

Nota de investigación

Christian Buson · Béatrice Buson · Virginie Mauger · Marcos X. Agrelo Yáñez

Desarrollo y acumulación de *Ulva* spp. en la costa de la Bretaña francesa: por una necesaria reorientación de las investigaciones

Recibido: 23 novembro 2011 / Aceptado: 17 setembro 2012
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

Resumen Durante décadas, las investigaciones desarrolladas sobre la proliferación de *Ulva* en Bretaña han postulado la hipótesis de que los flujos de nitrógeno vertidos al mar por los cursos de agua en el mes de junio son los responsables del desarrollo de estas algas; y que por lo tanto su reducción durante la primavera constituye el principal medio de control. Los Programas de Acción implantados asumen esta hipótesis, así como los modelos que la integran. La drástica reducción de aportes de nitrógeno que se plantea, además de inalcanzable y probablemente ineficaz, parece poco consistente. Se revisan aquí los argumentos que cuestionan este postulado y se propone el desarrollo de nuevas investigaciones, a fin de obtener los suficientes datos fiables que permitan profundizar en la ecología de este fenómeno.

Palabras clave Eutrofización marina, nitrato, fosfato, factor de control, ecología, paradigma.

Abstract For several decades, research on *Ulva* blooms in Brittany, have postulated the hypothesis that the flow of nitrogen discharged by rivers in June, was responsible for the growth of algae and that to reduce the nitrogen flow in the spring, is the controlling factor. Action programs implemented and models that integrate it reflect this assumption. The drastic reduction of nitrogen, in addition to being inaccessible and probably ineffective, actually seems

poorly supported. We review the arguments that challenge the current theory and we recommend deploying new research in order to obtain sufficient reliable data and better understand the ecology of this phenomenon.

Keywords Coastal eutrophication, nitrate, phosphate, controlling factor, ecology, paradigm

Introducción

Los depósitos masivos de macroalgas verdes del género *Ulva*, observados de forma recurrente en algunas playas bretonas, constituyen un fenómeno particularmente molesto y con gran repercusión social. La magnitud de esta biomasa es sin embargo moderada, en comparación con las observadas en el resto del planeta: de 40 a 80.000 t anuales de *Ulva* en toda la costa bretona, destacando dos localizaciones: Saint Michel en Grève y Saint-Brieuc. Las soluciones adoptadas para el control de este fenómeno fijan como objetivo la drástica reducción del nitrógeno aportado por los cursos de agua durante el mes de junio. Según las simulaciones realizadas (a partir de modelos basados en un hipotético rol determinante de los aportes de nitrógeno en este periodo), sería necesario reducir de 3 a 4 veces las cantidades vertidas.

Conviene destacar que las estadísticas agrícolas del Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE) (Statistique agricole annuelle 2009), atribuyen a Bretaña una carga media de nitrógeno de origen animal inferior a 120 kg de N/ha; de los que el 60% proviene del ganado bovino, el 28% del porcino y el 12% del sector avícola. Estos aportes son sensiblemente inferiores a las exportaciones de los sistemas de cultivo, que superan los 200 kg de N/ha. Por lo tanto la Bretaña agrícola, lejos de la saturación por fertilizantes orgánicos provenientes de la ganadería, se encuentra en situación de «déficit estructural de fertilizantes orgánicos», de manera que las explotaciones deben recurrir a fertilizaciones de

Christian Buson · Béatrice Buson · Virginie Mauger · Marcos X. Agrelo Yáñez
Institut Scientifique et Technique de l'Environnement et de la Santé (ISTES)
L'afféagement, 35340 Liffré, France
<http://www.institut-environnement.fr>
Tel: +33 (0)2 99 68 48 48; Fax: +33 (0) 2 99 04 10 25
E-mail: christian.buson@wanadoo.fr

complemento. Esta situación invalida definitivamente la idea de existencia de «desequilibrios» en nitrógeno en Bretaña, debidos a la actividad ganadera, y por extensión en Francia. Esta circunstancia ha sido objeto recientemente de una investigación colectiva por parte del INRA (Peyraud et al. 2012). En este contexto, los lodos originados en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, urbanas e industriales, de la región no representan más que un aporte ínfimo (menos de 5 kg de N/ha, Buson 2004) por lo que su reciclaje como fertilizante puede continuar, sin algún riesgo de sobrefertilización.

