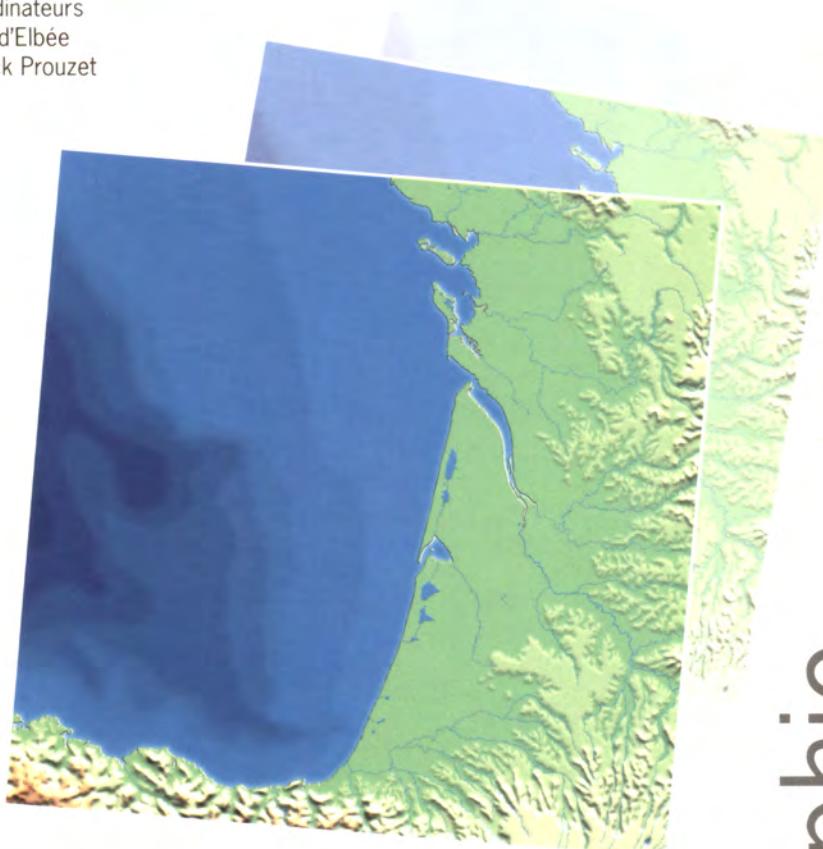


Coordinateurs
Jean d'Elbée
Patrick Prouzet



31

ifremer



Océanographie du golfe de Gascogne

22 et 23

Océanographie du golfe de Gascogne

VII^e colloque international
Biarritz, 4-6 avril 2000

Coordinateurs
Jean d'Elbée, Patrick Prouzet



Océanographie du golfe de Gascogne

Actes du VII^e colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne

Organisé par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en collaboration avec le Laboratoire d'analyses de prélevements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, le VII^e colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne a réuni à Biarritz (France), du 4 au 6 avril 2000, environ 200 participants venus de différents pays d'Europe.

Ces actes rassemblent une soixantaine de contributions présentées lors de cette manifestation. Une première partie de l'ouvrage aborde le milieu marin proprement dit sous ces différents aspects : océanographie physique, benthologie, planctonologie et halieutique. La deuxième partie, consacrée aux milieux lagunaires et estuariens, traite les thématiques suivantes : hydrogéologie, action des polluants et biologie.

Proceedings of the VIIth International Symposium on Oceanography of the bay of Biscay

Organized by the Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) in collaboration with the Laboratoire d'analyses des prélevements hydrobiologiques (Laphy) of Biarritz, the Seventh International Symposium brought together in Biarritz (France), approximately 200 participants from various European countries from April 4 to April 6, 2000. These proceedings gather about sixty contributions presented at the time of this scientific meeting. A first part of the work approaches the marine environment itself under these various aspects: physical oceanography, benthology, planctonology and fishery sciences. A second part, devoted to the lagoon and estuarine areas treat deal with the following topics: hydrogeology, pollutant impacts and biology.

Actas del VIIº Coloquio internacional de oceanografía del golfo de Vizcaya

El VIIº Coloquio internacional de oceanografía del golfo de Vizcaya fue organizado por el Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en colaboración con el Laboratoire d'analyses de prélevements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, del 4 al 6 de abril de 2000. Acudieron a Biarritz unos 200 participantes procedentes de varios países de Europa.

Estos actos reunen unas sesenta contribuciones, presentadas durante esta manifestación. La primera parte de este volumen trata del mismo medio

ambiente marino bajo varios aspectos: oceanografía física, bentología, planctonología y ciencias pesqueras. La segunda parte, dedicada a las lagunas y a los estuarios, trata de los siguientes tópicos: hidrogeología, acción de las contaminantes y biología.

Bizkaiko Golkoko ozeanografiari buruzko herrien arteko VII, solasaldiaren aktak

Itsasoaren erabilpenarako ikerkeraten Frantses institutoak antolaturik (Ifremer), Biarritzeko hidrobiología azterketa laborategiaren (Laphy) laguntzarekin, Europa guzitik etorri 200 bat jende bildu dira Biarritzen, 2000ko apirilaren 4etik 6era, Bizkaiko Golkoko ozeanografiari butuzko herrien arteko solasaldian.

Aktoek solasaldi hortan aurkeztuak izan diren 60 bat elkarpen biltzen dituzte. Lehen parteak itsasoa aztertzen du bere aspeko desberdinatan : ozeanografía fisikoa, bentología, planetología eta arraintza. Ibai-aho eta urlangei lotua den bigarren parteak ondoko gaiaik aztertzen ditu : hidrogeología, zikintzaileen eragina eta biología.

Introduction

L'étude du golfe de Gascogne représente un enjeu majeur pour l'amélioration de nos connaissances scientifiques sur le milieu marin et pour les implications économiques et sociales de ces recherches. Cet espace maritime et littoral constitue de plus en plus un champ d'investigation pluridisciplinaire commun à de nombreux pays limitrophes. C'est, en outre, une composante essentielle de l'Arc Atlantique européen où se développe une diversité d'usages dont l'importance sociale et économique constitue une des caractéristiques majeures du patrimoine de l'Europe maritime.

Organisée pour la première fois en 1988 à l'université d'Oviedo (Espagne), cette manifestation scientifique ne rassemblait au départ que quelques dizaines de chercheurs. En 1990, il fut décidé que cette rencontre, encore informelle, prendrait le nom de « Colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne » et qu'elle serait organisée tous les deux ans alternativement en France et en Espagne. Oviedo (1988), Saint-Sébastien (1990), Arcachon (1992), Santander (1994), La Rochelle (1996), puis de nouveau Saint-Sébastien (1998) accueillirent, tour à tour, cette manifestation.

Devant l'intérêt croissant du monde scientifique pour cette approche pluridisciplinaire du golfe de Gascogne à différentes échelles, la Côte basque, et Biarritz en particulier compte tenu de sa position géographique littorale et de sa renommée internationale, se devait d'accueillir, à l'aurore du troisième millénaire, ce VII^e colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne.

Organisé, par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en collaboration avec le Laboratoire d'analyses de prélèvements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, cette manifestation a réuni, du 4 au 6 avril 2000, environ 200 participants venus de plus de 10 pays d'Europe.

Ces actes rassemblent plus d'une soixantaine de contributions majeures couvrant des domaines très variés, mettant en évidence la diversité et la vitalité de la recherche scientifique sur ce vaste chantier d'études que constitue le golfe de Gascogne.

La présentation des contributions est analogue à celle des communications orales effectuées lors du colloque. Une première partie de l'ouvrage aborde le milieu marin proprement dit sous ces différents aspects : océanographie physique, benthologie, planctonologie et halieutique. La deuxième partie est consacrée aux milieux lagunaires et estuariens traités dans le cadre de diverses thématiques : hydrogéologie, nature et action des polluants et biologie.

Les résultats présentés ici contribueront, sans nul doute, à l'amélioration de nos connaissances sur le fonctionnement des différents écosystèmes du golfe, des milieux littoraux fortement anthroposés jusqu'aux zones profondes théoriquement moins sensibles aux perturbations des bassins

versants adjacents. Nous espérons qu'ils aideront les gestionnaires à mieux comprendre la fragilité de ces milieux et des ressources qu'ils hébergent afin d'éviter les dégradations irréversibles et d'assurer la durabilité de leur exploitation.

Les textes sont présentés dans diverses langues, français, espagnol et anglais, de manière à montrer également que la variété des langues ne constitue pas, bien au contraire, un frein au désir de collaborer et d'échanger les connaissances au sein de cette communauté de chercheurs.

Nous tenons ici à remercier les différents partenaires financiers qui nous ont fait confiance et sans lesquels la réalisation de ce colloque n'aurait pu se faire : la ville et le musée de la Mer de Biarritz, l'agence de l'Eau Adour-Garonne, le conseil général des Pyrénées-Atlantiques, le conseil régional d'Aquitaine, la société Elf Aquitaine et la chambre de commerce et d'industrie de Bayonne-Pays basque.

Jean d'Elbée et Patrick Prouzet
Coordinateurs du colloque

Introduction

The study of the bay of Biscay represents a major stake for the improvement of our scientific knowledge on the marine environment and for the economic and social implications of this research. This maritime and littoral space constitutes a field of multidisciplinary scientific research more and more common to many bordering countries. Moreover, it makes an essential component of the Atlantic Arc European Area where a diversity of uses develops whose social and economic importance constitutes one of the major characteristics of the inheritance of maritime Europe.

Organized for the first time in 1988 at the University of Oviedo (Spain), this scientific meeting gathered at the beginning only a few tens of researchers. In 1990, it was decided that this symposium, still informal, would take the name of "International Symposium on Oceanography of the bay of Biscay" and that it would be organized every two years alternatively in France and Spain. Oviedo (1988), Saint-Sebastien (1990), Arcachon (1992), Santander (1994), La Rochelle (1996), then again Saint-Sebastien (1998) accommodated, in turn, this international meeting.

Considering the growing interest of the scientific world for this multidisciplinary approach of the bay of Biscay on various scales, the Côte Basque, and Biarritz in particular taking into account its littoral geographical position and its international fame, were to accommodate, with the dawn of the third millennium, this Seventh International Symposium on Oceanography of the bay of Biscay.

Organized by the Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) in collaboration with the Laboratoire d'analyses des prélevements hydrobiologiques (Laphy) of Biarritz, the Seventh International Symposium brought together in Biarritz (France), approximately 200 participants from various European countries from April 4 to April 6, 2000. These proceedings gather more than sixty major contributions covering a wide span of fields, highlighting the diversity and the vitality of scientific research on this large study area which the bay of Biscay constitutes.

The presentation of the contributions is similar to that of the oral communications carried out at the time of the conference. A first part of the work approaches the marine environment itself under these various aspects: physical oceanography, benthology, planctonology and fishery sciences. The second part is devoted to the lagoon and estuarial areas treated within the framework of various sets of scientific themes: hydrogeology, nature and action of pollutants and biology.

