

INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL SEGÚN COMUNIDADES VEGETALES. UN ESTUDIO DE CASO EN ECOSISTEMAS SEMIÁRIDOS DEGRADADOS POR PRÁCTICAS PETROLERAS

Lara G. Reichmann^{1,2}, Gustavo A. Zuleta^{1,2,3} y Susana B. Perelman⁴

¹ Área de Estudios Ambientales, CEBBAD, Universidad Maimónides. Buenos Aires, Argentina..

² Dpto. de Ecología, Genética y Evolución, Fac. Cs. Exactas y Naturales, Univ. de Buenos Aires. Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

⁴ IFEVA-CONICET, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina

ecologia@maimonides.edu.ar

RESUMEN

El monitoreo de la calidad ecológica de ambientes bajo manejo productivo es la herramienta más comúnmente utilizada para evaluar la trayectoria de cambio y las metas alcanzadas, tanto en estudios de recuperación natural de áreas degradadas como en proyectos de restauración ecológica. Para ello es indispensable poseer información adecuada y suficiente acerca del ecosistema de referencia, lo que está limitado por el escaso tiempo disponible para medir exhaustivamente sus componentes estructurales y funcionales. Por esta razón, la selección de las variables a utilizar resulta clave en el desarrollo de indicadores ecológicos. En este contexto, se propone una metodología de evaluación de la calidad ambiental utilizando las comunidades vegetales como indicadores de la condición del ecosistema ante disturbios antrópicos. Este trabajo se basa en un estudio de caso llevado a cabo en ecosistemas semiáridos del Monte Austral degradados por prácticas petroleras, coincidente geográficamente con la región más productiva de hidrocarburos de Argentina (Cuenca Neuquina). Según un diseño de muestras pareadas (sitio perturbado vs. control), 18 explanadas abandonadas hace 5-40 años fueron estudiadas mediante el análisis de las comunidades vegetales. Utilizando índices de similitud de distintas clases, se comparó el método que mejor refleja las distintas etapas de recuperación natural. Para identificar las especies indicadoras de cada estado de recuperación se calculó un índice de valoración por especie. De esta manera, el estudio del cambio de las comunidades y las especies indicadoras con el tiempo desde el abandono, permite evaluar la calidad ecológica de estos ambientes y, en consecuencia, el éxito de los proyectos de restauración en yacimientos petroleros. Se compararon los resultados con un método indirecto de evaluación de impactos ambientales (índice matricial), que resultó ser inadecuado ya que no refleja la realidad y es muy poco preciso.

INTRODUCCIÓN

¿ Por qué son necesarios los indicadores de calidad ambiental en la industria petrolera ?

Debido a sus múltiples aplicaciones, los indicadores de calidad ambiental (ICA) son una de las herramientas de mayor importancia empleadas por los responsables de manejo ambiental, tanto en el ámbito público como privado (Cairns et al. 1993; Canter 1998). Además del objetivo básico de determinación de la condición del ambiente, los ICAs pueden utilizarse para pronosticar y validar impactos, evaluar riesgos, seleccionar sitios alternativos donde emplazar obras, monitorear cambios de estado, cuantificar la efectividad de medidas preventivas o correctivas (p.e. rehabilitación de ecosistemas degradados), o fiscalizar el grado de cumplimiento de sistemas de gestión (auditoría). Estas aplicaciones, sin embargo, dependen de la pertinencia, confiabilidad y adecuabilidad de los ICAs.

Desde el reconocimiento público de la crisis ambiental global hacia fines de la década del 60, y debido a la creciente preocupación internacional por mejorar la calidad del ambiente, se han generado o re-formulado numerosos ICAs, en particular para los diversos y complejos componentes físicos y biológicos de la naturaleza (Ott 1978; Hunsaker & Parker 1990; Treweek 1995; Canter 1998). En Argentina, desde hace 10 años la industria petrolera comenzó a adecuar sus prácticas de explotación de hidrocarburos bajo el paradigma del manejo ambiental sustentable, como consecuencia de la promulgación de exigencias legales (SE 1992; SE 1993; ENARGAS 1995). Sin embargo, existen aún importantes vacíos normativos y administrativos con relación a especificaciones precisas e inequívocas de ICAs. Ello es más crítico para los componentes ecológicos del ambiente debido a que son los que presentan mayor variabilidad (por ende ofrecen una alta incertidumbre) y porque la mayor parte de los yacimientos productivos del país se encuentran en áreas naturales muy vulnerables al disturbio antrópico (poco resilientes: p.e. estepas patagónicas) o de alto valor conservativo (alta diversidad: p.e. selvas de Yungas). Para estos casos, no existe ninguna exigencia legal de aplicar ICAs claramente definidos.

Esta necesidad, de todos modos, esta siendo cada vez más reconocida en diversos ámbitos y propuestas legales (ENARGAS 2002), incluso por algunas empresas petroleras al solicitar servicios de evaluación ambiental mediante el uso explícito de indicadores.

¿ Cómo se elige un buen indicador (de calidad) ambiental ?

La elección de un determinado indicador depende de los objetivos que se han planteado, aunque también debe haber un equilibrio entre las características deseables de evaluación, los costos, los recursos logísticos y la viabilidad del mismo (Dale & Beyeler 2001). Por lo general, los indicadores deberían reflejar las complejidades del ecosistema y a la vez ser lo suficientemente simples como para permitir un monitoreo periódico. La mayoría de los programas de monitoreo no poseen el suficiente rigor científico porque, en general, fallan al momento de usar protocolos definidos para identificar ICAs (Noss 1999). Por esta razón, se hace difícil validar la información obtenida. Algunas de las características que debe reunir un indicador ambiental confiable y pertinente se resumen en la Tabla 1.

En el contexto del manejo ambiental, los indicadores ecológicos más útiles son aquellos que comparan las comunidades presentes en el área degradada contra una comunidad natural potencial que existiría sin la intervención humana, o versus la encontrada en ecosistemas similares sin daños aparentes (sistema de referencia). Enfoques de este tipo permiten evaluar tanto el impacto ambiental

de un determinado proyecto, como la eficacia de medidas preventivas, compensatorias o de restauración.

