

Universidad Nacional de Cuyo - Facultad de Ciencias Agrarias

“Estudio de la restauración pasiva de ecosistemas degradados por la actividad petrolera en las áreas de concesión Barrancas y La Ventana, provincia de Mendoza”.



Tesina para optar al título de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables

Tesista: Pablo Joaquín Cantalejos

Director: Ing. Santiago Echevarría

Codirector: Dra. María Emilia Fernández

Año: 2021

RESUMEN

La desertificación y degradación de tierras es una problemática de interés global y un gran desafío que enfrenta la humanidad. La conservación y restauración ecológica toman fuerza cada día como solución para revertir esta situación, y las Naciones Unidas han declarado a la década del 2021-2030 como la década para la restauración de los ecosistemas. La extracción de hidrocarburos ha sido reconocida como una de las actividades causantes de pérdida de hábitat y desertificación en la diagonal árida de Argentina. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la restauración pasiva del ecosistema en ex piletas de lodos e hidrocarburos, luego de un promedio de 24 meses desde su saneamiento, mediante la comparación de cobertura total y por estratos, riqueza, diversidad alfa, equitatividad y diversidad beta respecto a un sitio testigo del monte sin afectación. La diversidad Alfa se evaluó mediante índice de Shannon Wiener (H) y la Beta por Índice de Sorensen (S). Los resultados muestran que solo la cobertura de arbustivas tuvo diferencias significativas con el testigo. En el “monte” la cobertura total media fue de $55,20 \pm 3,23\%$, mientras que en la “pileta” tomó un valor medio de $46,07 \pm 8,54\%$. Luego de 24 meses del saneamiento las piletas alcanzaron un 83,5% de la cobertura del testigo. Respecto a la cobertura de arbustivas en el “monte” fue de $42,34 \pm 1,70\%$, mientras que en la “pileta” la media fue de $28,27 \pm 4,10\%$. La cobertura media de gramíneas y herbáceas no gramíneas fue levemente menor en el “monte” que en la “pileta”, pero sin diferencias significativas. En cuanto a diversidad, El Índice Shannon-Wiener, Equitatividad y Riqueza mostraron valores mayores en el “monte” que en “pileta”. El índice (H) tuvo una media de $1,50 \pm 0,26$ para la pileta y $2,02 \pm 0,14$ para el monte. La media del número de especies (Riqueza) para “pileta” fue de $12,60 \pm 1,83$, mientras que para “monte” fue de $15,00 \pm 2,21$. Por último, el Índice de Sorensen varió entre 0,138 (mínimo) y 0,435 (máximo), siendo el valor promedio de 0,307, lo que indica que en ninguno de los pares de sitios se encuentra una similaridad alta, y el recambio de especies es elevado. En términos de cobertura vegetal, se puede notar que se expresa el patrón de sucesión típico, en donde luego de un disturbio, la sucesión secundaria presenta colonización inicial de especies r-estrategas, luego reemplazadas por especies arbustivas (K-estrategas) de la zona. Respecto a la diversidad ecológica, la restauración natural necesita de tiempos mayores al del presente estudio, para lograr cierta similaridad entre las piletas y el testigo. Este estudio además revela que existen técnicas sencillas y económicas del proceso de saneamiento que pueden mejorar y favorecer la sucesión secundaria de los pasivos ambientales, y que se consideran necesarias y fundamentales para llevar a cabo dicho proceso.

Palabras clave: Degradación, saneamiento, restauración, zonas áridas

ÍNDICE

SECCIÓN I - INTRODUCCIÓN	5
1. Degradación de zonas áridas y desertificación.....	5
2. Actividad Petrolera	7
2.1 Pasivos ambientales	10
2.2 Saneamiento de pasivos ambientales	10
3. Restauración ecológica.....	24
3.1 Restauración pasiva y sucesión ecológica.	26
3.2 Restauración de zonas áridas y semi-áridas	31
3.3 Provincia Fitogeográfica del Monte	31
3.4 Antecedentes de Restauración pasiva en la Provincia Fitogeográfica del Monte	33
4. Planteamiento del problema	35
5. Hipótesis	36
6. Objetivos.....	37
6.1 Objetivo General.....	37
6.2 Objetivos Particulares	37
SECCIÓN II - MATERIALES Y MÉTODOS	38
1. Área de estudio-Localización.....	38
2. Características de las piletas previas al saneamiento	39
3. Muestreo.....	40
4. Cálculo de Índices de Diversidad y curvas de rango-abundancia	41
4.1 Diversidad Alfa.....	41
4.2 Diversidad Beta.....	42
4.3 Curvas de rango-abundancia.....	43
5. Análisis estadístico	43
SECCIÓN III - RESULTADOS	45
1. Cobertura total	45
2. Cobertura por estrato vegetal.....	45
3. Diversidad Alfa.....	48
4. Riqueza.....	50

5. Diversidad Beta.....	50
6. Características de las piletas	52
SECCIÓN IV – DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN.....	64
1. Discusión	64
2. Conclusión.....	69
SECCIÓN V – BIBLIOGRAFÍA.....	71
SECCIÓN VI – ANEXOS	81

SECCIÓN I - INTRODUCCIÓN

1. Degradación de zonas áridas y desertificación

El problema de la desertificación y degradación de tierras es generalizado a escala global y ha sido señalado por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) como uno de los “aspectos del cambio global más importantes a los que se enfrenta la humanidad” (UNCCD, 1994). El 25% del área terrestre del planeta está altamente degradada o presenta altos índices de degradación (FAO, 2011).

La Sociedad para la Restauración Ecológica define degradación como cambios graduales que reducen la integridad y la salud del ecosistema (SER, 2004). Por su parte la desertificación se define como la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, que resulta de factores de origen climático y de actividades antropogénicas como la deforestación, el sobrepastoreo, la expansión de áreas agrícolas hacia áreas frágiles y la sobreexplotación de la vegetación para uso doméstico (Granados-Sánchez et al., 2013). Las zonas áridas y semiáridas presentan ecosistemas muy frágiles donde el cambio climático o el mal uso de los recursos naturales conducen a una pérdida progresiva de productividad a veces irreversible. Estos procesos, en gran medida de origen antrópico, culminan en serios problemas de desertificación. (González Loyarte, 1994).

La Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación, compromete a los países signatarios a preparar y ejecutar acciones para combatir la desertificación y mitigar los efectos de la sequía (United Nations Conference on Desertification -UNCOD, 1977).

Aproximadamente 250 millones de personas en el presente están afectadas por la pérdida de productividad, a causa de la degradación de recursos ecológicos o desertificación, mientras que tanto como 1,2 billones de personas serán afectadas en las próximas décadas (Randriamiarina, 2009).

América Latina y el Caribe tienen una superficie de 20,18 millones de km², de los cuales un 25% corresponde a tierras áridas, semiáridas y subhúmedas secas. De este total, a su vez, el 75%, es decir, unos 378 millones de hectáreas, presentan serios problemas de degradación (Parada y Morales, 2005).

La República Argentina no es ajena a esta problemática, donde una parte significativa del territorio está sujeto a prácticas inapropiadas, con un manejo inadecuado de sus recursos

naturales, lo que implica la pérdida de la biodiversidad, de los bosques y del suelo y una progresiva disminución de la productividad (SAyDS, 2011). De los 276 millones de hectáreas que componen el territorio continental de Argentina, 60 millones están afectados por distintos procesos de degradación (Révora, 2011).

Las tierras secas de Argentina producen el 50 % del valor de la producción agrícola y el 47 % de la ganadera y concentran aproximadamente el 30% de la población nacional (9 millones de personas). Las actividades productivas se desarrollan en los oasis de riego, que totalizan alrededor de 1,5 millones de hectáreas. En estas zonas se realizan cultivos de vid, frutas y hortalizas para abastecer el mercado local y la exportación. La ganadería extensiva, basada en pastizales naturales es la actividad predominante de las tierras secas sin riego. Las tierras secas concentran el 100% de los caprinos y camélidos del país, el 80% de los ovinos y el 40% de los bovinos. Las tierras de uso pastoril son utilizadas mediante explotaciones extensivas, en campos abiertos o grandes potreros, donde el control del impacto del pastoreo es limitado. La asignación de animales con escasa información sobre la capacidad del campo genera con frecuencia impactos de pastoreo intenso y continuo, que produce alteraciones importantes en la composición botánica y productividad de la vegetación, así como en la estabilidad y protección de los suelos (SAyDS, 2011)

En algunas zonas la explotación forestal para la producción de maderas, leña y carbón es una actividad relevante. En los últimos 75 años la superficie forestal natural disminuyó un 66%, a causa de la sobre-explotación para la producción de madera, leña o carbón, el sobrepastoreo y la expansión de la frontera agropecuaria e incendios. La explotación forestal se realiza por tala selectiva de los bosques naturales, de los mejores ejemplares. El 40% de las tierras irrigadas presenta problemas de desertificación debido a procesos de erosión eólica e hídrica y salinización. Las actividades mineras, petroleras e industriales producen desertificación, mediante desmonte y afectación de los recursos agua, aire y suelo (SAyDS, 2011). Las actividades ganaderas y la extracción de hidrocarburos han sido reconocidas como causantes de pérdida de hábitat y desertificación en la diagonal árida de Argentina (Del Valle et al., 1998).

Entre las principales consecuencias de la degradación de las tierras se encuentran la pérdida de la capacidad de infiltración de la capa superficial de suelo, reducción en la capacidad de almacenaje de agua del mismo, pérdida de fertilidad y materia orgánica, su degradación química y la pérdida de la cubierta vegetativa (Abraham, 2009).

Ante esta situación, el manejo de ecosistemas a través de conservación y restauración ecológica toma fuerza cada día como solución para revertir procesos de degradación de ecosistemas y pérdida acelerada de biodiversidad. Ya no basta con conservar y proteger áreas representativas, sino que se debe restaurar paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones de plantas y animales, para garantizar sustentabilidad de sistemas naturales, seminaturales y sociales en grandes extensiones, y disponibilidad de servicios ambientales (Ríos, 2011).

2. Actividad Petrolera

El petróleo es una mezcla compleja de hidrocarburos (moléculas de carbono y oxígeno), pequeñas cantidades de agua, compuestos orgánicos que tienen azufre y nitrógeno, así como también compuestos metálicos tales como vanadio y níquel (Borgna et al., 2001).

La actividad petrolera incluye procesos globales de exploración, extracción, refinado, transporte y comercialización de productos del petróleo. El sector hidrocarburífero se puede subdividir en dos segmentos: el *upstream* que está relacionado con la actividad de exploración y explotación en los yacimientos de hidrocarburos; y el *downstream* que está vinculado con los procesos de refinación, procesamiento del crudo/gases, transporte y distribución de los productos.

Dicha actividad tiene una primordial importancia en el sector energético nacional, y su relevancia deriva de diversas condiciones: a) su utilización como principal fuente para la producción de energía; b) el de permitir generar productos secundarios de consumo inmediato como las naftas o los lubricantes o como materia prima para la creación de energía eléctrica; c) el de impulsar indirectamente la diversificación y la densificación de la matriz productiva y además posibilitar el desarrollo industrial, tanto a través de la provisión de energía como de productos petroquímicos (de amplia utilización en la industria) producidos en fases debajo de la cadena productiva del petróleo y del gas (Alonso, 2018).

En lo que actualmente es el territorio argentino, desde tiempos de la Colonia, se sabía que en la región mendocina de Cacheuta brotaba de la tierra un producto oscuro que se denominaba asfalto o alquitrán (Borgna et al., 2001).

En abril de 1886 se creó la Compañía Mendocina de Petróleo, que inició la explotación comercial de petróleo en el paraje de Agua del Corral (actual Yacimiento Cacheuta) y comenzó a perforar ese mismo año, completando 22 pozos de hasta 300 metros de profundidad y obteniendo una producción estabilizada de unos 40 metros cúbicos diarios por surgencia natural. La rápida declinación de la producción y los repetidos fracasos exploratorios

desalentaron a los empresarios para continuar invirtiendo; sin embargo, se llegaron a perforar 30 pozos (Barneda, 2007).

La actividad petrolera de Mendoza se concentra en dos cuencas hidrocarburíferas. La cuenca cuyana que comprende el Norte de Mendoza y San Juan, y la cuenca Neuquina que comprende el Sur de Mendoza y Neuquén. A continuación, en la Figura 1, se muestra lo mencionado.

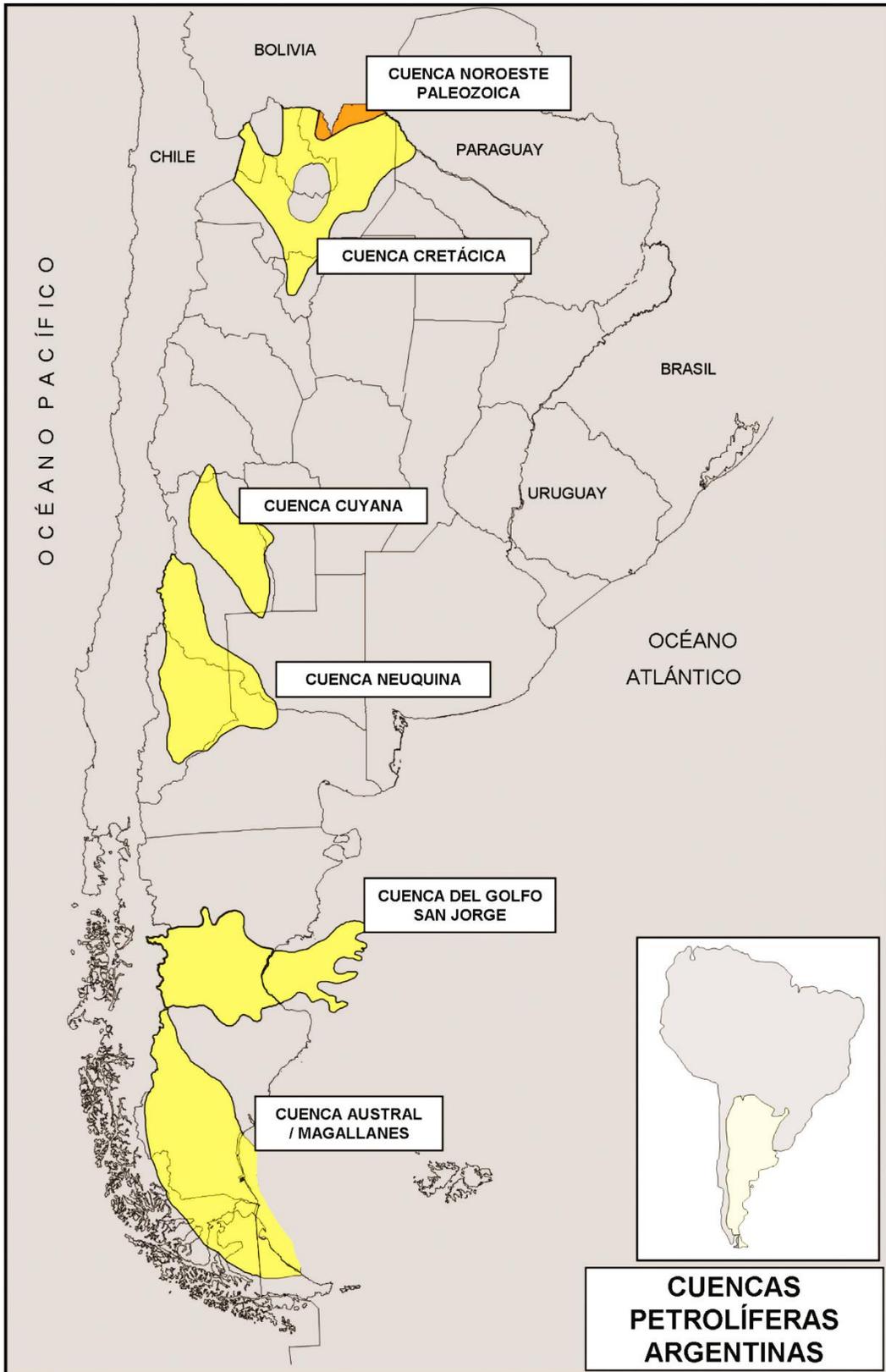


Figura 1. Cuencas hidrocarburíferas de la República Argentina. Fuente: Uliana et al. 2009

Algunas de las áreas de Concesión bajo explotación actual son:

Cuenca Cuyana: Barrancas, Vacas Muertas, Vizcacheras, Punta de las Bardas, Chañares Herrados, Atamisqui, Ugarteche. Puesto Pozo Cercado, Tupungato-refugio, Piedras coloradas, Estructura intermedia, etc.

Cuenca Neuquina: El Sosneado, Cerro Mollar, Llancanelo, Los Cavaos, Malal del Medio, Chihuido de la Salina. (Secretaría de Energía de la Nación).

Según datos del DEIE (Dirección de Estadísticas e Investigaciones Económicas), en la provincia de Mendoza, al año 2016, la industria petrolera presenta los siguientes indicadores económicos:

- 4318 puestos de trabajo directos registrados, entre actividades de explotación de crudo y refinación.
- 43% del PBG (Producto Bruto Geográfico) industrial
- 7,86% del PBG Total provincial (La industria petrolera se ubica en el rubro “explotación de minas y canteras”).

2.1 Pasivos ambientales

Un pasivo ambiental es la suma de los daños no compensados producidos por un ente al medio ambiente a lo largo de su historia, en su actividad normal o por accidente. Son sus deudas hacia la comunidad donde opera. Los economistas hablan de los daños ambientales como “externalidades” (Martínez-Alier y Russi, 2002).

Los pasivos ambientales de la industria petrolera son: antiguos derrames de hidrocarburo y agua de producción, instalaciones en desuso y ex piletas de lodos e hidrocarburos. El último tipo de pasivo mencionado, es el de interés en el presente estudio, y comprenden ex piletas de lodos de perforación, cutting y restos de hidrocarburos, colindantes a locaciones de pozos. Las mismas se caracterizan por la presencia de suelo afectado con hidrocarburos y metales (MAyOP, 2011).

2.2 Saneamiento de pasivos ambientales

Saneamiento ambiental se define como el conjunto de acciones, técnicas, disposiciones legales y medidas estratégicas planificadas, tendientes a la prevención y mejoramiento de la calidad del medio ambiente (Quevedo, 2005).

El 2 de junio de 2006 la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) emitió la resolución 515/2006 que creó el “Programa para la Gestión Ambiental de Sitios Contaminados” (PROSICO). Dicha resolución fue la primera y única norma nacional que abordó con una mirada integral la temática de pasivos ambientales. Los objetivos generales del programa eran: a. Identificar, sistematizar, calificar y cuantificar procesos de degradación por contaminación. b. Definir las estrategias de prevención, control y recuperación de sitios contaminados, desarrollando conjuntamente el soporte regulatorio indispensable bajo el concepto de presupuesto mínimo de protección ambiental.

El Decreto provincial N°170/08 tiene por objetivo la adecuación de las Normas Ambientales con competencia en materia de Evaluación de Impacto Ambiental de acuerdo a lo establecido en el Título V de la Ley N° 5.961 en las actividades de prospección, exploración y explotación de hidrocarburos. El decreto surge como necesidad de contar con una norma de carácter ambiental que permita compatibilizar los antecedentes que registra la Dirección de Saneamiento y Control Ambiental, con el proceso de concesión de nuevas áreas petroleras, y en sus considerandos menciona que, es necesario incorporar el concepto de pasivos ambientales, los cuales deberán ser sometidos a un proceso de saneamiento integral incluyendo identificación, cuantificación, caracterización, análisis cuantitativo de riesgo, y saneamiento de los mismos.

El decreto provincial n° 1465/11 exige el saneamiento de los pasivos ambientales antes de la finalización del plazo original de las concesiones de exploración y explotación de determinadas áreas. La misma ley resuelve que la empresa debe presentar un plan de saneamiento de los pasivos ambientales.

En el caso de los pasivos ambientales de la industria petrolera que concierne al presente estudio, es decir las ex-piletas de lodos e hidrocarburos, el saneamiento consiste básicamente en eliminar los materiales afectantes del sitio, de manera de devolver al suelo sus condiciones naturales y lograr que el mismo presente un porcentaje de hidrocarburos menor al 1% (10.000 mg HC/ kg suelo). El procedimiento de saneamiento se apoya en ciertas técnicas que son de importancia vital para poder facilitar la restauración pasiva del ecosistema, y tiene como fin la planificación y minimización del movimiento de suelos, reducción de la alteración de la flora y fauna, optimización en el retiro del pasivo y poder dejar el sitio en condiciones favorables para que recupere su estructura y funcionalidad ecosistémica (Decreto provincial 1465/11).

El procedimiento de saneamiento de piletas de YPF S.A., se lleva a cabo de acuerdo a las siguientes etapas:

A. Análisis previo. Caracterización ambiental de Fase I y Fase II. Análisis cuantitativo de riesgo.

Fase I. El objetivo fundamental de esta etapa de investigación es descartar o confirmar la existencia de niveles de contaminación que supongan o puedan suponer un riesgo inaceptable para la salud humana y los ecosistemas. Comprende las siguientes etapas:

- Análisis de antecedentes (procesos involucrados, incidentes, análisis de imágenes satelitales, etc.).
- Ubicar y evaluar el estado de los accesos y caminos internos a cada sitio en estudio.
- Evaluar el estado de la infraestructura de cada sitio (estado de la locación, entorno próximo, presencia de líneas de conducción, baterías, satélites, etc.)
- Evaluar las características ambientales del entorno (presencia de cauces cercanos, relieve, vegetación, etc.)
- Evaluar evidencias de afectación por HC, probable ex piqueta, derrame o residuos operativos en el sitio y su entorno próximo.
- En caso de no haberse ubicado un pasivo, identificar posibles zonas donde se pudiera realizar sondeos en base a evidencias superficiales (diferencias en el patrón de vegetación, indicadores de movimiento de suelo, distancia a la Boca de Pozo (BP), etc.).
- Definir áreas de interés para avanzar con la Fase II.

En las Figuras 2 y 3, se muestran fotografías de las visitas previas a un sitio.

