



C A P Í T U L O 5

COMUNIDADES

Sergio Cházaro-Olvera

DEFINICIÓN DE COMUNIDAD

La comunidad biótica se define como un conjunto de especies que ocurren en un mismo lugar en un tiempo definido (Begon *et al.*, 2006), este es uno de los conceptos más comunes, aunque no el único, es el más utilizado debido a su flexibilidad y simplicidad (Fauth *et al.*, 1996).

Otra definición más compleja es que la **comunidad** es la unidad que incluye a todos los organismos de un área que interactúan entre sí y con el espacio físico, de manera que el flujo de energía tiende a una bien definida estructura trófica, con su correspondiente diversidad funcional, a través de su evolución en el tiempo, así, la relación entre las distintas poblaciones que integran la comunidad se vuelve más definida e interdependiente.

El problema se incrementa por el hecho de que la taxonomía de los organismos más pequeños (bacterias, protistas y muchos invertebrados), es poco conocida (Wilson, 1992). Así, los ecólogos a menudo centran su atención en conjuntos visibles, fácilmente identificables de especies que son *taxonómica o ecológicamente similares* (**Taxoceno**). El **gremio**, es un conjunto de especies que utilizan recursos similares para su alimentación (Root, 1967).

Fue Joseph Grinnell en 1917 el primero en desarrollar el concepto del nicho: "La unidad de distribución más pequeña, dentro de la cual, cada especie se mantiene debido a sus limitaciones instintivas y estructurales" (1924). Cada especie tiene su propio perfil fisiológico, morfológico y conductual. Esto las hace adecuadas para ocupar unos u otros territorios. Limitaciones, enfatiza los factores ambientales, pero ignora los efectos potenciales de otras especies sobre el nicho. Charles Elton en 1927, mencionó que "El nicho describe lo que hace un animal en su comunidad. Es lo que hace, más que a qué se parece, lo importante", Sigue un enfoque principalmente

trófico, lo que lo lleva a caracterizar los nichos en función de quién es comido por quién. G. E. Hutchinson define entre 1944 y 1958 al nicho como la suma de todas las variables ambientales que actúan sobre un organismo; el nicho es definido entonces como un hipervolumen de la región del espacio n-dimensional de todos los factores que actúan sobre una especie, Hutchinson establece el principio de exclusión competitiva diciendo que dos especies que coexisten forzosamente ocupan nichos distintos, define al Nicho fundamental como todas las condiciones del hipervolumen n-dimensional en el que podría vivir la especie y al Nicho realizado (observado) como la Zona del hipervolumen al que se restringe la especie debido a interacciones bióticas. MacArthur, Levins y otros, consideran al nicho como el intervalo de la distribución de la utilización de recursos por las especies.

Es definida para poblaciones de especies particulares y nos da el uso fraccional de los recursos arreglados a lo largo de una o más dimensiones llamadas ejes del nicho, por lo que puede representarse como un histograma de frecuencias del uso de un recurso por una población. Esta representación nos permite evaluar algunas propiedades del nicho como su amplitud o el traslape entre nichos. Recientemente, Hubbell (2001) ha planteado la "Teoría neutral unificada de biodiversidad y biogeografía" en la cual las diferencias de nichos son irrelevantes. Su argumento es que el principio de exclusión competitiva frecuentemente tarda demasiado tiempo, por lo que otros procesos como la dispersión y la deriva ecológica aleatoria se vuelven dominantes junto con ciertas características poblacionales (natalidad, mortalidad y reproducción).

1.1 Límites: Se debe considerar que una comunidad es el conjunto total de especies que se encuentran en un lugar y tiempo determinados. La comunidad se puede dividir en dos grandes grupos de comunidades. Las comunidades principales o mayores que son independientes de las comunidades adyacentes ya que con su hábitat forman ecosistemas autosuficientes y completos, que solo requieren del exterior la energía solar; y las comunidades menores que son aquellas que de alguna forma dependen de las comunidades vecinas para el suministro de energía (Emmel, 1975).

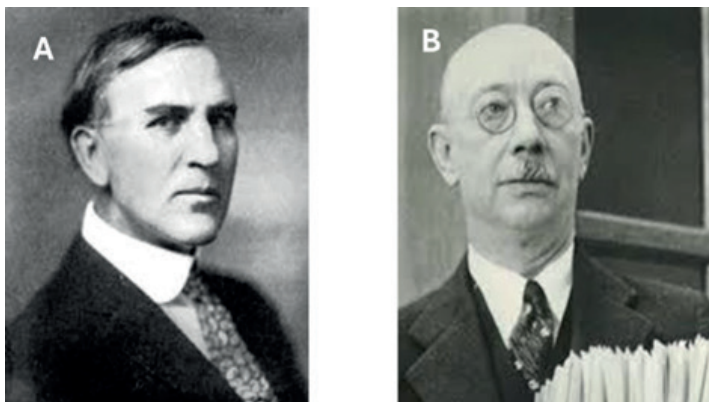


Figura 5.1. A) Frederic Edwards Clements, B) Henry Allan Gleason (Smith, 2007).

Al respecto, se puede mencionar que existen dos corrientes distintas, en el estudio de las comunidades, la primera cuyo exponente es **Clements**, quien estableció que las comunidades son unidades reales con una composición característica semejante en ambientes semejantes, acuñó el término de superorganismo o cusiorganismo para la comunidad. **Gleason** en cambio (segunda corriente), establece que las comunidades no son unidades reales y que es más bien la especie la que se distribuye según sus capacidades adaptativas por lo que la comunidad es el resultado de la superposición de varias poblaciones con una distribución común (Lchacalo y Mizrahi, 2004). Así, la teoría de Clements también es conocida como holística y establece una clara discontinuidad entre las comunidades por lo que para su análisis se utilizan técnicas de clasificación, mientras que, la teoría de Gleason es conocida también como individualista y establece una continuidad de las comunidades, no se aprecia una clara separación entre ellas por lo que se utilizan técnicas de ordenación para su análisis. (Figura 5.1)

Entonces, después de identificar los límites entre una comunidad y otra, habrá un **espacio de transición** entre estas dos comunidades, a este sitio se le conoce como "**Ecotono**". Muchas veces el número de especies es mayor en la zona del ecotono que en las comunidades adyacentes, a este fenómeno recibe el nombre de **Efecto de borde**, lo anterior, se debe a que hay especies de las comunidades adyacentes y del propio ecotono, a estas especies se les conoce como **especies de borde**. Ejemplos de ecotono son un estuario que es una zona de transición entre el mar y la desembocadura de un río, los pastizales dispersos entre un desierto una llanura fértil, donde termina la tundra e inicia el bosque de coníferas, etc.