La problemática del nitrógeno y particularmente de los nitratos de origen agrícola, constituye hoy en día uno de los temas centrales de la política medioambiental, reforzado por la Directiva europea conocida como «Directiva nitrato» (Directiva 91/676/CEE del 12 de diciembre de 1991). Numerosos trabajos científicos (Sutton et al. 2011, Peyraud et al. 2012) hacen referencia al sorprendente concepto de «cascada del nitrógeno» mencionado por Galloway et al. (2003), cuando éste debería ser relativizado, en base a los conocimientos actuales: en cuanto a la salud humana se refiere, las emisiones atmosféricas de amoníaco no comportan consecuencias notables, y los nitratos presentan fundamentalmente efectos beneficiosos para la salud humana (Bryan 2010, Bourre et al. 2011); por otra parte, en el plano medioambiental, la ausencia de repercusiones derivadas de emisiones de nitrógeno y el rol fundamental de factor limitante de la concentración del fósforo sobre la eutrofización del medio acuático dulce, fueron establecidos hace tiempo (Schindler 1975, Barroin 1999, Schindler et al. 2008). Se examina en este artículo la consistencia de la hipótesis de la importancia del nitrógeno sobre la proliferación de macroalgas *Ulva* en el medio marino costero.

Los niveles de reducción de vertidos de nitrógeno considerados por los Planes de Acción para la lucha contra este fenómeno, no podrán alcanzarse sin un cambio radical de los sistemas agrícolas actuales. Tal cambio, de consecuencias múltiples, es inimaginable incluso a medio plazo, y no garantiza el efecto esperado: la reducción significativa de la proliferación de estas algas. No está demostrado que la reducción, ó eliminación, de la actividad agrícola en las cuencas afectadas, sea efectiva para el control del fenómeno, y en todo caso un cambio de tal magnitud no sería aceptado sin un exhaustivo análisis de riesgos y beneficios previo. Este punto no ha sido nunca abordado, pese a que resulta evidente la importancia de la actividad agrícola en el abastecimiento de alimentos y la conservación paisajística.

Por otra parte, no se dispone hoy en día de ninguna certeza sobre el hecho de que los sistemas «alternativos al modelo agrícola», tales como la «agricultura ecológica», puedan tener un impacto favorable, mínimamente significativo, sobre la reducción de las emisiones de nitrato, concretamente en primavera. No obstante, un estudio bibliográfico reciente, respecto de las conocidas como mareas verdes, y efectuado a requerimiento de los ministerios franceses de agricultura y de ecología, converge con la orientación dominante en la actualidad, a tenor del análisis de los documentos disponibles (Andral et al. 2012).

Discusión sobre los planes de acción previstos

Además de inalcanzable, el objetivo de reducción del nitrógeno parece injustificado:

- La responsabilidad del fósforo vertido al medio marino sobre este fenómeno ha sido rápidamente descartado, sin justificación convincente, mientras que el interés de su reducción es ampliamente aceptado y que el debate científico no se refiere hoy en día más que al interés de reducir el nitrógeno conjuntamente con el fósforo (P-only). Recordamos los artículos de Ammerman et al. 2003, de Hakanson et al. 2007, de Conley et al., 2009, de Howarth & Paerl 2008, de Lips et al. 2008, de Schelske 2009, y sobre todo los comentarios de Schindler & Hecky (2008 y 2009), que señalan “al final, deducimos que en un gran número de estudios, la conclusión de que debe limitarse el nitrógeno para reducir la eutrofización se basa en los mismos indicadores que aquellos que aportaron resultados erróneos en nuestros experimentos en el lago 227. La afirmación de que el control del nitrógeno permitirá erradicar la eutrofización de las aguas costeras necesita una nueva revisión”, (*“Finally, we note that in many studies the conclusion that nitrogen must be controlled to reduce eutrophication is based on many of the same indicators that gave misleading results in lake 227. The assumption that nitrogen will recover coastal waters eutrophication deserves a second look”*) y que concluyen con Bryhn & Hakanson (2009): “la reducción del nitrógeno representa una tentación muy costosa, lanzada a ciegas, y que puede favorecer el crecimiento de cianobacterias más que la calidad del agua”, (*“N abatement is a very expensive shot in the dark that may favor cyanobacteria instead of the water quality”*);