Fase II. Identificar pasivos soterrados delimitando lateral/verticalmente la afectación y cuantificando el volumen aproximado. Determinar características físico-químicas de las posibles fuentes de afectación detectadas y los potenciales impactos negativos en el ambiente. Analizar en función de la normativa. Evaluar y determinar la necesidad y tipo de saneamiento.

Se realizan calicatas manuales y mediante maquinaria, visualizando los perfiles y tomando muestras para análisis en laboratorio.

Luego de las etapas descritas, se procede a realizar una Análisis Cuantitativo de Riesgo (ACR), con los siguientes objetivos:

- Valorar los riesgos potenciales para la salud humana asociados a la afectación detectada en el suelo.
- Establecer concentraciones residuales admisibles en suelo según los receptores y vías de exposición considerados, para las cuales el riesgo para la salud humana es aceptable.
- Obtener criterios contrastados que sean de ayuda en la adopción de medidas, ya sean correctoras, de gestión y/o prevención del riesgo, y en el establecimiento de prioridades en la adopción de medidas.

De manera resumida, las tareas que comprende un ACR son:

- Evaluación del sitio: Identificar fuente de contaminación, impactos evidentes, receptores potenciales o reales y potenciales vías de migración del impacto.
- Clasificación del sitio según los riesgos implícitos de acuerdo a lo observado en el primer paso.
- Evaluación de nivel I: Determinación de concentraciones de referencia de acuerdo a las características del sitio y comparaciones con las concentraciones existentes en el sitio, con el fin de la necesidad de medidas correctivas. Comprende las siguientes etapas:
- Evaluación de nivel II: Determinación de concentraciones para las sustancias de interés a partir de las cuales el riesgo toxicológico y cancerígeno para la salud humana es aceptable y para el ambiente es aceptable.

La resolución 579/14 de la Dirección de Protección Ambiental de la Provincia de Mendoza establece que las situaciones ambientales que presenten riesgo según (ACR) y cuyos valores de Hidrocarburos Totales de Petróleo (HTP) fueran superiores al 1%, deben ser sometidos a saneamiento.



Figura 2. Visita previa de un sitio. Fuente: Fundación Cricyt



Figura 3. Visita previa de un sitio. Fuente: Fundación Cricyt

B. Delimitación de la pileta y planificación del saneamiento

A partir de los sondeos realizados, se estima la superficie y el volumen del pasivo. Se planifica la disposición de los cuatro tipos de acopios resultantes del saneamiento: Suelo limpio, suelo con Hidrocarburo, Topsoil y Residuos operativos. En la Figura 4 se muestra la realización de calicatas con maquinaria (retropala) y en la Figura 5 la realización de sondeos con hoyadora manual.

El “Topsoil” corresponde a la capa más superficial del suelo, es decir los primeros 10-15 cm del perfil. Esta capa posee casi la totalidad del contenido de materia orgánica del perfil del suelo, microorganismos y un banco de semillas. La presencia de semillas de especies nativas es crucial para el éxito de la restauración pasiva del área (Cione et al, 2002). El Topsoil se obtiene cuando se inicia el saneamiento y se desmonta la vegetación que pueda existir donde se encuentra la pileta y los primeros 15 cm de suelo, acopiando dicho material separándolo para su posterior uso. Éste se utiliza al finalizar el saneamiento en el relleno

del sitio aplicándose en la parte más superficial, con el objetivo de favorecer el proceso de restauración natural.



Figura 4. Realización de calicatas en sitio. Fuente: Fundación Cricyt



Figura 5. Caracterización mediante hoyadora manual en sitio. Fuente: Fundación Cricyt

C. Apertura de la pileta

Una vez delimitada la pileta se retiran las costras o derrames superficiales si los hay. En la figura 10 se ve un ejemplo de retiro manual de costras. Posteriormente, se procede a desmontar dejando un margen de vegetación en los límites estimados de la pileta. También se preservan y señalizan individuos de especies que por sus características (tamaño, edad, presencia de nidos de aves) se consideren de especial importancia ecosistémica (Figura 7)



Figura 6. Acopio de material limpio. Fuente: Fundación Cricyt



Figura 7. Sitio desmontado y preservación de ejemplares de importancia ecológica.

Fuente: Fundación Cricyt

D. Extracción de material de la pileta

Mediante la utilización de maquinaria y operarios, se extrae el suelo limpio desde la superficie, a modo de zanja, hasta hacer contacto con el pasivo (suelo + HC + lodos) (Figura 8). Una vez retirado todo el material limpio de la pileta se comienza a profundizar extrayendo el pasivo, pudiéndose trabajar desde el interior de la pileta. La figura La Figuras 6 y 9 muestran la formación de acopios de material limpio recuperado y Topsoil, respectivamente.

Una vez finalizado el saneamiento del pasivo, se realizan distintos sondeos con retroexcavadora, con hoyadora o manuales (el número de cateos varía en función de las dimensiones de la ex-pileta) hasta 1 metro de profundidad. A continuación, se realiza un muestreo de verificación de fondo y laterales de la ex-pileta, así como también de los acopios de suelo limpio y Topsoil, de acuerdo con la Resolución 579/14. Este muestreo tiene como fin analizar las concentraciones remanentes de Hidrocarburos Totales de Petróleo, pH, conductividad y metales (Bario, Cadmio, Cobre, Cromo, Níquel, Plata, Plomo,

Zinc, Arsénico, Mercurio y Selenio) en el sitio a liberar, de manera de verificar estos valores previos al relleno del sitio y finalización del saneamiento.



Figura 8. Retiro de material en sitio. Fuente: Fundación Cricyt



Figura 9. Acopio de TopSoil. Fuente: Fundación Cricyt



Figura 10. Retiro manual de costras de hidrocarburo. Fuente: Fundación Cricyt

E. Relleno y recomposición de la topografía

Se procede a rellenar la pileta con el acopio de suelo limpio, suavizando los bordes y taludes de la periferia de la pileta. Por último, se coloca el Topsoil sobre la superficie y se realiza un escarificado, es decir dejar pequeños pozos, bordos y montículos de tierra (Figura 11) y/o enramados (Figura 12), de manera de lograr una superficie irregular que funcione como trampa de agua y semillas. De esta manera también se evita la erosión por viento y agua de lluvia y la pérdida del Topsoil. En las piletas del presente estudio se ha utilizado entre 10 y 15 cm de espesor de Topsoil.

La estructura de montículos y enramados son clave en el funcionamiento y mantenimiento de estos ecosistemas ya que facilitan procesos claves (infiltración de agua, acumulación de semillas, hojarasca y nutrientes) y disminuyen la radiación que alcanza al suelo (Aguiar y Sala, 1997; Li Puma, 2005), generando microambientes favorables para el desarrollo biológico.



Figura 11. Relleno y formación de montículos. Fuente: Fundación Cricyt.



Figura 12. Montículos y enramados en sitio. Fuente: Fundación Cricyt.

3. Restauración ecológica

La restauración de ecosistemas está reconocida mundialmente como un componente clave de programas de conservación, y su desarrollo es esencial para la sustentabilidad a largo plazo (Aronson y Alexander, 2013). La restauración se está convirtiendo en un foco primordial del manejo de recursos naturales (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), y las Naciones Unidas han declarado a la década del 2021-2030 como la década para la restauración de los ecosistemas (UN General Assembly, 2019). En los últimos 30 años, la restauración ecológica ha experimentado un crecimiento notable a nivel global (Clewel et al, 2009). La restauración ecológica es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado, o destruido, donde: la degradación se relaciona con cambios graduales o sutiles que reducen la integridad y la salud ecológica, el daño se refiere a cambios agudos en un ecosistema, y la destrucción del ecosistema ocurre cuando la degradación o el daño, elimina toda la vida macroscópica y, por lo general, también arruina el ambiente físico. Las metas de la restauración también incluyen el restablecimiento de la integridad biótica preexistente en términos de composición de especies y estructura de la comunidad (SER International, 2004).

La rehabilitación y la restauración ecológica son críticos para controlar los efectos de la desertificación en el entorno biofísico y para minimizar las complejas restricciones sociales y ecológicas que involucran a 2.500 millones de personas en todo el mundo. (Reynolds et al., 2007; James et al., 2013). La restauración no es simplemente recuperar especies, el escenario físico o crear comunidades artificiales que haya que mantener, sino por el contrario se trata de generar sistemas capaces de auto-mantenerse e integrarse en su contexto, e incluso de evolucionar (Zamora, 2002).

El grado de restauración admisible por un ecosistema está determinado por el agente de degradación, el tipo y el nivel de degradación. Estos factores, a menudo junto con la capacidad presupuestaria, determinan el modelo de restauración ecológica. Se reconocen tres modelos generales de restauración (SER, 2005)

- Recuperación de un ecosistema degradado (cambios leves o graduales que reducen su composición, estructura y funcionalidad ecológica) o dañado (cambios drásticos) a su estado anterior.
- Sustitución de un ecosistema totalmente destruido (degradación o daño que ha eliminado casi toda la vida macroscópica y ha destruido el ambiente físico). El nuevo ecosistema debe ser reconstruido en su totalidad. A menudo no consigue reproducir con exactitud la composición del ecosistema de referencia, pero sí recuperan, al menos parcialmente, su funcionalidad y estructura
- Transformación de un ecosistema en otro diferente, o en otro tipo de uso de suelo existente en la misma región biogeográfica, al ser totalmente eliminado el ecosistema original, cuya matriz paisajística también ha sido irreversiblemente alterada.

A los tres modelos generales de restauración se debe añadir la restauración pasiva o sucesión espontánea (del inglés spontaneous succession), que debe ser siempre contemplada como la opción cero en restauración ecológica (SER, 2005).

Respecto a lo anterior, vale mencionar que una propiedad de los ecosistemas, denominada resiliencia, es una medida de la persistencia de los sistemas y de su capacidad para absorber cambios y disturbios y aún mantener las mismas relaciones entre poblaciones variables de estado. Los ecosistemas, presentan distinta resiliencia luego de un disturbio, ya que no todos tienen la misma capacidad de regresar al estado previo a la perturbación (Holling 1996).

En general frente a perturbaciones de baja magnitud, el ecosistema se recupera naturalmente; pero ante eventos de gran magnitud la recuperación natural es más difícil (Westoby et al., 1989). En particular los sitios áridos o semiáridos, se caracterizan por su baja resiliencia. La limitada cantidad de agua y nutrientes disponibles tienden a hacer a estos ecosistemas vulnerables y difíciles de recuperar (Bainbridge, 2007).

3.1 Restauración pasiva y sucesión ecológica.

Sucesión

La sucesión es el esquema continuo, direccional y no estacional de colonización y extinción de las poblaciones de especies en una localidad. (Begon et al., 1997). Otra definición sostiene que la sucesión es un patrón de cambios en la composición específica de una comunidad después de una perturbación radical o después de la apertura de un nuevo parche en el entorno físico para la colonización de plantas y animales. Si el entorno físico permanece constante, eventualmente los cambios en la composición específica de la comunidad se vuelven indetectablemente lentos o cesan por completo. Esta última etapa de la sucesión se dignifica con el término "clímax". El clímax a menudo se idealiza como un estado de composición específica constante, aunque, por supuesto, las especies y sus abundancias relativas fluctúan estadísticamente y varían de un lugar a otro a medida que el entorno físico cambia a lo largo de gradientes más o menos perceptibles. (Horn, 1974). Las sucesiones que se producen en terrenos que acaban de quedar al descubierto, y en ausencia de influencia abióticas gradualmente cambiantes, reciben el nombre de sucesiones autogénicas. La sucesión autogénica puede ser de dos tipos, primaria o secundaria. En los casos en que la vegetación de una zona ha sido eliminada de forma total o parcial, pero conservándose un suelo bien desarrollado y un buen número de semillas y esporas, la secuencia que se produce entonces se conoce como sucesión secundaria (Begon et al., 1997). Horn (1974), define la sucesión secundaria como el proceso de restablecimiento de una razonable imitación de la comunidad original después de un disturbio temporal.

Dinámica y tendencias de la comunidad durante la sucesión secundaria

La sucesión secundaria suele ser el resultado de la competencia interespecífica, con especies pioneras que a menudo superan a las especies posteriores en las aperturas, pero ellas mismas producen un entorno en el que luego, las especies tardías son competitivamente superiores (Horn, 1974).

Los primeros parches de sucesión son, por definición, efímeros, mientras que los tramos del clímax permanecen relativamente sin cambios durante varias generaciones. Por lo tanto, las especies tempranas de la sucesión rara vez pueden reproducirse localmente y deben invadir las aberturas recientes, crecer y madurar rápidamente y dispersarse amplia y abundantemente para aumentar la probabilidad de alcanzar nuevas aberturas. Los habitantes del clímax se enfrentan a una dura competencia de vecinos firmemente establecidos. Deben ser competidores eficientes y de larga duración, que acaparen recursos localmente limitados si no pueden hacer un uso eficiente de ellos. (Horn,1974). Las plantas de las primeras fases de una sucesión tienen un estilo de vida fugitivo. Su supervivencia depende de la dispersión hacia otros lugares perturbados. No pueden persistir en competencia con las especies tardías y por ello deben crecer y consumir rápidamente los recursos disponibles. Una tasa de crecimiento relativa elevada es una propiedad crucial de las especies fugitivas. (Begon et al., 1997). A continuación, se explicarán brevemente los 3 modelos principales que explican el funcionamiento de la sucesión, según Begon et al. (1997).

- El modelo de **facilitación**, sugiere que la comunidad en desarrollo impone cambios en el ambiente abiótico. Así, la entrada y el crecimiento de las especies posteriores depende de que las primeras especies hayan “preparado” el terreno. Los ejemplos más evidentes se encuentran en las sucesiones primarias.
- El modelo de la **tolerancia**, sugiere que se produce una secuencia predecible debido a que las diferentes especies tienen distintas estrategias para explotar los recursos. Las tardías pueden tolerar unos niveles más bajos de recursos y pueden alcanzar la madurez en presencia de las especies tempranas, para finalmente eliminarlas por competencia. Las sucesiones en los campos abandonados constituyen un ejemplo de ello.
- El modelo de la **inhibición** se aplica cuando todas las especies resisten a la invasión de los competidores. Las especies tardías se acumulan gradualmente al sustituir a los individuos precoces que van muriendo, en este caso la muerte de las pioneras ocurre por perturbaciones locales provocadas por condiciones físicas extremas o depredación.

En relación a lo detallado anteriormente, las especies se comportan de diferente manera en el ajuste de sus poblaciones a la capacidad de carga del ecosistema debido a una serie de características intrínsecas, siendo la capacidad de carga (K), la población máxima de

una especie que un hábitat dado puede sostener sin degradarse a largo plazo. En general se pueden considerar dos comportamientos extremos: las especies r-estrategas y las especies K-estrategas. (Álvarez, 2016).

Las especies r-estrategas son especies con un potencial biótico muy alto, con tasa de natalidad muy elevada. Son individuos de pequeño tamaño, de organización y estructura sencilla, con poca capacidad competidora. Muestran tiempos de generación, de duración del desarrollo y vida media muy cortos. Presentan reproducción temprana y normalmente una sola vez por ciclo. El tamaño poblacional tiene grandes fluctuaciones alrededor de K a lo largo del tiempo. Están adaptadas a colonizar medios muy inestables, fuertemente explotados o vírgenes. Se denominan también oportunistas. Por su parte, las especies K-estrategas son especies con potencial biótico bajo, con una tasa de natalidad baja. Son individuos grandes, de organización y estructura compleja, con gran capacidad competidora. Muestran tiempos de generación, de duración del desarrollo y de vida media largos. Presentan reproducción tardía. El tamaño poblacional no fluctúa mucho alrededor del valor K, o incluso está por debajo de éste. Son especies de ambientes más o menos constantes, de ecosistemas más complejos y maduros (Álvarez, 2016).

Si se analiza el ciclo de la materia, la concentración de los nutrientes inorgánicos fuera de los organismos es mayor en etapas tempranas de la sucesión y, por ello, están sometidos a mayores fluctuaciones que en etapas más avanzadas. No se debe perder de vista que en estas etapas hay un mayor número de especies anuales o bianuales, en consecuencia, los elementos minerales tomados desde el suelo son devueltos al sistema rápidamente. En contraposición, en bosques o selvas tropicales, los elementos minerales son retenidos más tiempo en las estructuras de los vegetales y son devueltos muy lentamente al sistema. Esto explica por qué en este tipo de ecosistemas hay mayor fertilidad actual pero baja fertilidad potencial, pues, cuando se talan los árboles para establecer cultivos, con ellos se va la mayor parte de los nutrientes. Es decir, que la intensidad de intercambio de material entre organismos y ambiente es rápida en etapas serales (organismos de pequeño tamaño, ciclos biológicos cortos y ciclos minerales abiertos) y se torna cada vez más lento a medida que el ecosistema evoluciona. El hecho de que los elementos inorgánicos estén cada vez más ligados a la biomasa hace que la ventaja selectiva pase de organismos oportunistas, r-estrategas, en etapas tempranas, a organismos mayores, K-estrategas, con mayor capacidad de almacenamiento, en etapas más avanzadas. (De la Orden, 2020).

Por último, si tenemos en cuenta que conforme se desarrolla la sucesión ecológica se manifiesta un incremento en la biomasa, este incremento es el resultado de un número cada vez mayor de poblaciones que resulta en mayor riqueza biológica. Una mayor diversidad de especies se traduce en una mayor diversidad de la oferta de alimento. Por otro lado, la mayor cantidad de materia orgánica muerta, en ecosistemas desarrollados, hace que cobre mayor importancia el circuito de detritos. A la vez, surge un gran número de adaptaciones con ciclos de vida largo y, también, surgen asociaciones y co adaptaciones cada vez más complejas entre los organismos. (De la Orden, 2020).

La diversidad de especies, expresada como la razón de especie y número o la de especie y área, tiende a aumentar durante las etapas tempranas del desarrollo de la comunidad. (Odum, 1971). Por su parte, Margalef (1963) sostiene que la diversidad tenderá hacia una punta durante las etapas tempranas o medias de sucesión y que luego declina en el climax. Luego Margalef (1997) confirmó la afirmación anterior, proponiendo un número de tendencias generales que ocurren durante el proceso de sucesión, dentro de los cuales afirma que el número de especies aumenta, y a menudo, también la diversidad.

Patrón de sucesión de la vegetación en un ambiente terrestre

La sucesión en los campos viejos abandonados de la parte oriental de Estados Unidos ha sido bastante estudiada, y en estos la regeneración fue rápida. Se encontró que la secuencia típica de la vegetación dominante es:

Hierbas anuales ➡ Planta herbáceas perennes ➡ Arbustos ➡ Árboles precoces de la sucesión ➡ Árboles tardíos de la sucesión (Begon et al, 1997).

Otro ejemplo clásico de la sucesión secundaria ocurre en los bosques de robles y nogales afectados por incendios forestales, donde los nutrientes de la vegetación quemada quedan en el suelo en forma de cenizas. Las primeras plantas que vuelven a crecer suelen ser plantas anuales, seguidas en pocos años por pastos y otras especies pioneras que crecen y se extienden rápidamente. Por último, surgirán arbustos junto con pequeños pinos, robles y nogales (Bear et al, 2016).

Por último, la sucesión en las pistas de carretas abandonadas del centro y oeste de Estados Unidos, donde existe un bioma de pradera, sigue el siguiente patrón: 1) Etapa de maleza

anual 2) etapa de hierba de vida breve 3) etapa temprana de hierba perenne y 4) etapa clímax de hierba (Odum, 1971).

En el Monte de Mendoza, particularmente en la Reserva de Ñacuñan, luego de un incendio natural ocurrido en enero del año 1986, que afectó 45 ha de la Reserva, se encontró que hubo una brusca disminución de la cobertura de gramíneas, que quedó reducida a menos de un 5% y un aumento en la de herbáceas anuales como *Glandularia sp.*, *Sphaeralcea sp.*, *Plantago sp.* y *Heliotropium sp.*, que alcanzó el 40%. La cobertura de árboles y arbustos quedó reducida a un 12 % aproximadamente (Marone, 1990). El mismo autor, además, describe los primeros estados de recuperación de este mismo jarillal luego del fuego (6 meses después), encontrando porcentajes de cobertura de pastos menores al 5%, de hierbas entre el 33-40% y leñosas cercanos al 10 %. Por último, luego de 12 años de ocurrido el disturbio, las principales especies arbustivas son *Larrea cuneifolia*, con una cobertura de entre el 25 y el 50%, acompañada por *Lycium tenuispinosum* y *Junellia aspera*. En el estrato inferior se encuentran principalmente *Cottea pappophoroides*, *Parthenium hysterophorus* y *Munroa mendocina*. Es de destacar la presencia de numerosas especies gramíneas y hierbas (Marone, 1990).

Restauración pasiva

Existen ecosistemas degradados que poseen la capacidad de recuperarse naturalmente, si el agente de disturbio es removido, si quedan plantas remanentes en el sitio como fuente de semillas, si las semillas tienen la capacidad de dispersarse y el suelo permanece razonablemente intacto (Lamb y Gilmour, 2003; Meli, 2003). La restauración pasiva es la colonización natural (sucesión secundaria), y ocurre si las plantas y animales pueden dispersarse desde áreas circundantes o remanentes de ese suelo y posteriormente establecerse (Rey Benayas et al., 2008).

Por su parte, Allen (1995) sostiene que la restauración pasiva consiste en eliminar el factor de estrés que causó la degradación original, y luego permitir la sucesión natural. En términos costo/beneficio está especialmente aconsejada en aquellos sitios degradados que mantienen cierta productividad y con niveles de estrés intermedios, por lo que el propio capital natural del sitio produce niveles de recuperación aceptables en un tiempo razonable (Prach y Hobbs 2008).

3.2 Restauración de zonas áridas y semi-áridas

Las tierras áridas y semiáridas conforman aproximadamente 40% de la superficie continental de la Tierra y son hogar de más de 2 billones de personas (Adeel et al., 2005).

Existen tres atributos obvios principales de estos ecosistemas áridos, uno casi por definición, otros dos por correlación con el primero: (a) la precipitación es tan baja que el agua es el factor de control dominante para los procesos biológicos; (b) la precipitación es muy variable a lo largo del año y ocurre en eventos poco frecuentes y discretos; (c) la variación en la precipitación tiene un gran componente aleatorio, es impredecible (Noy-Meir, 1973).