The results presented here will doubtless contribute to improving our knowledge on the operation of the various ecosystems of the bay from littoral areas strongly disturbed by the human uses to the deeper zones theoretically less sensitive to the disturbances of the adjacent catchment areas. We hope that they will help the managers with better understanding the brittleness of these areas and the resources which they produce in order to avoid irreversible degradations and to ensure the durability of their exploitations.

The texts are presented in various languages, French, Spanish and English so as to also show that the diversity of the language does not constitute, quite to the contrary, a barrier to the desire to collaborate and to exchange knowledge within this community of researchers.

We make a point here of thanking the various financial partners who trusted us and made the realisation of this conference possible: the City of Biarritz and its Musée de la Mer, the Agence de l'Eau Adour-Garonne, the Conseil général des Pyrénées-Atlantiques, the Conseil régional d'Aquitaine, the Elf Aquitaine Company and the Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne-Pays basque.

Jean d'Elbée and Patrick Prouzet
Coordinators of the Symposium

Introducción

El estudio del golfo de Vizcaya representa un objetivo de gran importancia para la mejoría de nuestros conocimientos científicos sobre el medio ambiente marino y para las implicaciones económicas y sociales de estas investigaciones. Este espacio marítimo y litoral constituye cada

vez más un campo de investigación pluridisciplinar compartido por numerosos países limítrofes. Además es una componente esencial del Arco Atlántico Europeo donde se desarrolla una variedad de usos cuya importancia social y económica constituye una mayor característica del patrimonio de la Europa marítima.

Organizada por primera vez en el año 1988 en la Universidad de Oviedo (España), esta manifestación científica no agrupó mas de unas cuantas docenas de investigadores. En 1990, se decidió darle a este encuentro, todavía informal, el nombre de "Coloquio internacional de oceanografía del golfo de Vizcaya" y organizarle cada dos años en Francia y España alternativamente. Oviedo (1988), San Sebastián (1990), Arcachon (1992), Santander (1994), La Rochelle (1996) y otra vez San Sebastián (1998) recibieron por turnos esta manifestación.

Frente el aumento del interés de la comunidad científica para este enfoque pluridisciplinar del golfo de Vizcaya a varias escalas, la Costa Vasca y Biarritz en particular, dado su ubicación litoral y su fama internacional, tenían que recibir, al amanecer del tercer milenario, este VIIº Coloquio internacional de oceanografía del golfo de Vizcaya.

A esta séptima edición, organizada por el Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en colaboración con el Laboratoire d'analyses de prélèvements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, del 4 al 6 de abril de 2000, acudieron unos 200 participantes procedentes de varios países de Europa.

Estos actos reunieron más de sesenta contribuciones mayores, cubriendo dominios muy variados, demostrando la diversidad y la vitalidad de la investigación científica en la gran obra de estudios que es el golfo de Vizcaya.

La presentación de las contribuciones escritas es parecida a la de las comunicaciones orales del coloquio. La primera parte trata del mismo medio ambiente marino bajo varios aspectos: oceanografía física, bentología, planctonología y ciencias pesqueras. La segunda parte, dedicada a las lagunas y a los estuarios, trata de los siguientes tópicos: hidrogeología, acción de los contaminantes y biología.

Los resultados presentados aquí participarán, sin ninguna duda, en la mejora de nuestros conocimientos en los varios ecosistemas del golfo de Vizcaya: desde los medios litorales bajo fuerte influencia humana hasta la zonas profundas teóricamente menos sensibles a las perturbaciones de las cuencas de los ríos adyacentes. Esperamos que ayuden a los gestores a entender mejor la fragilidad de estos medios ambientales y de los recursos que alberguen. Así se podrá evitar las degradaciones irreversibles y asegurar la durabilidad de sus explotaciones.

Se presentan los textos en tres idiomas (francés, español e inglés) para demostrar también que la diversidad de lenguaje no pone freno, todo al contrario, al deseo de colaboración e intercambio en el seno de esta comunidad de investigadores.

Queremos agradecerles aquí a todos los que nos proporcionaron un soporte financiero, confiaron en nosotros, y sin su soporte, este coloquio no hubiera podido celebrarse: el Ayuntamiento de Biarritz, el Museo del Mar de Biarritz, el Agence de l'Eau Adour-Garonne, el Conseil général des Pyrénées-Atlantiques, el Conseil régional d'Aquitaine, la empresa Elf Aquitaine y la Chambre de Commerce et d'Industrie de Bayonne-Pays basque.

Jean d'Elbée y Patrick Prouzet
Coordinadores del Coloquio

Sar hitza

Bizkaiko golkoko ikerketa oso garrantzisua da itsasoari buruzko ezagutza zientifikoen hobekuntzarentzat eta ezagutza hauen ondorio ekonomiko eta sozialentzat. Gero eta gehiago, auzolehen diren aintz herrialdeek espazio hau arlo desberdinak ikergaitzat hartzen dute.

Bestalde, Europako arko atlantikako parte nagusi bat da, itsas ondarearen ezaugarri diren ohidura aintz atxikitzen dituelakotz.

Obiedoko (Espainian) unibertsitatean antolaturik lehen aldikotz 1988an, elgarretatzeko zientifiko hunek, hastapenean, ikertzaile gutti biltzen zituen. 1990ean, erabaki zen elgarretatzeko hau, "Bizkaiko Golkoko ozeanografiari buruzko herrien arteko solasaldia" deituko zela eta bi urtetarik antolatuko zela, aldi zka, Frantzian eta Espainian. Hara nola iragan ziren Obiedon (1988an), Donostian (1990ean), Arcachon herrian (1992an), Santander-ren (1994ean), La Rochelle herrian (1996ean) eta berriz Donostian (1998an).

Ikusiz zientzia munduko ikertzailen intres gero eta haundiagoa Bizkaiko golkoko ikerketarentzat, ezin bertzezkoa zen Euskal kostaldeak eta bereziki nazioarteko fama duen Biarritzko hirugarren mende hasiera huntan Bizkaiko golkoko ozeanografiari busuzko VII. solasaldia antola zean.

Ifremer, itsasoaren erabilpenarako ikerketaren frantses institutoak antolaturik, Laphy Biarritzeko hidrobiologia azterketa laborategiaren laguntzarekin, Europako 10 herri desberdinak 200 parte hartziale ibili dira solasaldietan.

Aktoek arlo desberdinak 60 hitzaldi baino gehiago biltzen dituzte, Bizkaiko Golkoko ikerketa zientifikoen aberastasuna azpimarratzen dutenak.

Hitzaldi hauen aurkezpena solasaldien idurikoa da.

Lehen parteak aipatzen du itsaso bere aspeko desberdinak: ozeanografia fisikoa, bentología, planctología eta arraintza. Itsas-aho eta urlangei lotua den bigarren parteak aldi ondoko gaiaak, aztertzen ditu: hidrogeología, zikintzaileak eta hauen eragina, biología.

Hemen aurkezten diren emaitzek, Bizkaiko golkoko ekosistema desderbinen ezagupen hobeagoa lagunduko dute – dudarik ez : jendetsu diren itsas bazterretarik, urrunago eta barnago diren eremuetaraino. Espero dugu gogoeta hauek kudeatzaleak lagunduko dituztela itsas eremuko aberastasunen hauskortasuna senditzen, eta hauen baliapen iraunkor bat segurtatzen itzul-ezinezko kalteak baztertz.

Testoak hizkuntza desberdinetan presentatuak dira ; frantssez, espainolez, inglesez eta euskaraz frogatzeko hizkuntzak ez duela trabarik ekartzen ikerlarien arteko lanari eta idei trukatzeari.

Nahi ditugu hemen eskertu konfiantza egin diguten diruztatzaile guziak : horiek gabe solasaldien antolatzea ez baitzen posible izanen : Biarritzeko herria eta Itsas erakustokia, Adour Garonne ur agentzia, Pirinio Atlantiarretako kontseilu orokorra, Akitania eskualdeko kontseilua, Elf Aquitaine enpresa, eta Baionako merkataritza ganbara.

Solasaldien kudeatzailak
Jean d'Elbée eta Patrick Prouzet

Signalement bibliographique

Monographie :

Elbée J. (d'), Prouzet P., 2001. Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 4-6 avril 2000. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 369 p.

Article :

Faugères J.-C., Gonthier E., Cirac P., Mulder T., Castaing P., Bellec V., 2001. Origine des dunes géantes rencontrées sur le plateau landais (golfe de Gascogne). In: Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 4-6 avril 2000. Elbée J. (d') & Prouzet P. (coord.). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 20-26.

Sommaire

Chapitre I - Le milieu marin : océanographie physique

Les formes sédimentaires du plateau interne aquitain reconnues par les méthodes acoustiques	19
P. Cirac, F. Manau, V. Bellec	
Origine des dunes géantes rencontrées sur le plateau landais (golfe de Gascogne)	26
J.-C. Faugères, É. Gonthier, P. Cirac, T. Mulder, P. Castaing, V. Bellec	
Prévision de l'évolution de la structure thermique dans le golfe de Gascogne	33
C. Ratsivalaka, V. Mariette	
Le canyon de Capbreton : nouvelle approche géomorphologique	39
P. Cirac, J.-F. Bourillet, R. Griboulard, A. Normand, T. Mulder	
The importance of the main external driving agents in the bay of Biscay hydrographic changes	43
J. Gil, R. Sánchez	
Modelling the Adour plume with a 3D hydrodynamic model	49
A.-M. Jégou, F. Dumas, P. Lazure	
Cálculo cuantitativo del impacto ambiental en la calidad de las aguas litorales de la CAPV mediante el empleo de técnicas de análisis multivariante	55
J. Bald, Á. Borja, J. Franco, R. Castro	
Expériences d'incubation de ^{109}Cd <i>in situ</i> : contribution à l'étude du rôle de l'activité phytoplanctonique sur le cycle du cadmium en milieu côtier	60
J.-L. Gonzalez, C. Dange, C. Labry, A. Herblant, D. Delmas, B. Boutier	
Comportement du cadmium issu de la Gironde sur le plateau continental. Influence des apports girondins sur les zones côtières adjacentes	66
B. Boutier, P. Michel, J.-F. Chiffolleau, D. Auger, É. Chartier	

Chapitre II - Le milieu marin : benthologie

**Marin-Pertuis: a new database on the marine invertebrates
of the Pertuis Charentais Sea**

P.G. Sauriau, X. de Montaudouin, N. Garcin, P. Boursier

75

**Des récifs artificiels sur la côte landaise :
premiers résultats**

S. Guichard, M. Lepage

78

**Desarrollo de un nuevo muestreador para complementar
el estudio de la biocenosis en fondos blandos**

G. García Castrillo, A. Igelmo, V. Buencuerpo

81

**Structure of the suprabenthic assemblages in the Capbreton
area (SE of the bay of Biscay)**

L. Corbari, J.-C. Sorbe

87

**Recent discovery of an abundant population of the deep
Mytilidae "Modiolaria fischeri" Smith, 1885 in the Capbreton
canyon (SE of the bay of Biscay)**

