ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES BENTONICAS EN RIOS DEL NORDESTE DE PORTUGAL: INFLUENCIA DE LA TIPOLOGIA Y DE DIVERSOS TIPOS DE CONTAMINACION.

R.M.V. Cortes y A. Monzón
UTAD, Dpto. de Florestal, 5000 Vila Real, Portugal.

Palabras clave: índices de diversidad, estructura, macrobentos, modelo log-normal.

ABSTRACT

The effects of disturbance and the temporal and spatial patterns of benthic communities was assessed through various methods based on models of distribution and species richness and diversity indices.

It was possible to observe an obvious spatial pattern from source to mouth of those indices, and that the rarefaction index was a precise procedure to assess the effects of mild organic contamination. More over this method is specially accurate when sample sizes are different.

All diversity measures have strong limitations and their interpretation must consider the streams tipology.

INTRODUCCION

No podemos negar la gran proliferación de métodos que procuran describir las alteraciones en la estructura de las comunidades bentónicas creadas por diversos factores de "stress".

Entre estos procesos citamos los modelos de distribución de especies, que traducen la importancia relativa de cada especie, y los índices de diversidad. En trabajos como los de Pielou (1975) y Washington (1984) vamos a encontrar una descripción y crítica exhaustiva de los diversos métodos usados en términos de su validez de interpretación ecológica.

Sin embargo, esos índices continúan a ser interpretados sin tener en cuenta el profundo dinamismo espacial y temporal propio de las comunidades macrobentónicas, como la influencia inherente al propio muestreo. Así, los trabajos de Vannote et al (1980), Stanford & Ward (1983) y Minshall et al (1985) apuntan en el sentido de un incremento del número de especies con el tamaño del río (que alcanza el máximo en los órdenes intermedios) y otros autores como Ward (1984) encuentran grandes desvíos a lo largo del año motivados por la diapausa, variaciones temporales que pueden ser notables mismo en términos diurnos, asociados con los fenómenos de deriva (Townsend & Hildrew, 1976; Rierdevall & Pratt, 1988).

Es precisamente el elevado dinamismo en la abundancia y riqueza en especies que pretendemos analizar y, obviamente, la capacidad de interpretación de algunos índices y modelos corrientes, concretamente en situaciones de perturbación moderada.

MATERIAL Y METODOS

Han sido consideradas 37 localidades al Nordeste de Portugal, donde la comunidad de macroinvertebrados fué muestreada durante el periodo estival u otoñal, realizándose capturas para ambos periodos en 15 de éstos puntos. Los rios Olo, Corgo, Pinhão y Tinhela se estudiaron en 1984 y los rios Baceiro, Rabaçal y Tua en 1987.

La captura del bentos se realizó con una red de mano de 250 μ m de luz de malla, durante 5 minutos, recorriendo los diferentes hábitats del medio lótico. Los organismos fueron identificados hasta el nivel específico.

Con los datos así obtenidos, se procuró conocer las características de variación de la estructura de estas comunidades, a lo largo del gradiente espacio-temporal y la influencia de fenómenos de eutrofización (esencialmente en los puntos C₂, C₆, B₃, T₀₁, T_{u6} y T_{u7}) y contaminación minera (en T₃ y P₄) mediante la aplicación de diversos índices estructurales:

Como medida de diversidad se ha utilizado el índice H' de Shannon-Weaner (1949) basado en la teoría de la información, estimado por:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left[\left(\frac{n_i}{n} \right) \ln \left(\frac{n_i}{n} \right) \right] \quad \text{siendo}$$

s = número total de especies.

El índice de equidad seleccionado fué E5 "razón modificada de Hill" (Ludwig & Reynolds, 1988), definido por:

$$E_5 = \frac{(1/\lambda) - 1}{e^{H'} - 1}$$

λ = Índice de diversidad de Simpson.

Para evaluar la riqueza en especies, se determinó $E(s_n)$ "índice de rarefacción de Hurlbert" (1971). Este autor demostró que el número de especies que pueden ser esperados en una muestra de n individuos designado por $E(s_n)$, obtenida a partir de una población de N individuos distribuidos por S especies es:

$$E(s_n) = \sum_{i=1}^S \{1 - [(N - n_i) / (N)]\}$$

n_i = número de individuos de la especie i .