1.2 Características de la comunidad: Entre los parámetros que definen a la comunidad biótica como un nivel emergente se tienen a la:

Abundancia absoluta y relativa de cada especie en la comunidad

Densidad absoluta y relativa de cada especie en la comunidad

Dominancia absoluta y relativa de cada especie en la comunidad

Frecuencia absoluta y relativa de cada especie en la comunidad

Estructura de la comunidad (por el número de individuos de cada especie, horizontal o vertical por el acomodo de las especies en el espacio)

Valor de importancia de cada especie en la comunidad

Diversidad específica

Riqueza específica

Equitatividad

1.3 Metacomunidades: es un conjunto de comunidades relacionadas por dispersión y múltiples interacciones potenciales entre especies.

Ahora bien, es importante recordar los conceptos de **Comunidades mayores** como aquellas que poseen un tamaño y un grado de organización tales, que las hacen relativamente independientes del exterior, necesitando recibir solamente desde fuera energía solar, siendo independientes de entradas y salidas de comunidades adyacentes. Comunidades menores dependen en mayor o menor grado de las comunidades vecinas.

2. VALOR DE IMPORTANCIA

La composición florística puede ser determinada mediante la cuantificación del índice valor de importancia (IVI) de las especies; este consiste en la sumatoria de los valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia e indica la importancia ecológica relativa de las especies de plantas en una comunidad (Matteucci y Colma, 1982). Los parámetros utilizados son los siguientes:

Índice de valor de importancia (IVI):

$$IVI_i = AR + DR + FR = \text{especies de la comunidad, } 1 \dots n$$

Abundancia: número de individuos por especie que se encuentran en la comunidad:

$$\text{Abundancia (A): } A_i = N_i / S$$

$$AR_i = (A_i / \sum A_i) * 100$$

Donde

AR = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total,

N_i = número de individuos de la especie i,

S = superficie (ha)

i = especies de la comunidad, 1...n

Dominancia: una especie es dominante cuando tiene una gran influencia sobre la composición y forma de la comunidad. Son especies de gran éxito ecológico y relativamente abundante dentro de la comunidad.

$$\text{Dominancia (D): } D_i = A_{bi} / S$$

$$DR_i = (D_i / \sum D_i) * 100$$

Donde

Ab = sección del fuste a 1,3 m de altura (distancia a la altura del pecho, DAP m²),

DR = dominancia (densidad) relativa de la especie i respecto de la dominancia total de la comunidad,

i = especies de la comunidad, 1...n y

S = superficie

Frecuencia: es el número de veces que una especie se presenta en una cantidad dada en parcelas o puntos de muestreo.

Se evalúa la contribución de cada especie a la constitución de la comunidad mediante la fórmula:

$$FRi = Fi / \sum Fi * 100$$

donde:

Fi = frecuencia de la especie i

$\sum Fi$ = frecuencia de todas las especies

FR = frecuencia relativa de la especie i ,

3. ÁREA MÍNIMA Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD

El estudio de las comunidades y la evaluación de sus características se ha desarrollado principalmente en ecología vegetal. El tamaño de la unidad muestral corresponde a la superficie o volumen que represente a una comunidad. Si el tamaño de la unidad muestral es pequeño, entonces, el número de especies también lo es. A medida que se incrementa la superficie el número de especies acumuladas se incrementará, primero de manera brusca y luego lentamente hasta que este incremento es nulo, lo que quiere decir que se han encontrado a “todas” (la mayoría) las especies de la comunidad (Matteucci y Colma 1982).

El procedimiento consiste en:

Deberá considerarse el iniciar con “0” el área y número de especies nuevas

Iniciar el muestreo con un tamaño de área o volumen (tamaño de la unidad muestral) que considere al grupo de especies que se estarán considerando en la comunidad o taxoceno

Contabilizar el número de especies nuevas

Duplicar el tamaño de la unidad muestral

Escribir el número de especies acumuladas (Tabla 5. 1)

Elaborar la gráfica del área contra las especies acumuladas

Unir el origen de la gráfica con el punto final

Trazar una línea paralela a la anterior y determinar el lugar de donde toca esta línea la tangente de la gráfica

Determinar el área mínima sobre el eje de las abscisas (Figura 5.2)

Tabla 5. 1. Datos hipotéticos para la obtención del área mínima en el estudio de una comunidad.

Área (duplicada)	Especies nuevas	Especies acumuladas
0	0	0
4	8	8
8	4	12
16	2	14
32	2	16
64	2	18
128	1	19
256	1	19

La estructura de la comunidad puede ser definida de dos maneras: la primera es con base en el número de individuos de cada una de las especies que se encuentran en la comunidad. Esta estructura puede mantenerse o no en el tiempo con el número total de individuos de cada especie o bien mantenerse con el cambio proporcional de cada una, manteniendo un orden de rango lo que quiere decir que la posición de cada especie se mantiene en el tiempo. La implicación que puede haber con el mantenimiento o no de la estructura de acuerdo con abundancias absolutas o al orden jerárquico puede ser analizada con índices de similitud por ejemplo correlación de Pearson para abundancias absolutas, correlación de Kendall para análisis jerárquico e inclusive Sorensen o Jaccard para presencias o ausencias de las especies. El mantenerse sin cambios en la estructura puede indicar que no hay perturbación.