En este sentido, existen muchas medidas que estiman la similitud entre dos o más áreas mediante los **índices de similitud** (Clifford & Stephenson 1975; Legendre & Legendre 1983), pero no hay suficiente información acerca de cuál es la más correcta en cada caso (Krebs 1999). Los índices de similitud son coeficientes descriptivos, por lo tanto es difícil calcular su error biológico y probabilístico, y estimar los intervalos de confianza. Sin embargo, estos índices son muy útiles ya que no recurren a criterios subjetivos en su cálculo como por ejemplo los métodos *Ad Hoc* o las clásicas matrices de interacción simple tipo Leopold (Canter 1998) o sus derivaciones (p.e. matriz de importancia; Conesa Fdez.-Vitoria 1997). Los coeficientes de similitud se dividen en dos grandes clases, los binarios y los cuantitativos, que difieren entre sí y de otros índices en varios aspectos (Tabla 2).

Las comunidades vegetales como indicador de calidad ambiental

Las plantas proveen la mayor parte de la biomasa del ecosistema, ofrecen la estructura física al resto de las comunidades, constituyen el punto de partida de numerosas tramas tróficas y forman parte activa de los ciclos de nutrientes (Begon 1990; Friedel et al. 2000). Además el hecho de que sean sésiles es muy útil al momento de determinar su abundancia o realizar inventarios de especies. El suelo también es importante en estos procesos aunque se asume, en general, que el estado de la vegetación provee una adecuada aproximación de la condición del sistema edáfico que es más complejo y costoso de cuantificar (Wilson et al. 1984). Por estas razones, el estudio de la composición y de la estructura de la vegetación permite establecer una muy buena, económica, y relativamente sencilla, aproximación del estado de un ecosistema (biblio ejemplos). Este enfoque es utilizado en distintos tipos de biomas, desde los desiertos hasta las selvas tropicales. De forma más detallada, se podrían encontrar especies vegetales indicadoras o grupos de especies que caractericen determinadas condiciones ambientales, por ejemplo diferentes estadios sucesionales o de recuperación del ambiente (Dufrène & Legendre 1997).

Cambio, trayectorias y modelos sucesionales

Cuando un ambiente es sometido a un disturbio, tanto natural como antrópico, evoluciona en el espacio y el tiempo. Los factores que determinan cómo será esta respuesta incluyen tanto la frecuencia del disturbio, como su intensidad y escala (Pickett & White 1985). Dicha respuesta, o trayectoria, abarca todas las propiedades (bióticas y abióticas) de un ecosistema y, en teoría, puede ser monitoreada por mediciones secuenciales de parámetros ecológicos coherentes (SER 2002). Ninguna trayectoria es específica ni rígida, sino que incluye una amplia gama de expresiones potenciales con el tiempo, como se describe con la teoría matemática del caos o como lo predicen los modelos ecológicos que se desarrollaron a medida que se iba comprendiendo la compleja dinámica de los ecosistemas (SER 2002). Las teorías sucesionales intentan predecir la respuesta de los sistemas ante disturbios de distinta escala.

Según el modelo sucesional clásico de Clements (1916), los cambios en las comunidades vegetales que ocurren luego de un disturbio son direccionales y predecibles, alcanzando eventualmente una comunidad estable (climax). Sin embargo, en los ambientes áridos la dinámica de las comunidades vegetales parece ajustarse mejor a modelos discontinuos como el modelo de estados y transiciones (Westoby et al. 1989; Bertiller & Bisigato 1998) o el modelo de dinámica de parches (Watt 1947).

En los ecosistemas áridos, el restablecimiento de las condiciones naturales ante disturbios severos es muy lento debido a la baja resiliencia de estos sistemas (Noy-Meir 1973), y está limitado, especialmente durante las primeras etapas, por la escasa disponibilidad de recursos (Schlesinger et al. 1990; Aguiar & Sala 1999; Schwinning & Ehleringer 2001).

Estado actual en la Argentina

En Argentina, los ecosistemas áridos o semiáridos ocupan casi el 50% del país (Cabrera & Willink 1973; Le Houërou 1996) y buena parte de los mismos experimentan serios disturbios producidos por las actividades humanas, especialmente sobrepastoreo, tala, minería y explotación de hidrocarburos (Schofield & Bucher 1986; Roig 1991; PAN 1995; Corcuera y Bertonatti 2000). Se cree que estas actividades antrópicas practicadas durante los últimos 120 años han provocado o acentuado procesos de desertificación, disrupción de hábitats y cambios en la biodiversidad (Roig 1991; Le Houërou 1996; del Valle 1998; Schlichter & Laclau 2000). Ello ha impulsado la necesidad de establecer prácticas sustentables de manejo para reducir la degradación por ganadería (Golluscio et al. 1998), de implementar técnicas de regeneración asistida para revertir la degradación severa por actividad petrolera, minera o vial (Ciano et al. 2000; Zuleta et al. 2003.a), y de formular indicadores para monitorear la calidad ambiental del sistema (PAN 1995).

OBJETIVO

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es proponer una metodología de evaluación de la calidad ambiental utilizando a las comunidades vegetales como indicadores de la condición del ecosistema ante disturbios antrópicos. Este trabajo se basa en un estudio de caso llevado a cabo en ecosistemas semiáridos del Monte Austral degradados por prácticas petroleras, coincidente geográficamente con la región más productiva de hidrocarburos de Argentina (Cuenca Neuquina).

DESARROLLO

Área de Estudio y Antecedentes del Caso

El modelo de estudio empleado fueron las explanadas petroleras, una condición de disturbio muy severo ya que el sistema natural es eliminado completamente. El impacto ambiental que se genera por la construcción de una explanada es de carácter inevitable y representa el efecto negativo directo de mayor magnitud, tanto espacial (sólo en la Cuenca Neuquina existen más de 10.000 pozos) como temporal (su regeneración natural demora no menos de 45 años; Fernández et al. 2002; Reichmann et al. 2003) de la explotación de hidrocarburos. Es importante señalar que el método propuesto en este trabajo también es aplicable a cualquier condición de disturbio antrópico que implique eliminación parcial o total de la vegetación nativa (camino de acceso, líneas sísmicas, campamentos, instalación de infraestructura).