- El aporte debido a los cursos naturales de agua no representa más que una parte del nitrógeno presente en el medio marino costero;

- Crear un déficit de nitrógeno en el medio marino costero considerando únicamente la reducción de los aportes terrestres resulta ilógico: el nitrógeno es particularmente abundante en este medio, y es constantemente renovado; tiene diversos orígenes: biología marina, corrientes, fijación del nitrógeno atmosférico («diazotrofia» subestimado en el medio marino a lo largo del tiempo (Barroin 2004, García et al. 2006), un número importante de fuentes sobre las que no es posible actuar y que al final podrían compensar las puntuales reducciones del nitrógeno de origen terrestre;

- No resulta ecológicamente necesario un déficit de nitrógeno en el medio marino; no se ha realizado ningún estudio para constatar las repercusiones de esta carencia sobre la ecología marina costera.

Es conocido que el contenido en N de las macroalgas *Ulva* experimenta una inflexión estival, período de crecimiento y que esto ilustraría que una carencia en nitrógeno, limita su crecimiento (Menesguen 2003); sin embargo, se observa una inflexión similar en el contenido de P en estas algas. Las curvas de variación del contenido en nitrógeno de la especie *Ulva* no se acompañan de ninguna referencia a la concentración de nitrógeno, ni de ningún otro nutriente (P, Fe,...), en el agua marina; de manera que, interpretar el

descenso del contenido en nitrógeno de las algas como un «déficit de nitrógeno en el medio marino» no supone más que una hipótesis que no ha sido objeto de ningún tipo de verificación. Además, este supuesto « déficit de nitrógeno en el medio marino», no implica que el nitrógeno de origen terrestre constituya el limitante. No resulta posible pues, establecer que el nitrógeno de origen terrestre constituya el factor limitante y de control del crecimiento y menos todavía que el nitrógeno terrestre sea el único.

- La estimación del balance de masas muestra que las cantidades de nitrógeno retenido por las macroalgas (*Ulva*) son ínfimas (del orden de la decena de toneladas por año), en comparación con la cantidad presente en las bahías afectadas (varios miles de toneladas) (Buson 2005). Así, la relación «oferta del medio/necesidades de las macroalgas *Ulva*» es con frecuencia superior a 100; lo que explica la

existencia de este fenómeno, aunque los aportes de nitrógeno terrestre se mantengan en niveles bajos, si las condiciones geomorfológicas e hidrodinámicas son favorables, como en el caso de la bahía de Saint Michel en Grève o de Saint Brieu;

- Ningún estudio ha podido establecer la relación entre la agricultura intensiva, la lixiviación de nitratos durante el drenaje invernal o primaveral, y la frecuencia o intensidad de las mareas verdes. Por otra parte, en Bretaña, las prácticas agrícolas de las cuencas vertientes de las principales localizaciones son fundamentalmente extensivas;

- Su relación con el nitrógeno terrestre se consideró precipitadamente, pero ésta ha sido demostrada como insostenible (Figuras 1y 2).