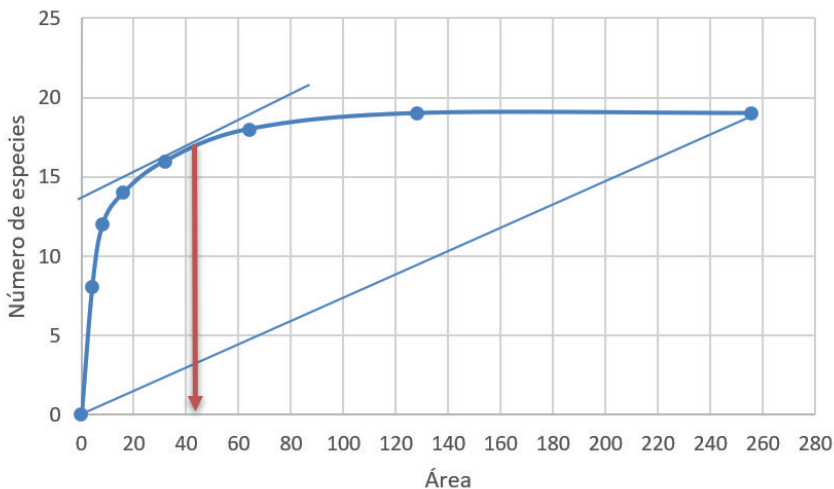


Figura 5.2. Relación entre el área duplicada y el número de especies acumuladas para obtener el área mínima de muestreo.

4. DIVERSIDAD

4.1 Factores que originan gradientes de diversidad

El concepto de diversidad ha pasado desde la forma más sencilla de expresión cuando se hace referencia a la "riqueza específica" (S) como el número total de especies en una comunidad hasta la definición que considera la heterogeneidad de la abundancia relativa de las especies (p_i), en esta, se trata de establecer la contribución de cada especie a la diversidad por su abundancia haciendo un trato distintivo entre las especies que son muy abundantes (dominantes) a aquellas que tienen abundancia baja (raras). (Figura 5.3).



Figura 5.3. Red casual de factores que ejercen influencia en la diversidad de una comunidad (Pianka, 1974).

Factor tiempo

Es más probable que las biotas de las zonas calientes y húmedas de los trópicos evolucionen y se diversifiquen más rápidamente que las de regiones de clima templado o polar. En el primer caso el ambiente es favorable y constante por lo que los seres vivos están relativamente libres de desastres climáticos, como las glaciaciones. Así mismo, la diversidad biótica es un producto de la evolución y, en consecuencia, depende del tiempo durante el cual se ha desarrollado la biota en forma ininterrumpida. Las biotas tropicales son ejemplos de la madurez en la evolución biótica, al tiempo que las de regiones templadas y polares son comunidades inmaduras. En resumen, todas las comunidades se diversifican con el paso del tiempo, de modo que las más antiguas tienen un número de especies mayor que el de comunidades jóvenes (Krebs, 1978).

El factor tiempo opera en las escalas de tiempo ecológico o evolutivo. La primera es más breve y abarca unas cuantas generaciones o a unas decenas de ellas. El tiempo ecológico corresponde a situaciones en que una especie dada podría ocupar un ambiente, pero no ha tenido tiempo de dispersarse hacia él. Por otra parte, la escala de tiempo evolutiva es de mayor duración y corresponde a cientos o miles de generaciones; se aplica a casos en que hay una posición en una comunidad, pero no está ocupada por virtud de tiempo insuficiente para la especiación y la evolución (Krebs, 1978).

Factor de competencia

Este factor hace suponer que la selección natural está controlada en las zonas de clima templado y polar principalmente por los factores físicos del ambiente, mientras que la competencia biológica reviste mayor importancia para la evolución en los trópicos, así, los animales y plantas están más restringidos en sus requerimientos de hábitats, y los animales tienen una alimentación menos variada. La competencia es “más aguda” en los trópicos, y los nichos, “más pequeños”. Las especies de climas tropicales están más “evolucionadas” y poseen adaptaciones más finas que las de zonas templadas; en consecuencia, más especies se pueden ajustar a un hábitat dado de las zonas tropicales (Dobzhansky, 1950).

Factor de depredación

Los depredadores y parásitos en los trópicos mantienen limitadas a sus poblaciones presas a niveles tan bajos que disminuye la competencia entre las presas. Esto último permite que se agreguen más especies de presas, lo cual a su vez brinda sostén a nuevos depredadores. De tal suerte, a diferencia del supuesto de competencia, debe haber menos competencia entre los animales presa, en los trópicos. Así, siempre y cuando sea posible medir la “intensidad de competencia” se podrá diferenciar claramente entre estas dos ideas (Paine, 1966).

Factor de heterogeneidad espacial

Al dirigirse hacia los trópicos se observa un incremento general en la complejidad del ambiente. Al aumentar la heterogeneidad y la complejidad del ambiente físico ocurre lo propio con la complejidad de las comunidades vegetales y animales y la diversidad de especies (Krebs, 1978).

Factor de la estabilidad ambiental

Este principio establece que el número de especies aumentará conforme lo haga la estabilidad de los parámetros ambientales. Según este concepto, las regiones con climas estables permitirán la evolución de adaptaciones y especializaciones más finas que las correspondientes a áreas con climas variables. Ello da por resultado nichos “más pequeños” y la ocupación de una unidad de espacio del hábitat por parte de un mayor número de especies. Las especies deben ser más flexibles en las zonas de clima templado y polar, y más especializadas en los trópicos. El factor de la estabilidad climatológica puede combinarse con el factor tiempo, con el que tiene mucho en común, “hipótesis de estabilidad-tiempo” (Sanders, 1968).