En particular, el estudio de caso se basa en el análisis de 18 explanadas abandonadas realizado para evaluar las respuestas funcionales del ecosistema en el proceso de regeneración natural post-disturbio en un gradiente de 5-40 años. Las explanadas fueron evaluadas durante febrero-marzo de 2002 en yacimientos ubicados a lo largo del eje de la Ruta Nacional N° 151, entre las localidades de Cinco Saltos y Catriel (Río Negro, Figura 1). Dado que la explotación petrolera comenzó en esta

región entre 1959-1963, el mayor tiempo de abandono encontrado fue de 40 años. Esta investigación se llevó a cabo mediante el análisis de las comunidades vegetales y según un diseño de muestras pareadas donde cada explanada (sitio perturbado) fue comparada contra un sitio control o referencia en el área natural contigua (no perturbada) situado a una distancia mínima de 100 m. La descripción detallada sobre el método de muestreo puede consultarse en Reichmann (2003).

Las explanadas abandonadas están ubicadas en una matriz de ecosistemas naturales sometidos a disturbio leve (pastoreo extensivo) a mediano (pastoreo intensivo, tala, incendios), a pesar de lo cual presentan un estado relativamente bueno de conservación (Zuleta et al. 2003). Según la clasificación bioclimática de la UNEP (1992) el clima de la región es árido. Fitogeográficamente, la región pertenece al Monte (Cabrera & Willink 1973), subunidad Monte Austral (León et al. 1998). Fisonómicamente, predomina la estepa arbustiva compuesta por jarillas (*Larrea divaricata* y *L. cuneifolia*), alpataco (*Prosopis* spp.) y zampa (*Atriplex lampa*) en el estrato superior (hasta los 2,5 metros de altura), y varias especies de gramíneas (*Stipa* spp., *Bromus* spp.) y hierbas en el estrato inferior. La cobertura total de la vegetación varía entre el 20 y el 64% (León et al. 1998; Bustamante Leiva et al. 2001; Reichmann 2003).

Metodología

Con el fin de seleccionar indicadores ambientales adecuados para evaluar la condición del ecosistema (o de distintos sitios) ante disturbios antrópicos (en este caso estado de recuperación), realizamos dos análisis vinculantes: (1) una revisión crítica de las ventajas y desventajas de los métodos (indicadores) más comúnmente utilizados, y, en función de este resultado, (2) una comparación de la adecuabilidad de los tres indicadores pre-seleccionados.

En la Tabla 2 se resumen los resultados de la revisión crítica para los métodos indirectos (*ad hoc*, modelos matriciales) y directos (índices de similitud, especies indicadoras).

Los **métodos *ad hoc*** consisten en reunir un grupo de especialistas para la identificación de impactos, adaptando metodologías generales a necesidades específicas (Canter 1998). Análisis de este tipo se realizan, por ejemplo, mediante las **listas de control simples** o las **listas de control descriptivas**. Si bien estas listas son ampliamente utilizadas (Jain et al. 1973; ESCAP 1990; USDA 1990), resultan generalmente listas extensas que identifican hasta 1000 o más factores ambientales sin proporcionar información específica acerca de los métodos de estimación o la predicción de impactos. Por lo tanto, los resultados obtenidos mediante estos métodos poseen un alto grado de irrealidad y bajo fundamento técnico-científico. Por estas razones los métodos *ad hoc* no fueron seleccionados para realizar las comparaciones propuestas, puesto que era necesario encontrar índices más relevantes y, a la vez, con validez científica.

En los **métodos de matrices interactivas** o matrices *causa-efecto* se deben identificar las acciones (causas) que pueden causar los posibles impactos sobre los factores ambientales (efectos). Tanto las acciones como los factores ambientales afectados considerados son determinados por grupos de especialistas (ídem métodos *ad hoc*). Basado en la clásica matriz interactiva de Leopold et al. (1971), Conesa Fdez-Vitora (1997) desarrolló el método de la **matriz de importancia del impacto**. La valoración semicuantitativa de la importancia (I) de cada impacto considerado se realiza mediante la caracterización de 11 atributos o criterios de valoración cualitativa. A pesar de su aparente simplicidad, los atributos considerados pueden ser valorados arbitrariamente debido a que no es necesaria, a priori, ninguna observación a campo. Además, dado que el rango de valores que puede tomar la importancia del impacto (I) está entre 13 y 100, se deben realizar transformaciones

para hacer comparable este método frente a otros con escala 0-1. El modelo de la matriz de importancia del impacto es muy difundido en la Argentina para cumplir con las exigencias legales referidas a los impactos ambientales.

Los métodos basados en cálculos de índices de similitud comparan dos o más comunidades de organismos. Los **índices binarios** utilizan datos cualitativos sobre la presencia / ausencia de las especies, lo que da como resultado comparaciones con bajo nivel de resolución (Krebs 1999), pero que pueden ser muy útiles dependiendo de los objetivos propuestos. De la gran variedad de índices existentes (Wolda 1981; Legendre & Legendre 1983; Krebs 1999), en este trabajo probamos el comportamiento de los índices binarios de **Sorensen cualitativo** y de **Jaccard**. La forma en que se calcula el índice de Sorensen cualitativo otorga mayor peso a las especies compartidas por los sitios, de modo que aumenta el valor de la similitud. En cambio, el coeficiente de Jaccard da igual peso a las especies exclusivas y a las comunes. Por estas razones, fue pre-seleccionado el coeficiente de Jaccard para realizar las comparaciones posteriores.

Los **índices cuantitativos** utilizan mayor cantidad de datos que los binarios, como por ejemplo, la abundancia relativa de cada especie expresada como número de individuos, biomasa o cobertura (Greig-Smith 1983). Se probaron los índices de Morisita, Bray-Curtis, Distancia Euclidiana y Sorensen cuantitativo, que difieren principalmente en la forma de calcularse, en cuanto a su variabilidad entre las 18 pares explanada-control estudiados. Se seleccionó el **índice de Sorensen cuantitativo** porque explica el mayor porcentaje de la variación entre los pares de sitios.