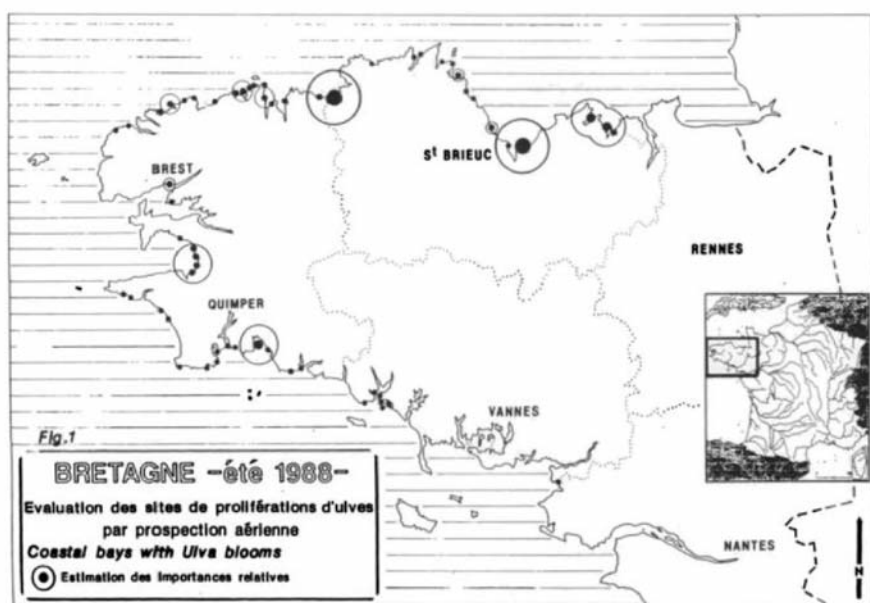


Figura 1.- Áreas de proliferación de macroalgas *Ulva* detectadas por prospección aérea (Piriou 1990 IFREMER)

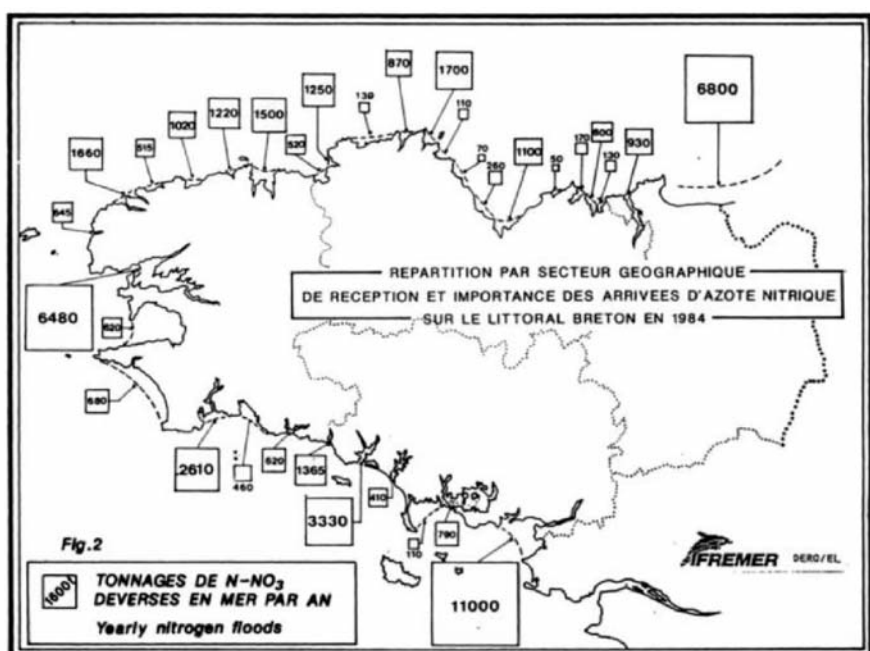


Figura 2.- Toneladas de nitrato vertido al mar anualmente (t/año de N-NO₃) (Piriou 1990 IFREMER)

El estudio de estos dos mapas muestra que la inexistencia de correlación directa entre las cantidades de nitrato vertidas en las zonas de proliferación. Las bahías receptoras de la mayor parte del nitrógeno, como la bahía de Vilaine, o no se ven afectadas por este fenómeno o lo sufren de forma muy leve. El fenómeno de las mareas verdes se observa en bahías receptoras de bajas cantidades de nitrógeno, como es el caso de la bahía de Saint-Michel en Grève. Este hecho ha sido reconocido en las siguientes publicaciones:

- a) "El mapa de Bretaña de los flujos de nitrógeno nitrato vertido al litoral muestra que no existe superposición alguna entre las zonas de elevados aportes en nitrato y las áreas en que se registran las mareas verdes. No existe tampoco correlación con el mapa de concentración de nitratos" (Piriou, 1990).
- b) "La superposición del mapa de los aportes de nitrógeno nitrato al mar y el mapa de las áreas de proliferación del género *Ulva* demuestra que no existe correlación directa entre estos dos fenómenos" (Piriou et al., 1991).
- c) "Los niveles máximos de biomasa son muy variables de una estación del año a otra y guardan relación directa con la cantidad media de nitrógeno aportada por los ríos en junio, mes en que las necesidades (y por lo tanto la limitación) deben ser los más afectados al nivel de las algas" (Piriou, 1990).
- d) "Las fluctuaciones de biomasa de macroalgas del género *Ulva* guardan relación con las fluctuaciones interanuales de las cantidades medias de nitrógeno vertidas al mar en el mes de junio... Por lo tanto, son los aportes nitrogenados de

primavera (y únicamente de esta estación) los que van a condicionar la magnitud de la biomasa de algas verdes producida en una zona geográficamente propicia. Los aportes de amonio por parte de las estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas (ej.: St Brieu) no deben despreciarse en el balance de nitrógeno global" (Piriou, 1991).

- El rol central atribuido a los aportes primaverales de nitrógeno de origen terrestre por los cursos de agua, constituye solamente una hipótesis. Resulta además difícil el comprender el origen de esta hipótesis, que no ha sido objeto de la menor validación, teniendo en cuenta que constituye el pilar básico de la modelización desarrollada.

La Société de Calcul Mathématique (SCM, 2012) ha evaluado los trabajos científicos que relacionan el nivel de nitrógeno con la proliferación de macroalgas en Bretaña, y en particular la modelización desarrollada. Sus conclusiones son las que siguen: "Los artículos «científicos» que pretenden demostrar una relación de causalidad entre la presencia de algas del género *Ulva* y la actividad agrícola se basan, en su totalidad, en modelos matemáticos incorrectos y desarrollados para este objetivo. El nivel científico de estos modelos resulta desalentador y no sería aceptado por ninguna otra disciplina. Dado que el medioambiente no es ninguna disciplina de menor importancia que otras, no existe ninguna razón para aceptar argumentos que serían rechazados por cualquier otra..."

- Además, conviene precisar que esta hipótesis está invalidada por los estudios efectuados sobre el terreno por el IFREMER o el CEVA (Tabla 1 de Merceron 1998 y Merceron 1999, y Tabla 2 de Merceron et al., 1999);

	Bahía	St Michel en Grève	St-Brieuc	Total en Bretaña
1997	t de N	12	51	251
	t de <i>Ulva</i>	9985	11388	42796
1998	t de N	19	112	351
	t de <i>Ulva</i>	12070	8358	38114

Tabla 1.- Toneladas de nitrógeno de origen terrestre del mes de junio y masa de *Ulva* observados (IFREMER 1998 y 1999)

Años	1995	1996	1997	1998
Aporte medio de NO ₃ t/día	11.32	3.88	1.74	6.02
<i>Ulva</i> observadas t/año	1437	2172	117	3385
Ulves recogidas m ³ /año	4000	14000	4200	9000

Tabla 2.- Toneladas de nitrógeno nitrato en primavera y proliferación de *Ulva* en la bahía de Douarnenez (Merceron y al. 1999)

- Estas mediciones muestran que la biomasa de macroalgas *Ulva* no guarda relación alguna con los flujos de nitrógeno de origen terrestre primaveral. Además estos datos demuestran que incluso notables reducciones en el aporte de los cursos de agua no se ven traducidos en reducciones de depósitos de algas; así, en lo que respecta a la bahía de St. Brieuc, la reducción de más del 50% se traduce en un aumento de los depósitos del 36%; en el caso de la bahía de Douarnenez, importantes variaciones del flujo de

nitratos, coinciden con cantidades equivalentes de algas varadas. La observación de estos hechos augura una desastrosa eficacia de las programadas reducciones de concentración de nitrato en los ríos.

En 2011, las proliferaciones de *Ulva*, registradas con anterioridad a la llegada de las débiles cargas primaverales en nitrógeno, vienen a confirmar que el nitrógeno de origen terrestre no constituye, en absoluto, el factor limitante de este fenómeno, ni por lo tanto el factor de control.

Guy Barroin ha aclarado en sus síntesis bibliográficas, las nociones de factor de control y de factor limitante en los sistemas dulceacuícolas y marinos costeros (Barroin 2003 y 2004).