Los programas internacionales reconocen ampliamente que la restauración de las tierras secas es la clave para revertir la degradación global actual de las mismas, asegurando al mismo tiempo una sostenibilidad global futura (UNCCD 1994).

Los ambientes áridos y semiáridos representan un 69% de la Argentina: 184 millones de hectáreas (Martínez Carretero, 2013). El 88% de dicha superficie está actualmente bajo usos productivos, en particular ganadería, minería y tala, en muchos casos no sustentables ambientalmente (Zuleta, 2013). En ecosistemas del monte y la estepa argentina, el sobrepastoreo y la explotación de hidrocarburos de alta densidad son, a distintas escalas, los principales factores de degradación (Paruelo et al., 2005; Abraham, 2009; Zuleta et al., 2011). En el caso de la explotación de hidrocarburos, el disturbio es causado por la acción simultánea de tres actividades: eliminación de la vegetación nativa (desmonte), alteración del suelo y modificación del microrelieve y estructura del paisaje. (Zuleta et al., 2003). El restablecimiento de las condiciones naturales ante estos severos disturbios es muy lento comparado con otros ecosistemas (por ej. Templados, húmedos y tropicales) debido a su baja resiliencia y escasa disponibilidad de recursos críticos como el agua y nutrientes (Noy-Meir, 1973; Pérez et al., 2010). Asimismo, el establecimiento de plántulas se produce de manera infrecuente, irregular e impredecible, y la recuperación total sin intervención antrópica puede llevar hasta cientos de años (Bainbridge, 2007). Es por ello, que usualmente es necesario utilizar técnicas de manejo ambiental o de restauración ecológica para iniciar el proceso de recuperación ocasionado por la actividad petrolera, minera o vial (Ciano et al., 1998; Dalmaso, 2010; Pérez et al., 2010; Zuleta et al., 2011).

3.3 Provincia Fitogeográfica del Monte

El área de estudio se encuentra ubicada en la provincia Fitogeográfica del Monte, un desierto Sudamericano subtropical de clima templado cálido desértico y semidesértico. El

mismo se extiende desde los 24° 35' de latitud sur en la provincia de Salta, hasta los 44° 20' de latitud sur en la provincia de Chubut. Se sitúa en el interior de las cuencas de los Andes de Catamarca y La Rioja, en la Precordillera, las sierras Pampeanas y en las cuencas de San Juan, Mendoza y San Luis; en el oeste de La Pampa, en la parte oriental de la provincia de Neuquén, en el centro de Río Negro y en el noreste de la provincia de Chubut. Limita al oeste con los Andes, en el sur con la Estepa Patagónica, y en el oriente con los bosques subtropicales secos de Chaco y el ecosistema del Espinal (Cabrera 1976; Abraham et al., 2009; Roig et al., 2009). A lo largo de esta zona biogeográfica la topografía es muy variable, con llanuras, valles entre montañas, colinas, abanicos aluviales, y mesetas. Aunque el Monte está dominado por condiciones de zonas áridas y semiáridas, su gran extensión latitudinal y su compleja topografía integran muchas particularidades en el clima a nivel local (Labraga y Villalba, 2009). La provincia del Monte se caracteriza fisonómicamente por ser una estepa arbustiva dominada por especies de la familia *Zygophyllaceae*, la cual es la formación vegetal característica. También se desarrollan bosques de *Prosopis spp.* en áreas con una fuente subterránea de agua y comunidades arbustivas asociadas a tipos particulares de suelos, como los arenosos de los médanos o los arcillosos y/o salinos de las zonas bajas (Morello, 1958; Bisigato et al., 2009). Árboles, arbustos y pastos perennes son las formas de vida dominantes, acompañadas de herbáceas, pastos anuales y cactáceas en los faldeos pedemontanos (Morello 1958; Rundel et al., 2007).

La precipitación media anual varía entre los 100-350 mm, con tendencia a disminuir hacia el oeste y con fuertes variaciones condicionadas por el entorno del relieve (Páez et al., 2004; Abraham et al., 2009). En el norte los eventos de lluvia se dan con mayor intensidad y frecuencia en la época estival (Cabrera, 1976; Paruelo et al., 1998; Labraga y Villalba, 2009); en la zona central del Monte, la precipitación es extremadamente baja (Labraga y Villalba, 2009); y en el sur la mayor cantidad de lluvia se produce en la estación de invierno, lo que resulta en un fuerte déficit de la misma en la época estival (Paruelo et al., 1998; Labraga y Villalba, 2009). La temperatura media anual varía entre los 12-18°C (Cabrera, 1976; Paruelo et al., 1998); con valores más bajos en la zona norte, donde las isothermas son dependientes de la topografía (Abraham et al., 2009).

Los suelos están conformados principalmente por el orden de los Entisoles –Aridisoles, y en menor medida Molisoles (Del Valle, 1998).

3.4 Antecedentes de Restauración pasiva en la Provincia Fitogeográfica del Monte

En investigaciones previas, se ha analizado el proceso de restauración pasiva en ambientes de zonas áridas de Argentina sometidos a distintos tipos de afectación, incluidas afectaciones propias de la actividad petrolera.

Kröpfl et al. (2007) evaluaron el efecto producido por el desmonte mecánico sobre la vegetación en un campo de la localidad de Viedma, en Río Negro (Provincia fitogeográfica del Monte), luego de tres años de ocurrido el disturbio. Luego de dicho tiempo, se redujo significativamente, la densidad y cobertura de *Chuquiraga erinacea* (arbusto dominante), pero no afectó significativamente a *Condalia microphylla*. Se encontraron presentes siete especies arbustivas, y en total se registró una cobertura del 4,17% de dicha vegetación. Además, la biomasa seca total de herbáceas se redujo significativamente, aunque no se afectó significativamente la cobertura basal de *Nassella tenuis* y *Jarava plumosa*. Aumentó el porcentaje de suelo desnudo y disminuyó la cobertura de costras biológicas.

Por otro lado, Bran et al. (2007), evaluaron el efecto de la severidad de quemado sobre la evolución post fuego de distintos grupos funcionales de la vegetación, analizando la cobertura de estos grupos en el Este de la provincia de Río Negro. A los 21 meses post-disturbio se observó un incremento de la cobertura vegetal respecto a la primera medición (a los 7 meses) en los sitios quemados, pero solo en los sitios con menor severidad de quemado (IS1) alcanzó valores similares al testigo. Además, en los sitios con mayor intensidad de quemado aumentó la cobertura de pastos anuales, y se recuperó la cobertura de pastos perennes. Por otro lado, disminuyó la cobertura de especies arbustivas, no llegando a alcanzar la mitad del valor original.

Zuleta y Escartín (2014) investigaron las relaciones funcionales entre componentes estructurales del ecosistema (vegetación, fauna cavícola, desarrollo de montículos) y el tiempo de recuperación post-disturbio en infraestructura petrolera abandonada (explanadas y obras lineales), es decir sin intervención luego del cese de las operaciones. Estos trabajos permitieron estimar que la regeneración de la vegetación del Monte Austral demora al menos 35-40 años en alcanzar niveles de similitud ecológica aceptables, entre 45-50 años para re-crear los montículos y propiedades edáficas, y posiblemente más de 60 años para restablecer la fauna de vertebrados, en especial fauna cavícola. Regionalmente, el patrón sucesional de las comunidades vegetales responde a un modelo clementsiano. La erosión y acumulación de sedimentos son factores fundamentales en la

recuperación post-disturbio del ecosistema. En las geoformas donde predomina acumulación de arena, la regeneración puede acelerarse y lograr niveles moderados de similitud ecológica (50% del ecosistema de referencia). Integrando estos resultados, los autores formularon un modelo eco geomorfológico para explicar la regeneración post-disturbio en infraestructura petrolera abandonada del Monte Austral, que se muestra en la siguiente figura.

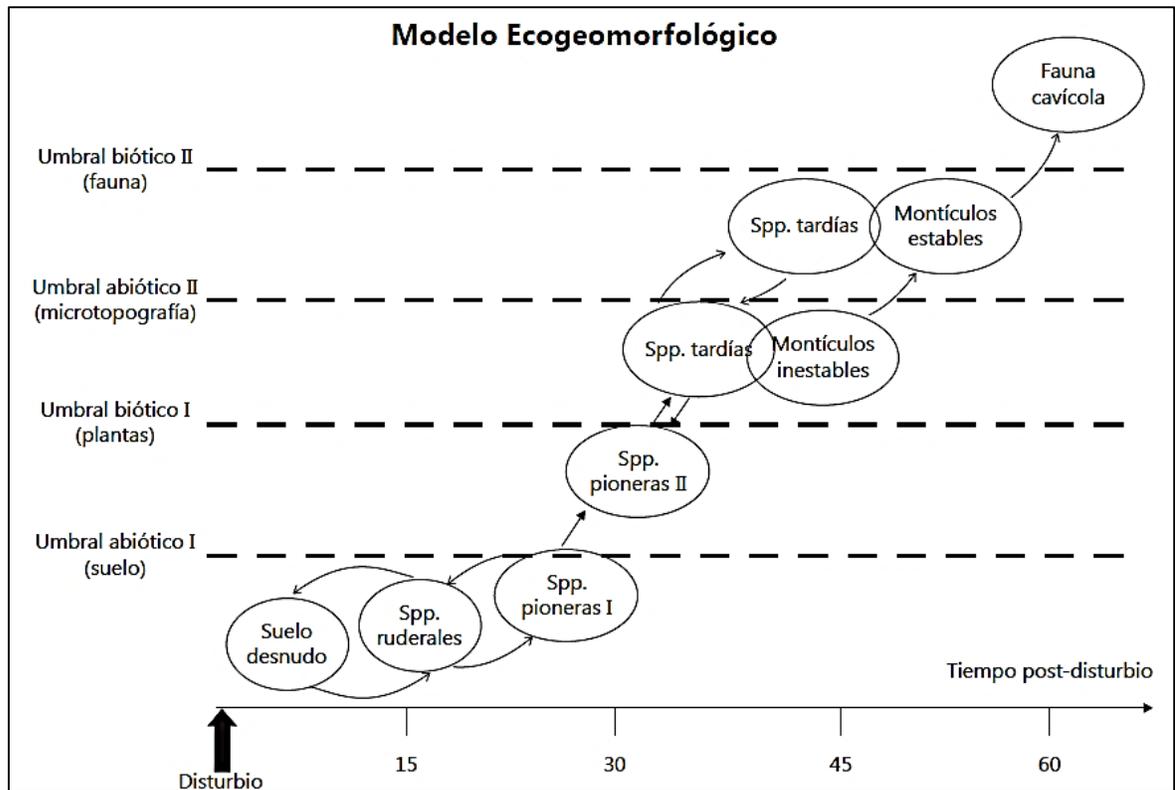


Figura 13. Modelo ecogeomorfológico de regeneración post-disturbio. Fuente: Zuleta y Escartín, 2014

En el presente estudio realizado, observando las especies encontradas y los umbrales superados, se puede notar que los tiempos son menores al modelo de la Figura 13.

Dalmasso et al. (2007) describieron y cuantificaron la restauración natural de la vegetación luego de 36 años de ocurrido un desmonte en el Parque Provincial Ischigualasto (San Juan). Se efectuó un relevamiento florístico completo a través del método fitosociológico (Censos Braun Blanquet), y se midió la cobertura a través del método Point Quadrat. La restauración luego de 36 años de ocurrido el desmonte sólo alcanzó el 40% de la cobertura del testigo. La expresión vegetativa (altura y diámetro de copa) entre ambos sitios manifestó diferencias significativas (nivel 95%) a favor del testigo. Del total de especies

registradas en el testigo (34), sólo 8 especies (25,5% del total) se establecieron en el área desmontada en forma espontánea luego de 36 años.

Por último, Rueter y Rodríguez (2013), evaluaron la restauración natural en picadas petroleras en el Distrito Occidental (DO) y en el distrito del Golfo de San Jorge (DGSJ) en la provincia de Chubut, luego de 50 años desde la creación de las picadas hasta el relevamiento. Se midió en cada sitio la composición florística utilizando el método de Daubermire, la diversidad alfa (Índice de Shannon Wiener (H) y Equitatividad (E)) y la diversidad Beta (Índice de Sorensen (IS)). La diversidad fue mayor en las picadas del DO (H=1,48; E=0,76) que en el DGSJ (H=0,58; E=0,59). De igual manera, la similaridad entre las picadas y el testigo en el DO fue mayor (IS=0,33) que en el DGSJ (IS=0,18).

4. Planteamiento del problema

En base a todo lo mencionado anteriormente, se consideran como fundamentales los siguientes puntos para el abordado del presente estudio.

- 1) El 25% del área terrestre del planeta presenta altos índices de degradación.
- 2) Las zonas áridas y semiáridas presentan ecosistemas muy frágiles frente al mal uso de los recursos naturales.
- 3) Cerca de 60 millones de hectáreas del territorio argentino, están afectados por distintos procesos de degradación.
- 4) Las actividades ganaderas y la extracción de hidrocarburos han sido reconocidas como causantes de pérdida de hábitat y desertificación en la diagonal árida de Argentina.
- 5) El decreto provincial de Mendoza n° 1465/11 exige el saneamiento de los pasivos ambientales de la industria petrolera.
- 6) La restauración de ecosistemas está reconocida mundialmente como un componente clave de programas de conservación, y su desarrollo es esencial para la sustentabilidad a largo plazo.
- 7) Existen ecosistemas degradados que poseen la capacidad de recuperarse naturalmente, si el agente de disturbio es removido, si quedan plantas remanentes en el sitio como fuente de semillas, si las semillas tienen la capacidad de dispersarse y el suelo permanece razonablemente intacto.

- 8) Los programas internacionales reconocen ampliamente que la restauración de las tierras secas es clave para revertir la degradación global actual de las mismas.
- 9) Usualmente es necesario utilizar técnicas de manejo ambiental o de restauración ecológica para iniciar el proceso de recuperación ocasionado por la actividad petrolera, minera o vial.
- 10) El saneamiento de los pasivos ambientales de la industria petrolera en los yacimientos de Mendoza Norte no ha tenido un seguimiento que permita caracterizar la restauración natural que pueda estar ocurriendo en estos ecosistemas.
- 11) No se ha encontrado bibliografía en donde se estudie la restauración pasiva post-saneamiento de las expiletas de lodos e hidrocarburos en Argentina.

Es por estas razones mencionadas, que se decidió evaluar el estado en que se encuentra la restauración pasiva de 5 expiletas post saneamiento, de manera de:

- Estudiar el grado de recuperación natural de la vegetación de las ex piletas saneadas hace aproximadamente 24 meses (Fin de saneamiento de los sitios), en Área de concesión Barrancas (Luján de Cuyo) y Área de concesión La Ventana (Rivadavia).
- Realizar comparaciones con el ecosistema de referencia sin afectación
- Vislumbrar algunos de los factores que ayudan a la recuperación natural del ecosistema.

5. Hipótesis

El saneamiento de las expiletas requiere el desmonte de la vegetación presente para realizarlo, lo cual genera un disturbio en términos ecológicos en el ecosistema. Dicho disturbio es el momento cero del inicio de la sucesión secundaria de la comunidad vegetal. Luego de transcurrido un promedio de 24 meses desde el saneamiento de las ex piletas de hidrocarburos, impera un estadio sucesional temprano, en donde el desmonte permite la colonización de especies pioneras r-estrategas, que aprovechan la reciente apertura y alta disponibilidad de recursos para poder prevalecer y reproducirse rápidamente. En esta etapa, acorde con la teoría de sucesión, los modos de vida predominantes de la vegetación son especies anuales y plantas herbáceas perennes, y la diversidad de la comunidad, es baja, y tiende hacia el aumento con el paso del tiempo. En el presente estudio se puede interpretar a los dos ambientes estudiados como dos etapas de un proceso sucesional post-desmonte. El testigo sin disturbar sería una comunidad madura y relativamente estable, mientras que la expileta sería una etapa seral de la recuperación luego del disturbio de dicha comunidad. Luego de 24 meses desde el

saneamiento, al realizar comparaciones con una comunidad de monte testigo sin disturbar, las expiletas presentarán una menor cobertura total, un mayor porcentaje de cobertura de especies herbáceas no gramíneas y gramíneas (r-estrategas), menor porcentaje de cobertura de especies arbustivas (K-estrategas) y una menor diversidad, respecto al monte.

6. Objetivos

6.1 Objetivo General

Evaluar la restauración pasiva del ecosistema en 5 ex piletas de lodos e hidrocarburos, luego de un promedio de 24 meses desde su saneamiento, mediante la comparación de cobertura y diversidad respecto a 5 sitios testigos del monte sin afectación, uno por cada ex pileta.

6.2 Objetivos Particulares

- Comparar la cobertura total y por estrato vegetal de las ex piletas y del monte.
- Comparar la riqueza de especies de las ex piletas y del monte.
- Comparar la diversidad alfa de las ex piletas y del monte mediante el índice de Shannon-Wiener.
- Determinar la diversidad beta mediante el índice de Sorensen (cualitativo).
- Vislumbrar técnicas y métodos que puedan mejorar o favorecer el proceso de restauración.

SECCIÓN II - MATERIALES Y MÉTODOS

1. Área de estudio-Localización

El lugar donde se realizó el estudio comprende las Áreas de concesión Barrancas y La Ventana, ubicados en los departamentos de Luján de Cuyo y Rivadavia, respectivamente, de la provincia de Mendoza, República Argentina. El área de estudio se ubica entre los 33°10'19" y 33°20'2" de Latitud Sur y entre los 68°48'27" y 68°41'36" de Longitud Oeste. La concesión de ambas áreas pertenece a YPF S.A. A continuación, se visualiza el área de estudio y la ubicación de los sitios relevados.

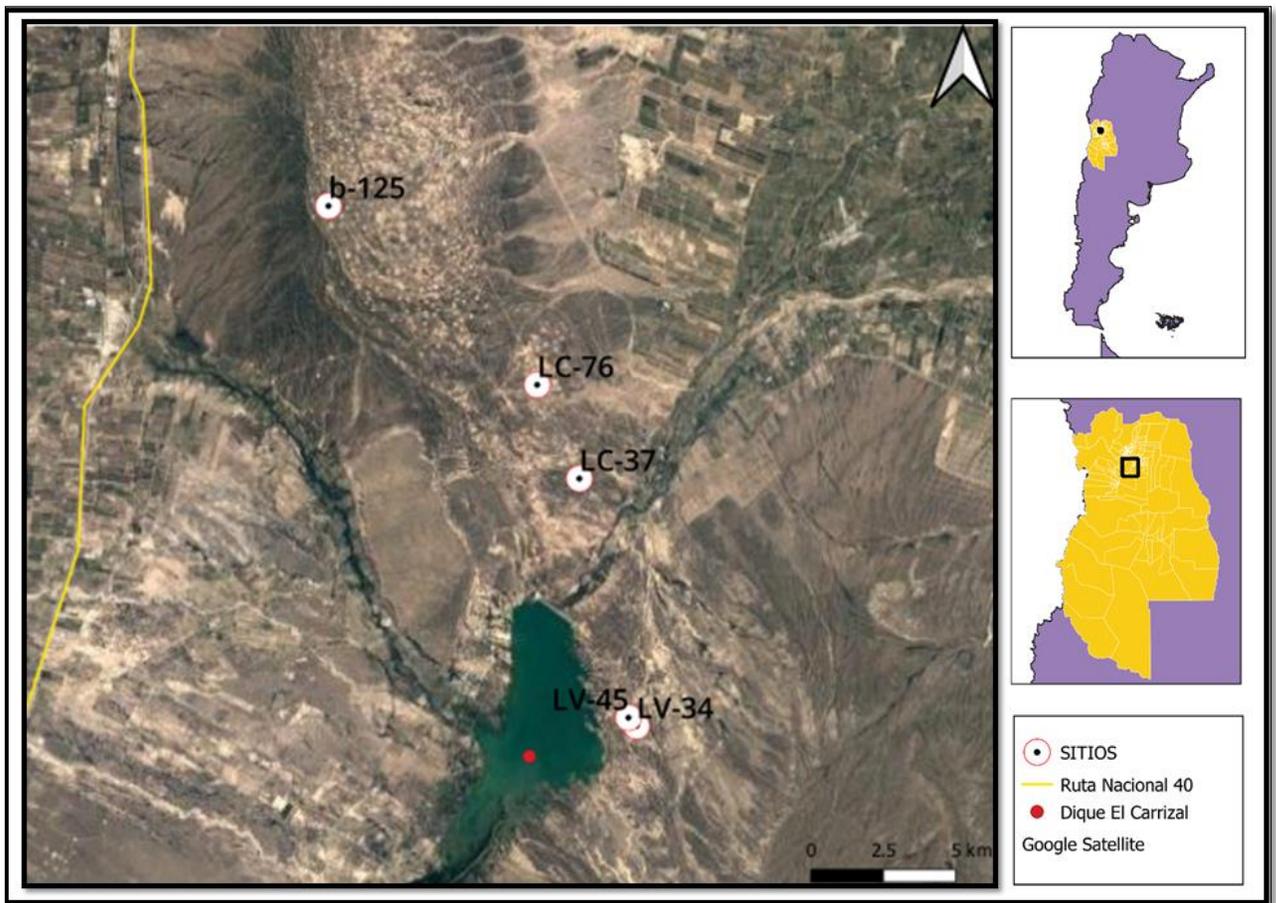


Figura 14. Área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Para realizar el estudio se seleccionaron al azar:

- 5 ex-piletas saneadas
- 1 zona del monte natural a una distancia no mayor de 150 m de cada ex-pileta, sin presión antrópica previa (5 testigos en total)

Los sitios evaluados fueron:

- B-125 (Barrancas)
- LC-76 y LC-37 (Lunlunta Carrizal)
- LV-34 y LV-45 (La Ventana).

2. Características de las piletas previas al saneamiento

El detalle de las características de las piletas previas al saneamiento que figuran a continuación, proviene de un relevamiento del tipo visual y fotográfico realizado por personal de la Fundación Cricyt, previo a la caracterización de Fase I y II de cada una de las mismas.