J.-C. Sorbe, B. Métivier, M. Le Pennec

96

Chapitre III - Le milieu marin : planctonologie

Primary production model of the bay of Biscay

S. Loyer, P. Lazare, A. Ménesguen, L. Lampert, J.-N. Druon

105

**Validation de l'utilisation des pigments phytoplanctoniques
pour la détermination et la quantification des groupes algaux
sur le plateau continental atlantique français**

L. Lampert, B. Quéguiner, S. Loyer, T. Labasque, D. Marie

113

**Phosphorus limitation of winter/spring phytoplankton blooms
within the Gironde plume in the bay of Biscay**

C. Labry, D. Delmas, A. Herblard, P. Laborde

119

**Balance of organic fluxes in the Gironde dilution plume :
ecological importance of "microbial loop" and microbial
food web processes in spring, in the photic zone**

L.F. Artigas, P. Laborde, B. Sautour, D. Delmas, A. Herblard

126

Winter phytoplankton blooms within the Gironde plume waters in the bay of Biscay	137
C. Labry, A. Herblant, D. Delmas, P. Laborde, P. Lazure, J.-M. Froidefond, A.-M. Jégou, B. Sautour	
Bioluminescence measurements on the bay of Biscay continental shelf	140
A.-S. Cussatlegras, P. Geistdoerfer	
Distribution et diversité des copépodes planctoniques dans le golfe de Gascogne	147
J. d'Elbée	
Polymorphisme moléculaire des populations atlantiques et méditerranéennes d'océanite tempête <i>Hydrobates pelagicus</i>	157
C. Cagnon, B. Lauga, F. d'Amico, J. Nisser, J.-C. Thibault, J. d'Elbée, G. Hémery, C. Mouchès	
Comment optimiser une stratégie d'alimentation pour un petit prédateur marin en période de reproduction ? Le cas de l'océanite tempête <i>Hydrobates pelagicus</i> (Linnaeus, 1758) (Procellariiformes: Hydrobatidae) dans le golfe de Gascogne	164
J. d'Elbée, G. Hémery, B. Cadiou	
<hr/>	
Chapitre IV - Le milieu marin : halieutique	
Links between demersal species distribution pattern and hydrographic structures in the bay of Biscay and Celtic Sea	173
F. Sánchez, J. Gil, R. Sánchez, J.-C. Mahé, P. Moguedet	
Dynamique des peuplements de poissons démersaux et impact de la pêche dans le golfe de Gascogne : voies d'analyse	181
F. Blanchard, J. Boucher	
Cantabrian Sea ecosystem model and fishery resources management	187
F. Sánchez, I. Olaso	
Évolution des débarquements mensuels des chalutiers artisans de La Rochelle dans le golfe de Gascogne entre 1979 et 1993	195
J.-C. Poulard, J.-P. Léauté	
Utilización de material descartado por peces demersales oportunistas	201
I. Olaso, F. Sánchez, C. Rodríguez Cabello, F. Velasco	

Palangre à thon 1999. Synthèse des résultats de la campagne	207
N. Caill-Milly	
Liste commentée des poissons de l'Atlantique européen, Manche, mer du Nord	212
J.-C. Quéro	
Chapitre V - Milieux lagunaires et estuariens : hydrogéologie	
Changes in facies distribution in the Gironde estuary (bay of Biscay, SW France) over the last 30 years	219
V. Kapsimalis, L. Massé, J.-P. Tastet	
<i>In-situ</i> measurements of the Saint-Georges Bank sedimentary dynamics (Gironde estuary)	223
C. Mallet, O. Paireau, D. Huntley, M. Collins	
Properties of macroflocs in the lower reaches of the Gironde estuary	230
A.J. Manning, K.R. Dyer, M. Christie	
Chronology of the Holocene infill of the Gironde periestuarine marshes (SW France)	236
L. Massé, B. Clavé, J.-P. Tastet, M.-F. Diot, P. Lesueur	
Histoire du marais de La Perroche à l'Holocène: mise en place, comblement, paléoenvironnements	242
B. Clavé, P. Carbonel, L. Massé, J.-P. Tastet	
Modèle hydrodynamique de l'estuaire de l'Adour	250
F. Sanchez, P. Prouzet, P. Lazure, M. Amara, D. Capatina, D. Trujillo, P. Puiseux	
Evolution of the circulation pattern in the Ría of La Coruña (NW- Spain): residence time in the harbour area	256
M. Gómez Gesteira, M. De Castro, J.J. Taboada, R. Prego, P. Montero, F. Martins, V. Pérez Villar	
Interpretación paleoambiental de las facies holocenas de Urdaibai (golfo de Vizcaya)	262
A. Pascual, O. Weber, J. Rodriguez Lazaro, J.-M. Jouanneau, F. Caballero	

Water circulation induced by the wind in the inner part of a Galician ría (NW Spain): winter and spring situations	268
M. De Castro, M. Gómez Gesteira, R. Prego, J.J. Taboada, P. Montero, V. Pérez Villar	

Chapitre VI - Milieux lagunaires et estuariens : polluants

Variations saisonnières et pluriannuelles des flux d'As, Cd, Cu, Zn, N et P issus de l'estuaire de la Gironde (France)	277
P. Michel, B. Boutier, J.-F. Chiffolleau	

Modélisation de la spéciation du cadmium dans l'estuaire de la Gironde	283
J.-L. Gonzalez, C. Dange, B. Boutier, B. Thouvenin, D. Auger, É. Chartier	

Le cadmium dans les espèces planctoniques et suprabenthiques collectées dans l'estuaire et dans le panache de la Gironde	289
P. Miramand, T. Guyot, V. Huet, J. Pigeot	

Evidence for the non-conservative behaviour of uranium in the Gironde estuary (France) during low river discharge	297
K.J. Smith, C. Organo, L. León Vintró, P.I. Mitchell	

Distribution and speciation of mercury in the Adour estuary and several bays of the Basque coast	303
T. Stoichev, E. Efremov, N. Molenat, J.C. Wasserman, A. de Diego, D. Amouroux, G. Bareille, O.F.X. Donard	

Mercury and methylmercury contamination in the Nervión estuary (Ría de Bilbao)	308
T. Stoichev, N. Molenat, A. de Diego, D. Amouroux	

Acumulación de contaminantes en los sedimentos superficiales del estuario del Nervión (golfo de Bizkaia)	313
O. Solaun, M.J. Belzunce, J. Franco, V. Valencia, Á. Borja	

Chapitre VII - Milieux lagunaires et estuariens : biologie

La crépidule <i>Crepidula fornicata</i> (Linné, 1758) dans le bassin d'Arcachon : caractérisation du stock	321
X. de Montaudouin, D. Labarraque, K. Giraud, G. Bachelet	

Implication des parasites digènes dans la mortalité des coques (<i>Cerastoderma edule</i>) et mécanismes de favorisation	327
C. Desclaux, X. de Montaudouin, G. Bachelet	

Spatial and temporal variability of zooplankton populations in Arcachon bay (bay of Biscay) during oyster breeding	334
D. Vincent, C. Luczak, B. Sautour	
Comportement migratoire et structures hydrodynamiques : suivi individuel par pistage des saumons atlantiques dans l'Adour	340
M.-L. Bégout Anras, J.-P. Lagardère, C. Gosset, J. Rives, P. Prouzet	
Suivi du recrutement de civelles (<i>Anguilla anguilla</i> L.) dans l'estuaire de l'Adour	346
M.-N. de Casamajor, N. Bru, P. Prouzet, F. Sanchez	
Grados de concordancia en los resultados del seguimiento del bentos según métodos de muestreo y resolución taxonómica	355
S. Pagola-Carte, J. Urkiaga-Alberdi, M. Bustamante, J.I. Saiz-Salinas	
Liste des participants	361

Chapitre I

Le milieu marin : océanographie physique

Les formes sédimentaires du plateau interne aquitain reconnues par les méthodes acoustiques

Pierre Cirac⁽¹⁾, François Manau⁽²⁾, Valérie Belloc⁽¹⁾

(1) Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

(2) Ifremer Brest, Dro/gm, BP 70, 29280 Plouzané, France
cirac@geocean.u-bordeaux.fr

Résumé

Les méthodes d'imagerie acoustique associées à de la sismique très haute résolution ont permis de mettre en évidence trois formes sédimentaires caractéristiques du plateau interne aquitain. Chacune de ces formes sédimentaires correspond à trois échelles de grandeur : (1) placages kilométriques, (2) dunes hectométriques, (3) mégardides métriques. Les observations effectuées sur une période de quatorze années montrent que les transits sédimentaires sont minimes. Seules les dunes sous-aquatiques se déplacent vers le continent. Cependant, il se pourrait que des processus liés aux très fortes tempêtes puissent provoquer des déplacements de sédiments vers le large.

Abstract

The combination of side-scan sonar data and high-resolution seismic profiles allowed to recognize three sedimentary features on the inner continental shelf of Aquitaine. Each of these features corresponds to a different scale: (1) kilometric patches, (2) hectometric dunes and (3) metric megardides. A 14-year record shows that sedimentary motion is small. Only the dunes move towards the continent. However, processes generated by high-magnitude storms could induce significant motion towards the ocean.

Introduction

Dans le cadre du plan État-Région Aquitaine, l'Ifremer et le BRGM ont entrepris une étude destinée à mettre au point un « outil de gestion prévisionnelle de la côte aquitaine ». Afin de répertorier les secteurs de plus grand hydrodynamisme, de transport ou de dépôt, il a été demandé au département de géologie et océanographie de l'université de Bordeaux 1 (DGO) de faire un point plus centré sur les petits fonds à partir des données en sa possession, et notamment des données issues du sondeur multifaisceau et de la sismique acquises lors de la campagne ITSAS en 1998.

Le plateau continental aquitain appartient à la catégorie des plates-formes dominées par une très forte énergie hydrodynamique. En

l'occurrence, dans cette région, ce sont les très fortes tempêtes engendrées par les flux dépressionnaires d'ouest qui provoquent cet hydrodynamisme. Sur de telles plates-formes, il est fréquemment décrit des formes sédimentaires représentées par une alternance de bandes de sédiments grossiers (sables grossiers, graviers, galets) et de placages de sables fins à moyens (Reimnitz *et al.*, 1976 ; Swift & Freeland, 1978 ; Cacchione *et al.*, 1984).

