

Proliferaciones de algas tóxicas *Harmful Algal Blooms (HABs)*

Sil-lá Abad y Javier Gilabert

Grupo de Ecosistemas

Departamento de Ingeniería Química y Ambiental

Paseo Alfonso XIII, 48, 30203 Cartagena (Murcia)

Teléfono: 968 325669 Fax: 968 325435

E-mail: sil_la.abad@upct.es

Resumen: Las proliferaciones de algas tóxicas están consideradas en la actualidad como uno de los mayores riesgos a los que tienen que hacer frente las zonas costeras a nivel mundial. El estudio de estas proliferaciones se define por la densidad de las células y por el nivel tóxico en el agua. El objetivo de la investigación del Grupo de Ecosistemas es el estudio de la dinámica y proliferaciones del fitoplancton tóxico en las costas de la Región de Murcia.

1 Introducción

Las floraciones de algas nocivas son proliferaciones de células de fitoplancton (algas unicelulares y microscópicas) que produce mortandad masiva de peces, contaminación de los alimentos marinos con toxinas y alteración de la estructura del ecosistema implicando grandes pérdidas económicas y problemas de salud pública (Smayda, 1997 a).

Hay dos clases de organismos que causan estas proliferaciones: 1) los que producen toxinas - alrededor de 85 especies de fitoplancton, de las que aproximadamente el 75% son dinoflageladas (Sournia 1995, Smayda, 1997 b) -, que pueden contaminar alimentos marinos y provocar mortandad con densidades de células bajas y 2) los que no produciendo toxinas provocan mortandad por acción mecánica o química - obturación de agallas en peces y filtros en bivalvos o producción de anoxia en el ecosistema -.

Según el informe de 2003 del programa GEOHAB - *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms* - en las dos últimas décadas se ha producido un alarmante incremento de la frecuencia y distribución geográfica de estas proliferaciones que ha merecido el calificativo de "epidemia". Las causas que los inducen no son bien conocidas y pueden ser múltiples (Smayda, 1997 b). Entre las naturales se contemplan las físicas - dispersión de especies por corrientes - y las biológicas - capacidad de ajustar el ciclo vital a las condiciones ambientales mediante la formación de cistes -. Entre las causas antrópicas se consideran: 1) el proceso generalizado de eutrofización - producido por vertidos de aguas residuales, deposición atmosférica o filtración de aguas del subsuelo ricas en nitratos que induce la selección de determinadas grupos taxonómicos; 2) la eutrofización causada por el incremento de materia orgánica en el agua por el aumento de las actividades de acuicultura (Glibert et al., 1999) y 3) el transporte por aguas de lastre en barcos de líneas comerciales (Hallegraeff 1998) especialmente de algunas dinoflageladas que pueden adoptar formas de resistencia manteniéndose vivas - aunque inactivas - en oscuridad. Las formas de resistencia se acumulan

en los sedimentos de zonas someras y su maduración se regula por las condiciones ambientales incluyendo la disponibilidad de nutrientes (Ghode et al. 2001). También podemos tener en cuenta otras causas como la artificialización de la línea de costa y, por tanto, la modificación de la línea costera. Se crean zonas de bajo hidrodinamismo para uso recreativo (puertos, playas protegidas, espigones) (Garcés, et al. 1999). La eutrofización además de un aumento de nutrientes provoca un cambio en la relación de nutrientes (aumento del nitrógeno y fósforo y no del silicato); lo que favorece el crecimiento de los dinoflagelados (no requieren Si) frente a las diatomeas (sí lo necesitan) aumentando el riesgo de HABs (Riegman 1995, Richardson and Jørgensen 1996, Smayda 1997).

Hipóticamente las zonas más susceptibles de HABs son ambientes eutrofizados, poco turbulentos (Margalef, 1978; Margalef et al., 1979) y someros donde los cistes pueden acumularse en el sedimento para luego dispersarse a zonas vecinas (Anderson y Keafer, 1987). Típicamente son lagunas costeras (Lassus et al., 1999, Pearce et al. 2000), zonas de cultivo con bajo hidrodinamismo (Sakamoto 1986, Wu et al. 1994, Romdhane et al. 1998) o puertos (Vila et al., 2001) y bahías cerradas.

El aumento de la frecuencia de las proliferaciones de algas tóxicas en nuestra latitud también podría explicarse como consecuencia del cambio climático global.

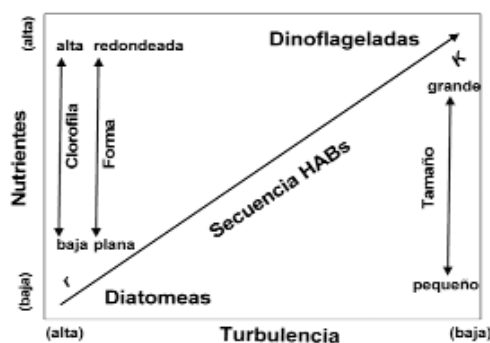


Fig 1. Características del fitoplancton en función de la concentración de nutrientes y turbulencia del medio (Modificado de Margalef, 1978 y Margalef et al. 1979).