A) Pileta B-125

Vegetación de tipo arbustiva halófila de altura media, con una cobertura inferior al 30% del suelo, dispuesta en forma de parches. Especies representativas: zampa (*Atriplex lampa*), Llaollín (*Lycium chilense*), y escasos coirones de diversos géneros. El suelo del sitio tiene un valor de pH de 7,5 y conductividad de 9,75 mS/cm. Se puede notar la presencia de salitre y evidencias de salinidad en el pasivo, producto del pasivo presente y de antiguos derrames de agua salina, transportada por la línea de agua de producción colindante al sitio.

B) Pileta LC-37

El pasivo forma una depresión en la cual crece principalmente vegetación de ciclo anual, espontánea, de tipo arbustivo gramínea. La vegetación en el entorno de la misma es de tipo arbustiva, de altura media-alta, presenta una cobertura cercana al 50 % del suelo. Las especies representativas en los alrededores de la pileta son Jarilla (*Larrea cuneifolia*), Alpataco (*Prosopis alpataco*), Chañar (*Geoffroea decorticans*), Llaollín (*Lycium chilense*), coirones de diversos géneros y algunas cactáceas. El suelo del sitio tiene un valor de pH de 7,59 y conductividad de 0,87 mS/cm.

C) Pileta LC-76

La vegetación es de tipo arbustiva, de altura media-alta, presenta una cobertura cercana al 50 % del suelo, dispuesta en forma de parches. Las especies representativas son Jarilla (*Larrea cuneifolia*), Alpataco (*Prosopis alpataco*), Llaollín (*Lycium chilense*), y coirones de diversos géneros. El suelo del sitio tiene un valor de pH de 8,2 y conductividad de 1,80 mS/cm.

D) Pileta LV-34

La vegetación es de tipo arbustiva media, presenta una cobertura no superando el 60% del suelo en los alrededores de la pileta. En la misma, así como en las zonas con costras de hidrocarburos la cobertura se estima en un 30%. Las especies representativas son Jarilla (*Larrea cuneifolia*), Falsa jarilla (*Zuccagnia punctata*), Alpataco (*Prosopis alpataco*), Llaollín (*Lycium chilense*), gramíneas y algunas cactáceas. El suelo del sitio tiene un valor de pH de 7,79 y conductividad de 4,62 mS/cm.

E) Pileta LV-45

La vegetación, de tipo arbustiva baja, presenta una cobertura de alrededor del 30% en la superficie del pasivo. Al Norte de la misma se observa una zona con mayor cobertura y especímenes más grandes. Las especies representativas son Jarilla (*Larrea cuneifolia*), Alpataco (*Prosopis alpataco*), Chañar brea (*Geoffroea deocrticans*), Llaollín (*Lycium chilense*), y algunas gramíneas. El suelo del sitio tiene un valor de pH de 7,53 y conductividad de 5,83 mS/cm.

Se destaca que, en los 5 sitios mencionados, luego del saneamiento se agregó Topsoil recuperado y se formaron montículos de tierra y enramados que favorecer el proceso de restauración.

3. Muestreo

En cada ex pileta y en cada sitio testigo se realizaron las siguientes tareas descritas debajo. Cabe aclarar que durante el transcurso de un día de campo se procedía a realizar el relevamiento inicial, muestreo por Point Quadrat y muestreo Fitosociológico tanto de una expileta como del sitio testigo correspondiente a esta última. En total el relevamiento de campo tomó 5 días completos, discontinuos, entre los meses de agosto y octubre del 2017. Dicho relevamiento no tuvo repeticiones, solo hubo un muestreo por expileta y testigo.

- Relevamiento inicial. El mismo fue de carácter visual y fotográfico, del sitio y su entorno.
- Determinación de cobertura vegetal. Se realizó un muestreo por método Point Quadrat (Levy y Madden, 1933), modificado para el Monte por Passera et al. (1983). En cada expileta y en cada testigo se utilizó este método para medir la cobertura de cada especie vegetal, mediante tres transectas lineales de 20 m cada una (por expileta y por testigo), realizando mediciones cada 20 cm. Es el método más comúnmente empleado en la provincia de Mendoza (República Argentina) para medición de cobertura. El mismo se encuentra adaptado a nuestras comunidades vegetales. Este método permite evaluar las diferentes comunidades con facilidad, además de ser un método no destructivo. (Passera et al, 1983). Además, se calculó la cobertura por estratos de vegetación. Determinación de Riqueza Mediante el método de muestreo fitosociológico. En cada expileta y en cada testigo se registró en una parcela de 10m x 10m la totalidad de especies vegetales encontradas. Dicho método, es útil para estudiar la estructura y diversidad de una comunidad (Braun Blanquet, 1979), en el cual y, a diferencia de otros métodos que utilizan parcelas de áreas fijas, se emplean parcelas de superficie tal que aseguren la representatividad de cada unidad muestral. Esta técnica permite identificar las asociaciones vegetales, así como las especies dominantes y las especies raras en la muestra, que se ubican en los extremos de la escala (Borhidi, 1991).
Los tratamientos entonces, fueron expiletas y testigos por 5 repeticiones en total.

4. Cálculo de Índices de Diversidad y curvas de rango-abundancia

4.1 Diversidad Alfa

La diversidad alfa es la riqueza de especies en una comunidad, estrato o grupo de organismos (Whittaker, 1960).

Existen múltiples índices para cuantificar la diversidad a nivel local o alfa. Uno de los índices más utilizados para determinar la diversidad de especies de plantas de un determinado hábitat es el Índice de Shannon-Wiener (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Dicho índice se clasifica dentro de los índices de equidad, los cuales tienen en cuenta la abundancia de cada especie y qué tan uniformemente se encuentran distribuidas. El índice de Shannon-Wiener tienen en cuenta todas las especies muestreadas (Villareal et al., 2004).

A partir de los datos de cobertura de cada especie muestreada mediante el método Point Quadrat modificado (Passera et al., 1983), se calculó la diversidad alfa de cada sitio

mediante el Índice de Shannon-Wiener (H) y la Equitatividad (E). El modo de cálculo de H y E se muestran a continuación:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \text{Proporción de la especie } i \text{ en la muestra } S$$

$$E = \frac{H}{\ln S}$$

Margalef (1972) refiere que el índice de Shannon-Wiener, normalmente, varía de 1 a 5, e interpreta a valores menores de 2 como diversidad baja, de 2 a 3,5 media y superiores a 3,5 como diversidad alta.

4.2 Diversidad Beta

El grado de cambio de la composición de la comunidad, o el grado de diferenciación de la comunidad, en relación con un gradiente complejo del entorno, o un patrón de entornos, se denomina diversidad beta (Whittaker, 1960).

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 y Fredericksen, 2000). Los métodos cualitativos expresan la semejanza entre dos muestras sólo considerando la composición de especies (Villareal et al., 2004).

Teniendo en cuenta los datos de riqueza de especies obtenidos mediante el método fitosociológico (Braun-Blanquet, 1979), se calcularon los índices de Sorensen (S) entre los pares Pileta-Monte de los cinco sitios estudiados. El cálculo de S se realiza de la siguiente manera:

$$S = \frac{2a}{b + c}$$

Siendo:

a: n° spp compartidas

b: n° spp presentes en las ex piletas

c: n° spp presentes en el monte

Como regla general, una similaridad mayor a 0,5 es considerada alta (Felfili et al., 1993).

4.3 Curvas de rango-abundancia.

Whittaker (1965) sugirió el uso de curvas rango-abundancia para determinar los patrones de distribución de la abundancia de las especies en las comunidades ecológicas. Se obtienen al ordenar jerárquicamente a las especies presentes en cada unidad de muestreo. Se coloca primero la de mayor abundancia y, con base en esta ordenación, se obtiene un perfil de abundancias por rango, de ahí su nombre. En estas curvas, las abundancias se representan en escala logarítmica (en este caso base 10) y presentan la enorme ventaja de que resumen gran cantidad de información en poco espacio (Medina et al., 2016). Una variante de esta curva fue sugerida por Magurran (2004), en la que en el eje de las ordenadas (que contiene a las abundancias) se expresa en términos de la proporción con la que la especie contribuye a la abundancia total. En general se puede decir que, en comunidades más equitativas, la pendiente de la curva será más suave pues existe poca diferencia entre las especies más abundantes y las que les siguen. Comunidades en las que unas pocas especies son muy dominantes, mostrarán una pendiente más pronunciada. (Medina et al., 2016).

Las curvas mencionadas fueron elaboradas con la variante propuesta por Magurran (2004), para los 5 pares de sitios de manera comparativa, de manera de visualizar la distribución de las especies presentes en cada una de las comunidades “pileta” y “monte”.

5. Análisis estadístico

Para evaluar diferencias entre la cobertura y diversidad de las ex-piletas saneadas y el Monte se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA), y para comparar las medias un test de Fisher para un nivel $p < 0,05$. El análisis estadístico se realizó con el paquete estadístico InfoStat (23).

Las variables analizadas fueron:

1. Cobertura vegetal total (%)
2. Cobertura por estratos, subdividido en:
 - Cobertura de arbustivas (%)
 - Cobertura de gramíneas (%)
 - Cobertura de herbáceas no gramíneas (%)

3. Índice Shannon – Wiener (H)

4. Equitatividad (E).

Tratamientos: Expiletas y testigos por 5 repeticiones.

Nota aclaratoria: No se consideró como estrato susceptible a mediciones las especies herbáceas anuales debido a que se encontraron en muy bajo número y cobertura, siendo casi despreciable respecto a los demás estratos.

SECCIÓN III - RESULTADOS

1. Cobertura total

La cobertura vegetal total luego de dos años de realizado el saneamiento en las piletas no se diferenció significativamente de la media de cobertura del Monte ($F=1,00$; $P=0,3465$).

En el "monte" la media fue de $55,20 \pm 3,23\%$, siendo el valor mínimo de cobertura existente $46,33\%$ y el máximo $64,47\%$. Respecto a la "pileta" la media fue de $46,07 \pm 8,54\%$, con un valor mínimo relevado de $31,33\%$ y máximo de $76,67\%$. Luego de 24 meses del saneamiento las piletas alcanzaron un $83,5\%$ de la cobertura del testigo. A pesar de no haber diferencias estadísticas, la cobertura vegetal en el "monte" fue mayor que en la pileta (Figura 15).

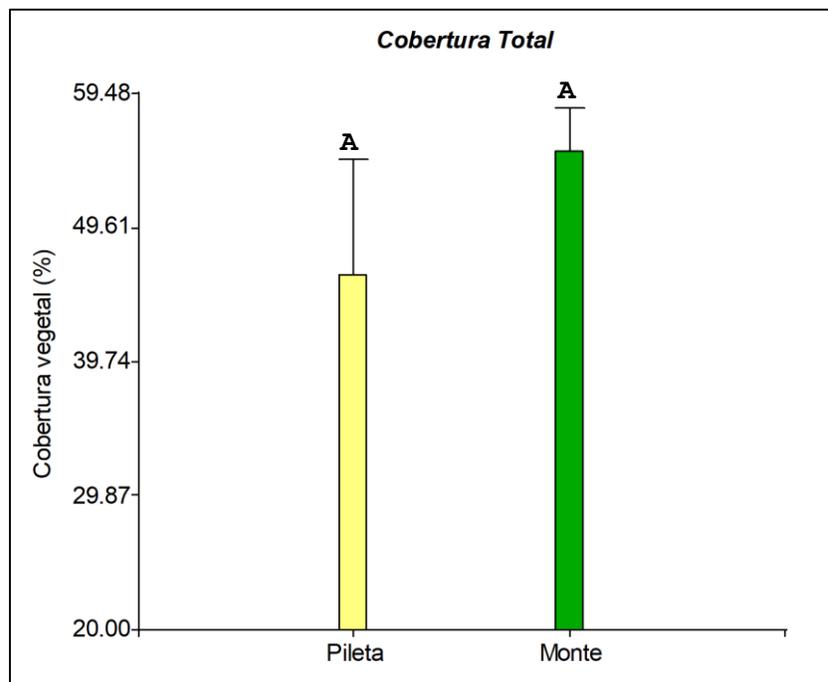


Figura 15. Cobertura total en la "pileta" y el "monte". Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta representa diferencias estadísticamente significativas.

2. Cobertura por estrato vegetal

Las formas de vida respondieron de forma distinta a la colonización inicial de las piletas saneadas. La cobertura de las especies arbustivas fue la única que se diferenció significativamente entre ambos sitios, siendo mayor la cobertura en el Monte que en las piletas ($F=10,06$, $P=0,0132$).

Tanto la media de la cobertura de gramíneas ($F=0,37$; $P=0,5619$) como de herbáceas no graminosas ($F=1,66$; $P=0,2332$) no se diferenciaron significativamente entre los dos ambientes.

En el “monte” la cobertura media de arbustivas fue de $42,34 \pm 1,70\%$, con un valor mínimo hallado de $37,78\%$ y un valor máximo de $46,00\%$. Por su parte en la “pileta” la media fue de $28,27 \pm 4,10\%$. El valor mínimo obtenido fue de $18,49\%$ y el máximo de $43,34\%$ (Figura 16).

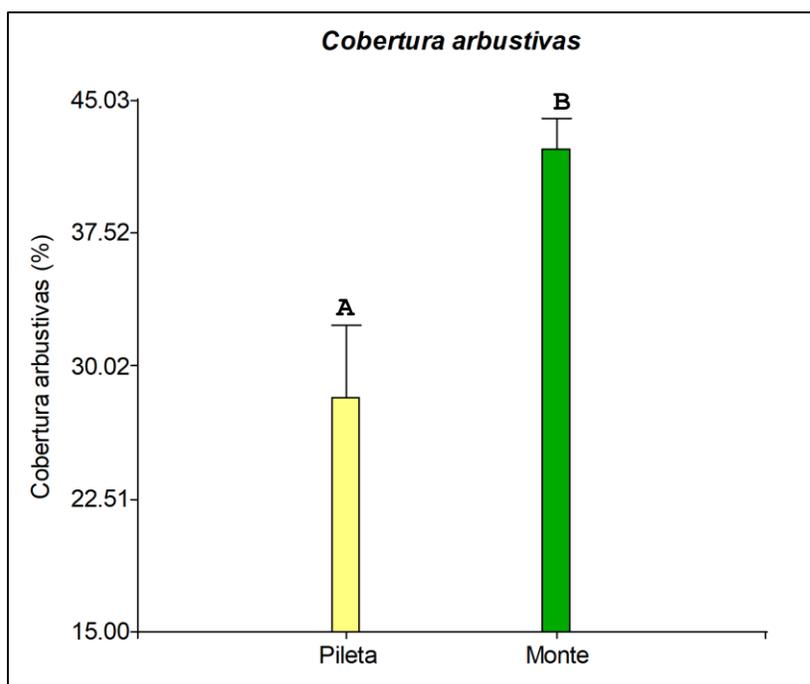


Figura 16. Cobertura de arbustivas en la “pileta” y el “monte”. Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

La cobertura media de gramíneas obtenida en el “monte” y la “pileta” fueron de $11,24 \pm 3,29\%$ y $15,85 \pm 6,86\%$, respectivamente. En el “monte” el valor mínimo obtenido fue de $0,00\%$ y máximo $19,77\%$. Por su parte, en “pileta” el mínimo fue de $3,00\%$ y el máximo de $40,77\%$. (Figura 17).

De manera descriptiva, puede observarse un valor levemente mayor de cobertura de gramíneas en la “pileta”, pero como se mencionó la diferencia no es estadísticamente significativa.

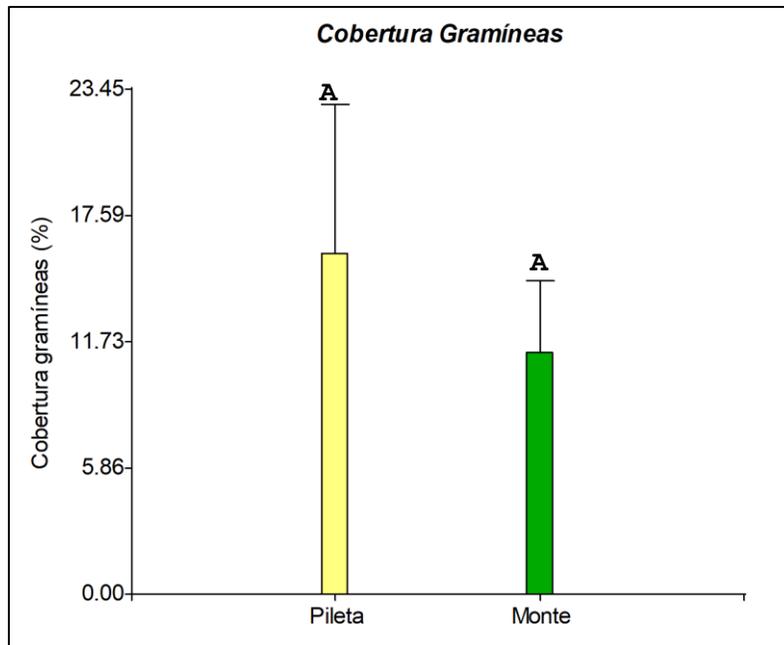


Figura 17. Cobertura de gramíneas en la “pileta” y el “monte”. Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

La cobertura de herbáceas no gramíneas en ambos ambientes toma valores bajos (Figura 18). La cobertura media para el “monte” fue de 1,62% (\pm 0,54), mientras que en la “pileta” fue de 3,96% (\pm 1,73).

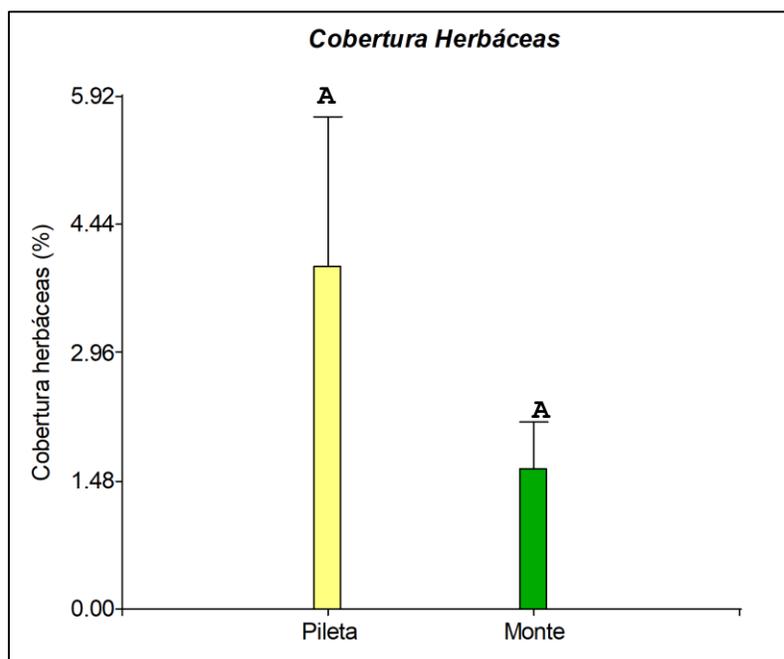


Figura 18. Cobertura de herbáceas no gramíneas en la “pileta” y el “monte”. Se presenta

la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

3. Diversidad Alfa

3.1 Índice de Shannon-Wiener (H)

La biodiversidad de los ambientes calculada a través de H no presentó diferencias significativas entre ambos ($F=3,02$; $P=0,1202$). Aunque, descriptivamente, se observa una mayor diversidad alfa en el “monte” que en la “pileta” (Figura 19). El Índice (H) tuvo una media de $1,50 \pm 0,26$ para la pileta y $2,02 \pm 0,14$ para el monte.

De acuerdo con Margalef (1972), en la “pileta” se presenta un valor de diversidad bajo, mientras que en el “monte”, la diversidad es de categoría media.

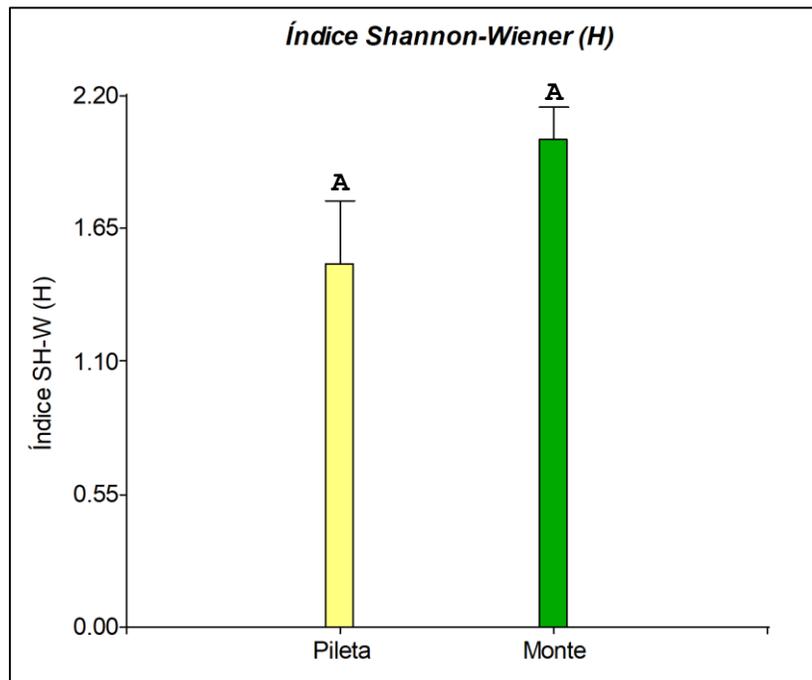


Figura 19. Índice H en la “pileta” y el “monte”. Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

3.2 Equitatividad (E)

La proporción en la que se encuentran representadas cada una de las especies (equitatividad) en la pileta tampoco se diferenció significativamente de la del Monte ($F=1,94$; $P=0,2009$). El valor de la media obtenido para cada ambiente fue de $0,81 \pm 0,02$ para “monte” y de $0,70 \pm 0,08$ para “pileta” (Figura 20).

De manera descriptiva, y acorde con los índices de Shannon-Wiener arriba mencionados, se puede observar una mayor Equitatividad en el “monte” que en la “pileta”, pero sin haber diferencias significativas.