Sur le plateau aquitain s'observent fréquemment des couloirs à substrat grossier, allongés sensiblement nord-sud, alternant avec des bandes ou des rubans de sables moyens à fins au-dessus de ce substrat grossier (Cirac *et al.*, 2000). Plusieurs zones ateliers ont permis de suivre l'évolution sur plus de quinze ans de ces formes sédimentaires à partir de mosaïques d'imagerie acoustique monofaisceau et, plus récemment, multifaisceau. Nous avons pu ainsi constater que, dans leur ensemble, les formes sédimentaires des sites les plus profonds (à partir de -30 m) évoluent peu ou pas. Les transits sédimentaires sur la plate-forme, depuis 1982, doivent donc être faibles. Cependant, l'une de ces zones atelier, située sur le plateau interne, à proximité du bassin d'Arcachon, s'est révélée particulièrement intéressante parce qu'elle présente des formes propres au plateau interne et que le déplacement sédimentaire y semble plus important. Ce sont ces résultats qui sont présentés ici.

Moyens de reconnaissance

La reconnaissance acoustique de la plate-forme aquitaine menée depuis bientôt vingt ans a mis en œuvre, d'une part, des outils d'imagerie du sonar à balayage latéral et, ces dernières années, du sondeur multifaisceau EM1000 et, d'autre part, de la sismique très haute résolution.

L'imagerie acoustique, fournie par le sonar ou le sondeur multifaisceau, permet de distinguer deux types d'écho-faciès (fig. 2) :

- un écho-faciès clair correspondant à une faible énergie de rétrodiffusion du signal acoustique par un fond sableux (ou vaseux) ;
- un écho-faciès sombre correspondant à une énergie de rétrodiffusion du signal acoustique plus intense sur un fond à granulométrie grossière (sables grossiers, graviers, galets).

L'écho-faciès clair correspond à des formes sédimentaires variées, en placage relativement peu épais (de l'ordre de 2 m) et reposant, comme le montre la ligne sismique de la figure 1, sur une surface de réflexion en continuité avec le substrat grossier de l'écho-faciès sombre.

Présentation des résultats

Sur le plateau interne aquitain, où les formes sédimentaires sont les plus diversifiées, on distingue, selon l'échelle d'observation :

- des grandes formes sédimentaires d'échelle kilométrique ;
- des dunes sous-aquatiques d'échelle hectométrique ;
- des mégarides d'oscillation d'échelle métrique.

Les grandes formes sédimentaires

La plate-forme interne se subdivise en trois zones morphosédimentaires (fig. 1) caractérisées par des formes sédimentaires particulières :

- une zone proximale, située entre la plage sous-marine non accessible à notre investigation et -30 m ;
- une zone médiane, située entre -30 m et -50 m, présentant une accentuation de la pente topographique ;
- une zone distale, située au-delà de -50 m et à pente relativement plus faible.

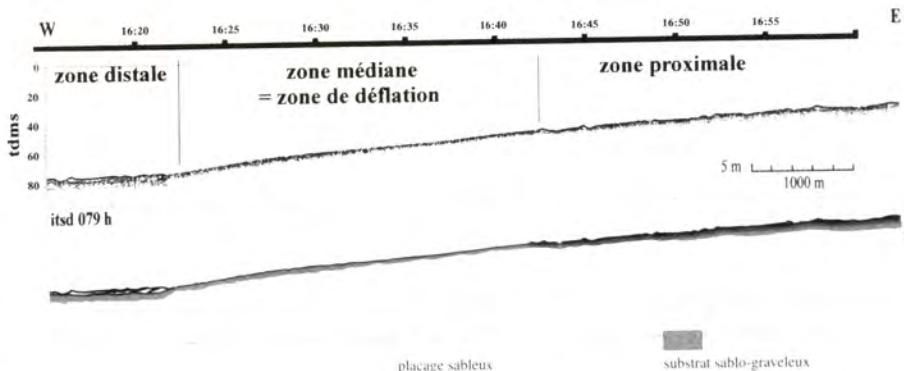


Figure 1 - Profil de sondeur de sédiment et interprétation sur le plateau interne aquitain (zone de La Salie).

a) **La zone proximale** présente des placages sableux discontinus, de forme arquée, de 200 à 4000 m de long et de 50 à 500 m de large (fig. 2).

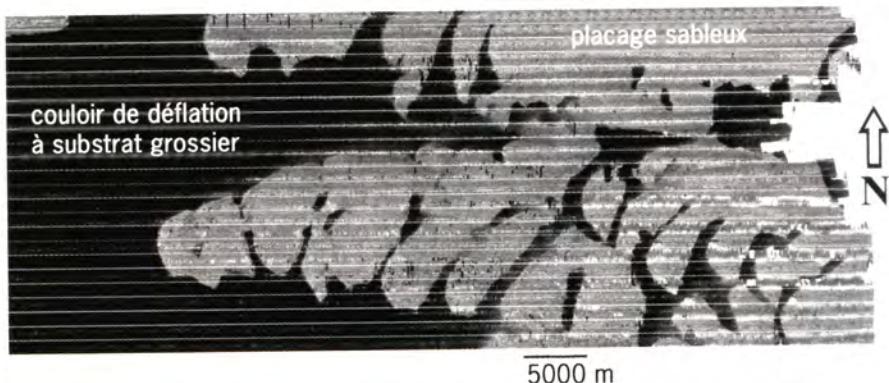


Figure 2 - Mosaique d'imagerie multifaisceau sur la zone proximale du plateau interne au large de La Salie.

L'épaisseur de ces placages est en moyenne de deux mètres. Vus en coupe (fig. 3), ils présentent une surface relativement plane et une dissymétrie marquée par un bord est en biseau et un bord ouest abrupt. Il n'est pas encore possible de dire si ce bord abrupt est une face d'avalanche (donc progradante vers le large) ou une face d'érosion.

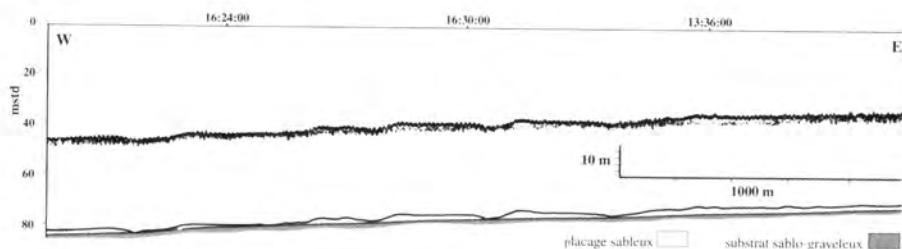


Figure 3 : Détail de profil de sondeur sur le proche plateau interne aquitain montrant la morphologie des placages sableux sur un substratum sablo-graveleux.

b) **La zone médiane** correspond à un couloir de 4 à 5 km de large, longeant le littoral à environ 8 km de distance. Il est constitué en surface d'un substrat grossier (sables grossiers, graviers, galets) et s'apparente à ce qui est décrit sous le terme de « zone de déflation » par analogie avec les phénomènes éoliens en milieu continental. Ce substrat de sédiment grossier suivi en sismique est continu sous les placages sableux (fig. 1, 3). Il correspond à un niveau résiduel (« lag deposit ») résultant du vannage des particules sableuses sous l'effet des courants tractifs sur le fond (courants combinés de tempête). Le sédiment vanné s'accumule latéralement, plus haut sur la zone proximale, plus bas sur la zone distale constituant les placages sableux. Ces dépôts s'organisent verticalement en une superposition de quelques séquences élémentaires de tempête (Cirac *et al.*, 2000).

c) **La zone distale** comprend des placages organisés en bandes ou rubans sableux alternant avec des couloirs d'érosion à substrat grossier (fig. 4). Ces formes sédimentaires allongées nord-sud mesurent de 100 à 1000 m de large et peuvent atteindre plusieurs kilomètres de long.

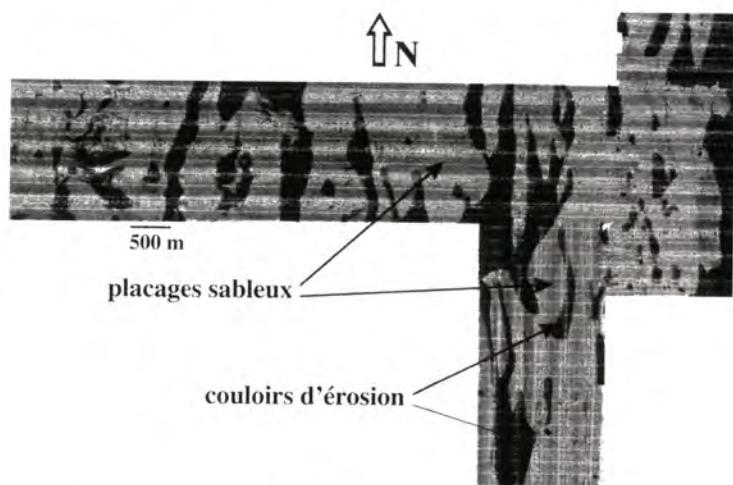


Figure 4 : Mosaïque d'imagerie multifaisceau EM1000 sur la partie distale du plateau interne aquitain au large de La Salie.

Une comparaison de mosaïques d'imagerie effectuées sur quatorze ans (de 1984 à 1998) montre que les formes sédimentaires de grande taille ont peu évolué dans leur contour général ; seuls certains détails, très localisés, indiquent des déplacements sédimentaires de l'ordre de 10 à 100 mètres maximum.

Les dunes sous-aquatiques

Ces formes sédimentaires sableuses, d'écho-faciès clair, de 10 à 100 m de largeur et de 1 à 2 m d'amplitude, n'apparaissent que par contraste de teintes de gris sur le faciès sombre (fig. 5). Ce sont des formes dissymétriques à crêtes arquées, allongées nord-sud et qui n'ont été observées que sur la zone proximale. Elles présentent une face abrupte dirigée vers l'est, indiquant une progression vers le littoral.

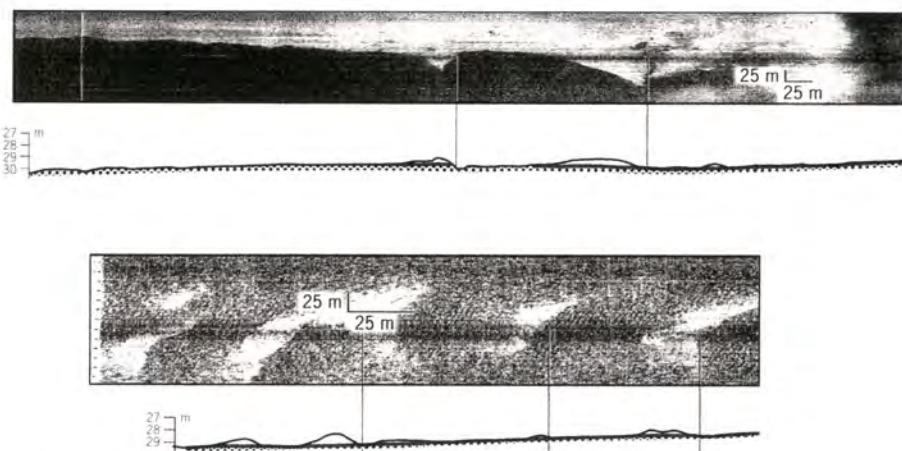


Figure 5 - Sonogrammes de sonar latéral et profils interprétés de sondeur montrant la morphologie des dunes sous-aquatiques sur la partie proximale du plateau interne aquitain.