A continuación se comparará la adecuabilidad del coeficiente de Jaccard (índice de similitud binario), del índice de Sorensen cuantitativo (índice cuantitativo) (Bray Curtis 1957; Magurran 1988) y el índice de valor de importancia del impacto (I) (Conesa Fdez.-Vitora 1997). Los dos primeros son ampliamente utilizados para realizar comparaciones sobre la vegetación (Janson & Vegelius 1981; Ratliff 1993; Perelman et al. 1997), mientras que el último es un componente de la matriz de impacto recomendada para la evaluación de impactos ambientales.

Cálculos de Similitud

Para estimar la similitud entre cada par de sitios seleccionados (en este caso: explanada-control, E-C), se debe poseer información acerca de las especies presentes y su abundancia. Los protocolos de muestreo más comunmente utilizados son el método de las parcelas de área fija, el de línea intercepción o los censos (Krebs 1999). El protocolo seleccionado depende del nivel de detalle y los objetivos pretendidos, pero especialmente del tiempo y recursos económicos disponibles. Un método de muestreo apropiado es aquel con el que obtenemos mayor precisión en las estimaciones al menor costo posible (Tabla 3).

El **coeficiente de Jaccard** (Krebs 1999) compara los pares de sitios (en este caso, E-C) con relación a la presencia y ausencia de las especies (Tabla 2).

$$S_J = \frac{a}{a + b + c} \quad \text{Eq. (1)}$$

Donde a es la cantidad de especies que tienen en común los dos sitios (la explanada y el control), b es la cantidad de especies que ocurren en el sitio 1 y no en 2 (en la explanada pero no en el control), y c es la cantidad de especies que ocurren en sitio 2 y no están en el 1 (en el control y no en la explanada). Fácilmente se observa que si todas las especies encontradas están en ambos sitios (b y c son cero) el índice resulta igual a 1.

El **índice de Sorensen** para datos cuantitativos (Magurran 1988) utiliza a la cobertura relativa por especie como estimador de la abundancia relativa (Tabla 2).

$$S_q = \frac{2 \cdot \sum [\min (n_{iE}, n_{iC})]}{n_E + n_C} \quad \text{Eq. (2)}$$

Donde n_{iE} es la cobertura de la especie i en la explanada, n_{iC} es la cobertura de la especie i en el sitio control, y $n_E + n_C$ es la suma de la cobertura de todas las especies en los dos sitios. El índice varía entre cero (sin especies compartidas) y uno (superposición completa de especies y su abundancia) (Magurran 1988).

Para calificar el estado de las comunidades vegetales se sugieren cuatro clases de grados de similitud para los resultados de los dos tipos de índice (RISC 1983; Ratliff 1993; Tabla 4).

Cálculo de la Importancia del Impacto. Este índice mide cualitativamente el impacto ambiental en función a la intensidad de la alteración producida y a la caracterización del efecto. La caracterización propiamente dicha responde a 11 atributos de tipo cualitativos, mediante el **modelo de importancia de impacto** (Conesa Fdez.-Vítora 1997):

$$I = \pm [3i + 2EX + MO + PE + RV + SI + AC + EF + PR + MC] \quad \text{Eq. (3)}$$

Donde:

I = Importancia del impacto.	± = Signo (Beneficioso / Perjudicial).
i = Intensidad o grado probable de destrucción.	MO = Momento o tiempo entre la acción y la aparición del impacto.
EX = Extensión o área de influencia del impacto.	PE = Persistencia o permanencia del efecto provocado por el impacto.
RV = Reversibilidad.	SI = Sinergia o reforzamiento de dos o más efectos simples.
AC = Acumulación o efecto de incremento progresivo.	EF = Efecto.
MC = Recuperabilidad o grado posible de reconstrucción por medios humanos.	PR = Periodicidad.

En función de este modelo los valores extremos de la importancia (I) del impacto pueden variar entre 13 y 100. La calificación del impacto ambiental se realiza de acuerdo con la siguiente escala: bajo ($25 \geq I$), moderado ($25 < I < 50$) y crítico ($I \geq 50$).

Resultados y Discusión. Comparación entre Indicadores

Los resultados obtenidos para comparar la adecuabilidad de los tres indicadores ambientales pre-seleccionados (matricial, Jaccard y Sorensen) se sintetizan en la Figura 2 y en la Tabla 5. Se

detectaron diferencias en la similitud ecológica inicial y en la forma y pendiente de las tres relaciones funcionales analizadas (Figura 2).

Los resultados utilizados provenientes del estudio de caso en el Monte Austral rionegrino (Reichmann 2003) muestran diferencias significativas entre indicadores (Jaccard vs Sorensen) para explicar la regeneración ecológica post-disturbio y para reflejar la realidad de este proceso. La regresión obtenida en base a los índices de similitud de Sorensen cuantitativo (Sq) para los 18 pares E-C estudiados, presentó un poder explicativo muy alto ($R^2 = 0,87$) y de casi el doble que el obtenido con el índice de Jaccard ($R^2 = 0,47$). El Sq es el único indicador que refleja de manera realista la similitud ecológica durante el período inicial del disturbio provocado por las explanadas. Los valores de Sorensen varían entre 0,10 y 0,20 hasta los 10 años post-disturbio. Los valores del índice de Jaccard, en cambio, parten de 0,45-0,50 de similitud al inicio de la perturbación y se mantienen prácticamente constantes (0,50) hasta los casi 30 años de abandono, ambas situaciones son irreales ya que no reflejan adecuadamente el proceso de regeneración natural. A partir de los 30 años post-disturbio, el índice de Jaccard muestra una tendencia semejante a la de Sorensen pero alcanza una similitud ecológica aceptable (0,75), es decir una calidad ambiental semejante al ecosistema no perturbado, a los 38 años de abandono, 7 años menos que el valor estimado aplicando el modelo de Sorensen: 45 años (Figura 2). Finalmente, el Sq permitió diferenciar por lo menos tres estados en la recuperación natural del Monte Austral (Tabla 5), mientras que el coeficiente de Jaccard sólo dos estados (antes y después de los 30 años de abandono).

En síntesis, el Sq resultó más sensible para evaluar la condición de recuperación de las explanadas, mientras que el coeficiente de Jaccard sobreestimó dicho estado durante las etapas sucesionales iniciales y lo subestimó cuando las comunidades vegetales se aproximaban a la fase sucesional tardía (o climax). Estos resultados confirman la validez del Sq basado en estimaciones de cobertura relativa de la comunidad vegetal completa (más de 40 especies en cada sitio) y la limitada confiabilidad del índice de Jaccard, basado sólo en registros cualitativos de presencia-ausencia de especies.