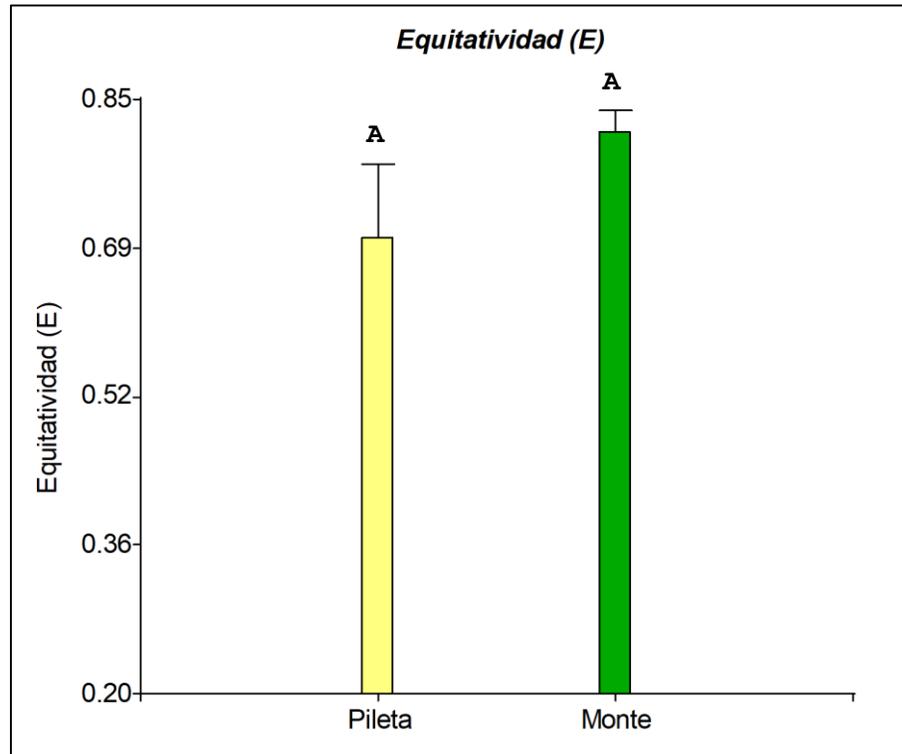


Figura 20. Equitatividad en la “pileta” y el “monte”. Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

4. Riqueza

La riqueza (número de especies) no fue significativamente diferente entre la pileta y el monte ($F=0,70$; $P=0,4279$).

La media del número de especies para “pileta” fue de $12,60 \pm 1,83$, mientras que para “monte” fue de $15,00 \pm 2,21$. (Figura 21). De forma descriptiva, se puede observar ligeramente un mayor número de especies en el “monte” que en “pileta”. La pileta alcanzó un 84% del número de especies presentes en el monte.

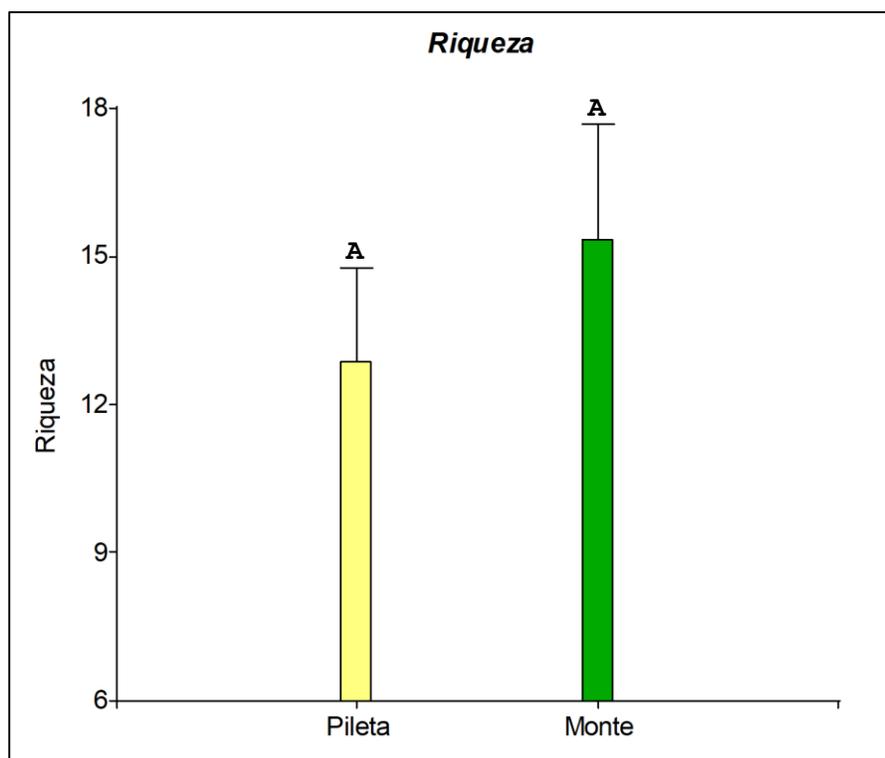


Figura 21. Riqueza en la “pileta” y el “monte”. Se presenta la Media \pm SEM (Error estándar de la media). Medias con una letra distinta presentan diferencias estadísticamente significativas.

5. Diversidad Beta

El Índice de Sorensen varió entre 0,138 (mínimo) y 0,435 (máximo), siendo el valor promedio de 0,307. El número de especies compartidas varió entre 2 y 5, siendo el promedio 4,2 (Tabla 1). Los valores mínimo y máximo encontrados, corresponden a los sitios B-125 y LV-34, respectivamente.

Tabla 1. Resumen Diversidad Beta de pares de sitios

Sitio	Nº Especies "pileta"	Nº de Especies "Monte"	Nº de Especies compartidas	Índice Sorensen (S)
B-125	6	23	2	0.138
LC-37	14	16	5	0.333
LC-76	17	14	5	0.323
LV-34	12	11	5	0.435
LV-45	14	12	4	0.308

De acuerdo a Felfili et al. (1993), en ninguno de los pares de sitios se encuentra una similitud alta, dado que se observa que no hay valor de S que supere 0,5 (Figura 22). El recambio de especies entre los pares de sitios es considerablemente elevado.

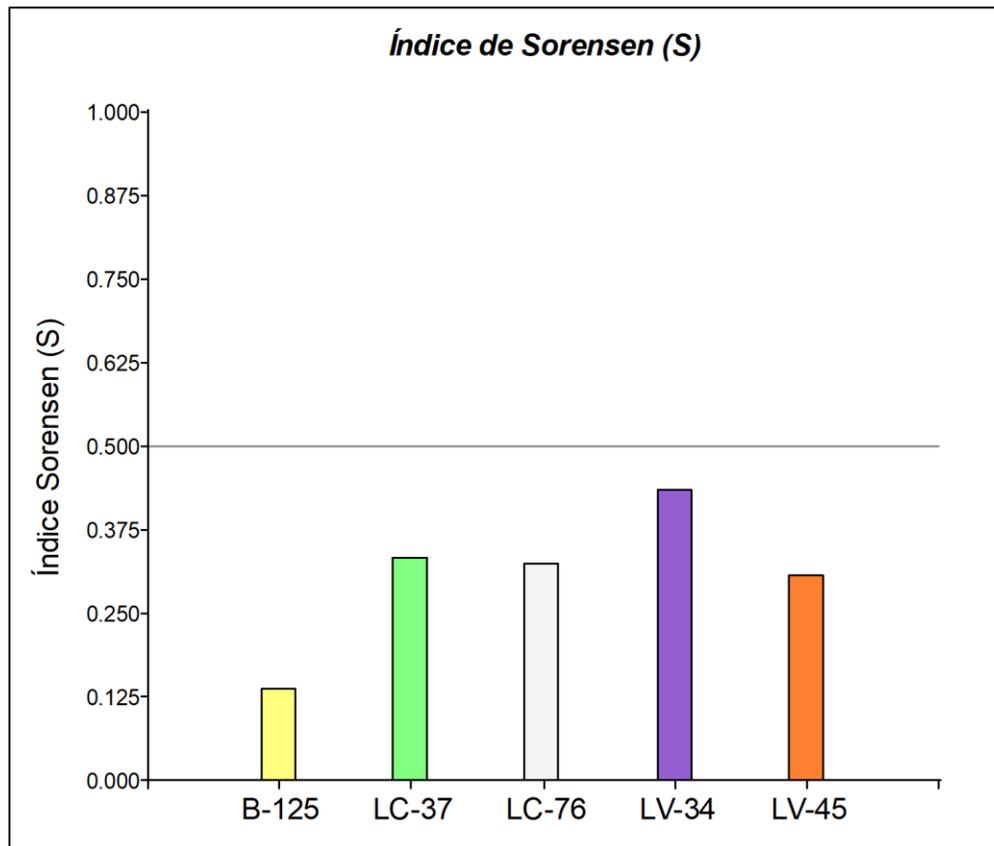


Figura 22. Índice de similitud de los cinco pares de sitios.

6. Características de las piletas

En el presente apartado, se muestra una breve descripción de las cinco piletas muestreadas, de manera de evidenciar algunas características de las mismas, junto con las curvas de rango-abundancia elaboradas para los cinco pares de sitios estudiados. Dichos gráficos permiten comparar la forma en que se distribuyen las especies en cada piqueta y en su respectivo testigo (monte).

A) Sitio B-125

La cobertura vegetal total fue de 31,33%, mientras que los valores de suelo desnudo y mantillo fueron de 68,00% y 0,67% respectivamente. Respecto a los estratos presentes, el principal fue el arbustivo con 25,33% de cobertura. Las gramíneas y herbáceas no gramíneas no sumaron en conjunto más del 6%, siendo 5,33% gramíneas.

La especie dominante fue *Atriplex Lampa*, con 25,33% de cobertura, seguido por *Leptochloa crinita* (3,33%). Se encontraron un total de 6 especies.

Respecto a diversidad alfa, se obtuvo un valor de 0,723 para el Índice de Shannon-Wiener (H) y una Equitatividad (E) de 0,404. La diversidad alfa de la piqueta B-125 se considera baja.

El índice de Sorensen tomó un valor de 0,138. La similaridad entre la piqueta y el monte se considera baja.

El volumen de Topsoil utilizado fue de 22 m³, dispuesto en una superficie aproximada de 140 m².

A continuación, se muestra el sitio al momento de muestreo (Figura 23) y las curvas de rango-abundancia (Figura 24).



Figura 23. Sitio B-125 durante el muestreo.

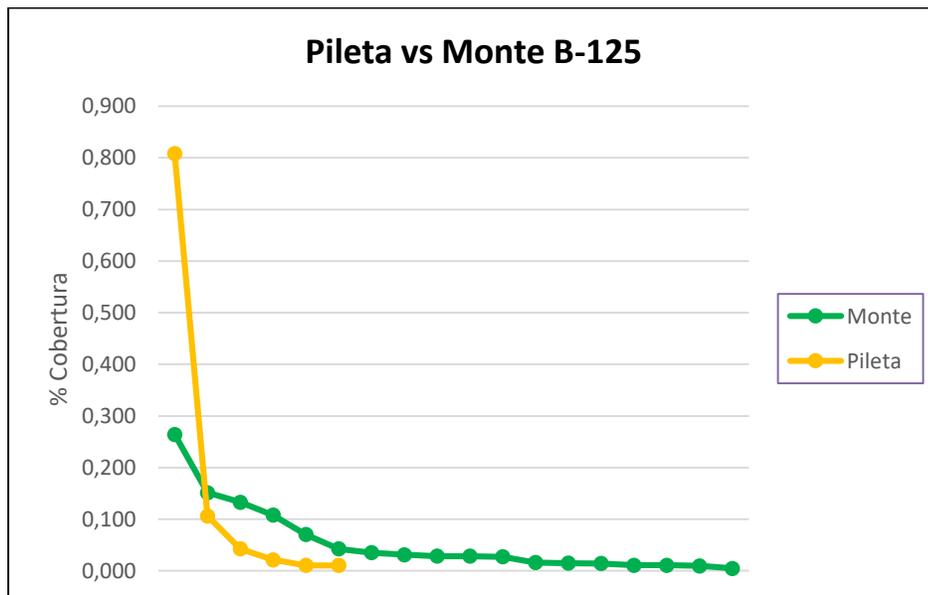


Figura 24. Curvas de rango-abundancia monte y pileta B-125.

Como puede visualizarse en la Figura 24, se nota una distribución más equitativa de la flora en el monte, donde la especie dominante no supera una proporción de 0,3 (*Zuccagnia punctata*), y la segunda en importancia está cercana a 0,15 (*Gochnatia glutinosa*). Mientras que, en la pileta, *Atriplex lampa* tiene una proporción mayor a 0,8 y las especies restantes no superan el valor 0,1.

En Anexos, se encuentran los gráficos de rango-abundancia de la pileta y monte con sus respectivas especies presentes.

B) Sitio LC-37

La cobertura vegetal total fue de 76,67%, mientras que los valores de suelo desnudo y mantillo fueron de 13,67% y 9,67% respectivamente. La forma de vida predominante son las gramíneas, con 40,77% de cobertura, seguido por arbustivas (26,17%) y herbáceas no graminosas (9,73%). Las especies dominantes fueron *Leptochloa crinita*, de una cobertura de 22,51%, seguida por *Baccharis salicifolia* (12,65%). Se encontraron un total de 14 especies.

El Índice de Shannon-Wiener (H) tomo un valor de 2,065 y una Equitatividad (E) de 0,782. La diversidad alfa de la pileta LC-37 se considera media.

El índice de Sorensen tomó un valor de 0,333. La similitud entre la pileta y el monte se considera baja.

El volumen de Topsoil utilizado fue de 9 m³, dispuesto en una superficie aproximada de 90 m².

A continuación, se muestra el sitio al momento de muestreo (Figuras 25 y 26).



Figura 25. Pileta LC-37 a la fecha de muestreo (pendiente al sur)



Figura 26. Pileta LC-37 a la fecha del muestreo (sector norte)

Las curvas de rango abundancia correspondientes, se presentan a continuación (Figura 27).

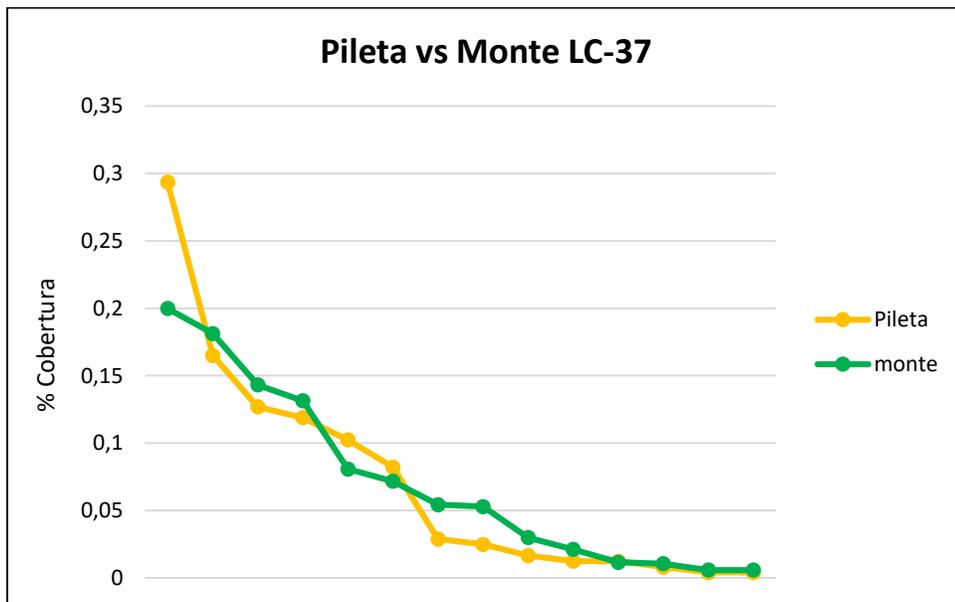


Figura 27. Curvas de rango-abundancia monte y pileta LC-37

De acuerdo a la Figura 27, puede notarse una ligera mayor equitatividad en la distribución de especies del monte, que en la pileta. En el monte la pendiente de la curva es menor, con una especie dominante que no supera una proporción de 0,2 (*Larrea cuneifolia*) y la siguiente de valor cercano (*Trichomania usillo*). Respecto a la pileta, la pendiente es más pronunciada, y *Leptochloa crinita*, ocupa una proporción de 0,3, mientras que las demás especies no superan el valor 0,2.

C) Sitio LC-76

La cobertura vegetal total fue de 64,67%, mientras que los valores de suelo desnudo y mantillo fueron de 24,00% y 11,33% respectivamente. La forma de vida predominante son las arbustivas, con 43,34% de cobertura, seguido por gramíneas (19,77%) y por último herbáceas no gramíneas (1,56%). Las especies dominantes fueron *Baccharis salicifolia*, de una cobertura de 23,00%, seguida por *Leptochloa crinita* y *Gamochoeta stachydifolia*, ambas con 9,00% de cobertura. Se encontraron un total de 17 especies.

El Índice de Shannon-Wiener (H) tomo un valor de 1,604 y una Equitatividad (E) de 0,730. La diversidad alfa de la pileta LC-76 se considera baja.

El índice de Sorensen tomó un valor de 0,323. La similaridad entre la pileta y el monte se considera baja.

El volumen de Topsoil utilizado fue de 9 m³, dispuesto en una superficie aproximada de 85 m².

A continuación, se muestra el sitio al momento de muestreo (Figura 28) y las curvas de rango-abundancia (Figura 29).



Figura 28. Pileta LC-76 a la fecha del muestreo.

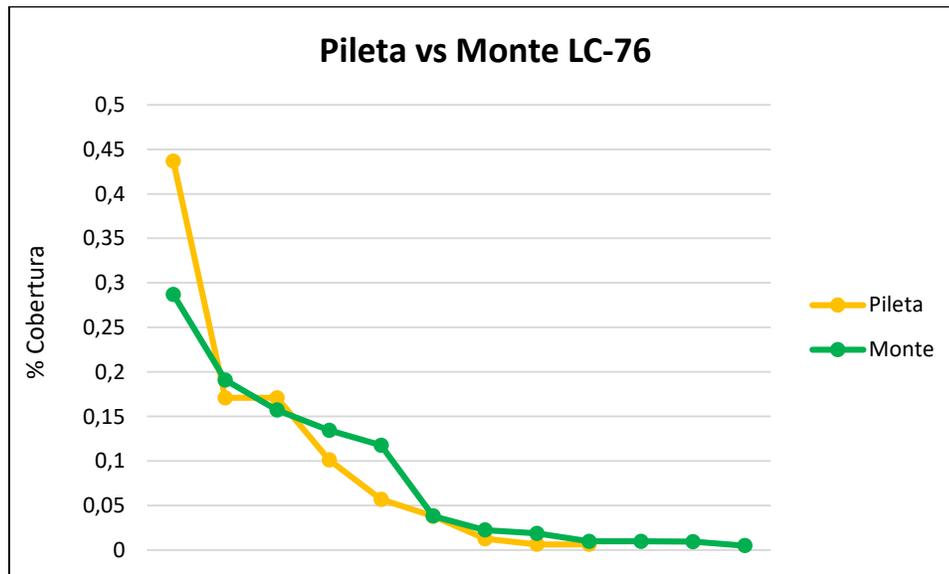


Figura 29. Curvas de rango-abundancia pileta y monte LC-76

Teniendo en cuenta la Figura 29, la distribución de las especies es menos equitativa en la pileta que en el monte, de acuerdo a las pendientes de las curvas (mayor en la pileta) y las

proporciones de las especies presentes. En la pileta, una sola especie (*Baccharis salicifolia*), tiene un valor cercano a 0,45, y las siguientes no superan 0,2. Por otro lado en el monte, tres especies tienen valores mayores a 0,15 (*Pappophorum caespitosum*, *Gochnatia glutinosa* y *Larrea cuneifolia*) y la especie dominante no supera 0,3 (*Pappophorum caespitosum*).

D) Sitio LV-34

La cobertura vegetal total fue de 32,67%, mientras que los valores de suelo desnudo y mantillo fueron de 65,33% y 2,00% respectivamente. La forma de vida predominante son las arbustivas, con una cobertura de 28,00%. Las gramíneas y herbáceas no gramíneas solo alcanzan valores de 3,00% y 1,67% respectivamente. Las especies dominantes fueron *Lycium tenuispinosum*, de una cobertura de 21,00%, seguido por *Larrea cuneifolia* (5,33%). Se encontraron un total de 12 especies.

El Índice de Shannon-Wiener (H) tomó un valor de 1,103 y una Equitatividad (E) de 0,685. La diversidad alfa de la pileta LV-34 se considera baja.

El índice de Sorensen tomó un valor de 0,435. La similaridad entre la pileta y el monte se considera baja.

El volumen de Topsoil utilizado fue de 13 m³, dispuesto en una superficie aproximada de 115 m².

A continuación, se muestra el sitio al momento de muestreo (Figura 30) y las curvas de rango abundancia (Figura 31).



Figura 30. Pileta LV-34 a la fecha del muestreo

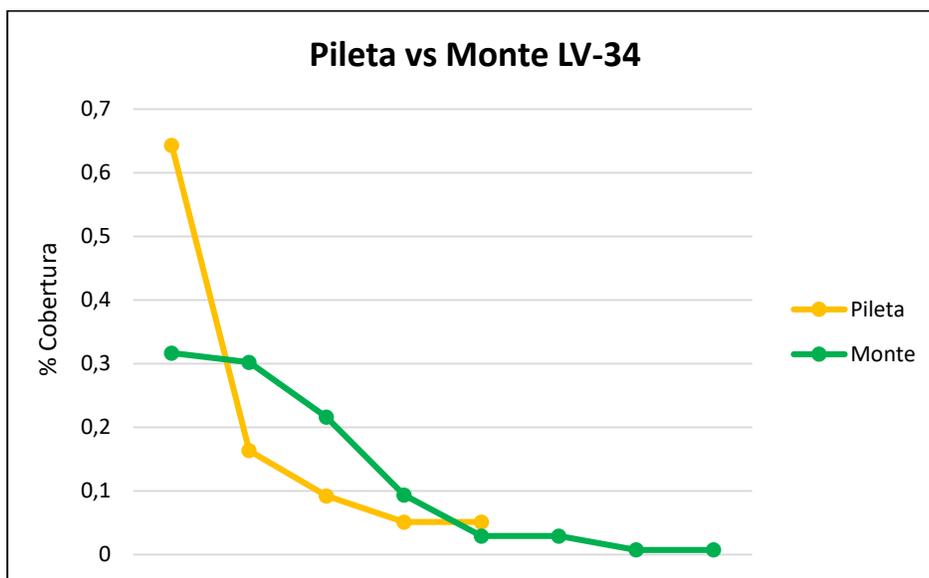


Figura 31. Curvas de rango-abundancia pileta y monte LV-34

Acorde a la Figura 31, la equitatividad en cómo se distribuyen las especies de la comunidad varía en la pileta respecto al monte. En la pileta la distribución es menos equitativa, con una

especie dominante de proporción mayor a 0,6 (*Lycium tenuispinosum*), y la segunda en importancia no supera 0,2 de proporción. En el caso del monte, la curva tiene menor pendiente, y las tres especies más importantes de proporción entre 0,2 y 0,32 (*Larrea cuneifolia*, *Senna aphylla*, *Zuccagnia punctata*).