Conviene señalar que este fenómeno de proliferación de macroalgas se observa desde hace décadas y en múltiples localizaciones de todo el planeta (Sauvageot 1920, Howarth & Pearl 2008, Conley et al., 2009, Nai-hao Ye et al., 2011), sin que se haya podido establecer relación alguna con la actividad agrícola de las cuencas vertientes, y de forma independiente de los flujos de nitrógeno de origen terrestre.

Evidentemente, esto viene a constatar la ineficacia de las medidas aplicadas sobre el nitrógeno como solución a la proliferación de macroalgas *Ulva*, y cuestiona una fertilización ajustada a las necesidades de suelos y cultivos, para cada uno de sus parámetros.

Frente a esta proliferación de algas, fenómeno que podemos definir como «ecológico», al que resulta necesario dar solución, los esfuerzos deben centrarse en actuaciones alternativas a la reducción del nitrógeno de origen terrestre, cuya ineficacia es altamente probable, considerando todo lo expuesto.

Conviene señalar también que no puede establecerse relación alguna entre el desarrollo de este fenómeno y la evolución de los contenidos en nitrógeno de los ríos bretones, ya que la serie estadística histórica fiable no tiene una antigüedad superior a 20 años. Destacar también que desde hace una década, el contenido medio en nitrógeno de los ríos bretones presenta una clara tendencia a la baja –en el caso de que pudiésemos establecer un «valor medio»– sin que se haya observado una notable reducción de la cantidad de algas depositadas en la costa.

El reciente estudio bibliográfico, encargado por los ministerios franceses de agricultura y ecología (Andral et al. 2012), no responde a las principales objeciones a la teoría actual, que cuestionamos en este artículo.

Convendría, así mismo, valorar la adecuación de la definición de «eutrofización» que destaca las causas «tróficas» por encima de todas otras circunstancias imaginables y puede inducir a una interpretación y comprensión sesgada del fenómeno.

Conclusión

Constatamos que desde hace años, la hipótesis central del rol del nitrógeno de origen terrestre, vertido durante el mes de junio, para determinar la biomasa de macroalgas *Ulva* fue enunciada sin que hubiese sido verificada por trabajo de investigación alguno. Por otra parte, una modelización jamás podrá verificar ninguna hipótesis.

Su repetición y las «certezas cómodas» adquiridas, que calan en la opinión pública y en la mayoría de medios de comunicación, incluidos medios científicos, donde son susceptibles de convertirse en paradigmas, o incluso dogmas, podrían ser objeto de análisis en los laboratorios de sociología o de ciencias políticas.

Subsisten serias dudas en cuanto a la justicia de esta hipótesis y en la pertinencia de su dogmatización para la fijación de objetivos operacionales realistas. Si esta hipótesis se demuestra errónea, como las argumentaciones precedentes parecen evidenciar, las sumas invertidas y el esfuerzo consumido serán infructuosos; las sospechas vertidas sobre la actividad agrícola y las modificaciones impuestas podrían dar lugar a importantes demandas por daños y perjuicios.

Entendemos necesario un reenfoque de los esfuerzos de investigación:

- Conocimiento de la ecología de las bahías afectadas y de sus evoluciones: inventario ecológico detallado de las áreas afectadas y de zonas testigo; fauna, flora, cadena trófica, papel y variación de la fauna y microbiología marina, ecología de la zona marítimo terrestre, impacto del marisqueo sobre la ecología de la fauna, evolución de las artes empleadas (explotación de *Fucus*,...), pesca y acuicultura, variaciones y perturbaciones ecológicas (Southward, 1979, Sfriso, 2010);

- Estudio en detalle de los ciclos biogeoquímicos del fósforo y del nitrógeno, para cada una de las bahías afectadas, incluyendo los datos sobre las concentraciones de N y P en el medio acuático marino y sus variaciones espaciotemporales;

- Comparación con otras zonas afectadas del mundo; la comparación con la situación en Galicia, donde las condiciones ecológicas son equivalentes a las observadas en Bretaña, podría resultar fructuosa (Coppenet 1969);

- Medios de acción recomendables para disminuir las cargas internas de fósforo y controlar el crecimiento de algas (cf. Monbet et al., 2010);

- Rol de los factores físicos: turbidez del agua (cf. Sfriso & Marcomini, 1996), potencial Redox, temperatura,...

