechilla, cebadilla	Poaceae	Exotica	Hierba	20	0,22	1
<i>Baccharis Darwinii</i>	Chilquilla	Asteraceae	Nativa	Subarbusto	25	0,28	1

Lista Especies Inventariadas locacion BLLN-55							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	N
<i>Solanum eleagnifolium</i>	Revienta caballos	Solanaceae	Nativa	Hierba	1504	16,71	16
<i>Sphaeralcea miniata</i>	Malva	Malvaceae	Nativa	Hierba	130	1,44	8
<i>Lycium Chilense</i>	Piquillin	Solanaceae	Nativa	Arbusto	280	3,11	5
<i>Larrea Divaricata</i>	Jarilla	Zygophyllaceae	Nativa	Arbusto	885	9,83	6
<i>Atriplex Lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	1475	16,39	11
<i>Neltuma Flexuosa var depressa</i>	Alpataco	Fabaceae	Nativa	Arbusto	250	2,78	2
<i>Lycium gilliesianum</i>	Piquillin de vibora	Solanaceae	Nativa	Arbusto	370	4,11	3
<i>Senecio Subulatus</i>	Romerillo	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	25	0,28	2
<i>Mulgurea Ligustrina</i>	-	Verbenacea	Nativa	Arbusto	95	1,06	2

Lista Especies Inventariadas locacion BLLN-70							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	N
<i>Nassauvia Glomerulosa</i>	Cola piche, uña de gato	Asteraceae	Nativa	Arbusto	60	0,67	1
<i>Senecio Subulatus</i>	Romerillo	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	50	0,56	3
<i>Atriplex Lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	1674	18,60	23
<i>Neltuma Flexuosa var dep</i>	Alpataco	Fabaceae	Nativa	Arbusto	170	1,89	2
<i>Larrea Divaricata</i>	Jarilla	Zygophyllaceae	Nativa	Arbusto	1295	14,39	13
<i>Aristida Subulata Henrard</i>	Pasto Crespo	Poaceae	Nativa	Hierba	20	0,22	1
<i>Lycium Chilense</i>	Piquillin	Solanaceae	Nativa	Arbusto	40	0,44	1

Lista Especies Inventariadas locacion EM-433							
Nombre Científico	Nombre vulgar	Familia	Estatus	Habito	Cobertura (cm)	Cobertura relativa %	N
<i>Atriplex Lampa</i>	Zampa	Chenopodiaceae	Nativa	Subarbusto	620	6,89	12
<i>Suaeda Divaricata</i>	Vidriera	Chenopodiaceae	Nativa	Arbusto	1890	21,00	12
<i>Lycium Chilense</i>	Piquillin	Solanaceae	Nativa	Arbusto	100	1,11	2
<i>Strombocarpa Strombulif</i>	Retortuño, espinillo	Fabaceae	Nativa	Subarbusto	10	0,11	1
<i>Nicotiana Acuminata</i>	Graham	Solanaceae	Nativa	Hierba	20	0,22	2
<i>Lycium Gilliesianum</i>	-	Solanaceae	Nativa	Arbusto	40	0,44	1