Otra medida de riqueza en especies fué obtenida a través del cálculo de S^* "número teórico de especies", donde $S^* = 1.77 (S_o / a)$, siendo S_o y a parámetros que caracterizan el modelo log-normal de Preston (1948). Este modelo dado por $S(R) = S_o e^{(-a^2 R^2)}$ procura describir la distribución de la abundancia de especies $S(R)$ en función del número de individuos.

Una estimativa de los parámetros de este modelo, puede ser realizada a través de las siguientes fórmulas:

$$a = \sqrt{\frac{\ln [S(o)/S(R \text{ max.})]}{R^2 \text{ max.}}}$$

$$S_o = e^{(\ln S(R) + a^2 R^2)}$$

a = parámetro ligado a la amplitud de la distribución.

$S(o)$ = n^o de especies observados en la octava modal (cada octava o clase de abundancia representa una duplicación del número de individuos de la clase anterior).

$S(R \text{ max.})$ = n^o de especies observados en la octava más distante de la modal (indicado por $R \text{ máx.}$)

$\overline{\ln S(R)}$ = la media de los logaritmos del número de especies observados por octava.

$\overline{R^2}$ = la media de los R^2 s, siendo R el número de cada octava.

$R = \log_2 (N_i / N_o)$.

N_i = n^o de especies en la octava i .

N_o = n^o de especies en la octava modal.

Así pues, el índice S^* parte de la base de que la muestra tiene una distribución log-normal, siendo el ajuste al modelo realizado a través del test X^2 , que compara las frecuencias observadas y obtenidas a través del modelo y tras el cálculo de a y S_o .

El cálculo de los modelos e índices mencionados fué realizado con el paquete estadístico de Ludwig & Reynolds (1988).

RESULTADOS

En relación a la distribución log-normal, el modelo es aceptado en la mayoría de las situaciones (cuadro I y II) por lo que se revela eficaz en la descripción de la estructura de las comunidades bénticas.

Las perturbaciones en el medio no parecen afectar al modelo a pesar de producirse cambios en la composición de la comunidad, esto es, substitución de especies intolerantes por tolerantes, manteniéndose así en lo esencial la estructura de la comunidad, efecto idéntico fué ya observado por Gray (1981). Con todo, los efectos de contaminación (orgánica o minera), se reflejan en este modelo, si bien con algunas excepciones, por la comprensión o disminución de la moda observada y ajustada (S_o), comparativamente con la estación de referencia no perturbada. Esto se evidencia por Ej. en la figura 2, donde y para el periodo estival, el valor de S_o en la estación C_5 disminuye de 9 para 4.5 en C_6 , tras los vertidos urbanos de Vila Real.

Fig. 2 - Distribución de las frecuencias observadas y ajustadas de la curva log-normal, en la estación de referencia C5 y perturbada C6.

TABLA I: Estima de los parámetros de distribución log-normal y su aceptación o rechazo por el test χ^2 ($p=0.05$) y de los índices de diversidad H' , equidad "e", S^* y riqueza en especies $E(s)$ establecido para una comunidad de 100 individuos, para el periodo estival.