Factor productividad

El argumento principal del factor de la productividad es que la más larga temporada de crecimiento de las áreas tropicales permite que las especies dividan al ambiente temporal y espacialmente, con lo cual se posibilita la coexistencia de más especies. Esta idea es una combinación de la hipótesis de la estabilidad con la de la productividad, y hace suponer que la estabilidad de la producción primaria es un determinante principal de la diversidad de especies de una comunidad. Una forma de comprobar esta idea es la de estudiar la producción primaria en diversas comunidades a lo largo de un ciclo anual, y otra, la de investigar la forma en que viven los organismos en comunidades diversas (Krebs, 1978).

5. MEDICIÓN ABUNDANCIA-DIVERSIDAD

5.1 Abundancia-diversidad

Considerando el análisis estadístico de la abundancia, así como la distribución de los recursos entre las especies, se han propuesto varios modelos que tienen un valor heurístico. Los modelos mejor conocidos y ampliamente discutidos en la literatura son la serie logarítmica, propuesta por Fisher et al (1943), el modelo de la barra fragmentada debido a MacArthur (1957) y el de la llamada distribución log normal de Preston (1948).

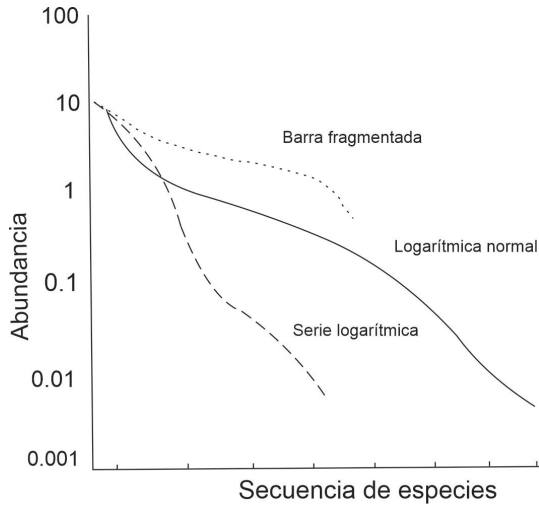


Figura 5.4. Modelos abundancia-diversidad de la serie logarítmica, barra fragmentada y log normal.

La Serie Logarítmica. Es simplemente una distribución de frecuencias y aparentemente no se apoya en razonamiento alguno de tipo biológico, aunque uno de sus parámetros α , pueda tener este significado (diversidad).

Modelo, de la línea fragmentada ("broken stick model"). Las inferencias sobre las cuales MacArthur concibió este modelo se basan en la suposición de que los recursos disponibles para la comunidad, representados por una línea o barra, está dividida al azar en "S" fragmentos y a cada uno se lo considera como el recurso utilizado por una especie, o sea su nicho.

La serie log normal. Esta distribución se basa en la hipótesis según la cual el nicho de cada especie se considera dependiente de una multitud de factores distintos que determinan la amplitud del tal nicho y consecuentemente los recursos de que la comunidad dispone se deben repartir entre las especies de ésta de una manera equivalente a una curva normal, de modo que tanto las especies abundantes como las raras se dispondrán hacia los extremos de la distribución, mientras que la mayor parte del inventario, que está representado por especies de frecuencia intermedia, ocupará la parte central de la curva. (Figura 5.4.)

$$\text{Serie logarítmica: } \alpha x, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots, \alpha x^n/n$$

$$\text{Logarítmico normal: } S/R = S_0 \exp(-a^2 R^2)$$

$$\text{Barra fragmentada: } S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{S-2}$$

n^1 = Número de especies representadas por un individuo.

n = Clase de abundancia.

x = Constante relacionada con el número promedio de individuos por especie; depende del tamaño de la muestra y su valor suele ser muy cercano a 0.9.

$\alpha = n^1/x$. Es una medida de la diversidad en la recolección.

N = Es la abundancia esperada de la j -ésima especie expresada como un porcentaje del número total de individuos en la comunidad.

S = Es el número de especies en el R -ésimo intervalo a la izquierda y derecha del valor modal.

So = Es el número de especies en el intervalo modal.

a = Parámetro estimado a partir de los datos.

5.2 Diversidad

Cuando los biólogos empezaron a hablar de diversidad sólo se referían al número de especies en una comunidad, lo que se conoce como riqueza de especies (S). A primera vista, este concepto de diversidad parece ser sencillo de interpretar, y sin duda refleja una cualidad importante de un ecosistema. En la práctica, sin embargo, contar con precisión el número de especies presentes en comunidades ricas, donde la mayoría de las especies suelen ser raras, resulta casi imposible.

La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea (diversidad dentro de las comunidades), **la diversidad beta** es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y **la diversidad gamma** es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Whittaker, 1972).

Índices de Riqueza específica

Riqueza específica (S) Número total de especies obtenido por un censo de la comunidad.

Índice de diversidad de Margalef: $Dmg = S-1/\ln N$

donde:

S = número de especies

N = número total de individuos

Rarefacción, permite hacer comparaciones de números de especies entre comunidades cuando el tamaño de las muestras no es igual. Calcula el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar, es decir, si la muestra fuera considerada de n-individuos.

$$E(S) = \sum 1 - ((N-N_i)/n)/(N/n)$$

donde:

E(S) = número esperado de especies

N = número total de individuos en la muestra

N_i = número de individuos de la i-ésima especie

n = tamaño de la muestra estandarizado

Métodos no paramétricos

Requieren solamente datos de presencia-ausencia.

Chao 2

$$\text{Chao2} = S + (L^2 / 2M)$$

L = número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies "únicas")

M = número de especies que ocurren en exactamente dos muestras.

Jackknife de primer orden

$$\text{Jack}_1 = S + (L(m-1/m))$$

m = número de muestras

Índices de dominancia

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies.

Índice de dominancia de Simpson

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Índice de diversidad de Simpson

$$D_s = 1 / \sum p_i^2$$

Índices de equidad

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i es la abundancia relativa de la especie "i" ($p_i = n_i/N$), n_i es la abundancia absoluta de la especie "i" y N es la abundancia total de todas las especies.

Los logaritmos pueden variar, cuando se trabaja con logaritmo natural ($\ln$) las unidades son "nits por individuo", cuando se trabaja con $\log_2$ (logaritmo en base 2) las unidades son "bits por individuo", cuando se trabaja con $\log$ (en base 10) las unidades son "logits por individuo".