- Valorización de la biomasa de las macroalgas *Ulva* producidas: acuicultura, reutilización diversa como alimentación humana o animal, cosmética, valorización energética,...

En resumen, debe priorizarse la obtención de datos fiables de las características del medio, sus repercusiones en la ecología del desarrollo de algas *Ulva* y en su reducción. La interpretación de estos datos debe permitir el desarrollo de las medidas más eficaces.

Bibliografía

Ammerman J.W., Hood R.R., Case D.A., Costner J.B. (2003). Phosphorus deficiency in the Atlantic : an emerging paradigm in oceanography. EOS, Transactions, American geophysical Union. Vol. 84 n°18, 165.

- Andral B., Bouvier M., Chevassus-au-Louis, B., Femenias A. (2012). Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions. Rapport à M. le Ministre de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, et à M. le Ministre de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire.
- Barroin G. (1999). Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Les études des Agences de l'Eau n°62, 215.
- Barroin G. (2003). Gestion des risques Santé et Environnement: le cas des nitrates. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. Assises internationales Envirobio. Institut de l'Environnement. Courrier de l'environnement de l'INRA n° 48, 1-25. Disponible en: <http://www.inra.fr/dpenv/barroc48.htm>
- Barroin G. (2004). Phosphore, Azote, Carbone... Du facteur limitant au facteur de maîtrise. Courrier de l'environnement de l'INRA n° 52, 1-25. Disponible en: <http://www.inra.fr/dpenv/pdf/barroc52.pdf>
- Bourre J.M., Buson C., L'hirondel J.L. (2011). Nitrates, nitrites, oxyde nitrique (NO) : nouvelles perspectives pour la santé ? » EDP Sciences Médecine & Nutrition 47 n° 2, 43-50.
- Bryan N.S. (2010). Food, Nutrition and the Nitric Oxide Pathway, DEStech Publications.
- Bryhn A. C. & L. Håkanson. (2009). Model before acting. Science Vol. 324: 721-724.
- Bryhn A.C. & Hakanson L. (2009). Coastal eutrophication: Whether N and/or P should be abated depends on the dynamic mass balance. Disponible en: http://www.spokaneriver.net/wp-content/uploads/2011/03/Schindler_debate_all.pdf.
- Buson C. (2004). L'épandage des boues, pourquoi comment en Bretagne au XXIème siècle. Conferencia del coloquio del GIFE. Morlaix.
- Buson C. (2005). Retour "écologique" sur la question des nitrates, Recursos Rurais Vol 1 n°1 : 39-49. Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural ISSN 1885-5547. Disponible en: <http://www.ibader.org/archivos/docs/Recursos%20Rurais%2001-05.pdf>
- Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D. F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., Likens G.E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. Science Vol. 323, 1014-1015.
- Coppenet M. (1969). Les sols de la Galice comparés aux sols de la Bretagne occidentale. Science du sol 2, 43-56.
- Galloway J.N., Aber J.D., Erisman J.W., Seitzinger S.P., Howarth R.H., Cowling E.B. & Cosby B.J. (2003). The nitrogen cascade. BioScience 53 : 341-356.
- Garcia N., Raimbault P., Gouze E., Sandroni V. (2006). Fixation de diazote et production primaire en Méditerranée occidentale. C. R. Biologies 329: 742-750.
- Håkanson L. , Bryhn A. C., Hytteborn J. K. (2007). On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems. Science of the Total Environment 379: 89-108.
- Howarth R. W. & Paerl H.W. (2008). Coastal marine eutrophication : control of both Nitrogen and Phosphorus is necessary. Proc Natl Acad Sci 105: E 103
- Lips I. & Lips U. (2008). Abiotic factors influencing cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). Hydrobiologia 61 : 133-140.
- Menesguen A. (2003). Les marées vertes en Bretagne, la responsabilité du nitrate. IFREMER Direction de l'Environnement et de l'Aménagement littoral. Disponible en: http://envlit.ifremer.fr/content/download/27419/222408/version/1/file/marees_vertes_0306.pdf
- Merceron M. (1998). Inventaire des ulves en Bretagne (1997). Rapport de synthèse IFREMER.
- Merceron M. (1999). Inventaire des ulves en Bretagne (1998). Rapport de synthèse IFREMER.
- Merceron M., Coïc D, Talec P. (1999). Biomasses d'ulves et flux de nutriments en baie de Douarnenez. Actas del coloquio Pollution diffuses : du bassin versant au littoral, IFREMER, CEVA. Ploufragan.
- Monbet P., McKelvie I.D. & Worsfolda P.J. (2010). Sedimentary pools of phosphorus in the eutrophic Tamar estuary, (SW England). Journal of Environmental Monitoring 12(1), 296-304.
- Nai-hao Ye, Xiao-wen Zhang, Yu-ze Mao, Cheng-wei Liang, Dong Xu, Jian Zou, Zhi-meng Zhuang, Qing-yin Wang. (2011). Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. Ecol. Res. 26 : 477-485.
- Peyraud J. L., Cellier P., Donnars C., Réchaudère O. (Eds). (2012). Les flux d'azote liés aux élevages - Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertises Scientifiques collectives, synthèse du rapport, INRA (France). Disponible en: http://www.inra.fr/l_institut/expertise/expertises_realisees/expertise_flux_d_azote_lies_aux_elevages.
- Piriou J. Y. (1990). Marées vertes littorales et nitrates. International symposium Nitrate - Agriculture - Eau. René Calvet (Ed.) . INRA. 113-120 pp.
- Piriou J. Y. (1991). Marées vertes sur le littoral breton et critères d'évaluation de zones sensibles à l'eutrophisation. Coloquio Agronomie et Environnement en Grand Ouest.
- Piriou J. Y., Menesguen A., Salomon J. C. (1991). Les marées vertes à ulves: conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. ECSA. 19 Symposium. Michael Elliott y Jean-Paul Ducrottoy (Eds).
- Sauvageot C. (1920). Utilisation des algues marines. Gaston Doin (Ed.) Paris.