Estaciones	a	So	χ^2	H'	e	$E(s)$	S^*
0 ₁	0.22	10.0	13.04 (1)	2.68	0.69	22	44
0 ₂	0.34	6.0	5.90 (2)	2.23	0.64	16*	17
C ₁	0.27	6.0	5.90 (2)	2.15	0.55	18	32
C ₂	0.17	5.0	5.90 (2)	2.31	0.71	17*	29
C ₄	0.22	7.0	6.69 (2)	2.21	0.45	20	44
C ₅	0.43	9.0	6.38 (2)	2.57	0.57	23*	23
C ₆	0.20	4.5	5.95 (2)	1.53	0.51	11*	26
C ₉	0.20	7.5	12.58 (2)	1.67	0.43	15	36
P ₁	0.20	7.0	11.49 (2)	1.76	0.37	15*	56
P ₂	0.39	6.5	45.47 (1)	2.70	0.69	21	24
P ₃	0.41	9.5	5.83 (2)	2.76	0.68	24*	25
P ₄	0.13	3.0	5.57 (2)	1.38	0.68	8*	25
T ₁	0.22	6.5	1.98 (2)	2.58	0.67	20*	42
T ₄	0.23	6.5	5.51 (2)	2.45	0.58	19	46
T ₅	0.23	6.5	5.51 (2)	2.66	0.75	20	29
B ₁	0.18	8.5	17.12 (1)	2.83	0.60	24	49
B ₃	0.21	9.5	3.42 (2)	2.8	0.52	24	65
Tu ₁	0.20	8.0	9.31 (2)	2.70	0.59	21	52
Tu ₂	0.16	7.5	9.70 (2)	2.45	0.56	20	65
Tu ₆	0.18	8.5	15.23 (1)	1.24	0.76	6	49
Tu ₈	0.00	2.0	7.75 (2)	1.92	0.59	14	indet.
Ra ₂	0.23	7.0	2.36 (2)	2.80	0.69	23	55
Ra ₃	0.15	6.0	3.12 (2)	2.46	0.59	19	59
Ra ₄	0.18	7.0	8.24 (2)	2.61	0.77	18	43
Ra ₅	0.29	8.0	13.04 (2)	2.06	0.47	16	25
Ra ₆	0.17	6.5	9.63 (2)	1.86	0.49	14	49

(1) - Ho rechaza

(2) - Ho acepta

* - $E(s)$ para valores inferiores a 100 individuos.

TABLA II: Estima de los parámetros de distribución log-normal y su aceptación o rechazo por el test χ^2 ($p=0.05$) y de los índices de diversidad H' , equidad "e", S^* y riqueza en especies $E(s)$ establecido para una comunidad de 100 individuos, para el periodo otoñal.

Estaciones	a	S_0	χ^2	H'	e	$E(s)$	S^*
O ₁	0.25	4.5	3.50 (2)	2.16	0.67	15*	25
C ₂	0.29	7.5	7.49 (2)	2.47	0.74	20*	27
C ₃	0.39	8.0	4.75 (2)	2.76	0.76	24	24
P ₁	0.17	6.5	13.99 (2)	1.53	0.46	11	51
T ₂	0.25	9.0	11.15 (1)	2.24	0.60	18	35
T ₃	0.21	5.0	7.72 (2)	1.90	0.57	13	29
T ₅	0.22	9.5	26.07 (1)	2.39	0.47	20	38
T ₆	0.20	6.5	2.86 (2)	2.35	0.59	18	46
B ₁	0.20	12.0	21.47 (1)	2.10	0.46	18*	61
B ₃	0.25	10.0	5.85 (2)	2.63	0.53	22	53
Tu ₁	0.28	7.5	3.24 (2)	2.56	0.61	20	38
Tu ₂	0.18	6.5	3.76 (2)	2.61	0.65	21	49
Tu ₃	0.16	7.5	9.70 (2)	2.06	0.63	16	37
Tu ₄	0.15	8.5	9.22 (2)	1.68	0.67	11	28
Tu ₅	0.16	5.5	4.42 (2)	2.11	0.41	18	66
Tu ₆	0.08	2.5	5.34 (2)	1.61	0.76	9	47
Tu ₇	0.59	2.0	>100 (1)	1.59	0.75	8	41
Tu ₈	0.10	4.0	7.57 (2)	1.65	0.67	9	36
To ₁	0.22	3.5	6.51 (2)	1.50	0.59	10*	21
Ra ₁	0.20	8.5	7.94 (2)	2.49	0.68	19	50
Ra ₂	0.19	10.5	3.24 (2)	2.81	0.51	25	78
Ra ₃	0.16	5.0	7.08 (2)	1.69	0.51	13	46
Ra ₄	0.23	5.5	6.94 (2)	1.57	0.56	10*	26
Ra ₅	0.12	3.5	6.99 (2)	1.24	0.54	10	36
Ra ₆	0.12	2.5	4.06 (2)	1.27	0.57	7	25
Ra ₇	0.20	4.5	8.22 (2)	1.32	0.42	11	24

(1) - Ho rechaza

(2) - Ho acepta

* - $E(s)$ para valores inferiores a 100 individuos.