Para comparar la adecuabilidad el índice matricial propuesto por Conesa Fdez.-Vítora (1997), se adaptó su cálculo considerando la disminución del impacto producido a la vegetación por la construcción de explanadas (año 0) a lo largo del tiempo post-disturbio. Se utilizó el modelo de importancia del impacto (I) asignado valores a cada uno de los 11 atributos que lo conforman (Ec. 3) para 7 explanadas. A fin de permitir la comparación con los índices de similitud ecológica, los resultados fueron re-escalados (de 13-100 a 0-1) previa aplicación de una corrección dada la expresión inversa del índice matricial (impacto) con relación a los de similitud (regeneración). Cabe destacar que para asignar estos valores (Tabla 5) es indispensable contar, como mínimo, con información fisonómica del estado de la vegetación en los distintos sitios, ya sea mediante una inspección visual o un registro fotográfico; en ambos casos es necesario realizar una prospección de campo. En nuestro caso, como disponíamos de datos primarios para cada sitio, provenientes de un muestreo intensivo en la explanada y su control, la valoración se realizó sobre una base de información real, es decir según el mejor escenario de conocimiento posible.

A pesar de ello, los resultados obtenidos aplicando el método matricial fueron los más desviados con relación a la estimación cuantitativa de Sorensen dado que: (a) la similitud ecológica parte de 0,45 al inicio de la perturbación (Figura 2); (b) si bien muestra una tendencia semejante a la de Sorensen, alcanza una similitud ecológica aceptable (0,75) a los 34 años de abandono (11 años menos que el valor estimado según Sq); y (c) es poco sensible a la variabilidad de las condiciones ya que permitió diferenciar sólo dos estados: impacto crítico o moderado (Tabla 5).

En síntesis, el índice de importancia del impacto fue el menos adecuado aún cuando fue evaluado con la necesaria y suficiente información científica. Ello puede ser explicado por la forma en que se calcula este índice matricial. De los 11 atributos considerados, sólo dos varían con el tiempo post-disturbio (intensidad y extensión o área de influencia del impacto), mientras que el resto permanece constante. Además, la escala propuesta para el atributo intensidad (1-2-4-8-12) no alcanza para reflejar la escala de variabilidad natural (p.e. regeneración ecológica en explanadas), por lo que sería necesario reformularla. En otros casos (p.e. sinergia) nos vimos forzados a asignar un valor hipotético al atributo, cuando en realidad sería necesaria una investigación más específica del fenómeno en particular. Estas limitaciones son consecuencia de la naturaleza intrínsecamente subjetiva de los métodos indirectos de valoración de la calidad ambiental.

Valor Indicador de las especies

La metodología del valor indicador (IndVal) propuesta por Dufrène y Legendre (1997) permite identificar a la /las especie /s indicadoras de cada grupo de sitios. Se define así a la especie más característica de cada grupo que se encuentra en un mismo tipo de grupo, y a la vez, está presente en la mayoría de los sitios pertenecientes a ese grupo.

El primer paso es agrupar los sitios más similares entre sí. Esta es una decisión subjetiva, aunque se podría aplicar también una prueba estadística para validar el agrupamiento (p.e. Métodos multivariados, MRPP Multiresponse Permutation Procedure).

En segundo lugar, se calcula un índice de valoración para cada especie en cada grupo (IndVal, Dufrène & Legendre 1997) con el fin de identificar a las especies indicadoras.

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \cdot B_{ij} \cdot 100 \quad \text{Eq. (4)}$$

$$\text{donde } A_{ij} = \frac{\text{cobertura media de la } sp_i \text{ dentro de todos los sitios del grupo}_j}{\text{cobertura media de la } sp_i \text{ en todos los grupos}_i}$$

$$B_{ij} = \frac{\text{nº de sitios del grupo}_j \text{ donde la } sp_i \text{ está presente}}{\text{nº de sitios del grupo}_j}$$

Según estas fórmulas, el IndVal combina la abundancia relativa de las especies (cobertura) con la frecuencia relativa de ocurrencia en los grupos de sitios. El índice es máximo cuando todos los individuos de la especie se encuentran en todos los sitios de igual categoría y están ausentes en todos los demás. Un índice mayor al 25 % implica que la especie es indicadora, en cambio, si es menor, se trata de una especie sin valor indicador o anecdotaria. Por último, se puede poner a prueba mediante la prueba de Monte Carlo la significancia (al 5%) del máximo IndVal observado por especie.

Las 18 explanadas abandonadas y los 18 sitios control se clasificaron en tres categorías (0-15 años, 16-40 años, y controles naturales), que corresponderían a un gradiente en la calidad ambiental (Reichmann et al. 2003). Aplicando el IndVal sobre las especies presentes, se pudo agrupar a las mismas en cuatro grupos florísticos caracterizados por su comportamiento durante el proceso de recuperación: pioneras, estructurales y tardías (Reichmann 2003) (Tabla 6).