E) Sitio LV-45

La cobertura vegetal total fue de 37,00%, mientras que los valores de suelo desnudo y mantillo fueron de 60,67% y 2,33% respectivamente. La forma de vida predominante son las arbustivas, con una cobertura de 18,49%. Las gramíneas tuvieron una cobertura de 18,49% y las herbáceas no graminosas solo 1,56%. Las especies dominantes fueron *Lycium tenuispinosum*, de una cobertura de 10,70%, seguido por *Larrea cuneifolia* y *Leptochloa crinita*, con una cobertura de 5,55% cada una. Se encontraron un total de 14 especies.

El Índice de Shannon-Wiener (H) tomo un valor de 2,026 y una Equitatividad (E) de 0,880. La diversidad alfa de la pileta LC-76 se considera media.

El índice de Sorensen tomó un valor de 0,308. La similaridad entre la pileta y el monte se considera baja.

El volumen de Topsoil utilizado fue de 26 m³, dispuesto en una superficie aproximada de 250 m².

A continuación, se muestra el sitio al momento de muestreo (Figura 32) y las curvas de rango-abundancia (Figura 33).



Figura 32. Pileta LV-45 a la fecha del muestreo

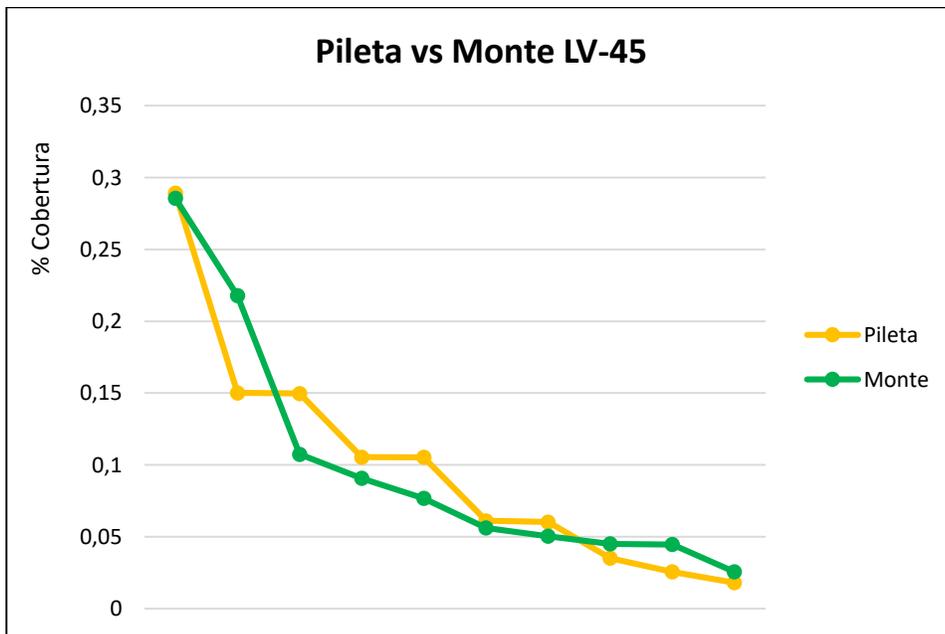


Figura 33. Curva de rango-abundancia pileta y monte LV-45

De acuerdo a la Figura 33, puede notarse que las curvas de la pileta y el monte son similares, con pendientes y distribución de las especies semejantes. Las especies dominantes tienen similar proporción (*Lycium tenuispinosum* en pileta y *Larrea cuneifolia* en el monte), mientras

que la mayor diferencia de proporción existe entre la segunda especie dominante de cada comunidad.

SECCIÓN IV – DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

1. Discusión

En el presente estudio se ha buscado evaluar la restauración pasiva en ambientes degradados post-saneamiento, mediante el relevamiento de algunas propiedades emergentes típicas de las comunidades vegetales, en este caso, en un ecosistema de la Provincia Fitogeográfica del Monte.

De acuerdo a los resultados obtenidos, solo una de las variables mostró diferencias significativas de manera de poder confirmar, parcialmente, la hipótesis planteada. Este es el caso de la cobertura de especies arbustivas, en donde se obtuvo un porcentaje menor de dicha variable en las piletas respecto al monte. Para el resto de las variables no se cumple la hipótesis propuesta. A continuación, se analiza detalladamente lo comentado.

Luego de aproximadamente dos años desde el momento de saneamiento, se relevó un porcentaje ligeramente mayor de cobertura vegetal en el monte que en las piletas de estudio. El monte relevado no ha sufrido ningún disturbio, y se encuentra en un estado avanzado de sucesión, a diferencia de las piletas. Bran et al (2007) encontraron que luego de 21 meses de un disturbio por fuego, solo en sitios con menor severidad de quemado se alcanzaron valores de cobertura similares al testigo, en el resto, la cobertura vegetal fue menor. Por su parte, Kröpfl et al. (2007) concluyeron que luego de 36 meses de disturbio por desmonte, los sitios afectados tuvieron mayores porcentajes de suelo desnudo respecto al testigo. Dichos resultados mencionados son similares a lo obtenido para el presente estudio, lo que se puede corresponder con sitios de similares características climáticas y tiempos de restauración pasiva similares. Por otro lado, Dalmaso et al (2007) notaron que la restauración luego de 36 años de ocurrido el desmonte sólo alcanzó el 40% de la cobertura del testigo, en contraste con un valor de 83,5% de cobertura respecto al testigo obtenido para este estudio (luego de 24 meses). Este resultado obtenido por Dalmaso et al. puede ser consecuencia en parte, a las diferentes condiciones ambientales de un ambiente y otro, ya que en Ischigualasto-San Juan existen precipitaciones aproximadas de 50 mm anuales, en contrapartida de unos 200 mm anuales en el Monte mendocino. Además, en el presente caso de estudio, se agregó topsoil, enramados y montículos, para favorecer la restauración.

Respecto al estrato arbustivo, como se indicó anteriormente, se observó una menor cobertura en las piletas con respecto al Monte, luego de 24 meses desde su saneamiento, lo cual confirma la hipótesis planteada. Tanto Kröpfl et al. (2007), como Bran et al (2007), obtuvieron resultados

similares, donde los sitios disturbados presentaron menor cobertura de arbustivas que el testigo. Acorde con la secuencia de la sucesión en comunidades vegetales planteado por Zuleta y Escartín (2014) para el Monte, inicialmente se establecen especies ruderales r-estrategas, generalmente herbáceas anuales y perennes, y luego van siendo reemplazadas por pioneras y arbustivas (tardías). Comparando con el modelo de Zuleta y Escartín (2014), puede observarse que en el presente estudio los tiempos de las diferentes etapas son menores, es decir ocurre más rápido la sucesión ecológica luego del disturbio.

En relación a la cobertura de gramíneas, aunque no se detectaron diferencias significativas entre las piletas y el monte, se observan de forma descriptiva valores ligeramente mayores para las piletas. Según el estudio de Kröpfl et al. (2007), no se afectó significativamente la cobertura de dos especies del género *Stipa*, pero los valores de cobertura fueron algo mayores que el testigo únicamente en los sitios afectados por fuego, no así en sitios con desmonte. Por otro lado, Bran et al (2007), concluyeron que únicamente los pastos anuales tomaron valores mayores en los sitios con disturbio, mientras que los pastos perennes disminuyeron su cobertura. Aparentemente, la intensidad y tipo de disturbio puede tener implicancias en la recuperación del estrato graminoso de las comunidades, pero en tiempos entre 21 y 36 meses luego de la afectación, no se notarían diferencias importantes de cobertura de gramíneas con el testigo.

En el análisis del estrato herbáceo, no se detectan diferencias significativas entre el monte y las piletas, y en ambos casos aparecen valores bajos de cobertura vegetal. Kröpfl et al. (2007) obtuvieron valores entre 0,26 y 0,76% de cobertura de herbáceas luego de 36 meses en los sitios disturbados por fuego y desmonte, y 0,45% en el testigo. Puede notarse que el estrato herbáceo es el de menor cobertura vegetal tanto en los testigos como los sitios con presión antrópica, encontrándose valores bajos.

En relación a la Diversidad Alfa y Equitatividad, aunque no se encontraron diferencias significativas entre el monte y las piletas, en estas últimas el valor de diversidad toma la categoría bajo, mientras que en el monte es medio. Dalmaso et al (2013) en Malargüe, Mendoza, encontraron que, en taludes de plataformas petroleras de exposiciones de 13 años de antigüedad, el índice de Shannon-Wiener tomó un valor promedio de 1,53. Por lo tanto, la diversidad de los taludes entra la categoría baja. Se considera que, luego de 13 años de restauración natural, la diversidad aun en general es baja debido a las escasas precipitaciones del área y la elevada pendiente de los taludes que podría dificultar el establecimiento vegetal. Por su parte Rueter y Rodriguez (2013), en un estudio realizado de restauración natural de

picadas petroleras en Distrito del Golfo de San Jorge (DGSJ), provincia de Chubut, luego de 50 años de restauración, el Índice de Shannon-Wiener tuvo un valor $H=0,58$, siendo de categoría bajo, y Equitatividad $E=0,59$. En este ambiente, con precipitación media de 254 mm, temperatura media anual de 13°C e intensos vientos gran parte del año, y teniendo en cuenta que las picadas siguen en uso (aunque es poco frecuente), las condiciones para la restauración natural hacen que el proceso sea lento.

Respecto a la Riqueza o número de especies, Dalmasso et al (2013), relevaron entre 4 y 7 especies presentes en los taludes, mientras que en los testigos la Riqueza varió entre 18 y 22 especies. Es decir, los taludes solo alcanzaron entre un 19,05 y 22,2% de la Riqueza presente en los testigos. Rueter y Rodriguez (2013) por su parte, obtuvieron que en las picadas el número de especies fue de 3, mientras que en la comunidad testigo se encontraron 13 especies, por lo tanto, las picadas solo alcanzaron un 23% del número presente en el testigo. En el presente estudio se observó un número de especies presentes en las piletas similar a la del monte, llegando a un 84% del total de la comunidad testigo, aunque existe un elevado recambio de las especies presentes, siendo distinta la composición florística de las piletas y el monte. Esta diferencia en la composición florística mencionada, podría influir directamente en la velocidad en la velocidad de recuperación de la vegetación, y sería interesante por lo tanto continuar esta línea de investigación, realizando muestreos a lo largo del tiempo periódicamente.

Por último, en concordancia con la Diversidad Beta, Rueter y Rodriguez (2013) obtuvieron un valor promedio de $S=0,18$ para las picadas en el DGSJ. Respecto al presente estudio, solo en el sitio B-125 se obtuvo un valor menor al recién mencionado, en los demás sitios, el índice de Sorensen fue mayor a lo obtenido por Rueter y Rodriguez (2013). Dichos valores igualmente muestran que la similaridad de la composición florística entre las piletas y el monte es baja, no superando en ningún caso 0,5. Dicho de otra manera, son escasas las especies compartidas entre un ambiente y el otro. La causa principal podría provenir del escaso tiempo de restauración de las piletas al momento de los relevamientos. Acorde a Zuleta y Escartín (2014), 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.

En relación a la diversidad en su conjunto, se puede notar que los valores e índices obtenidos en el presente estudio señalan una mejor restauración que en los antecedentes mencionados, con valores mayores de H y E , número de especies y similaridad con el testigo. Estos resultados pueden responder a las mejores condiciones ambientales en la Provincia Fitogeográfica del

Monte de Mendoza, que en el Distrito del Golfo de San Jorge y La Payunia (Malargüe), considerando que en esta última también se añade la variable de la pendiente de los taludes. Además, el uso de Topsoil en el saneamiento de las piletas podría ser el factor fundamental para mejorar las condiciones de base para la restauración natural. Martínez-Ruiz y Fernández-Santos (2005) describieron el desarrollo de la vegetación en materiales de roca estéril (minas) cubiertos con Topsoil y compararon con sitios no modificados biológicamente. Dichos autores concluyen que la capa superficial de suelo agregado aumenta la riqueza y la diversidad desde el primer año de revegetación, reduce el tiempo requerido para la recuperación de una etapa terminal y resalta la influencia de la orientación de la pendiente en la dinámica de la vegetación. Por su parte, Smichdt et al. (2020), utilizaron Topsoil recuperado de diversos espesores (5, 10 y 15 cm) como estrategia para la restauración de sitios degradados en el condado de Orange, en California del Sur. Encontraron que la adición de al menos 5 cm de tierra recuperada redujo significativamente la germinación de pastos no nativos de temporada temprana, además, la riqueza media de especies nativas también se vio afectada significativamente por el tratamiento, aumentando con la cantidad de suelo recuperado agregado. De acuerdo con pruebas post hoc, los valores más altos de riqueza de especies nativas se registraron en las parcelas de tratamiento con 5, 10 y 15 cm de suelo rescatado, en comparación con aquellas que no recibieron suelo o una capa de suelo.

Además del agregado de Topsoil, se considera elemental la realización de montículos de tierra y enramados para favorecer el proceso de restauración, escarificado del suelo, corrección de la escorrentía, suavizado de la topografía, y conservación de parches de vegetación. Las estructuras mencionadas acumulan sedimentos y materia orgánica, capturan semillas, aumentan la humedad en el suelo, atenúan las temperaturas y la radiación, solar, protegen semillas y plantines de herbívoros y retienen nutrientes (Soriano et al., 1994). En los sitios relevados del presente estudio, se realizaron estructuras de montículos de tierra y enramados, de manera de atenuar pendientes y generar trampas de agua y semillas, y se visualizó que en general se favorece la restauración de la flora, fundamentalmente en la zona pendiente arriba de los montículos. Ya que los cinco sitios divergen en topografía, pendiente y forma, no se crearon los montículos en distribución, tamaño y distancia uniforme. Además, se ha notado proliferación de la flora no solo cercana a montículos, sino también en los diversos sectores de las ex-piletas, por lo tanto, no se analizó esta variable como correlativa a la restauración de la flora. En las Figuras 18 y 20 puede visualizarse el fenómeno manifestado, donde puede verse presencia de vegetación favorecida por los montículos. Ludwig y Tongway (1996), utilizando enramados en ecosistemas áridos de Australia, encontraron que la técnica provocó cambios en

el suelo que promovieron el establecimiento y crecimiento de pastos perennes y funcionaron como refugios para plantines ante sequías. Por su parte Zuleta et al. (2003) estudiaron la restauración de explanadas petroleras en la Cuenca Neuquina (Monte Austral), encontrando que en los montículos artificiales la cobertura promedio fue cinco veces mayor (31%) que en los sitios no restaurados (6%).

En cuanto a las particularidades detectadas de cada una de las piletas, se pueden destacar los sitios B-125, LC-76 y LC-37. El sitio B-125 como se detalló previamente, está dominado ampliamente por *Atriplex lampa* (zampa), esto podría deberse principalmente a la presencia de suelo salino, acorde con el conocimiento de que existe una línea de agua de producción (agua salina) en el extremo Norte de la pileta, que sufrió roturas y pérdidas en algunas oportunidades en el pasado. Acorde a esto último, es sabido que *Atriplex lampa* es un arbusto que presenta varias estrategias que le permiten evadir y tolerar la sequía, y resistir altas concentraciones salinas (Villagra et al., 2011). Respecto a LC-76 y LC-37, ambos tienen presencia de zonas bajas en relación al entorno inmediato (LC-76 cuenta con una zona deprimida en el centro de la pileta y el LC-37 en el extremo Este). En estos sectores se observó mayor acumulación de agua y presencia de especies favorecidas por dicha humedad del suelo, fundamentalmente *Baccharis salicifolia* (chilca), la cual es dominante en LC-76 y segunda en porcentaje de cobertura en LC-37. *Baccharis salicifolia* se desarrolla frecuentemente en bajos inundables y sectores ribereños (Castro et al., 2013; Ferreyra y Green, 2012).

Es importante destacar como limitaciones de este trabajo los siguientes aspectos: En primer lugar, el número de sitios relevados. Teniendo un número mayor de sitios posiblemente pudieran confirmarse las hipótesis planteadas, encontrando diferencias significativas en otras de las variables propuestas. Por otro lado, la falta de información precisa y detallada de la comunidad vegetal de las piletas previa al saneamiento (proveniente de relevamiento a campo), constituye una limitación para poder comparar el antes y después del saneamiento, por lo tanto, dicho análisis no fue realizado. Por último, la escasez de estudios similares al del presente estudio, tanto en los disturbios ocurridos en el ecosistema, como en el tiempo de restauración y las condiciones ambientales del lugar, dificultan en parte poder hacer comparaciones muy certeras, pero se considera que igualmente son de utilidad para la discusión y las conclusiones a las que se llega, y además esta escasez de estudios, es uno de los pilares que motivaron la realización de la presente tesina.

2. Conclusión

Los resultados obtenidos en la presente investigación indican que solo la cobertura de especies arbustivas fue menor luego de 24 meses de saneadas las ex piletas en comparación con el Monte circundante sin disturbar. En general, las demás variables analizadas presentan valores similares a los del Monte, lo que indicaría que la comunidad vegetal se está recuperando en estos ambientes, aunque aún se encuentra en estados sucesionales iniciales.

En términos de cobertura vegetal, puede notarse que se manifiesta claramente el patrón de sucesión típico, en donde luego de un disturbio, la sucesión secundaria presenta colonización inicial de especies r-estrategas, tales como herbáceas no graminosas y gramíneas, que con el tiempo serán reemplazadas por especies arbustivas (K-estrategas) de la zona.

Respecto a la diversidad ecológica, es evidente que la restauración natural necesita de tiempos mayores al del presente estudio, para que exista una similaridad en la composición florística entre los sitios saneados respecto al Monte sin afectación. Las especies compartidas entre ambientes son escasas, pero se esperaría que la similaridad aumente con el paso del tiempo ya que el monte sin disturbar funciona como fuente de semillas y propágulos vegetativos, mientras que las ex piletas son sumideros o receptores.

La restauración pasiva de zonas áridas es un proceso lento. Sin embargo, como ya se ha expuesto, existen técnicas que pueden mejorar y favorecer la sucesión secundaria de los pasivos ambientales, tales como recuperación de Topsoil y agregado, manejo de la escorrentía, suavizado de la topografía, escarificado y creación de montículos y enramados. Aunque dichas técnicas no han sido evaluadas en el presente estudio, ya que no se compararon con piletas donde no se hubiesen aplicado las mismas, el proceso de saneamiento se considera correcto y acertado a la hora de pensar en la restauración ecológica de ex piletas de lodos e hidrocarburos, y se sugiere que dichas técnicas deberían continuar realizándose y perfeccionándose con el tiempo. Por otro lado, otra manera de acelerar los tiempos de restauración de ecosistemas, es acudir a técnicas activas como opción viable, como es la revegetación con especies vegetales, tales como pueden ser *Atriplex lampa*, *Lycium tenuispinosum*, *Baccharis salicifolia*, *Pappophorum caespitosum*, entre otras.

Se considera que la explotación de hidrocarburos, aún es una actividad muy importante para el desarrollo de nuestra sociedad, y que puede seguir realizándose de manera cada vez más sostenible y adecuada ambientalmente. La construcción de piletas de lodos e hidrocarburos es una práctica que, desde el año 2002 se encuentra en desuso, en el proceso de perforación de

un nuevo pozo, lo cual fue reemplazado por la técnica de locación seca. No obstante, los pasivos ambientales no han sido saneados en su totalidad, y dicha labor de saneamiento aún continúa en proceso. Dicho esto, sería interesante continuar con estudios para poder evaluar la efectividad de las diversas técnicas mencionadas de los saneamientos, de manera de apostar siempre por la mejora continua. En esta última idea, se considera fundamental el aporte que pueda realizar el Ingeniero o Ingeniera en Recursos Naturales Renovables (IRNR) para poder acercar y generar sinergia entre la actividad industrial, y los conocimientos y prácticas elementales de la restauración ecológica. Además, 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 tesina podría generar una línea de investigación en el tema, debido a la escasez de estudios puntualizados sobre los pasivos ambientales de ex-piletas de lodos e hidrocarburos, y su saneamiento y posterior restauración. De materializarse dicha línea en un futuro, sería conveniente tener en consideración las limitaciones del presente estudio detalladas anteriormente. Se considera interesante también, poder abordar estudios que impliquen la comparación de variables detectables mediante imágenes satelitales y herramientas aplicadas por sistema de información geográfica, siendo estas últimas muy valiosas para el/la profesional IRNR.

SECCIÓN V – BIBLIOGRAFÍA

ABRAHAM E., DEL VALLE H.F., ROIG F., TORRES L., ARES J.O., CORONATO F. Y GODAGNONE R. 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73: 144 – 153.

ABRAHAM E.M. 2009. Enfoque y evaluación integrada de los problemas de desertificación. *Zonas áridas* 13(1): 9-24.

ADEEL Z., U. SAFRIEL, D. NIEMEIJER & R. WHITE. 2005. Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis. *Millenium Ecosystems Assessment*. World Resources Institute, Washington, DC., 26 pp

AGUIAR M.R. & SALA O.E 1997. Seed Distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. *Ecology*. 78: 93-100.