A consecuencia de este cambio se incrementan las temperaturas máximas, y debido a que muchas de las especies que producen toxinas son de origen tropical pueden verse favorecidas por estos cambios térmicos a los que son extremadamente sensibles.

Muchas de las especies HAB desarrollan toxinas como metabolitos secundarios con actividad citolítica, hemolítica o neurotóxica. En nuestra latitud se distinguen toxinas que producen parálisis (PSP, *paralytic shellfish poisoning*), neurotoxinas (NSP, *Neurotoxic Shellfish Poisoning*), toxinas diarreicas (DSP, *Diarrhetic Shellfish Poisoning*) y amnésica (ASP, *Amnesic Shellfish Poisoning*).

Las proliferaciones de microalgas tóxicas no sólo se definen por la densidad de células alcanzada con respecto a la línea base del sistema, sino por su efecto tóxico y nivel de toxinas apreciable en el agua. El objetivo de este grupo de investigación es conocer la dinámica de estas proliferaciones.

2 Materiales y métodos

Se analizaron un total de 30. Las muestras se tomaron semanalmente en las playas de Calarreona, La Higuera y La Carolina de Águilas durante el verano de 2006. El plan de vigilancia se extendió a todas las playas de la Región en 2007 (Fig. 2) aunque aquí no se muestran los resultados.

El muestreo se realiza desde tierra. Se tomaron muestras de superficie (a 25 cm de la superficie del agua) y de fondo (a 25 cm del fondo sobre una profundidad de 1.5 m aproximadamente). Las muestras de fondo se tomaron para comprobar la presencia de microalgas epibentónicas. El recuento de especies potencialmente tóxicas y la densidad celular se realizó mediante el método Uthermöl. Para ello se sedimenta una alícuota de 100ml. durante 24h. La muestra se observa al microscopio invertido (Leica IML) para la identificación y recuento de las células de fitoplancton.

3 Resultados

En el plan de vigilancia realizado en 2006 las células potencialmente tóxicas encontradas a nivel de superficie fueron básicamente de tres tipos: del tipo *Karenia*, las pertenecientes a los géneros *Chattonella* y *Ostreopsis*. Al final del periodo de muestreo aparecieron también células del género *Prorocentrum*.

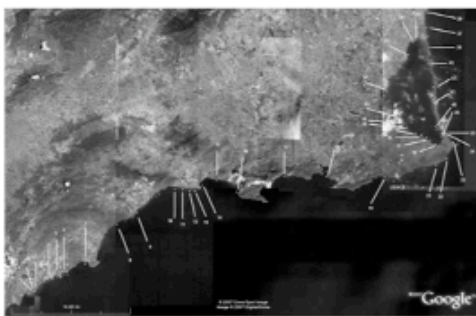


Fig.2: distribución de las playas estudiadas el verano de 2007.

Conviene recordar que la identificación a nivel de especie requiere de otras técnicas de observación como microscopía electrónica y analíticas como HPLC.

Dentro del tipo de células *Karenia* se incluyen actualmente varios géneros como pueden ser los del propio *Karenia* pero también *Kerlotinium* y *Katodinium*. Dentro del género *Chattonella* encontramos dos especies: *C. antiqua* y *C. marina*. Las células del género *Chattonella* y las del tipo *Karenia* sintetizan brevetoxinas. Algunas especies del género *Gymnodinium* como *Gymnodinium catenatum* (formadora de colonias) producen una toxina paralizante (*Paralytic Shellfish Poisoning*, PSP).

El género *Ostreopsis* pertenece a la microalgas dinoflageladas (Dinofíceas Gonyaulacales). Se trata de un dinoflagelado con armadura constituida por placas en las cuales se basa su identificación taxonómica. A falta de una comprobación definitiva se han apreciado dos especies de este género, probablemente *O. ovata* y *O. siamensis*.

Ostreopsis siamensis produce una toxina neurotóxica denominada ostreocina D que es una palitoxina (PTX). Es uno de los compuestos naturales más tóxicos conocidos con una dosis letal para humanos de menos de 5 microgramos (dosis letal 50 (LD₅₀) de 0.06 µg/Kg) para la que no se conoce antídoto. La figura 4 compara su toxicidad con otras moléculas letales.

Las palitoxinas actúan en las membranas para hacerlas permeables a los cationes - típicamente sodio, potasio y calcio-. Muchas funciones celulares dependen del control de los flujos de entrada y salida a las células de estos cationes de forma que la interrupción de este tráfico produce consecuencias graves. A nivel fisiológico el mayor peligro reside en el miocardio produciendo como primer efecto la vasoconstricción en el corazón y pulmones. Otro efecto es el hemolítico o de destrucción de los glóbulos rojos. La combinación de los tres efectos mencionados produce una ruptura en el suministro de oxígeno provocando la asfisia.