- Schelske C. L. (2009). Eutrophication :Focus on Phosphorus. *Science*, 324 (5928): 722.
- Schindler D. W.(1975). Whole-lake fertilization experiments with phosphorus, nitrogen, and carbon” *Int Ver Theor Angew Limnol Verh* 19: 3221-3231.
- Schindler D.W. & Hecky R.E. (2009). Reply to Howarth and Paerl: Is control of both nitrogen and phosphorus necessary?. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 105, E104.
- Schindler D.W. & Hecky R. E. (2009). Eutrophication: More Nitrogen Data Needed. *Science*, 334: 721-722.
- Schindler D.W., Hecky R. E., Findlay D. L., Stainton M. P., Parker B. R., Paterson M. J., Beaty M. K., Beaty S., Lyng M., Kasian S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS* Vol. 105 n°. 32 : 11254-11258.
- SCM (2012). Nitrates et algues en Bretagne. Y a-t-il une relation? Rapport de la Société de Calcul Mathématique. Disponible en: <http://www.scmsa.eu/>.
- Sfriso A. (2010). Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche, Ambienti di transizione italiani e litorali adiacenti. ARPA Emilia-Romania.
- Sfriso A. & Marcomini A. (1996). Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology* n°58: 299-307.
- Southward A.J. (1979). Cyclic fluctuations in population density during eleven years decolonization of rocky shores in west Cornwall following the “Torrey Canyon”oil-spill in 1967 *Cyclic Phenomena in Marine Plants and Animals. Thirteenth European Marine Biology Symposium*, Naylor y Hartnoll R.G. (Eds). PergamonPress.85-92 pp.
- Statistique agricole annuelle (2009). Ministère de l’Agriculture, de l’Agroalimentaire et de la Forêt. République Française.
- Sutton M. A., Howard C. M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P. van Grinsven H. , Grizzetti B. (2011). *The European Nitrogen Assesment*. Cambridge University Press. Disponible en: <http://www.nine-esf.org/ENA-Book>.