Para probar la hipótesis nula de que las diversidades provenientes de las dos muestras (selva y cultivo, medidas con el índice de Shannon) son iguales, seguimos el procedimiento propuesto por Hutcheson (1970).

$$T = (H_{p1} - H_{p2}) / \text{VarD}$$

$$\text{VarD} = \sqrt{(\text{Var}_1 + \text{Var}_2)}$$

$$\text{g.l.} = (\text{Var}_1 + \text{Var}_2) / ((\text{Var}_1^2 / N_1) + (\text{Var}_2^2 / N_2))$$

Equidad de Pielou

$$J = H' / H_{\max}$$

donde:

H_{p1} = diversidad de la comunidad 1

H_{p2} = diversidad de la comunidad 2

Var_1 = Varianza de la comunidad 1

Var_2 = Varianza de la comunidad 2

$VarD$ = raíz de las varianzas 1 y 2

$H'_{max} = \ln(S)$

Hay más índices para evaluar la diversidad, su utilización dependerá de los objetivos del estudio y de la naturaleza de los datos, en ese sentido se puede revisar el documento de Moreno (2001).

6. CLASIFICACIÓN DE COMUNIDADES (CLUSTER)

El análisis cluster es un conjunto de técnicas multivariantes utilizadas para clasificar a un conjunto de sitios o individuos en grupos homogéneos utilizando índices de similitud o disimilitud para después aplicar un método de agrupamiento.

La mayor parte de los índices serán indicadores basados en datos de presencia o ausencia (asociación), en la distancia (disimilitud) o en coeficientes de correlación.

Índices de asociación entre especies

Coeficiente de comunidad de Jaccard, tiene en cuenta la relación entre el número de especies comunes y el total de las especies encontradas en las dos muestras que se comparan, mide similitud y toma valores de 0 (mínima similitud) a 1 (máxima similitud);

$$j = c/(a+b+c)$$

donde

a = número de especies presentes sólo en el sitio A pero no en el B

b = número de especies presentes sólo en el sitio B pero no en el A

c = número de especies comunes en ambos sitios A y B

Coeficiente de comunidad de Sørensen (Dice), relaciona el duplo del número de especies comunes con la suma del número de especies de las dos muestras:

$$Is = 2c/(a+b+2c)$$

Índices de disimilitud

Distancia euclidiana, a diferencia de las medidas de distancia consideradas en el párrafo anterior, es una métrica, es decir cumple todos los axiomas de un espacio métrico, que son

1. Si las muestras 1 y 2 son idénticas, entonces $d_{1,2} = 0$, donde $d_{1,2}$ es la distancia entre las muestras.

2. Si las muestras 1 y 2 son distintas, entonces $d_{1,2} > 0$, es decir las distancias no pueden ser negativas.

3. $d_{1,2} = d_{2,1}$; es decir el orden en el cual se comparan las muestras no afecta los resultados (existe simetría).

4. $d_{1,2} \leq d_{1,3} + d_{2,3}$; es decir la distancia entre dos muestras no puede ser mayor que la suma de sus distancias con una tercera muestra. Este es el axioma de la desigualdad triangular. CD y PD no satisfacen el cuarto axioma y por ello se llaman semimétricas. La distancia euclidiana define la distancia entre dos muestras como la simple suma de las diferencias cuadradas de sus componentes.

Distancia euclidiana

Es el índice de distancia o disimilitud más conocido y sencillo de comprender, pues su definición coincide con el concepto más común de distancia, toma valores de 0 a infinito.

$$D.E. = \sqrt{\sum (X_{ij} - X_{ik})^2}$$

Donde:

X_{ij} = abundancia de la especie i en el hábitat j

X_{ik} = abundancia de la especie i en el hábitat k

Índice de correlación de Pearson

Mide similitud y toma valores de r de 1 a -1, se aplica para datos cuantitativos.

$$r = \frac{(\sum (X_{Aj} - \mu_A)(X_{Bj} - \mu_B))}{(\sqrt{\sum (X_{Aj} - \mu_A)^2} * \sqrt{\sum (X_{Bj} - \mu_B)^2})}$$

A continuación, se muestra cómo aplicar un análisis de cluster con la siguiente matriz básica de datos hipotética (Tabla 5. 2).

Tabla 5. 2. Datos hip teticos para la realización del análisis de cluster.

Sitios								
Especie	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	25	12	0	21	56	0	62	56
2	0	2	9	6	0	23	60	33
3	0	2	9	6	0	65	56	38
4	32	0	5	4	25	0	54	45
5	56	0	5	3	32	0	51	56
6	23	25	0	0	32	0	45	45
7	32	11	0	0	28	32	65	66
8	0	2	31	6	0	21	60	66
9	21	0	0	4	22	24	69	71
10	56	1	0	0	56	28	72	79

Para los índices de presencia-ausencia se dbene transformar la Tabla 5. de datos (Tabla 5.3).

Tabla 5. 3. Señalamiento de los datos de los sitios 1 y 2. Con color verde las especies comunes en ambos sitios, con color amarillo solo las especies en el sitio 1 y con cyan las especies sólo en el sitio 2.

Sitios								
Especie	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	1	1	0	1	1	0	1	1
2	0	1	1	1	0	1	1	1
3	0	1	1	1	0	1	1	1
4	1	0	1	1	1	0	1	1
5	1	0	1	1	1	0	1	1
6	1	1	0	0	1	0	1	1
7	1	1	0	0	1	1	1	1
8	0	1	1	1	0	1	1	1
9	1	0	0	1	1	1	1	1
10	1	1	0	0	1	1	1	1

La similitud entre el sitio I y II se mide de la siguiente manera:

$$a = 3$$

$$b = 3$$

$$c = 4$$

Con el índice Jaccard: $4 / (3+3+4) = 4 / 10 = 0.4$

Y así debe medirse la similitud entre I-III, I-IV, I-V, I-VI, I-VII, I-VIII, II-III, II-IV, II-V, etc.