En cuanto a los diversos índices estructurales, podemos observar (cuadros I y II) valores más elevados durante el verano para el índice de diversidad H' y para el índice de rarefacción $E(s)$, que indicarían una mayor organización de las comunidades, a pesar de que la contaminación orgánica sea más "acentuada" durante este periodo.

En general la diversidad presenta un patrón relativamente constante en términos espaciales, traducido por un incremento hacia las cabeceras, que contrasta con lo predicho por la teoría del continuo (Vannote et al, 1980) con diversidades máximas en los tramos intermedios. Por otro lado la diversidad refleja los efectos de polución del medio.

La equidad se mantiene relativamente uniforme no sólo entre la épocas del año consideradas sino también longitudinalmente, sin mostrar un patrón definido. Es de destacar valores relativamente elevados en estaciones con perturbación (C₂, Tu₆, Tu₇, To₁) tanto en el verano como en el otoño. Este aspecto al fin y al cabo se articula con la referida disminución de la moda $S(o)$ que ya fué mencionada para el modelo log-normal.

La valoración de la riqueza en especies mediante el método de rarefacción, es interesante en la medida de que permite estimar el número esperado de especies $E(S_n)$ para un número determinado de individuos, no siendo afectado por el tamaño de la muestra, a través de la inducción de la probabilidad que cada especie tiene de ser incluida en la muestra. Siendo así, es posible obviar la dependencia en la variación de la riqueza en especies en función del número total de individuos capturados para cada muestra. Podemos así confrontar la riqueza en especies entre las distintas muestras a partir de un número estipulado de individuos, como se puede ver en la fig. 3 para el río Túa, partiendo de muestras con números muy diferentes de organismos.

Fig. 3 - Curvas de rarefacción mostrando el nº esperado de especies en función del tamaño de la muestra.

El índice de rarefacción $E(s)$ es aparentemente, el que se revela más sensible en la cuantificación de los efectos de contaminación minera (T_3 y P_4) como de los casos más graves de contaminación orgánica, paralelamente con H' , a pesar de que éste último tienda a variar más acentuadamente con la dimensión de la muestra (fig.4).

Fig.4 - Evolución de los diferentes índices empleados para el caso del río Corgo.

DISCUSION

El gradiente espacial-temporal obtenido indica posiblemente comunidades más organizadas durante el periodo estival, especialmente en los sectores de cabecera de los ríos. Este resultado está enteramente de acuerdo con el concepto de habitat-templet de Southwood (1978) y se debe a una mayor heterogeneidad de habitats en estas localidades, asociado a una menor variabilidad temporal. Los referidos patrones tipológicos y temporales fueron ya constatados por Cortes (1989) y Monzón et al. (1990) y consecuentemente existirá un aumento del grado de interacción biótica entre los individuos. Los efectos de contaminación moderada conducen a un relajamiento de las interacciones competitivas, reflejado por aumentos de equidad y disminución de la moda en el modelo log-normal, consecuencia de una disminución en la organización de la comunidad y una mayor preponderancia de los factores ambientales en su estructuración.

Los resultados obtenidos inducen a una natural precaución en comparar perturbaciones moderadas a través de la variación de la estructura de las comunidades a lo largo del gradiente espacio temporal. Concordamos con Vernaux (1983) en que la metodología más fiable es la de establecer las comparaciones entre la estación perturbada y la que le sirve de referencia.

Por otro lado es preciso no olvidar que tal como Tolkamp (1985) advierte, las variables químicas no están relacionadas linealmente con los fenómenos biológicos a lo largo de un eje de perturbación y así mismo como refieren Minshall & Petersen (1985), un periodo de "no equilibrio" puede llevar a que los nº S de especies e individuos excedan a los correspondientes en la fase de equilibrio.