ALLEN E.B., ROUNDY B.A., MCARTHUR E.D., Y HALEY J.S. 1995. Ecología de restauración: límites y posibilidades en tierras áridas y semiáridas. En *Actas del Simposio de Restauración de Tierras Áridas y Arbustos Silvestres*, Roundy, BA; McArthur, ED (págs. 7 a 15).

ALONSO, V. 2018. Una revisión del Sector Hidrocarburífero de la República Argentina: el rol cumplido por la innovación y la competencia que modelaron su estructura actual. Tesis Maestría. Universidad de Buenos Aires.

ALVAREZ MARTINEZ O. 2016. Ecología, dinámica de las poblaciones, e interacciones en el ecosistema. *Publicaciones didácticas*, 72, 168-172pp.

ARONSON J., & ALEXANDER S. 2013 Ecosystem restoration is now a global priority time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21:293–296

BAINBRIDGE D. 2012. Una guía para la restauración del desierto y las tierras secas: una nueva esperanza para las tierras áridas. *Prensa de la isla*.

BARNEDA, D. 2007. La Compañía Mendocina de Petróleo y la explotación del yacimiento Cacheuta. *Petrotecnia*, 48, 10-11.

BAUTISTA S., ARONSON J., & VALLEJO V. R. 2009. Land restoration to combat desertification. Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation. Fundación CEAM.

BEAR R., RINTOUL D., SNYDER B., SMITH-CALDAS M., HERREN C., Y HORNE E. 2016. Principles of biology.

BEGON M., HARPER J., Y TOWNSEND C. 1996. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ed. Omega, España.

BEGON M., HARPER J., Y TOWNSEND C. 1997. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ed. Omega, España.

BISIGATO A., VILLAGRA P.E., ARES J. & ROSSI B.E. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. J. Arid Environ., 73: 182- 191.

BORGNA, A., DI COSIMO, J., Y FÍGOLI, N. 2001. Petróleo y gas natural. Reservas, procesamientos y usos.

BORHIDI, A. 1991. Phytogeography and Vegetation Ecology of Cuba. Akademiai Kiado Budapest. 858 pp.

BRAN D., CECCHI G.A., GAITÁN J.J., AYESA J.A., LÓPEZ C.R., 2007. Efecto de la severidad del quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. Ecología Austral 17, 123–131.

BRAUN-BLANQUET J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume. 820 págs. Madrid.

CABRERA, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Acme. Buenos Aires.

CABRERA, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas.

CASTRO L. L., GANDULLO R., PÉREZ D. R., Y ROVERE, A. E. 2013. Comunidades vegetales y nivel de degradación del área natural protegida El Mangrullo (Neuquén). Restauración

Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina (Pérez DR, Rovere AE y ME Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina, 74-83.

CIANO N., NAKAMATSU V., LUQUE J., AMARI M.E., MACKEPRANG O. Y LISON C. 1998. Establecimiento de especies vegetales en suelos. 3eras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. IAPG (Instituto Argentino del Petróleo y del Gas). Buenos Aires, 446 págs.

CIONE N.K., PADGETT P.E., ALLEN, E.B. Restoration of a Native Shrubland Impacted by Exotic Grasses, Frequent Fire, and Nitrogen Deposition in Southern California. Restor. Ecol. 2002, 10, 376–384.

CLEWELL A., ARONSON J. Y BLIGNAUOT J. 2009. 1EWAQ Restauración de tierras para combatir la desertificación. Enfoques innovadores, control de calidad y evaluación de proyectos. CEAM, Zaragoza, España, 23-34.

CLEWELL A., RIEGER J., MUNRO J. (EDS). 2005. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. En 2da Edi. Society for Ecological Restoration International. 16 p.

DALMASSO A. D., NAVAS ROMERO A. L. Y RE G. E. 2018. Monitoreo de la vegetación en minería no metalífera de la planta Holcim, Capdeville-Las Heras, Mendoza.

DALMASSO A.D., 2010. Revegetación de Áreas Degradadas con especies nativas. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 45 (1-2): 149-171.

DALMASSO A.D., MARQUEZ J., MORALES M. 2007. Restauración vegetal natural en un desmonte luego de 36 años de ocurrido. Parque Provincial Ischigualasto. Dpto Valle Fértil-San Juan.

DALMASSO A., CANDIA R., LLERA J., 2013. Revegetación natural de taludes de plataformas petroleras en el yacimiento Cerro Fortunoso, Malargüe, Mendoza. En: Restauración ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 293-307.

DE LA ORDEN E.A. 2020. Sucesión Ecológica, Tendencias Esperadas. Disertación Doctoral Universidad Nacional de Catamarca.

DECRETO 1465/11. Dirección de protección ambiental. Ministerio de Tierras, Ambientes y Recursos Naturales de la Provincia de Mendoza.

DECRETO 170/08. Dirección de protección ambiental. Ministerio de Tierras, Ambientes y Recursos Naturales de la Provincia de Mendoza.

DEL VALLE H.F., ELISSALDE N.O., GAGLIARDINI D.A., & MILOVICH, J. 1998. Status of desertification in the Patagonian Region: Assessment and mapping from satellite imagery. *Journal of native and Agricultural Environments*. P 95.121

DEL VALLE H.F., ELISSALDE N.O., GAGLIARDINI D.A., & MILOVICH, J. 1998. Status of desertification in the Patagonian Region: Assessment and mapping from satellite imagery. *Journal of native and Agricultural Environments*. P 95.121

DI RIENZO J.A., CASANOVES F., BALZARINI M.G., GONZALEZ L., TABLADA M., ROBLEDO C.W. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

FAO. 2011. The state of the world's land and water Resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk, p 113.

FELFILI J. M., SILVA JÚNIOR M., REZENDE A., MACHADO J., WALTER B. , SILVA P., Y HAY, J. 1992. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF-Brasil.

FLORES D., SUVIRES G., DALMASSO A., 2015. Distribución de la vegetación nativa en ambientes geomorfológicos cuaternarios del Monte Árido Central de Argentina: *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(1), 72-79.

FUNDACIÓN CRICYT. 2015. Informe de cierre de pasivo B-125. Rev. Final.

GRANADOS-SÁNCHEZ, D., HERNÁNDEZ-GARCÍA, M. Á., VÁZQUEZ-ALARCÓN, A., Y RUÍZ-PUGA, P. 2013. Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(1), 45-66.

GREEN L., Y FERREYRA M. 2012. Flores de la estepa patagónica. Vázquez. Mazzini Editores. Buenos Aires, Argentina.

HOLLING C. S. 1996. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systems* 4: 1 - 23.

HORN, H. S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 25-37.

JAMES, J.J., SHELEY, R.L., ERICKSON, T., ROLLINS, K.S., TAYLOR, M.H. AND DIXON, K.W. 2013. A systems approach to restoring degraded drylands. *Journal of Applied Ecology* 50: 730-739.

KROPFL A.I., DEREGIBUS V.A., CECCHI G.A., 2007. Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral* 17, 257–268.

LABRAGA J.C. Y VILLALBA R. 2009. Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environment* 73: 154 – 163.

LADA/FAO. 2011. Evaluación de la desertificación en Argentina. Resultados del proyecto LADA/FAO. 481 p.

LAMB, D. & GILMOUR D., 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forest: issues of forest conservation. The world Conservation Union, Gland, Suiza.

LEVY, E.B., & E. A. MADDEN. 1933. The point method of pasmre analysis. *N.Z.J. Agr.* 46:267-279.

LI PUMA, C. 2005. Efectividad de la técnica de enramado en procesos de descomposición de materia orgánica para restaurar explanadas petroleras en el Monte Austral de NorPatagonia. Tesis de Licenciatura (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires), 47 pp.

LOYARTE, M. M. 1994. Estudios de degradación de suelos y recursos forestales en zonas aridas de Mendoza, Argentina. In *Euro-Latin American Space Days* (Vol. 363, p. 39).

MAGURRAN AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford. 25 Reino Unido, 256 pp.

MARGALEF R. 1963. Successions of populations. *Adv. Frontiers of Plant Sci* (Institute Adv. Sci. Culture, New Delhi, India). 2:137-188.

- MARGALEF R. 1972. Homage to E. Hutchison, or why is there an upper limit to diversity. Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences 44: 211-235
- MARONE, L. 1990. Modifications of local and regional bird diversity after a fire in the Monte Desert, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural, 63: 187-195.
- MARTÍNEZ CARRETERO, E. 2013. La diagonal árida Argentina: entidad bioclimática. Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina (Pérez DR, Rovere AE y ME Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina, 14-31.
- MEDINA, R. B., ALCOCER, J. L., ALBERTO, J. N., & DE YUCATÁN, A. 2016. Métodos gráficos para la exploración de patrones de diversidad en Ecología. Bioagrobiencias 9:2
- MELI, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. Interciencia 28: 581-589.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y OBRAS PÚBLICAS. 1997. Informe Ambiental, Gobierno de Mendoza., Mendoza.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y OBRAS PÚBLICAS. 2011. Informe Ambiental, Gobierno de Mendoza, Mendoza.
- MORELLO J. 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. Opera Lilloana, 2: 5-115.
- MOSTACEDO B., FREDERICKSEN, T. S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- NOY-MEIR I. 1973. Ecosistemas desérticos: medio ambiente y productores. Revisión anual de ecología y sistemática, 4 (1), 25-51.
- ODUM, E.P. (1971) Fundamentals of Ecology. Third Edition, W.B. Saunders Co., Philadelphia, 1-574.
- PÁEZ M.M., QUINTANA F.A. Y PÉREZ C.F. 2004. Biogeografía de las regiones áridas y semiáridas entre 35° y 39° S, Argentina. Bol. Soc. Argent. Bot. 39(3-4): 171 – 180.
- PARADA, S., & MORALES ESTUPIÑÁN, C. 2005. Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales. Cepal.

PARUELO J.M., BELTRÁN A., JOBBÁGY E., SALA O.E., & GOLLUSCIO R.A. 1998. The climate of Patagonia: General patterns and control on biotic processes. *Ecología Austral* 8: 85 – 101.

PARUELO, J.M., GOLLUSCIO R.A., JOBBÁGY E.G., CANEVARY M. Y AGUIAR M.R., 2005. Situación ambiental en la Estepa Patagónica. Pags. 303-320. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 587 págs.

PASSERA C.B., DALMASSO D.A. y BORSETTO O. 1983. Método de Point Quadrat Modificado. Informe del Taller sobre Arbustos Forrajeros de Zonas Áridas y Semiáridas. Realizado en Mendoza durante 7,8 y 9 de setiembre. FAO - IADIZA. Rivadavia (Chubut). Pág. 245-268.

PEREZ, D.R., ROVERE A. Y FARINACCIO F. 2010. Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Argentina. Vázquez Mazzini Editores. 80 págs.

PRACH K. & HOBBS R. J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366.

QUEVEDO, A. M. F. 2005. Diccionario didáctico de ecología. Editorial Universidad de Costa Rica.

RANDRIAMIARINA D. 2009. Synthetic report regional consultations on methodologies related to the minimum set of impact indicators to measure progress in the implementation of strategic objectives 1, 2 and 3 of the UNCCD 10-year strategic plan. Consultancy report. UNCCD. Bonn. 24 p.

RESOLUCIÓN 579/14. Dirección de protección ambiental. Ministerio de Tierras, Ambientes y Recursos Naturales de la Provincia de Mendoza.

RÉVORA, S. A. 2011. Evaluación de la desertificación en Argentina: resultados del proyecto LADA/FAO (No. 631.450982). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

REY-BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C. 2008. Creating Woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:329-336.

REYNOLDS J.F., SMITH D.M.S., LAMBIN E.F., TURNER B.L., MORTIMORE M., BATTERBURY S.P., DOWNING T.E., DOWLATABADI H., FERNÁNDEZ R.J., HERRICK J.E., HUBER-SANNWALD E., JIANG H., LEEMANS R., LYNAM T., MAESTRE F.T., AYARZA M. & HUBER-SANNWALD, E. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316: 847-851.

RÍOS, O. V. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta biológica colombiana*, 16(2), 221-246.

ROIG F.A., ROIG-JUÑENT S. & CORBALÁN, V. 2009. Biogeography of the Monte desert. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 164-172.

RUETER B.L. Y RODRIGUEZ F.J. 2013. Restauración natural en picadas petroleras en dos distritos de la provincia fitogeográfica Patagónica. En Perez, D., Rovere, y Rodriguez Araujo, M.E. *Restauración ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina*. Neuquen: Vazquez Mazzini editores. 351 - 358.

RUNDEL P., VILLAGRA P.E., DILLON M.O., ROIG-JUÑENT S.A. & DEBANDI, G. 2007. Arid and Semi-Arid Ecosystems. En: T.T. Veblen, Young, K. & Orme, A. (Ed.). *The physical geography of South America*. Oxford University Press. 158-183.

RUSSI, D., & ALIER, J. M. 2002. Los pasivos ambientales. *Ecología política*, (24), 107-112.

SAYDS (SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE), 2001. Indicadores de impacto socioeconómico de Desertificación y Degradación de Tierras. Proyecto GER/01/S09 Avance de la Frontera Agropecuaria.

SCHMIDT K. T., MALTZ M., TA P., KHALILI B., WEIHE C., PHILLIP, M., & KIMBALL S. 2020. Identifying Mechanisms for Successful Ecological Restoration with Salvaged Topsoil in Coastal Sage Scrub Communities. *Diversity*, 12(4), 150.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica.

SORIANO A., SALA O.E., & PERELMAN S.B., 1994. Patch structure and dynamics in an Patagonian arid steppe. *Plant Ecology* 111: 127-135.

TONGWAY D.J. & LUDWIG J.A. 1996. Rehabilitation of semiarid Landscapes in Australia. I. Restoring Productive Soil Patches. *Restoration Ecology* 4: 388-397.

UN GENERAL ASSEMBLY, 2019. Resolución A/RES/73/284: Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030). Disponible en: <https://undocs.org/es/A/RES/73/284>.

UNCCD. 1994 United Nations Convention to Combat Desertification, Elaboration of an International Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa (U.N. Doc. A/AC.241/27, 33 I.L.M. 1328, United Nations).

UNITED NATIONS CONFERENCE ON DESERTIFICATION. 1977. Desertification: its causes and consequences (Vol. 1). Pergamon.

ULIANA, M. A., LEGARRETA, L., LAFFITTE, G. A., Y VILLAR, H. 1999. Estratigrafía y geoquímica de las facies generadoras de hidrocarburos en las cuencas petrolíferas de Argentina. En Actas IV Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos (pp. 1-61).

VILLAGRA P. E., GIORDANO C. V., ALVAREZ J. A., CAVAGNARO J. B., GUEVARA A., SARTOR C. E., Y GRECO S. E. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral* 21:29-42.

VILLAREAL H., ÁLVAREZ M., CÓRDOBA S., ESCOBAR F., FAGUA G., GAST F., MENDOZA H., OSPINA M. Y 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.

WESTOBY, M. WALKER, B & NOY MEIR, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42(4): 266 - 274.

WHITTAKER R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.*, 30: 279-338 (1960).

WHITTAKER R.H. 1965. Dominio y diversidad en las comunidades de plantas terrestres: las relaciones numéricas de las especies expresan la importancia de la competencia en la función y evolución de la comunidad. *Science*, 147 (3655), 250-260.

ZAMORA, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. Revista Ecosistemas 11:1-4.

ZULETA G. REICHMANN L. PUMA M. FERNÁNDEZ A. LEIVA A. Y TCHILINGUIRIÁN, P. 2003. Ecología de Disturbios y Restauración de Estepas Arbustivas del Monte Austral en Explanadas Abandonadas de la Cuenca Neuquina.

ZULETA G. y ESCARTÍN C. 2014. Regeneración post-disturbio en ambientes degradados por la actividad petrolera en Nor-Patagonia. En Dalmaso A.D., Álvarez A. y Pérez D. Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas. Experimentia Revista de transferencia científica. Pág. 105-112.

ZULETA G.A. 2013. Ecosystem restoration needs in Argentina. In 5th world Conference on Ecological Restoration. Madison, Wisconsin, EEUU.

ZULETA G.A., TCHILINGUIRIAN P., FUCHS J.S., BUSTAMANTE LEIVA A. & NAVARRO C. 2011. Ecological restoration needs in oil/gas fields in Northern Patagonia, Argentina. In 4th World Conference on Ecological Restoration. Mérida, México.

ZULETA, G. A., REICHMANN, L. G., PUMA, M. L., FERNÁNDEZ, A., LEIVA, A. B., TCHILINGUIRIÁN, P., & ARGENTINO, S. G. 2003. Ecología de disturbios y restauración de estepas arbustivas del monte austral en explanadas abandonadas de la cuenca neuquina. In Actas en CD-ROOM del II Congreso de Hidrocarburos, Instituto Argentino del Petróleo y del Gas. Buenos Aires.

SECCIÓN VI – ANEXOS

Tabla 1. Muestreo por método Braun-Blanquet **PILETA B-125**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Atriplex lampa</i>	3
<i>Leptochloa crinita</i>	1
<i>Muhlenbergia asperifolia</i>	+
<i>Sporobolus phleoides</i>	+
<i>Taraxacum officinale</i>	+
<i>Physaria mendocina</i>	+

Tabla 2. Muestreo por método Braun-Blanquet **MONTE B-125**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Acantholippia seriphioides</i>	1
<i>Aristida mendocina</i>	2
<i>Capparis atamisquea</i>	+
<i>Condalia microphylla</i>	+
<i>Distichlis spicata</i>	1
<i>Gamochaeta spicata</i>	1
<i>Gochnatia glutinosa</i>	2
<i>Jarava ichu</i>	1
<i>Larrea cuneifolia</i>	2
<i>Lycium tenuispinosum</i>	+
<i>Neubouteloua lophostachya</i>	+
<i>Opuntia sulphurea</i>	1
<i>Pappophorum caespitosum</i>	1
<i>Pappophorum philippianum</i>	+
<i>Senna aphylla</i>	+
<i>Sisymbrium irio</i>	+
<i>Sp no id 1</i>	1
<i>Sp no id 2</i>	+
<i>Taraxacum officinale</i>	1
<i>Leptochloa crinita</i>	1
<i>Trichocline sinuata</i>	+
<i>Tricomaria usillo</i>	+
<i>Zuccagnia punctata</i>	2

Tabla 3. Muestreo por método Braun-Blanquet **PILETA LC-37**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Aristida mendocina</i>	+
<i>Atriplex lampa</i>	1
<i>Baccharis salicifolia</i>	2
<i>Cynodon dactylon</i>	2
<i>Gamochaeta spicata</i>	1
<i>Grindelia chilensis</i>	2
<i>Hyalis argétea</i>	+
<i>Muhlenbergia asperifolia</i>	+
<i>Nicotiana petunioides</i>	+
<i>Setaria leucopila</i>	+
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	+
<i>Taraxacum officinale</i>	+
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	2
<i>Leptochloa crinita</i>	2

Tabla 4. Muestreo por método Braun-Blanquet **MONTE LC-37**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Aristida mendocina</i>	1
<i>Cyclolepis genistoides</i>	+
<i>Gamochaeta spicata</i>	+
<i>Larrea cuneifolia</i>	1
<i>Lycium tenuispinosum</i>	+
<i>Monttea aphylla</i>	+
<i>Opuntia sulphurea</i>	+
<i>Pappophorum caespitosum</i>	+
<i>Senecio subulatus</i>	+
<i>Senna aphylla</i>	+
<i>Setaria leucopila</i>	+
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+
<i>Trichloris crinita</i>	1
<i>Trichocereus candicans</i>	+
<i>Trichomaria usillo</i>	2
<i>Zuccagnia punctata</i>	1

Tabla 5. Muestreo por método Braun-Blanquet **PILETA LC-76**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Baccharis salicifolia</i>	3
<i>Cercidium praecox</i>	+
<i>Cynodon dactylon</i>	1
<i>Fumaria sp</i>	+
<i>Gamochaeta spicata</i>	1
<i>Gamochaeta stachydifolia</i>	3
<i>Jarava ichu</i>	+
<i>Lycium chilense</i>	+
<i>Lycium tenuispinosum</i>	+
<i>Panicum urvilleanum</i>	1
<i>Senecio tubulatus</i>	+
<i>SP no id 1</i>	1
<i>Sp no id 2</i>	1
<i>Sp no id 3</i>	+
<i>Taraxacum officinale</i>	1
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+
<i>Leptochloa crinita</i>	1

Tabla 6. Muestreo por método Braun-Blanquet **MONTE LC-76**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Acantholippia seriphioides</i>	1
<i>Aristida mendocina</i>	+
<i>Gamochaeta spicata</i>	+
<i>Glandularia mendocina</i>	+
<i>Gochnatia clutinosa</i>	2
<i>Larrea cuneifolia</i>	2
<i>Lycium tenuispinosum</i>	+
<i>Opuntia sulphurea</i>	1
<i>Pappophorum caespitosum</i>	3
<i>Senecio tubulatus</i>	+
<i>Senna aphylla</i>	+
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+
<i>Leptochloa crinita</i>	1
<i>Zuccagnia punctata</i>	2

Tabla 7. Muestreo por método Braun-Blanquet **PILETA LV-34**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Cynodon dactylon</i>	1
<i>Gamochaeta spicata</i>	+
<i>Jarava ichu</i>	1
<i>Larrea cuneifolia</i>	1
<i>Lycium chilense</i>	2
<i>Opuntia sulphurea</i>	1
<i>Pappophorum caespitosum</i>	+
<i>Senecio subulatus</i>	+
<i>Senna aphylla</i>	+
<i>Sp no id</i>	1
<i>Sphaeralcea miniata</i>	+
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+

Tabla 8. Muestreo por método Braun-Blanquet **MONTE LV-34**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Bougainvillea spinosa</i>	+
<i>Gochnatia glutinosa</i>	+
<i>Larrea cuneifolia</i>	2
<i>Lycium tenuispinosum</i>	+
<i>Monttea aphylla</i>	+
<i>Pappophorum caespitosum</i>	+
<i>Senna aphylla</i>	1
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+
<i>Trichocereus candicans</i>	+
<i>Trichomaria usillo</i>	1
<i>Zuccagnia punctata</i>	2