Con estos datos se puede construir la semimatriz (Tabla 5. 5).

Tabla 5. 5. Semimatriz construida con los datos obtenidos con el de índice de agrupamiento.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I	1							
II	0,4	1						
III	0,2	0,33	1					
IV	0,4	0,4	0,71	1				
V	1	0,4	0,2	0,4	1			
VI	0,3	0,63	0,375	0,44	0,3	1		
VII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,7	0,6	1	
VIII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,7	0,6	1	1

Agrupamiento

Después de obtener la semimatriz lo que procede es agrupar de acuerdo con la similitud o disimilitud, dependiendo del índice utilizado.

Procedamos con la semimatriz de Jaccard de nuestro ejemplo

Encontrar el valor más alto de la semimatriz, en nuestro caso es I con V con 1, esto nos forma un nuevo grupo que le llamaremos "A" (Tabla 5. 6).

Tabla 5. 6. Señalamiento del valor más alto de similitud, valor con color amarillo. Así mismo, se señala el agrupamiento del nuevo grupo formado con sitios restantes con color cyan.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I	1							
II	0,4	1						
III	0,2	0,33	1					
IV	0,4	0,4	0,71	1				
V	1	0,4	0,2	0,4	1			
VI	0,3	0,63	0,375	0,44	0,3	1		
VII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,7	0,6	1	
VIII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,7	0,6	1	1

Ahora se reduce la matriz y ya no colocaré a I ni a V. Así procedamos al agrupamiento con el sitio II, recordemos que I se une con II con 0.4 y se une con V con 0.4, cuando se una con el valor menor que se le conoce con vecino más cercano, con el mayor se le conoce como el vecino más lejano o con el promedio se le conoce como UPGMA (método de agrupamiento promedio no ponderado), este último es el más utilizado pues reduce el encadenamiento y la separación excesiva de los grupos.

Se procede con UPGMA, por lo que la unión de A con II = $(0.4+0.4)/2 = 0.4$, ahora A con III = $(0.2+0.2)/2 = 0.2$; etc

Observamos hay otro grupo con 1 integrado por VII y VIII, esto nos forma el grupo B y agrupamos de la misma forma (Tabla 5. 7).

Tabla 5. 7. Selección de sitios con valor de similitud más alto para formar nuevo grupo.

	A	II	III	IV	VI	VII	VIII
A	1						
II	0,4	1					
III	0,2	0,33	1				
IV	0,4	0,4	0,71	1			
VI	0,3	0,63	0,375	0,44	1		
VII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,6	1	1
VIII	0,7	0,7	0,5	0,7	0,6	1	1

El siguiente grupo es III con IV esto forma el grupo C (Tabla 5. 8).

Tabla 5. 8. Formación del grupo C.

	A	B	II	III	IV	VI
A	1					
B	0,7	1				
II	0,4	0,7	1			
III	0,2	0,5	0,33	1		
IV	0,4	0,7	0,4	0,71	1	
VI	0,3	0,6	0,63	0,375	0,44	1

El siguiente grupo es A con B en 0.7 se forma el grupo D (Tabla 5. 9).

Tabla 5. 9. Formación del grupo D.

	A	B	C	II	VI
A	1				
B	0,7	1			
C	0,3	0,6	1		
II	0,4	0,7	0,365	1	
VI	0,3	0,6	0,407	0,63	1

El siguiente grupo es II con VI en 0.63 forman E (Tabla 5. 10)

Tabla 5. 10. Formación del grupo E.

	A	C	II	VI
A	1			
C	0,45	1		
II	0,55	0,365	1	
VI	0,45	0,407	0,63	1

El siguiente grupo es D con E con 0.5 y forma F (Tabla 5. 11).

Tabla 5. 11. Formación del grupo F

	D	C	E
D	1		
C	0,45	1	
E	0,5	0,386	1

F con C sería la última unión en 0.42 formarían grupo G (Tabla 5. 12).

Tabla 5. 12. Formación del grupo G

	D	C
D	1	
C	0,42	1

Después de este procedimiento ya se puede elaborar un gráfico conocido como dendrograma. (Figura 5.5)

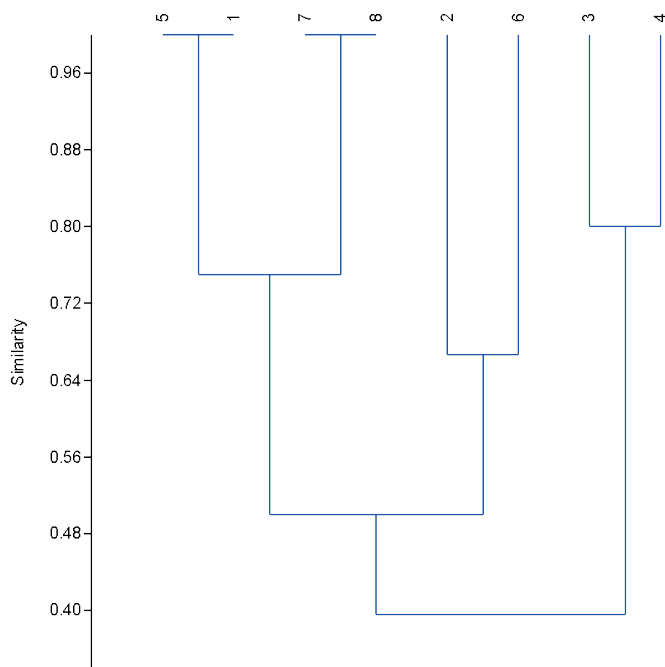


Figura 5.5. Dendrograma construido con los datos de la Tabla 5. 2.