Nos parece de interés abogar en favor de una mayor aplicación del índice de rarefacción, de modo a reducir la influencia del tamaño de la muestra, dado que índices de diversidad como H' , decrecen marcadamente con esa dimensión (Jensen & Aagaard, 1981). Naturalmente que a sensibilidad de estos índices puede ser acrecentada mediante el establecimiento de los respectivos intervalos de confianza, siguiendo el procedimiento adaptado por Zahl (1977) con el método "Jackknife".

Finalmente, es preciso retener que la diversidad representa un aspecto de estructura de la comunidad, siendo un parámetro que no se relaciona exclusivamente con la estabilidad, que depende del funcionamiento de la comunidad. Esto implica la determinación de numerosas variables, tal como es considerado en el método de integridad biológica de Karr (1991).

BIBLIOGRAFIA

- Cortes, R. M.V. (1989): Biotipologia de ecossistemas lóticos do Nordeste de Portugal. Tese fr doutoramento. Vila Real. Portugal.
- Gray, J. S. (1981): Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. Marine Pollution Bulletin 12: 173-176.
- Hurlbert, S. H. (1971). The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.
- Karr, J. R. (1991): Biological integrity a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Application, 1(1): 66-84.
- Jensen, F. & P. Aagaard (1981): A critical comparison of some indices used for measuring stream pollution. Natura jutlandica, 19: 147-160.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds (1988): Statistical Ecology. A primer on methods and computing. Wiley & Sons. New York. 337 pp.

- Minshall, G. W., Jr. & G. W. Petersen (1985): Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. Arch. Hydrobiol., 104 (1): 49-76.
- Minshall, G. W., Jr. R. Petersen & C. F. Nimz (1985a): Species richness in streams of different size from the same drainage basin. Am. Nat., 125(1): 16-38.
- Monzón, A.; R. M. V. Cortes; T. de Koe & L.H. Melo de Carvalho (1990): Técnica de análisis directa de gradiente en la ordenación de las comunidades de macrobentos en la cuenca del río Tua. Scientia gerundensis, 16/1:133-146.
- Pielou, E. C. (1975): Ecological Diversity. Wiley & Sons. New York. 165 pp.
- Preston, F.W. (1948): The commonness, and rarity, of species. Ecology 29: 254-283.
- Rieradevall, M. & N. Prat (1988): Deriva nictemeral de macroinvertebrados en el río Llobregat (Barcelona). Limnética, 2:147-156.
- Shannon, C. E. & W. Weaver (1949). The mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana, IL.
- Stanford, J. A. & J. V. Ward (1983): Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems. In: Stream Ecology. Eds: J.R.P. Barnes & G. W. Minshall, 265-278. Plenum Press. New York.
- Stanford, J.A. & J.V. Ward (1983): Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems. In: Stream Ecology. Eds: J.R. Barnes & G.W. Minshall, 265-278. Plenum Press. New York.
- Southwood, T. R.E. (1978): Ecological Methods: with particular reference to the study of insect populations. Wiley, New York.
- Tolkamp, H. H. (1985): Using several indices for biological assessment of water quality in running water. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 2281-2286.
- Townsend, C.R. & A. G. Hildrew (1976): Field experiments on the drifting colonization and continuous redistribution of stream benthos. Journal of Animal Ecology, 45: 759-772.
- Vannote, R.L.; G.W. Minshall; K.W. Cummins; J.R. Sedell & C.E. Cushing (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. aquat. Sci., 37:130-137.
- Vernaux, J. (1983): Indice Biologique de Qualité Generale (I.B.G.). Université de France-Comté. Besançon, France. 19 pp.
- Ward, J.V. (1984): Diversity patterns exhibited by the Plecoptera of a Colorado mountain stream. Annls. Limnol., 20(1-2):123-128.
- Washington, H. G. (1984): Diversity, biotic and similarity indices. Water Res., 18(6): 653-694.
- Zahl S. (1977): Jackknifing an index of diversity. Ecology 52: 336-342.