Les mégardides d'oscillation

Ces petites formes sédimentaires de 2 à 4 m de longueur d'onde et de 10 à 50 cm d'amplitude sont fréquentes sur l'écho-faciès sombre, où le contraste de teintes de gris permet de bien les discerner.

Difficiles à repérer sur le faciès gris, elles y sont tout aussi fréquentes, comme le montrent les photographies prises sur ces fonds. Ces corps sédimentaires symétriques, à crêtes rectilignes et d'orientation nord-sud, résultent de mouvements oscillatoires provoqués par les fortes houles d'ouest.

Discussion

Les grandes formes sédimentaires en placage sableux se sont très probablement mises en place sous l'effet de courants de tempête (Cirac *et al.*,

2000) par remaniements successifs de la couverture sableuse superficielle et redéposition en quelques séquences élémentaires.

Par manque de mesures de courant sur une longue période, on ne connaît pas encore, sur le plateau aquitain, l'impact sur le fond des courants de retour occasionnés par les grandes tempêtes. Certains auteurs (Reimnitz *et al.*, 1976 ; Cacchione *et al.*, 1984) ont montré, sur la plate-forme américaine, dont l'hydrodynamisme est semblable à celui du plateau aquitain, l'importance de ces courants sur la forme et la distribution des grandes formes sédimentaires. Il n'y a pas de raison pour que les processus soient différents sur les deux plates-formes. Ainsi, sur le plateau interne aquitain, les transits sédimentaires lors des fortes tempêtes devraient se faire vers l'ouest, comme le laisse présager l'étude des structures sédimentaires sur quelques carottes orientées. Cependant, nous avons vu que, sur ces dernières quatorze années, les grandes formes sédimentaires avaient peu ou pas évolué, indiquant de faibles transits sédimentaires. Cette contradiction serait due au fait que, durant la période considérée, il ne s'est pas produit de tempêtes à caractère exceptionnel. Les dernières grandes tempêtes signalées par Vassal (1980) sont celles de 1966 et 1976.

Les transits les plus significatifs sont ceux liés au déplacement des dunes sous-aquatiques. Ce sont des déplacements qui ont lieu vers le littoral et ils ne dépassent pas, sur la période considérée, la centaine de mètres. Ces mouvements sont très probablement provoqués par l'impact des grandes houles d'ouest générées par les fortes tempêtes annuelles ou décennales. Ainsi, si ce processus était unique, il ne devrait plus y avoir de sable sur le plateau interne et l'on devrait, par contre, trouver un stock sableux important à proximité du littoral, ce qui est loin d'être le cas. Il doit donc exister un phénomène de compensation qui rétablit l'équilibre du stock sableux. Ce phénomène est probablement lié aux courants de retour de type «down welling» ou «rip currents» tels qu'ils sont décrits par Reimnitz *et al.* (1976) et Cacchione *et al.* (1984).

Par ailleurs, la forme arquée des placages sableux sur la zone proximale rappelle les contours de grandes dunes hydrauliques. Ces formes sédimentaires pourraient donc correspondre :

- soit à des corps sédimentaires avortés par insuffisance du stock sableux disponible ou de l'espace d'accommodation ;
- soit à des corps sédimentaires érodés et arasés.

Conclusion

Sur le proche plateau interne aquitain, certaines formes sédimentaires, comme les dunes sous-aquatiques dissymétriques, indiquent que le sédiment se déplace. La polarité (versant abrupt dirigé vers l'est) de ces mégarides montre qu'elles se déplacent vers le littoral, provoquant un transit sédimentaire de l'ordre de 10 à 100 m vers le continent. Dans la zone de La Salie, l'étude comparative de l'imagerie sur quatorze ans a montré que la position et la forme des placages sableux ont peu évo-

lué. Ces déplacements sont très probablement provoqués par l'impact des grandes houles d'ouest sur la remontée des fonds sur le prisme littoral. Il est possible que l'importance relativement faible de ces déplacements soit à mettre en rapport avec l'absence, au cours de la période considérée, de grandes tempêtes de type exceptionnel (décennales ou centenaires).

Références bibliographiques

- Cacchione D.F.A., Drake D.E., Grant W.D., Tate G.B., 1984. Rippled scour depressions on the inner continental shelf off central California. *J. Sediment. Petrol.*, 54, 1280-1291.
- Cirac P., Berné S., Castaing P., Weber O., 2000. Processus de mise en place et d'évolution de la couverture sédimentaire superficielle de la plate-forme nord-aquitaine. *Oceanol. Acta*, 23(6), 663-686.
- Reimnitz E., Toimil L.J., Shepard F.P., Gutierrez-Estrado M., 1976. Possible rip current origine for bottom ripple zones to 30-m depth. *J. Geol.*, 4, 395-400.
- Swift D.J.P., Freeland G.L., 1978. Current lineations and sand waves on the inner shelf, Middle Atlantic Bight of North America. *J. Sediment. Petrol.*, 48(4), 1257-1266.
- Vassal J.P., 1980. Les houles exceptionnelles et leurs conséquences. Estimation des conditions maximales d'état de la mer sur le golfe de Gascogne. Analyse d'une forte tempête récente : 30 novembre-5 décembre 1976. Thèse, université de Bordeaux 1, 119 p.

Origine des dunes géantes rencontrées sur le plateau landais (golfe de Gascogne)

Jean-Claude Faugères, Éliane Gonthier, Pierre Cirac,
Thierry Mulder, Patrice Castaing, Valérie Bellec

Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
faugeres@geocean.u-bordeaux.fr

Résumé

L'analyse de données bathymétriques et sismiques montre que le champ de dunes du plateau landais ne résulte pas d'un glissement en masse des sédiments du sommet de la marge, mais de phénomènes sédimentaires complexes faisant intervenir des processus de construction des dunes et des processus sédimentaires de déformation des dépôts.

Abstract

Acoustic data analyses support a new interpretation of the Plateau Landais field of sediment waves. The sediment waves would be the result of interactive processes of construction by turbidity and contour currents and syn-sedimentary deformation linked to minor compaction fault and gravity stretching. The name of "multi-process generated sediment waves" is proposed for such structures.

Introduction

Des structures sédimentaires en forme de vagues ou dunes sédimentaires géantes sont fréquemment observées dans les domaines marins profonds, depuis les bordures de plateaux continentaux et hauts de pente jusqu'aux grands fonds abyssaux (Faugères *et al.*, 1999).

Ces dunes, ou « sediment waves », présentent une amplitude de l'ordre de la dizaine de mètres jusqu'à plus de 100 mètres, et une longueur d'onde hectométrique à kilométrique. De telles structures sédimentaires peuvent être formées par trois grands types de processus :

- elles peuvent être construites par accumulation de sédiments par des courants de contour, c'est-à-dire des courants appartenant à la circulation océanique profonde. Elles ont alors une distribution très large et peuvent se rencontrer sur l'ensemble des marges océaniques comme sur le fond des bassins les plus profonds (Mac Cave & Tucholke, 1986) ;
- elles peuvent également être construites par l'accumulation de sédiments par des courants de turbidité (Normark *et al.*, 1980). Elles présentent alors une distribution plus restreinte, dans la mesure où elles sont principalement localisées aux levées associées aux chenaux des systèmes turbiditiques ;

- elles peuvent enfin résulter de la déformation de sédiments déjà déposés à la faveur du jeu de failles de tassement ou d'écoulements gravitaires en masse des types « creeping, sliding ou slumping » (O'Leary & Laine, 1996 ; Gardner *et al.*, 1999) ; elles se rencontrent alors sur les pentes des reliefs sous-marins et sont fréquentes sur les pentes des marges continentales.

Pour chaque processus, les dunes présentent des morphologies similaires qui varient de formes symétriques où l'aggradation des dépôts est prédominante, jusqu'à des formes fortement dissymétriques où les processus de progradation-migration sont largement dominants. Dans ce dernier cas, la géométrie des réflecteurs souligne une migration plus ou moins active des dépôts, orientée indifféremment vers le haut ou vers le bas de la pente.

Enfin, à l'échelle d'une série sédimentaire constituée par l'accumulation de générations de dunes, des variations spatio-temporelles importantes de la morphologie et des géométries des dunes sont observées, quel que soit le processus de construction prédominant mis en jeu.

Aussi, l'identification des dunes sédimentaires et leur interprétation en termes de processus est-elle souvent délicate à partir des seules données sismiques (morphologie et géométrie).

Un exemple, pris sur la marge aquitaine, illustre les difficultés posées par l'interprétation de ces structures.

Le champ de dunes du plateau landais : localisation et morphologie des dunes

Un champ de dunes sédimentaires géantes (fig. 1) avait été mis en évidence sur le haut de la pente continentale du plateau landais par Stride *et al.* (1969) et Kenyon *et al.* (1978), sur des images de sonar latéral. Il a été interprété par ces auteurs comme résultant d'un glissement de type « slump ». Ce champ est actuellement en cours d'étude dans le cadre du programme TTSAS (P. Cirac), à partir de données acoustiques (bathymétriques et sismiques, fig. 2, 3).

Le champ de dunes, situé au sommet de la pente continentale, entre 400 et 1000 m de profondeur, a une extension nord-sud de 40 à 50 km et une largeur de 5 à 15 kilomètres. En surface, les dunes présentent des crêtes sub-parallèles, de forme irrégulièrement ondulée et de direction (10°N à 35°N) très faiblement oblique par rapport au bord du plateau. Elles ont des dimensions variables avec des longueurs d'onde de 800 à 1600 m et des amplitudes de 20 à 70 mètres. En sub-surface, elles affectent une série épaisse d'environ 250 à 300 m, d'âge probable plio-quaternaire et présentent une migration vers l'amont.

Il n'existe que très peu d'informations sur la lithologie de la série dont les dépôts quaternaires récents sont constitués de sédiments argilo-silteux. L'ensemble de la série tertiaire-quaternaire pourrait être affectée par une tectonique salifère soulignée par la présence de diapirs (Cholet *et al.*, 1968 ; Valery *et al.*, 1971).