7. ORDENACIÓN

En el análisis directo de gradientes el muestreo debe ser continuo a lo largo de la zona de máxima variación del gradiente, o al menos distribuirse las unidades muestrales de forma regular a lo largo del mismo (Whittaker, 1967). El análisis de ordenación puede ser simple o directo, por ejemplo, se puede realizar un plan de muestreo con unidades muestrales en el río, después en la entrada al estuario, posteriormente en la boca de comunicación del estuario con el mar y por último en la zona nerítica y oceánica, así podemos relacionar de manera gráfica el gradiente de salinidad respecto a la abundancia de las especies. Es práctico cuando el número de especies es bajo bien sólo se analizan a las especies dominantes.

La ordenación también puede ser indirecta, entre ellos puede nombrarse al Análisis de Componentes Principales (ACP), Análisis Canónico de Correspondencias (ACC), Escalamiento no métrico multidimensional (NMDS) (Alcaraz-Ariza, 2003)

Análisis de componentes principales (ACP)

- Modelo **lineal** de respuesta de las especies a gradientes.
- **Reduce las dimensiones** de una forma eficiente.
- Facilita la interpretación valorando la importancia de las variables.
- Eigenvectores = **importancia de cada variable** (En los vectores columna el valor absoluto más alto le dará nombre al componente).
- Eigenvalores = **importancia de cada componente** = % de la varianza total (al menos los tres primeros componentes deben sumar 75%)
- En este tipo de análisis hay una equivalencia entre la **inercia y varianza**, por lo que sólo **las especies con elevada abundancia tienen significado en el resultado**. Por ello **es necesario, centrar y estandarizar** los datos (puede ser utilizando el coeficiente de correlación de Pearson)
- Resultado gráfico en un diagrama de dispersión (Los ejes son los componentes, que a su vez son ortogonales, lo que quiere decir que no hay correlación entre ellos).

Análisis de correspondencias (AC)

- Modelo unimodal de respuesta de las especies a gradientes.
- Reduce las dimensiones de una forma eficiente.
- Facilita la interpretación valorando la importancia de las variables.
- Eigenvectores = importancia de cada variable.
- Eigenvalores = importancia de cada componente = % de la varianza total.
- La inercia es el coeficiente de cuadrados medios de la contingencia, basada en la distancia χ^2 .
- Transformación: media recíproca (reciprocal averaging).
- Superior para el manejo de múltiples gradientes en comunidades.

Escalado multidimensional no métrico (NMDS)

- Técnica diferente de las de eigenvalores.

- PCA y CA utilizan en algún modo las distancias entre los elementos e intentan conservarla.
- NMDS sólo cuida la secuencia (uno mayor que otro, no importa cuánto).
- El modelo no es lineal ni unimodal.
- Aunque sus resultados eran muy prometedores, apenas se utiliza

Apliquemos ACP y NMDS para los datos a la Tabla 5. 13. Agrupemos los sitios y las especies se utilizó el software estadístico PAST (https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

Tabla 5. 13. Valores hipotéticos de sitios y especies de una comunidad para realizar la ordenación .

Especie	Sitios							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
1	25	12	0	21	56	0	62	56
2	0	2	9	6	0	23	60	33
3	0	2	9	6	0	65	56	38
4	32	0	5	4	25	0	54	45
5	56	0	5	3	32	0	51	56
6	23	25	0	0	32	0	45	45
7	32	11	0	0	28	32	65	66
8	0	2	31	6	0	21	60	66
9	21	0	0	4	22	24	69	71
10	56	1	0	0	56	28	72	79

Así obtenemos los eigenvalores. Los tres primeros componentes suman 76.68% de la varianza de los datos (Tabla 5. 14).

Tabla 5. 14. Componentes principales (PC), eigenvalores de cada componente y porcentaje de variación de cada componente.

PC	Eigenvalue	% variance
1	2,90516	36,314
2	2,02741	25,718
3	1,17206	14,651
4	0,897769	11,222
5	0,66311	8,2889
6	0,224913	2,8114
7	0,0629013	0,78627
8	0,0166792	0,20849

Al analizar los eigenvectores (loading) se observa cuál de los sitios proporciona la mayor variación (número absoluto)

Tabla 5. 15. Eigenvectores obtenidos del análisis de componentes principales (color amarillo).

	PC 1	PC 2	PC 3
I	0,52	0,037113	-0,23996
II	0,1235	-0,49394	-0,04803
III	-0,41577	0,14768	0,1103
IV	-0,034186	-0,13074	0,88997
V	0,55705	-0,073826	0,19513
VI	-0,28035	0,40524	-0,1658
VII	0,16441	0,5918	0,26413
VIII	0,35268	0,44254	0,023792

Se obtiene la gráfica de los componentes con lo cual podemos agrupar a las especies (podemos insertar formas, por ejemplo, círculo) (Figura 5.6).

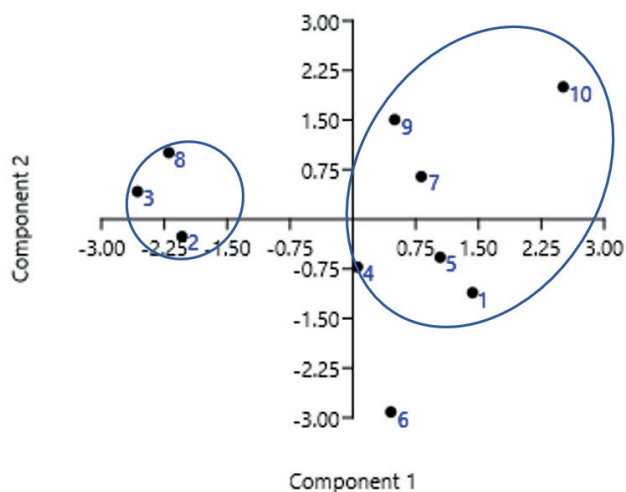


Figura 5.6. Representación esquemática del agrupamiento de los componentes principales 1 y 2 utilizando el análisis de ordenación ACP.

Cuando se aplica el análisis de ordenación NMDS se obtiene también se obtiene un agrupamiento donde debe haber un valor de estrés cercano a cero (Figura 5.7).