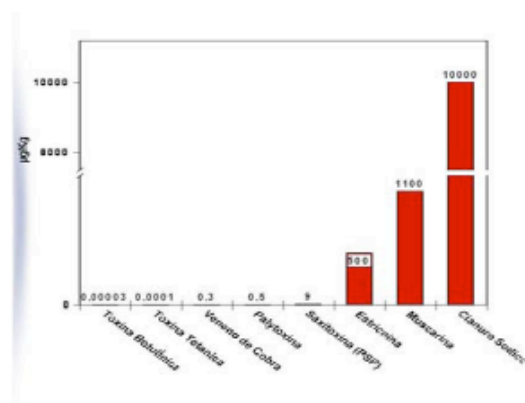


Fig. 4. Comparación de la toxicidad de palytoxinas con otras sustancias letales.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó por convenio con el Departamento de Sanidad Ambiental de la Consejería de Sanidad de la Comunidad Autónoma de Murcia. Los autores quieren agradecer a los miembros de la consejería de sanidad que han participado en la obtención de las muestras.

Referencias

- 1) Anderson, D. y Keafer, B.A. 1987. An endogenous annual clock in the toxic marine dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*. *Nature* 325:616-617.
- 2) Beman J. M., Arrigo K. R. y Matson P. A. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*. 434:211-214.
- 3) Garcés, E., Masó, M. y Camp, J. 1999. A recurrent and localized dinoflagellate bloom in a Mediterranean beach. *Journal of Plankton Research* Vol.21 no.12 pp.2373-2391.
- 4) Gilabert, J. Informe sobre el "Plan de Vigilancia de Microalgas tóxicas en algunas playas de Águilas en el verano de 2006". No publicado.
- 5) Glibert, P.M., Kana, T.M., Cornwell, J.C., Harrell, R.M., Ludlam, J.M. y Owens, M.S. 1999. Nutrients and water quality in brackish-water Striped Bass (*Morone* spp.) in aquaculture ponds: Short-term water column and sediment dynamics. No publicado.
- 6) Godhe, A., Norén, F., Kuylenstierna, M., Ekberg, C. and Karlson, B. 2001. Relationship between planktonic dinoflagellate abundance, cysts recovered in sediment traps and environmental factors in the Gullmar Fjord, Sweden. *J. Plankton Res.* 2: 923-938.
- 7) Hallegraef, G.M. 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 168:297-309.
- 8) *Journal of Plankton Research* Vol.21 no.12 pp.2373-2391.
- 9) Lassus, P., Abadie, E., Amzil, Z., Belin, C., Comps, M.A., Elziere-Papayanni, P., Le Bec, C., Marcaillou-Le Baut, C., Nezan, E. y Poggi, R. 1999. Contamination de l'Étang de Thau par *Alexandrium tamarensis*. Episode de novembre à décembre 1998. Bilans et prospectives Ifremer, Ifremer Brest Publisher, 44 pp.
- 10) Margalef, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta.* 1:493-509.
- 11) Margalef, R., Estrada, M. y Blasco, D. 1979. Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. In: Taylor, D.,L. and Seliger, H.H. (eds.) *Toxic dinoflagellates blooms*. Elsevier, North Holland, Amsterdam. pp.: 89-94.
- 12) Pearce I., Marshall, J. y Hallegraef, G.M. 2000. Toxic temperate epiphytic dinoflagellates in coastal lagoons off the East Coast of Tasmania. In: Hallegraef, G.M. et al. (eds.). *Harmful algal blooms 2000*. Proc. 9th. Int. Conf. Harmful Algal Blooms, IOC, Paris.
- 13) Richardson, K. y Jørgensen, B.B. 1996. Eutrophication: Definition, history and effects. In: B.B. Jørgensen and K. Richardson (eds.) *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies, Volume 52. American Geophysical Union, Washington, District of Columbia, pp. 1-19.
- 14) Riegman, R. 1995. Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the planktonic food web. *Water Science and Technology* 32(4):63-75.
- 15) Romdhane, M.S., Eilertsen, H.C., Yahia, O.K.D. y Yahia, M.N.D. 1998. Toxic dinoflagellate blooms in Tunisian lagoons: Causes and consequences for aquaculture. In: B. Reguera, J. Blance, M.L. Fernandez and T. Wyatt (eds.) *Harmful Algae*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris, pp. 80-83.
- 16) Sakamoto, I. 1986. N and P load control from the view point of pisciculture. In: A. Murakami (ed.) *Regulation of Nitrogen and Phosphorus Load into Partially Enclosed Fishing Ground for the Development of Fisheries*. Kouseisha Kouseikaku, Tokyo, Japan, pp: 86-133.
- 17) Smayda, T.J. 1997 a. What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography* 42:1132-1136.
- 18) Smayda, T.J. 1997 b. Harmful Algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol.Oceanogr.* 42:1137-1153.
- 19) Sournia, A. 1995. Red-tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean: An inquiry into biodiversity. In Harmful algal blooms. Proc. 6th. Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Lavosier pp.: 103-112.
- 20) Vila, M., Camp, J., Garcés, E., Masó, M. y Delgado, M. 2001 a. High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean. *J. Plankton Res.* 23:497-514.