CONCLUSIONES

1. El método que recomendamos para evaluar el estado de recuperación de las explanadas petroleras abandonadas es el índice de similitud de **Sorensen cuantitativo**.
2. La elección está justificada dada la buena relación costo-beneficio. Es decir, sin la necesidad de incorporar gran cantidad de variables (lo que implicaría mayor tiempo de muestreo) se obtienen resultados muy realistas y precisos.
3. La aplicación del índice de Sorensen cuantitativo es extensible a la mayor parte de los disturbios generados por la actividad humana en ecosistemas terrestres o con predominio de comunidades vegetales, así como a distintas necesidades de evaluación de impactos ambientales que requieran comparación entre situaciones (selección de sitios alternativos, prácticas de rehabilitación, auditorías). El poder de discriminación del índice de Sorensen cuantitativo es especialmente pertinente para programas de monitoreo de la calidad ambiental.
4. En el ámbito de explotación de hidrocarburos, puede utilizarse en áreas afectadas por caminos de acceso, picadas sísmicas, instalación de infraestructura u otras acciones que generan desmontes significativos (p.e. taludes).
5. En todos los casos es muy importante definir cómo será la toma de los datos (muestreo), para que éstos sean comparables en el tiempo.
6. Con respecto al IndVal, éste método podría ser un buen complemento al momento de evaluar la calidad ambiental. Aunque su aplicación (y sobre todo la interpretación) es un poco más compleja, no descartamos su utilización.
7. No recomendamos la utilización de índices de similitud binarios, sino como una aproximación limitada a la situación real, dado que generan sub o sobreestimaciones.
8. Desaconsejamos el uso de los métodos indirectos (técnicas métodos *ad-hoc*, matrices de interacción) para estimar la calidad ambiental de los ecosistemas, tanto en términos absolutos como con fines comparativos.
9. En particular, el índice matricial de importancia del impacto es inadecuado ya que no refleja la realidad ambiental y adolece de precisión.
10. Los resultados que genera este índice, aún bajo el mejor escenario de conocimiento científico disponible, genera conclusiones erróneas para evaluar condiciones ambientales o disturbios ecológicos, tanto naturales como antrópicos (p.e. impactos).

AGRADECIMIENTOS

A las empresas Tecpetrol S.A., PECOM Energía y REPSOL-YPF por facilitarnos el acceso a sus yacimientos e información de los pozos relevados.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, M. R. and O. E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273-277.
- Begon, M., J. L. Harper, et al. 1990. *Ecology Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific Publications. Massachusetts. 945 pp.
- Bertiller, M. B. and A. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model

- for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8:191-199.
- Bray, J. R. & Curtis, C. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Bustamante Leiva A. D.; A. B. Bünzli and A.H. Zappe. 2001. Estructura de la vegetación de las planicies antiguas del río Neuquén (Argentina). XXI Reunión Argentina de Ecología, Bariloche. Pág. 69.
- Cabrera, A. L. y A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. 122 pp.
- Cairns, J., McCormick, P. V. and Niederlehner, B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 236: 1-44.
- Canter, L. W. 1998. Manual de Evaluación de Impacto Ambiental. Técnicas para la Elaboración de Estudios de Impacto. Mc Graw Hill/ Interamericana de España. Madrid. 841 pp.
- Ciano N.; Nakamatsu V.; Luque J. and Amari M.E. 2000. Reconstrucción de la cobertura vegetal en un área disturbada por la realización de una locación en Comodoro Rivadavia, Provincia de Chubut. 4tas 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. 426 págs.
- Clements, F.E. 1916. Plant succession. Publication No.242. Carnegie Institute, Washington DC, 512 pp.
- Clifford, H. and Stephenson, W. 1975. An introduction to numerical classification. Academic Press, London.
- Conesa Fdez.-Vitora, V. 1997. Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 412 pp.
- Corcuera, J. y D. Bertonatti (Eds.). 2000. Situación Ambiental Argentina 2000. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Dale, V. H. And Beyeler, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- del Valle F.H. 1998. Patagonian soils: a regional synthesis. *Ecología Austral* 8: 103-123.
- Dufrène, M. and P. Legendre 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345-366.
- Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (ESCAP). 1990. Environmental Impact Assessment: Guidelines for water resources development. ST/ESCAP/ 786. United Nations. New York. Pp: 19-48.
- ENARGAS (Ente Nacional Regulador del Gas). 1995. NAG - PR - 001. Guía de prácticas recomendadas para la protección ambiental durante la construcción de conductos para gas y su posterior operación. 29 págs.
- ENARGAS (Ente Nacional Regulador del Gas). 2002. NAG 153. Normas Argentinas Mínimas para la protección ambiental en el transporte y la distribución de gas natural y otros gases por cañerías. 92 págs.
- Fernández A. 2002. Respuesta de la fauna modificadora del suelo a la regeneración natural de explanadas petroleras del Monte. Universidad Maimónides. Buenos Aires. 54 págs.
- Friedel M. H., W.A. Laycock and G.N. Bastin. 2000. Assessing Rangeland Condition and Trend, in Field and laboratory Methods for Grassland and Animal Production Research (eds L. 't Mannetje and R.M. Jones). CAB International.
- Golluscio A.R.; Deregibus V.A. and Paruelo M.J. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 265-284.
- Greig-Smith, P. 1983. Quantitative plant ecology. Blackwell, Oxford.
- Hunsaker, C. T. and D. E. Carpenter. 1990. Environmental Monitoring and Assessment Program – Ecological Indicators. EPA 600/3-90-060. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park.: 1-8 pp.
- Jain, R. K. et al. 1973. Environmental impact assessment study for army military programs. Tech. Rep. D-13, US Army Construction Engineering research Laboratory, Champaign, Ill.
- Janson, S., and J. Vegelius. 1981. Measures of ecological association. *Gecologia* 49:371-376.
- Krebs, C. J. 1999. Ecological Methodology. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc., California. 581 pp.
- Le Houérou, H. N. 1996. Climate change, drought and desertification. *Journal of Arid Environment* 34: 133-185.
- Legendre, L. and P. Legendre. 1983. Numerical ecology, p. 419. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- León, R. J. C., D. Bran, M. Collantes, J. M. Paruelo and A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- Leopold, L. B. et al. 1971. A procedure for evaluating environmental impacts. Circular 645, US Geological Survey. Washington, D. C.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Princeton Univ. Press. Princeton. 179 pp.