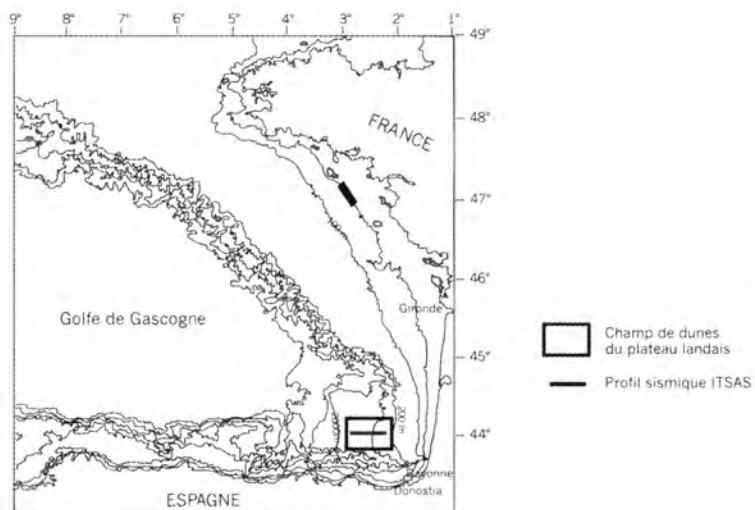


Figure 1 - Localisation de la zone d'étude.

Caractères sismiques des différentes unités sédimentaires : géométrie et distribution des dunes

La série superficielle affectée par les dunes ne présente, à sa base, aucune discontinuité majeure qui puisse être interprétée comme la surface de cisaillage d'un grand glissement.

Quatre unités de dépôts peuvent y être distinguées (fig. 2).

Les unités 1 et 2, à la base, montrent :

- des ondulations dispersées, dissymétriques et migrantes vers l'amont, avec un sur-épaississement du flanc amont lié à des réflexions obliques ou sigmoïdes, en « onlap » et « downlap » sur le flanc de la dune adjacente, c'est-à-dire des géométries qui suggèrent des dunes construites par un processus sédimentaire ;
- des structures, tels des discontinuités ou décalages de réflecteurs, des microplis, des secteurs à géométrie chaotique, voire de simples ondulations avec des lits continus d'épaisseur constante, qui évoquent des déformations locales syn-dépôts par tassement ou glissement.

L'**unité 3** est séparée des unités 1 et 2 par des dépôts plus ou moins drapants, témoins d'une interruption des processus responsables de la mise en place des dunes.

Elle est caractérisée par des dunes qui affectent la totalité de l'unité et qui sont très migrantes vers l'amont. La géométrie des dunes suggère une construction sédimentaire :

- le flanc amont est beaucoup plus épais que le flanc aval, avec des réflecteurs en « top-lap » ou tronqués vers le sommet ou le flanc aval, et en « downlap » ou « onlap » sur une discontinuité au niveau de laquelle les réflecteurs sont le plus souvent interrompus ;

- cette discontinuité, limite entre deux dunes adjacentes, a un très faible pendage (de quelques degrés à 5°) et est interprétée comme une surface sédimentaire de migration, chaque dune se développant en migrant sur le dos de la précédente ;
- des variations de l'intensité de la migration sont soulignées par celles du pendage des réflecteurs en « downlap » (faible pendage = faible migration ; fort pendage = forte migration ; réflecteurs horizontaux en « onlap » = comblement du creux interdunaire = arrêt de la migration).

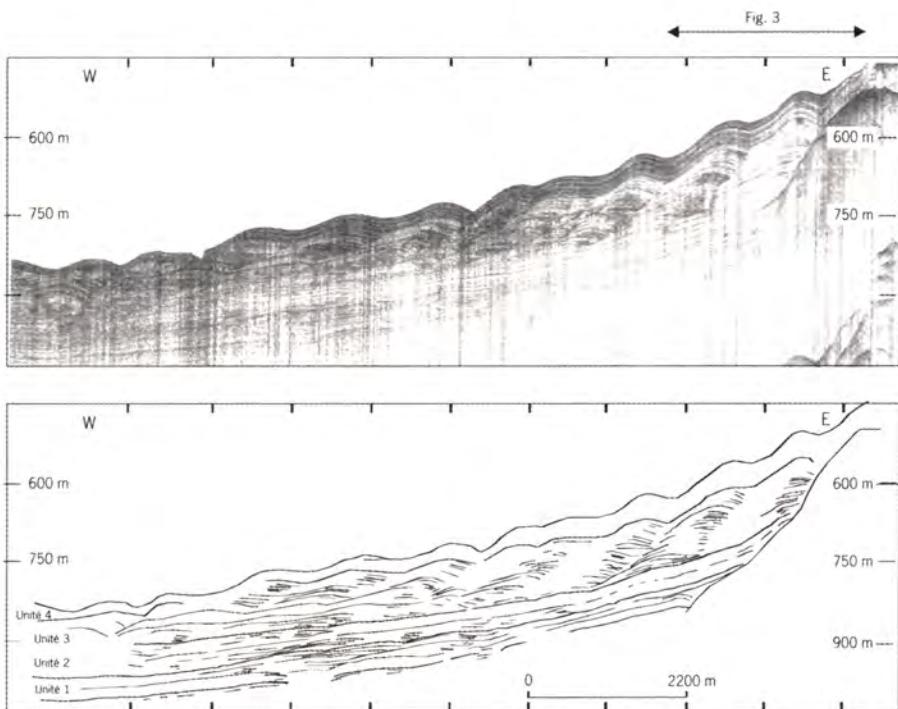


Figure 2 - Profil sismique E-W du champ de dunes et interprétation.

Ces variations peuvent être dues aux variations des courants qui construisent les dunes. Elles pourraient également résulter de déformations synchrones du dépôt, en liaison avec le jeu de failles de tassement ou de failles listriques qui accompagnent les glissements de sédiments, selon des mécanismes envisagés par Gardner *et al.* (1999). Cette hypothèse semble confirmée par la présence de surfaces de migration de pente variable (fig. 3), suggérant une alternance de périodes de migration-construction des dunes avec une surface très peu pentée et d'épisodes de déformation des dépôts (tassement ou miniflexuration) générant une surface plus redressée.

L'unité 4 est constituée de dunes à réflexions parallèles et continues d'une dune à une autre. Ces dunes sont en fait héritées des structures de l'unité 3 et marquent un changement dans les processus sédimentaires.

Ceux-ci sont responsables d'un dépôt quasi drapant, avec toutefois une accumulation un peu plus importante dans les creux interdunaires que sur les flancs aval. Il s'ensuit un comblement progressif des premiers, dont les dépôts prennent une géométrie subhorizontale par rapport à un flanc aval qui reste penté vers l'aval : la dune prend alors une section dissymétrique mais inverse par rapport aux dunes migrantes vers l'amont de l'unité 3.

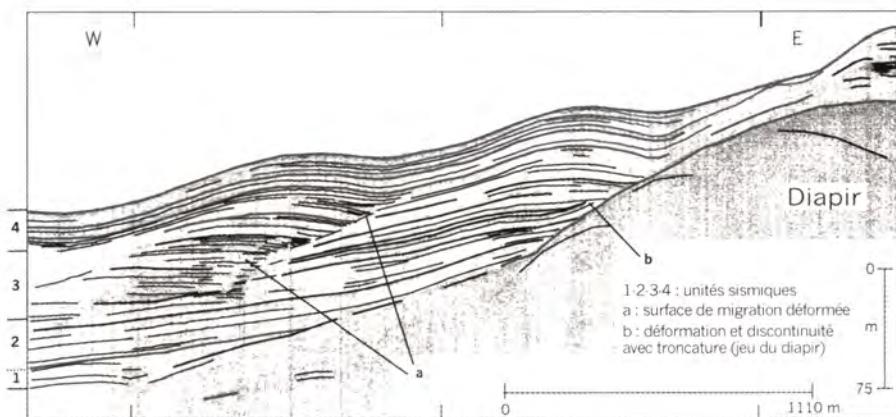


Figure 3 - Détail de la géométrie des « sediment waves » sur la partie supérieure du champ de dunes.

Interprétation et conclusion

Le champ de dunes du plateau landais ne correspond pas à un grand glissement comme le prouve l'absence d'un plan de cisaillement majeur à la base de la série.

L'ensemble des géométries observées souligne l'interaction possible de différents processus dans la mise en place des dunes : construction sédimentaire par des courants et/ou résultat de processus de déformation des sédiments au cours de leur dépôt (tassemement, glissement).

Les courants mis en jeu dans les processus de construction restent encore à définir. Il pourrait s'agir soit de courants de contour, courants appartenant à la circulation générale superficielle et dirigés vers le nord (Durrieu de Madron *et al.*, 1999) et/ou de courants liés à la propagation d'ondes internes générées par la marée semi-diurne (Cavanié & Hyacinthe, 1976 ; Pingree *et al.*, 1986), soit de courants de turbidité (de forte densité, comme pour les remplissages horizontaux de creux interdunaires dans l'unité 3, et de faible densité comme dans le cas du drapage dissymétrique des dunes de l'unité 4).

Les déformations sont syn-dépôts, locales et de faible amplitude. Elles affectent les différentes unités indépendamment et périodiquement, comme le montre la présence d'unités drapantes. De telles déformations seraient à mettre en liaison avec l'activité diapirique, comme le montre la légère déformation des couches au contact du diapir (fig. 3).

Nous proposons le nom de « dunes sédimentaires multiprocessus » ou « multi-process generated sediment waves » pour les dunes de l'unité 3, qui résultent de l'interaction de processus sédimentaires de construction et de déformation.

Références bibliographiques

- Cavanié A., Hyacinthe J.L., 1976. Étude des courants et de la marée à la limite du plateau continental d'après les mesures effectuées pendant la campagne « Golfe de Gascogne 1970 ». Rapp. Sci. Tech., CNEXO, 23, 41p.
- Cholet J.B., Damotte B., Grau G., Debyser Y., Montadert L., 1968. Recherches préliminaires sur la structure géologique de la marge continentale du golfe de Gascogne : commentaires sur quelques profils de sismique réflexion flexotir. Rev. Inst. Fr. Pét., 23, 1029-1045.
- Durrieu de Madron X., Castaing P., Nyffeler F., Courp T., 1999. Slope transport of suspended particulate matter on the Aquitanian margin of the bay of Biscay. Deep-Sea Res. Part II, 46(10), 2003-2027.
- Faugères J.C., Stow D.A.V., Imbert P., Viana A., 1999. Seismic features diagnostic of contourite drifts. Mar. Geol., 162(1), 1-39.
- Gardner J.V., Prior D.B., Field M.E., 1999. Humboldt Slide: a large shear-dominated retrogressive slope failure. Mar. Geol., 154, 323-338.
- Kenyon N.H., Belderson R.H., Stride A.H., 1978. Channels, canyons and slump folds on the continental slope between South-West Ireland and Spain. Oceanol. Acta, 1(3), 369-380.
- Mac Cave I.N., Tucholke B.E., 1986. Deep current-controlled sedimentation in the western North Atlantic. In: The Geology of North America, Vol M. The western North Atlantic region, Decade of North American Geology. Vogt P.R. & Tucholke B.E. (eds). Geol. Soc. Amer. Bull., 451-468.
- Normark W.R., Hess G.R., Stow D.A.V., Bowen A.J., 1980. Sediment waves on the Monterey fan levee: a preliminary physical interpretation. Mar. Geol., 37, 1-18.
- O'Leary D.W., Laine E., 1996. Proposed criteria for recognizing intrastratal deformation features in marine high resolution seismic reflection profiles. Geo-Mar. Lett., 16, 305-312.