Tabla 9. Muestreo por método Braun-Blanquet **PILETA LV-45**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Convolvulus sp</i>	+
<i>Cynodon dactylon</i>	1
<i>Sp no id 1</i>	+
<i>Hoffmanseggia glauca</i>	+
<i>Jarava ichu</i>	+
<i>Larrea cuneifolia</i>	+
<i>Lycium chilense</i>	1
<i>Opuntia sulphurea</i>	+
<i>Pappophorum caespitosum</i>	1
<i>Propopis alpataco</i>	+
<i>Sp no id 2</i>	1
<i>Sp no id 3</i>	+
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	1
<i>Leptochloa crinita</i>	1

Tabla 10. Muestreo por método Braun-Blanquet **MONTE LV-45**

Especie	Abundancia-Dominancia
<i>Larrea cuneifolia</i>	2
<i>Zuccagnia punctata</i>	2
<i>Cyclolepis penistoides</i>	+
<i>Gamochaeta stachydifolia</i>	+
<i>Lycium tenuispinosum</i>	1
<i>Monttea aphylla</i>	+
<i>Pappophorum caespitosum</i>	1
<i>Senna aphylla</i>	1
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	+
<i>Trichocereus candicans</i>	+
<i>Trichomaria usillo</i>	+

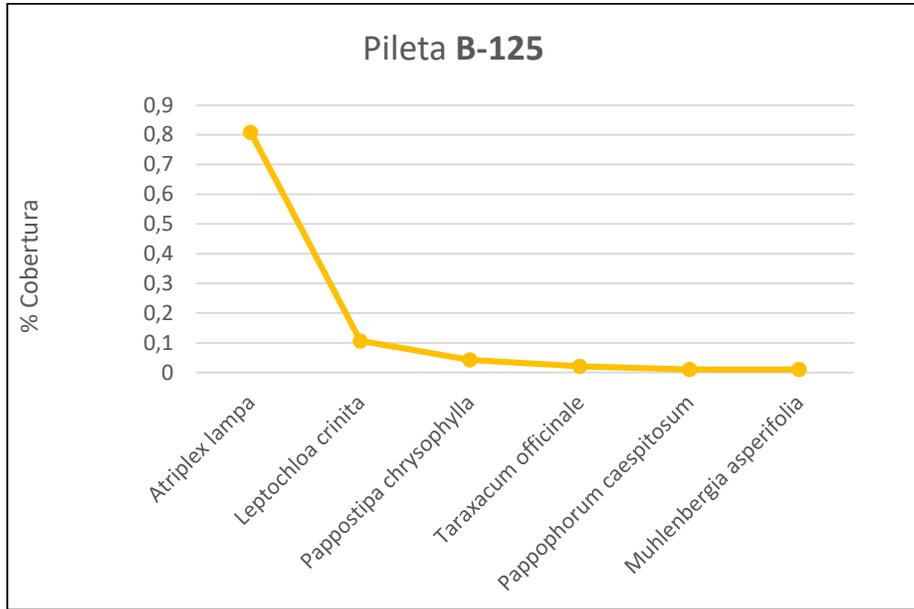


Figura 1. Gráfico Rango-abundancia Pileta B-125

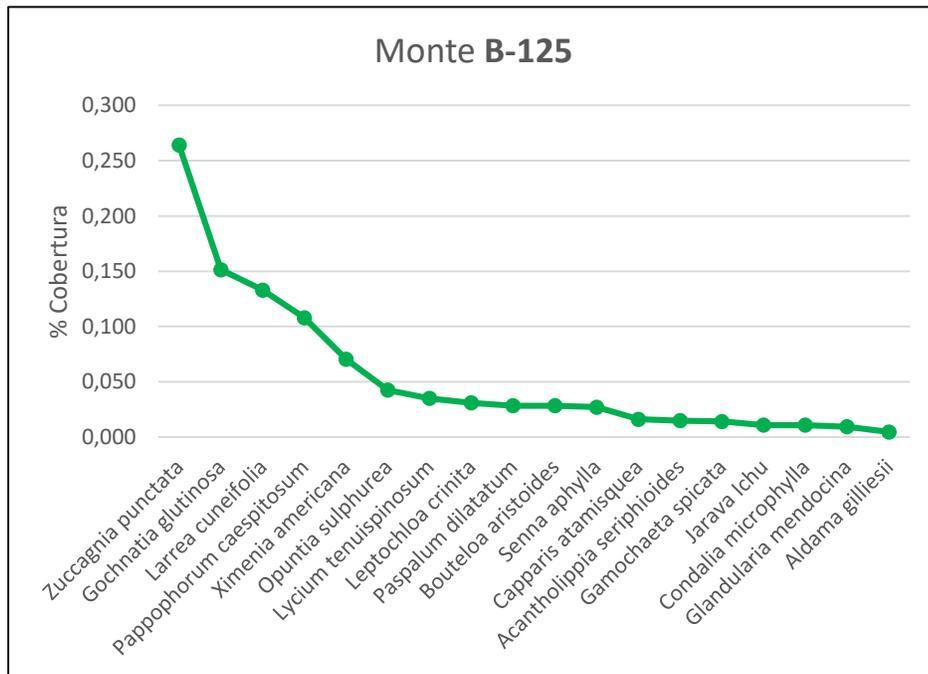


Figura 2. Gráfico Rango-abundancia Monte B-125

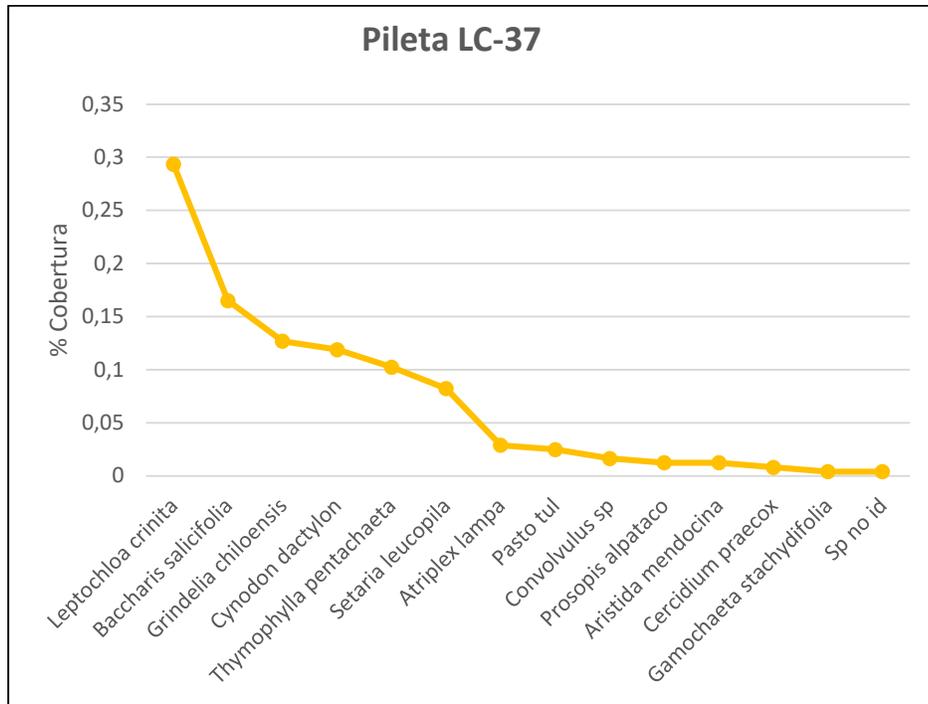


Figura 3. Gráfico Rango-abundancia Pileta LC-37

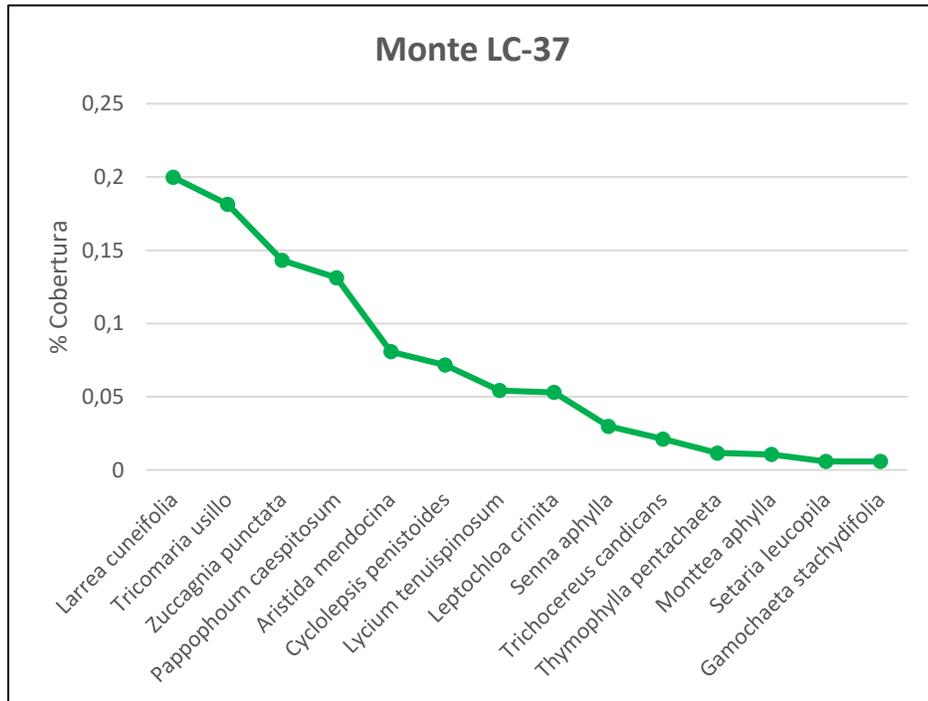


Figura 4. Gráfico Rango-abundancia Monte LC-37

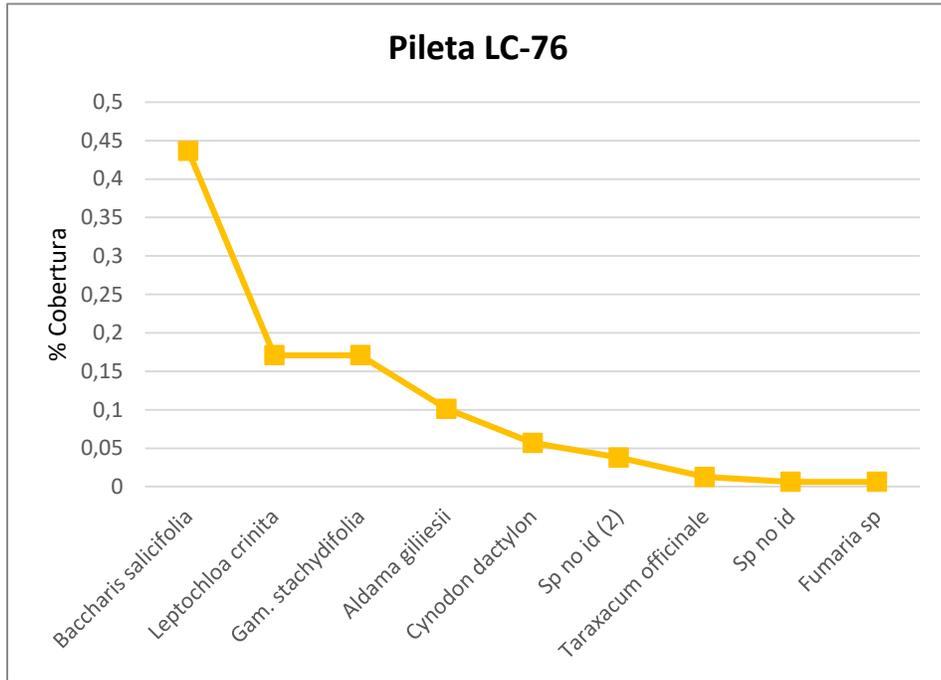


Figura 5. Gráfico Rango-abundancia Pileta LC-76

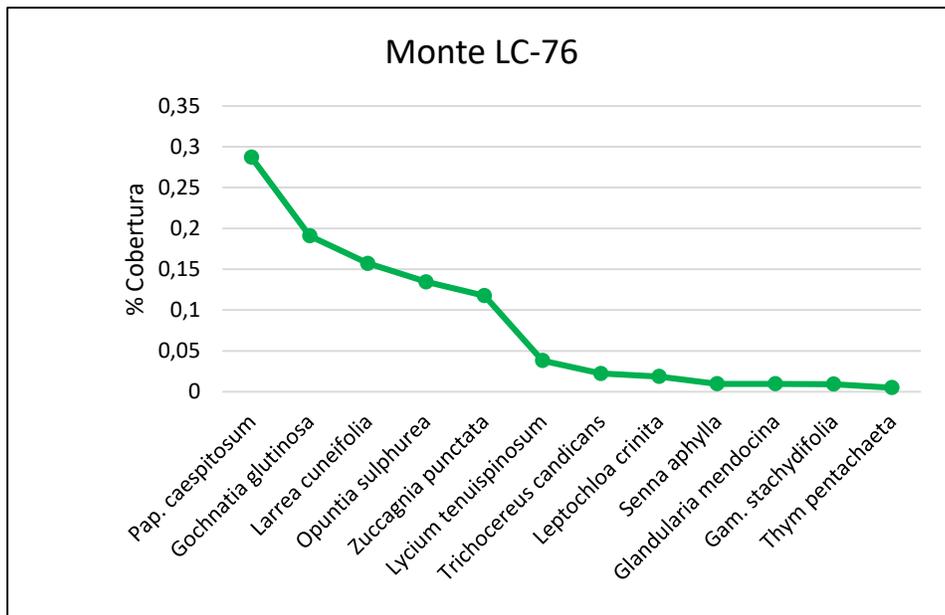


Figura 6. Gráfico Rango-abundancia Monte LC-76

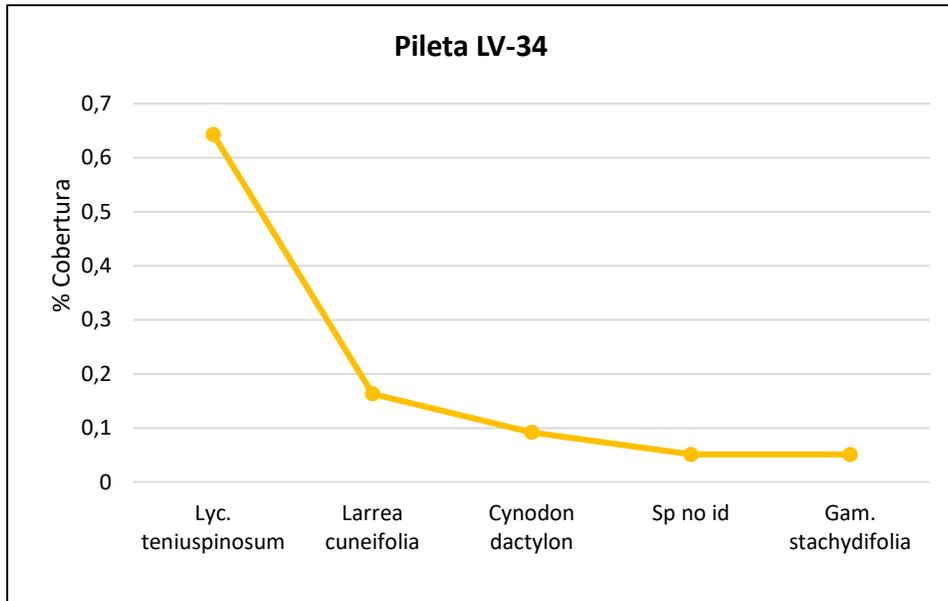


Figura 7. Gráfico Rango-abundancia Pileta LV-34

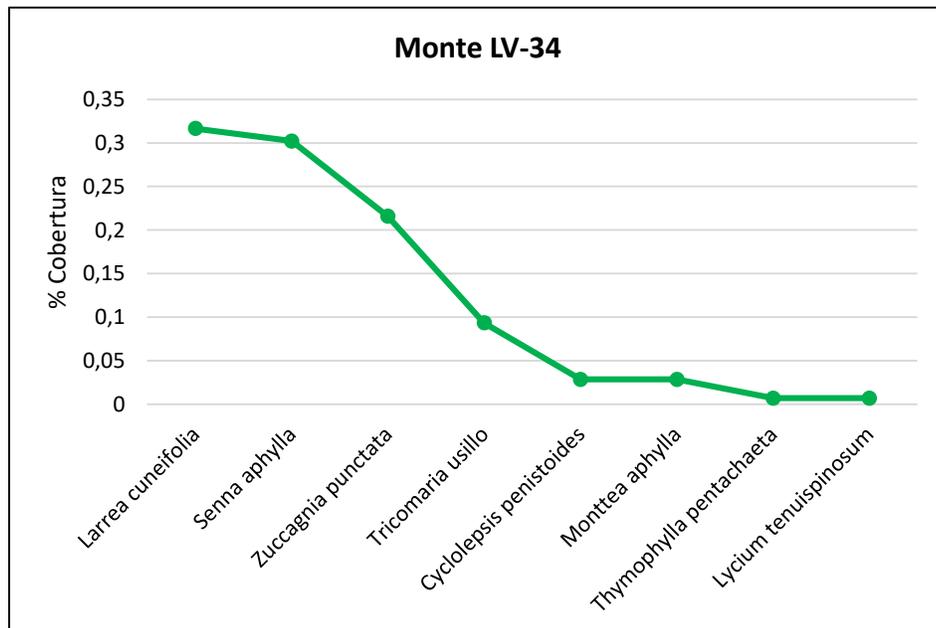


Figura 8. Gráfico Rango-abundancia Monte LV-34

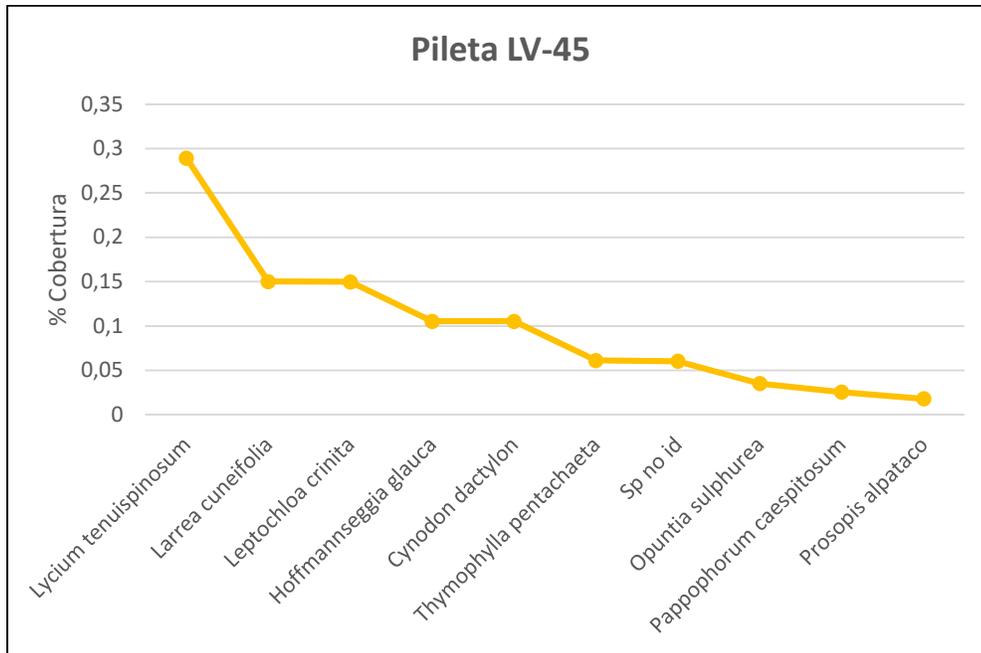


Figura 9. Gráfico Rango-abundancia Pileta LV-45

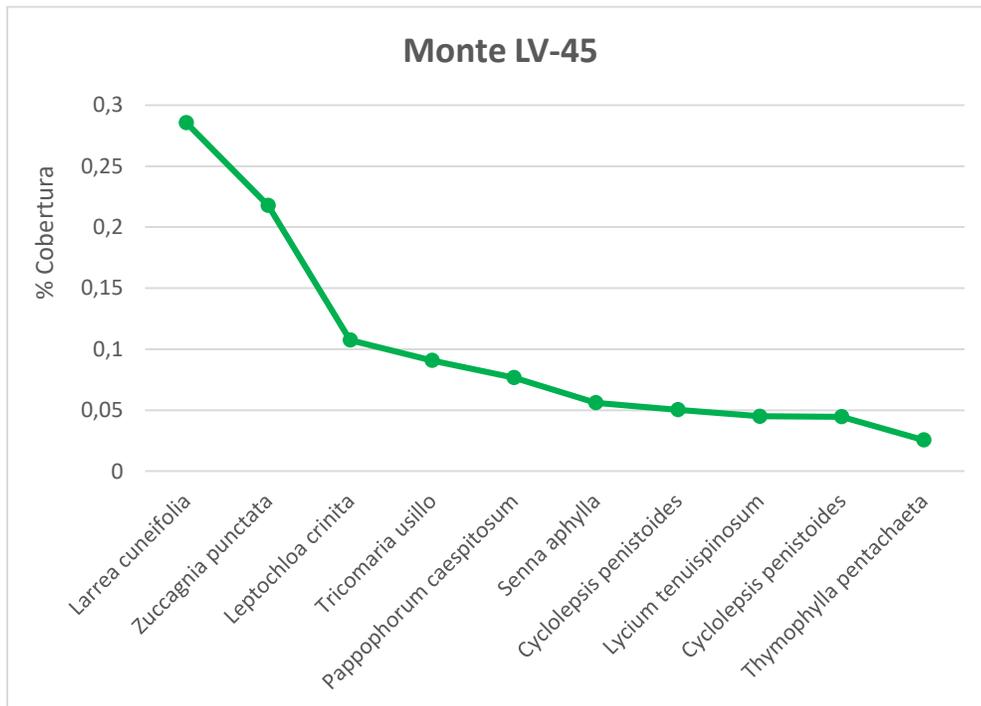


Figura 10. Gráfico Rango-abundancia Monte LV-45