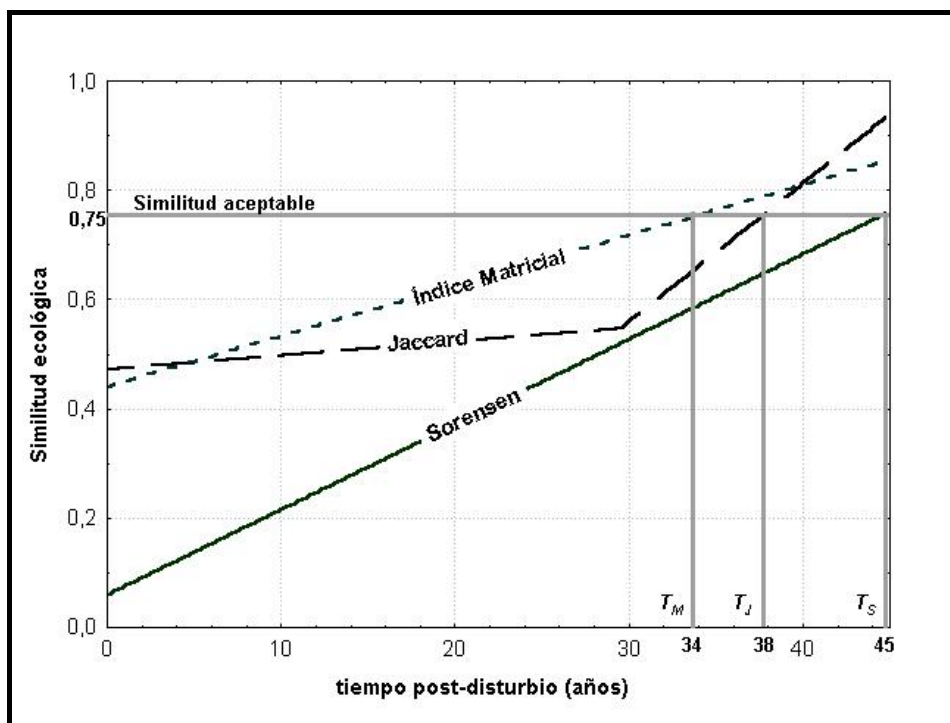
- Noss, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecol. Manage.* 115: 135-146.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25-52.
- Ott, W. R. 1978. Environmental indices: Theory and Practice. Ann Arbor Science Publishers. Mich.pp: 2-5, 135-169,202-213.
- PAN (Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación). 1995. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires.
- Perelman, S. B., R. J. C. León, Juan P. Bussacca . 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20: 400-406.
- Pickett, S. T. A. and P. S. White. 1985. The Ecology of Natural Disturbances and Patch dynamics. Academic Press. New York, EEUU. 472 pp.
- Ratliff, R. D. 1993. Viewpoint: trend assessment by similarity – a demonstration. *Journal of Range Management* 46:139-141.
- Reichmann, L.G. 2003. Indicadores florísticos de regeneración ecológica en explanadas petroleras abandonadas del Monte Austral. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires. Manuscrito 64 págs.
- Reichmann, L.G., G.A. Zuleta and S.B. Perelman. 2003. Floristic changes and natural habitat regeneration of semiarid shrub steppes in abandoned oil fields, Patagonia, Argentina. 15th Annual International Conference of the Society for Ecological Restoration (Austin, Texas, USA).
- RISC: Range Inventory Standardization Committee. 1983. Guidelines and terminology for range inventories and monitoring. Rep. to Board of Directors, Sot. Range Manage. February 1983. Albuquerque, N.M.
- Roig, V. G. 1991. Desertification and distribution of mammals in the southern cone of South America. In: Mares, M.A. & Schmidly, D. (Eds), *Latin American Mammalogy. History, biodiversity, and conservation*, pp. 239–279. Norman: University of Oklahoma Press. 468 pp.
- Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia and W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1048.
- Schlichter T. and Laclau P. 2000. Valoración económica de la desertificación en Patagonia y de algunas alternativas de desarrollo basadas en la conservación de los Recursos Naturales. 272-289. En: Corcuera, J. y D. Bertonatti (Eds.). *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Schofield, C.J. and Bucher, E.H. 1986. Industrial contributions to desertification in South America. *Trends in Ecology and Evolution*, 1: 78–80.
- Schwinning, S. and J. R. Ehleringer. 2001. Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. *Journal of Ecology* 89: 464-480.
- SE (Secretaría de Energía de la Nación Argentina). 1992. Resolución 105/92. Normas y procedimientos que regulan la protección ambiental durante las operaciones de exploración y explotación de hidrocarburos.
- SE (Secretaría de Energía de la Nación Argentina). 1993. Resolución 252/93. Guías recomendables para la preparación de los estudios ambientales durante las operaciones de exploración y explotación de hidrocarburos.
- SER, Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group. 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. www.ser.org/.
- Treweek, J. 1995. Ecological Impact Assessment. *Impact Assessment* 13: 289-315.
- UNEP. World atlas of Desertification. London: Arnold, 1992.
- US Department for agriculture (USDA). 1990. Checklist for summarizing the environmental impacts of proposed projects, Cooperative State Research Service, Stillwater, Okla.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in plant community. *Journal of Ecology* 35:1-22.
- Westoby, M., Walker, B. and Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42: 266 –274.
- Wilson, A. D., Tongway, D. J., Graetz, R. D. and Young, M. D. 1984. Range inventory and monitoring. In: Harrington, G.N., Wilson, A.D. and Young, M.D. (eds) *Management of Australia's Rangelands*. CSIRO Australia, East Melbourne, pp. 113–12 .
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50: 296-302.
- Zuleta, G.A., L.G. Reichmann, M.C. Li Puma, A. Fernández, A.D. Bustamante Leiva y P. Tchilinguirán. 2003. Ecología de disturbios y restauración de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas abandonadas de la Cuenca Neuquina. Actas en CD-ROOM del II Congreso de Hidrocarburos, Instituto Argentino del Petróleo y del Gas. Buenos Aires. 14 págs.

FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio en las provincias de Río Negro, Argentina.



Figura 2. Similitud ecológica entre los pares E-C en función al tiempo post-disturbio calculado según los tres métodos analizados.



TABLAS

Tabla 1. Criterios necesarios para la elección de los indicadores de calidad ambiental. Adaptado de Andreasen et al. (2001) y Dale & Beyeler (2001).