- Pingree R.D., Mardell G.T., New A.I., 1986. Propagation of internal tides from the upper slopes of the bay of Biscay. *Nature*, 321, 154-158.
- Stride A.H., Curray J.R., Moore D.G., Belderson R.H., 1969. Marine geology of the Atlantic continental margin of Europe. *Phil. Trans. Royal Soc. London. Ser. A*, 264, 31-75.
- Valery P., Delteil J.R., Cottençon A., Montadert L., Damotte B., Faïl J.P., 1971. La marge continentale d'Aquitaine. In: *Histoire structurale du golfe de Gascogne*. Éd. Technip, Coll. Colloq. Sémin. IFP, 4(8-1) et 4(8-23).

Prévision de l'évolution de la structure thermique dans le golfe de Gascogne

Catherine Ratsivalaka, Vincent Mariette

Ephom/CMO/CM, 13 rue du Chatellier, BP 426, 29275 Brest Cedex, France
ratsi@shom.fr

Résumé

Le Centre militaire d'océanographie met au point un système de prévision des couches superficielles de l'océan dans le golfe de Gascogne. La prévision à trois jours est donnée par un modèle de thermocline 1D (Gaspar *et al.*, 1990) couplé à un modèle de marée interne (Mazé, 1987). Afin d'évaluer le système de prévision, une campagne de mesures océanographiques, Précoce, a été réalisée entre septembre 1997 et juillet 1998. L'utilisation du modèle de thermocline 1D est justifiée par la prédominance des effets unidimensionnels sur l'évolution des couches superficielles dans le golfe de Gascogne et par les résultats de la prévision. De plus, la paramétrisation du mélange induit par les ondes internes sur le profil thermique est en mesure de reproduire les taches d'eaux froides observées, tous les ans du printemps à l'automne, le long du talus continental armoricain.

Summary

The Centre militaire d'océanographie (French Navy Oceanography Center) is designing a forecast model of the oceanic upper layers in the bay of Biscay. The three-day forecasts are provided by a 1D thermocline model (Gaspar *et al.*, 1990) coupled with an internal tide model (Mazé, 1987). To evaluate the system performances, the Précoce experiment was conducted from September 1997 to July 1998. The use of the 1D thermocline model is justified by the predominant role of vertical changes in the upper layers thermal evolution and the numerical results. In addition, the vertical mixing induced by internal tide in the thermocline model is able to reproduce the cold spots which are observed every year during spring, summer, autumn and fall along the Armorican continental shelf break.

Introduction

Afin de mieux prévoir la propagation acoustique dans les couches superficielles océaniques, la Marine française a besoin de connaître en permanence l'évolution de la température dans les couches marines de surface. Pour atteindre cet objectif, un système opérationnel a été réalisé au Centre militaire d'océanographie. Cet article présente sommairement les résultats de ce système.

rement ce système ainsi que les résultats de validation obtenus à partir des comparaisons avec les données *in situ* de la campagne Précoce.

Le système de prévision

Depuis 1995, le Centre militaire d'océanographie travaille à la mise au point d'un système de prévision des couches superficielles de l'océan dans le golfe de Gascogne. Ce système de prévision est basé sur l'hypothèse que les variations de température dans les couches superficielles sont essentiellement dues à des effets unidimensionnels. Pour cela, la prévision repose sur un modèle de thermocline 1D (Gaspar *et al.*, 1990) qui prévoit l'évolution de la température de 0 à 400 m due aux échanges à l'interface air-mer. Ce modèle a été modifié pour tenir compte du frottement sur le fond du courant de marée et du mélange vertical induit par la marée interne (Nicolas *et al.*, 1998). Les flux solaires, les flux radiatifs et les tensions de vent sont issus du modèle de prévision de Météo-France, les courants de marée sont fournis sous la forme de composantes harmoniques d'après les résultats d'un modèle numérique de marée du Légi (Laboratoire des écoulements géophysiques et industriels de Grenoble). Le modèle de thermocline 1D ainsi paramétré est couplé à un modèle de marée interne (Mazé, 1987), puis appliqué en chaque maille du domaine. En plus de ces codes numériques, un module d'assimilation des données *in situ* est utilisé afin de limiter toute dérive du système (Verbeque *et al.*, 1999).

La campagne Précoce

L'objectif de la campagne de mesures océanographiques Précoce, qui s'est déroulée entre septembre 1997 et juillet 1998, était double : tester l'acquisition de données en temps quasi réel pour les besoins d'un système opérationnel et confirmer que les processus pris en compte dans le système sont prédominants.

Afin de tester l'acquisition de mesures *in situ*, en temps quasi réel, des bouées dérivantes munies de chaînes de thermistance ont été déployées par bateau (bouées Marisonde) ou par avion (bouée CMOD) sur l'ensemble du golfe de Gascogne (fig. 1). L'ensemble des mesures moyennées est transmis toutes les heures *via* le système Argos. Le traitement des mesures permet d'obtenir, par interpolation optimale, différents champs d'analyse quotidienne (température, immersion de la base de la couche de mélange). Ces analyses sont utilisées par le module d'assimilation du système et permettent de suivre l'évolution de la structure superficielle de l'océan en temps quasi réel.

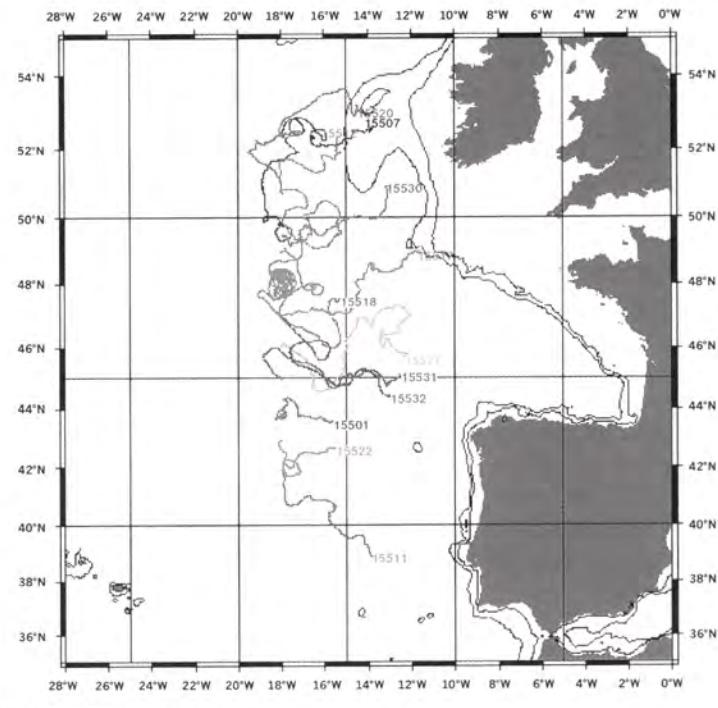


Figure 1 - Trajectoires des bouées dérivantes de la campagne Précoce.

Prédominance des effets unidimensionnels

L'hypothèse fondamentale sur laquelle repose le système de prévision est la prédominance des effets unidimensionnels sur les effets d'advection. Pour évaluer la prédominance des effets unidimensionnels, nous avons comparé l'évolution du contenu thermique journalier (C_{th}) mesuré par la bouée 15527 (fig. 2) et le bilan thermique à l'interface air-mer (Fluxes) correspondant à la même position, entre les mois de septembre 1997 et juin 1998. La figure 3 montre l'évolution de la différence [Fluxes – C_{th}] jour après jour. On observe sur cette courbe que tous les effets autres que les échanges à l'interface air-mer génèrent une augmentation de température inférieure à $0,1^{\circ}\text{C}$ par jour pour 150 m d'eau, pendant 74 % du temps. Cette limite correspond à une valeur de plus ou moins $0,625 \times 10^8 \text{ J/jour}$ (marquée par deux traits sur la figure 3). Ce résultat justifie l'utilisation d'un modèle de thermocline unidimensionnel pour la prévision de l'évolution quotidienne de la température car il confirme que les effets autres que ceux générés par les échanges à l'interface air-mer ne sont pas prépondérants à l'échelle temporelle de notre prévision.

Il faut noter que quand la couche de mélange est supérieure à 150 m notamment en hiver, le précédent calcul n'est pas valable. Malgré cette

incertitude en hiver, les résultats du système le long de la trajectoire de la bouée confirment l'hypothèse précédente. L'erreur quadratique moyenne est toujours inférieure à $0,6^{\circ}\text{C}$, sauf en automne au niveau de la thermocline saisonnière où le marnage de l'onde interne de marée est important et non simulé par le système.

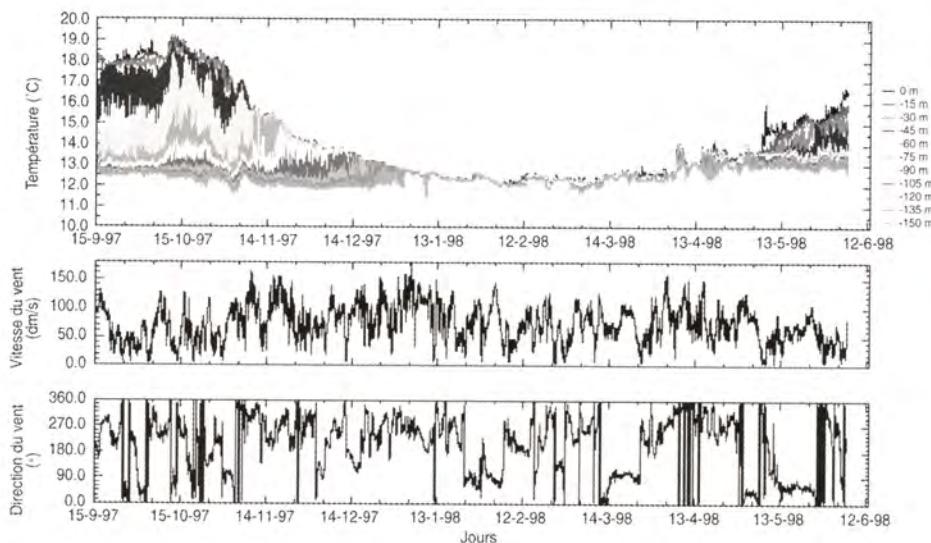


Figure 2 - Observations recueillies par la bouée 15527.