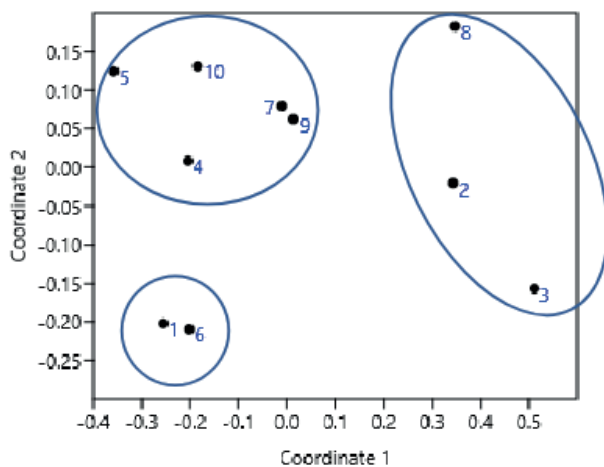


Figura 5.7. Representación esquemática del agrupamiento en los componentes principales 1 y 2 utilizando el análisis de ordenación NMDS.

8. SUCESIÓN

La sucesión ecológica se conoce como un proceso en el que ocurre una modificación en las comunidades debido a la sustitución de especies por otras dentro de un mismo espacio, esto debido a procesos naturales (incendios, inundaciones, terremotos, etc.) o antrópicos, por ejemplo, la erosión del suelo y la extensión de campos agrícolas (Chang y Turner, 2019).

La sucesión se puede clasificar en dos tipos primaria y secundaria:

Sucesión Primaria: se lleva a cabo en zonas donde **no hubo formas de vida preexistentes** (consideradas desérticas), en las que, posteriormente, se da la llegada o colonización por especies consideradas “pioneras”, dando paso al establecimiento de otros organismos a través de procesos denominados seriales, hasta que la comunidad llegue a una etapa de recuperación o equilibrio denominado estado clímax (Krebs, 1985) (Figura 5.8).

Sucesión secundaria: ocurre en sitios donde ocurrió algún proceso estocástico (desastre natural), por ejemplo, un incendio, inundación o el paso de un huracán (Walker y Del Moral, 2011), en los que hay un depósito previo de materia orgánica y sedimentos, lo que facilita la colonización y la posterior proliferación de especies como plantas y animales, lo que da paso a que, de igual manera que en la sucesión primaria, se llegue a un estado clímax (Krebs, 1985).



Figura 5.8. Representación esquemática de la sucesión ecológica (Flores et al., 2020).

Los procesos sucesionales ocurren tanto en comunidades terrestres como acuáticas, con respecto a los ambientes marinos, la colonización se lleva a cabo mediante la presencia de organismos como bacterias, micrófitas y macrófitas, que se adhieren a sustratos (duros o blandos) con condiciones favorables (ricos en compuestos que contengan nitrógeno y fósforo y, además de variables ambientales como salinidad, pH, temperatura y luz) a través de la producción de polímeros ricos en polisacáridos denominado biopelícula o biofilm, dando paso a la llegada de poliquetos, moluscos y crustáceos (macrofauna) logren proliferar a través de diferentes etapas seriales hasta que se llegue a un estado climax (Genzano *et al.*, 2017; Cházaro-Olvera *et al.*, 2020).

REFERENCIAS

- Alcaraz-Ariza, F. J. (2013). *Ordenación y clasificación*. Universidad de Murcia.
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L.. (2006). *Ecology*. From individuals to ecosystems.
- Chang, C. C. y Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world. *Journal of ecology*, 107: 503 – 509. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132>
- Dobzhansky, T. (1950). Evolution in the tropics. *American Scientist*, 38: 209-221
- Fauth, J., E. Bernardo, J. Camara, M. Resetarits Jr., W. J. Van Buskirk y J. S. A. McCollum. (1996). Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist*, 147(2): 282-286. <https://doi.org/10.1086/285850>
- Fisher, R. A., Corbert A. S. y Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42-58. <https://doi.org/10.2307/1411>
- Flores, G. J. G., Flores, R. A. G., Rivera, L. R. R. y Lomeli, Z. M. E. (2020). *Modelos ecológicos de ecosistemas tropicales con relación al impacto de incendios forestales*. Folleto técnico. Núm. 2 INIFAP-CIRPAC. Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, México. 64 p.
- Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on Shannon formula. *The Journal of Theoretical Biology*, 29: 151–154. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- Krebs, J. C. (1985). *Ecología: Estudio de la distribución y abundancia*. México: Harla.
- Lchacalo, H. A. y Mizrahi, J. S.. (2004). *Ecología para ambientalistas*. Universidad Autónoma Metropolitana. División de Ciencias Básicas e Ingeniería Departamento de Energía, 221 p.

MACarthur, R. H. (1957). On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 43: 293-295.

Matteucci, S. D. y A. Colma. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico Washington, EUA. 72 p.

Paine, R. T. (1966). Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100:65–75.

Pianka, E. R. (1974). Niche Overlap and Diffuse Competition. *Proceedings of the National Academy of Science*, 7:2141–2145. <https://doi.org/10.1073/pnas.71.5.2141>

Preston, E. W. (1948). The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29: 254-283.

Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37: 17-350. <https://doi.org/10.2307/1942327>

Sanders, H. L. (1968). Marine benthic diversity: a comparative study. *American Scientist*, 102: 243-282. <https://doi.org/10.1086/282541>

Smith, C. H. 2007. Some Biogeographers, Evolutionists and Ecologists: Chrono-Biographical Sketches. <http://people.wku.edu/charles.smith/chronob/CLEM1874.htm>

Soto, A., Badii, M. H., Guillen, A., Acuña Zepeta, M. S. y Abreu, J. L. (2019). Meta-community: Concepts and Applications to Sustainability. *International Journal of Good Conscience*, 14(2): 302-315.

Walker, L. R. y Del Moral, R. (2011). Primary Succession. eLS. John Wiley & Sons, 1: 1 – 8.

Whittaker, R. H. (1967). Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, 42: 207-264.

Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life*. Concepts and controversies in the Management of change. Norton & Company.