Criterio	Descripción
1. Ser fáciles de medir y de bajo costo.	El indicador debe ser explícito y de costo relativamente bajo . Es necesario que su unidad de medida sea fácil de comprender y aplicar, y que provea información relevante y documentable.
2. Independiente del tamaño de la muestra.	Un indicador ideal es aquel que es independiente del tamaño de la muestra y del número de especies presentes en la comunidad estudiada. Este criterio es más importante cuando no se conoce la variabilidad entre los ambientes, ni cómo aumenta el número de especies en relación al área.
3. Sensibles al disturbio producido sobre el sistema.	El indicador debería responder al disturbio producido por acciones humanas (o naturales) sobre el sistema, con una sensibilidad de recuperación tal que pueda servir como un indicador anticipado de daños en el ambiente.
4. De respuesta predecible y anticipada ante el disturbio. Que cambie con el tiempo.	La respuesta del indicador no puede ser ambigua y debe ser predecible , aún si el mismo responde al disturbio con cambios graduales. Con respuesta anticipada, nos referimos a que se puedan observar cambios medibles en el indicador antes de que ocurran cambios significativos en el ambiente. Las especies indicadoras son generalmente el único tipo de especies de las cuales es posible disponer del suficiente conocimiento necesario
5. Basado en la historia natural de los organismos utilizados.	El proceso de selección y medición de un indicador apropiado depende de conocimientos previos de la historia natural de los organismos seleccionados y de sus interacciones y funciones en el ecosistema.
6. Pertinente y confiable.	El indicador ambiental debe ser aplicable a situaciones reales , no sólo a intereses científicos teóricos.
7. Repetible.	El indicador debe poder ser medido por diferentes observadores capacitados, obteniéndose respuestas con un alto grado de concordancia entre ellas. Es decir, no debe ser observador-dependiente.

Tabla 2. Características de algunos de los métodos más utilizados ordenados según su complejidad creciente (Magurran 1988; Canter 1998; Krebs 1999).

Método	Tipo de datos	Coeficientes	Rango de valores	Ventajas y Desventajas
<i>Ad Hoc</i>	Cualitativos, surgen de la opinión de especialistas	Elaborados para cada situación. Ejemplo: Listas de control descriptivas	No tienen escala.	Resultados con alto grado de irrealismo y fundamento técnico-científico deficiente. Utiliza sólo la identificación de las acciones y posibles impactos.
Matrices de Interacción	Semi-cuantitativos, surgen de la opinión de especialistas	Depende del modelo. Por ejemplo: matriz de importancia (Conesa Fdez.-Vítora 1997).	La importancia del impacto (I), calculada a partir de 11 criterios, varía según una escala arbitraria entre 13 y 100.	Simple de elaborar. No se basa en ninguna medición. Utiliza sólo la identificación de las acciones y posibles impactos. No considera la dinámica de los sistemas ambientales.
Índice de Similitud Binario	Cualitativos presencia – ausencia	Jaccard Coincidencia simple Sorensen	Varían entre 0 (disimilitud total) y 1 (similitud completa).	Dan igual peso a las especies raras y a las comunes. Sólo permiten comparaciones con bajo nivel de resolución
Índice de Similitud Cuantitativo	Cuantitativos abundancia ⁽¹⁾	Morisita Bray-Curtis Sorensen cuantitativo	Entre 0 (disimilitud total) y 1 (similitud completa).	Requieren mayor cantidad de información, pero dan resultados más realistas que los binarios.
		Distancia Euclidiana	Entre 0 e infinito (> dist.)	
Especies Indicadoras	Cuantitativos	Valor Indicador (IndVal, Dufrene & Legendre 1997) Índice de Vulnerabilidad	Escalas variables.	Tratamiento organizado de gran número de variables cualitativas y cuantitativas. Requiere mayor cantidad de datos que los de similitud cuantitativos.

⁽¹⁾ medida, por ejemplo, como número de individuos, biomasa, cobertura o productividad (Greig-Smith 1983).

Tabla 3. Costos asociados para evaluar una explanada petrolera (1 ha) por cada uno de los métodos, medido como esfuerzo de trabajo (días/hombre).

Método	Costo (días/hombre)			
	muestreo de campo ⁽¹⁾	Traslado al campo	Tratamiento de los datos	Total
<i>Ad Hoc</i>	-	-	0,50 ⁽²⁾	0,50
Matrices de Interacción	0,10	1,00	1,00 ⁽²⁾	2,10
Índice de Jaccard	0,50	1,00	0,50	2,00
Índice de Sorensen cuantitativo	1,00	1,00	0,50	2,50

⁽¹⁾ utilizando un protocolo que evalúe al menos el 10% del área.

⁽²⁾ necesidad de analizar información secundaria, bibliografía, registros fotográficos.

Tabla 4. Interpretación de las clases de valores de similitud, aplicable a Jaccard y a Sorensen y adaptado para el modelo de matriz de impacto.

Valor del índice (S_j ó S_q)	Grado de Similitud
$0,00 < S < 0,25$	Baja
$0,26 < S < 0,50$	Moderada
$0,51 < S < 0,75$	Alta
$0,75 < S < 1,00$	Muy alta – completa

Tabla 5. Resultados obtenidos aplicando los tres índices a los mismos pares E – C.

Pozo / Yacimiento	Años de abandono	Coefficiente de Jaccard (grado de similitud)	Índice de Sorensen (grado de similitud)	Importancia del Impacto
BP-58 (Bajo del Piche)	6	0,27 (moderado)	0,06 (bajo)	62 (crítico)
BP-62 (Bajo del Piche)	7	0,50 (moderado)	0,26 (moderado)	62 (crítico)
CC-x1 (Cerro Cortado)	13	0,55 (alto)	0,39 (moderado)	46 (moderado)
LJ-13 (La Jarilla)	15	0,56 (alto)	0,29 (moderado)	46 (moderado)
LM-x7 (Loma Montosa)	27	0,56 (alto)	0,55 (alto)	28 (moderado)
TP-x1 (Tres Picos)	35	0,77(muy alto)	0,69 (alto)	28 (moderado)
LM-x6 (Loma Montosa)	35	0,59 (alto)	0,69 (alto)	28 (moderado)

Tabla 6. Algunas de las especies indicadoras de sitios con diferente calidad ambiental (adaptado de Reichmann 2003).

Especie	IndVal			Grupo
	Explanadas (0-15 años)	Explanadas (16-40 años)	Controles	
<i>Senecio bracteolatus</i>	90	5	1	Pionera
<i>Atriplex lampa</i>	11	51	39	Estructural
<i>Lactuca serriola</i>	1	50	24	Estructural
<i>L. divaricata</i> + <i>L. cuneifolia</i>	3	32	54	Tardía
<i>Bougainvillea spinosa</i>	0	3	93	Tardía