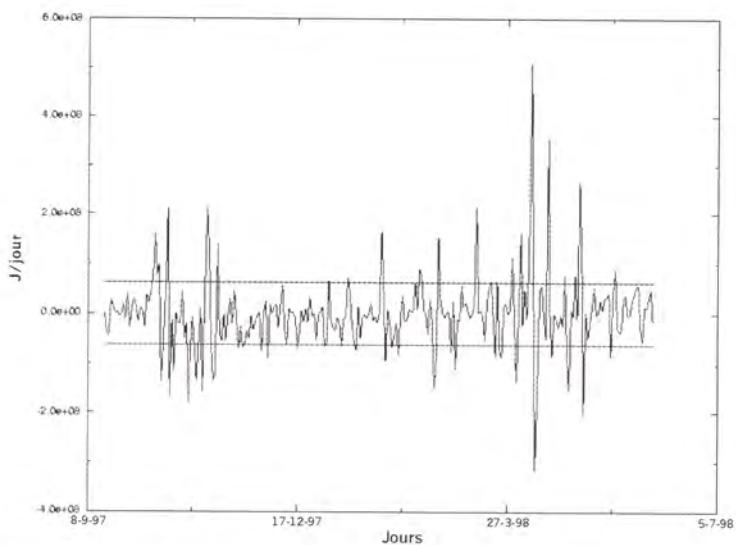


Figure 3 - Évolution temporelle de [Fluxes – Cth].

Effets de la marée interne

Le mélange dû à la marée interne est pris en compte dans le modèle de thermocline en rajoutant un coefficient de diffusion turbulente (Nicolas *et al.*, 1998). Ce coefficient est fonction du cisaillement de courant barocline au niveau de la thermocline saisonnière et du marnage de l'onde interne. Ce couplage permet de simuler les taches d'eaux froides qui apparaissent le long du talus armoricain du printemps à l'automne (fig. 4). La localisation des taches froides, prévue par la simulation, montre un très bon accord avec celle observée sur l'image satellite du 22 juin 1998 (fig. 5).

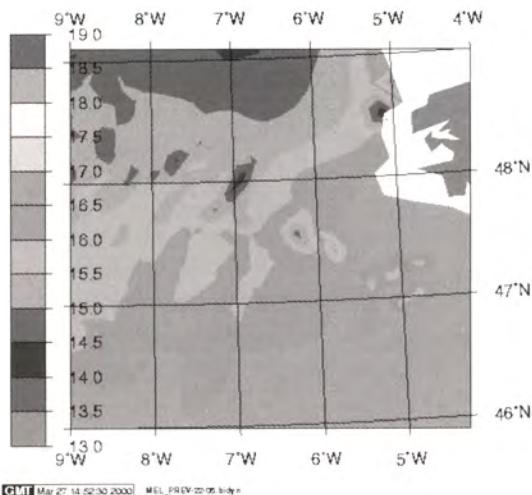


Figure 4 - Création des taches d'eaux froides par le système le 22 juin 1998.

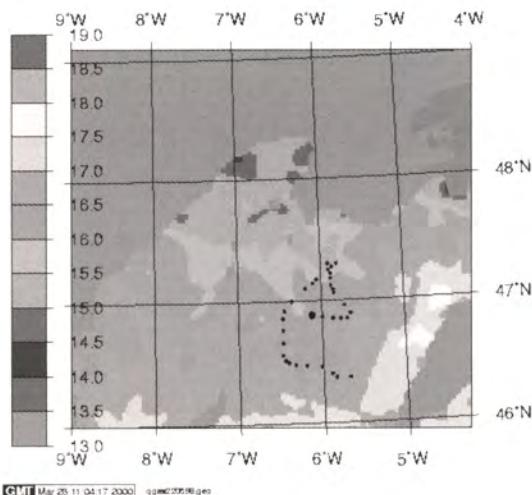


Figure 5 - Image AVHRR du 22 juin 1998.

Conclusion

La réalisation d'un système opérationnel de prévision a permis de montrer la faisabilité d'un tel système :

- la stratégie développée au cours de la campagne Précoce permet d'acquérir des mesures dans un laps de temps compatible avec les contraintes d'un système opérationnel de prévision ;
- la prise en compte d'un modèle 1D de thermocline pour simuler l'évolution des couches superficielles de l'océan est justifiée dans le golfe de Gascogne par la prédominance des effets unidimensionnels à l'échelle de temps considérée ;
- le mélange vertical induit par la marée interne dans le modèle de thermocline est capable de reproduire les taches d'eaux froides observées du printemps à l'automne le long du talus armoricain.

Références bibliographiques

- Gaspar P., Gregoris Y., Lefevre J.M., 1990. A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing. *J. Geophys. Res. Solid Earth*, 95(9), 16179-16193.
- Mazé R., 1987. Generation and simulations of oceanic upper layers for three seasonal periods in the bay of Biscay. *Cont. Shelf Res.*, 7(9), 1079-1104.
- Nicolas P., Ratsivalaka C., Mariette V., Verbeque V., Pichon A., Deveaux M., 1998. An upper layer temperature forecast in the bay of Biscay. 23rd General Assembly of the European Geophysical Society, Nice, 20-24 April 1998.
- Verbeque V., Mariette V., Ratsivalaka C., 1999. Data assimilation in a forecast model of the ocean upper layers. The ocean-observing system for climate, 18-22 October, Saint-Raphaël, France.

Le canyon de Capbreton : nouvelle approche géomorphologique

Pierre Cirac⁽¹⁾, Jean-François Bourillet⁽²⁾, Roger Griboulard⁽¹⁾, Alain Normand⁽²⁾, Thierry Mulder⁽¹⁾

(1) Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

(2) Ifremer Brest, Drot/gm, BP 70, 29280 Plouzané, France
cirac@geocean.u-bordeaux.fr

Résumé

Le canyon de Capbreton se distingue des autres canyons de la marge septentrionale du golfe de Gascogne par des caractéristiques d'ordres structuraux, géomorphologique et morphosédimentaire.

Dans cet article, nous allons évoquer une nouvelle approche de l'étude de ce canyon permise par l'acquisition de nouvelles données lors de la campagne ITSAS en 1998.

Abstract

The canyon of Capbreton has distinct structural, morphological and morphosedimentary features when compared to other canyons of the northern margin of the bay of Biscay.

New data from the 1998 ITSAS cruise allowed a new approach for the study of this canyon. The aim of this paper is to present this approach.

Introduction

La région de Capbreton se trouve en continuité parfaite avec les structures pyrénéennes décrites à terre (Schoeffler, 1965 ; Boillot *et al.*, 1974) et se situe à la jonction de deux domaines structuraux fondamentalement différents comprenant :

- une marge méridionale qui correspond à l'allochtone nord-pyrénéen plissé (Boillot *et al.*, 1973) ;
- une zone d'effondrement au nord qui serait l'équivalent de l'autochtone néogène prépyrénéen. Le front de chevauchement qui limite ces deux domaines devrait se poursuivre vers l'ouest en longeant la bordure méridionale du canyon (Boillot *et al.*, 1974).

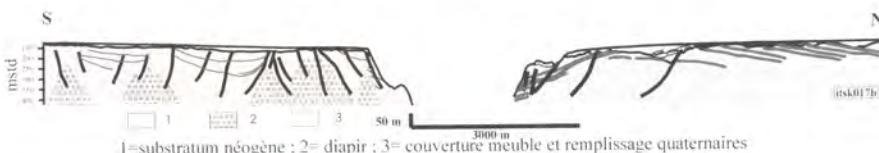


Figure 1 - Profil interprété de sismique sparker dans la région du canyon de Capbreton (profil AB sur la figure 2).

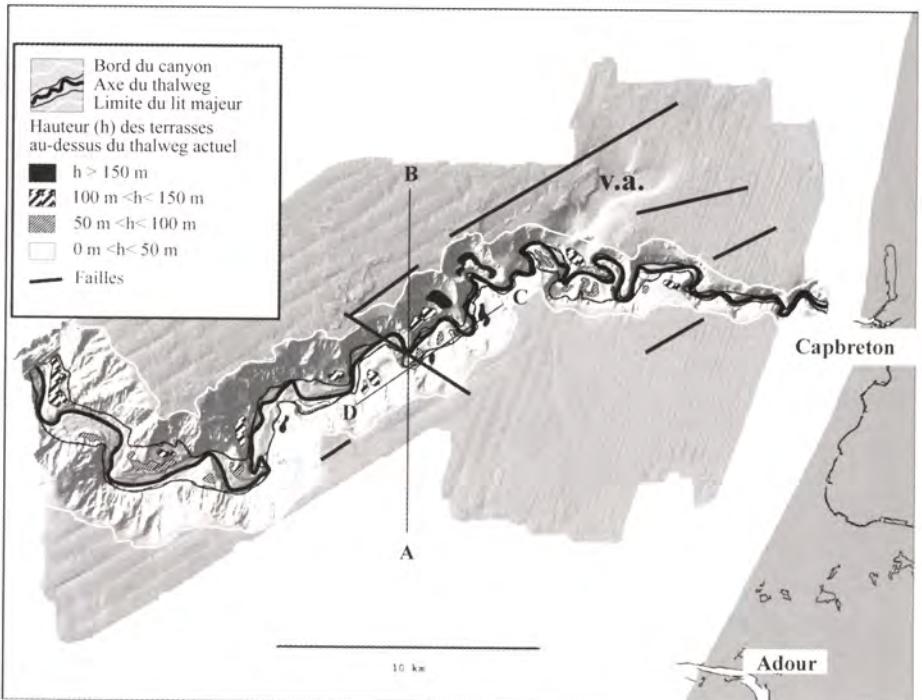


Figure 2 - Bloc diagramme du cours supérieur du canyon de Capbreton montrant le tracé méandrique, les failles contrôlant ce tracé, la disposition des terrasses, une vallée adjacente (v.a.) et la situation des profils (AB et CD) des figures 1 et 3.

Selon Boillot *et al.* (1973), la partie amont du canyon est affectée par une série d'accidents ENE-WSW et de décrochements NW-SE qui donnent au canyon son tracé caractéristique en « baïonnette ». Sur la figure 1, on observe la présence de failles normales délimitant des zones d'effondrement en graben occupées par d'anciennes vallées adjacentes dont une est encore visible dans la morphologie actuelle (fig. 2). La disposition générale du cours supérieur du canyon est organisée en trois segments EW, NE-SE puis SF-NW (fig. 2). On constate que les accidents 70°N contrôlent le tracé général du canyon, notamment celui du tronçon médian, ainsi que celui de la vallée adjacente. Les failles 140°N contrôlent des changements de direction plus localisés, ainsi que le tracé du troisième tronçon. Sur la marge méridionale du canyon, on constate que la structure synclinale est fortement perturbée par des diapirs auxquels sont associées de nombreuses failles. L'importance des remontées de sel dans cette zone peut être mise en relation avec la présence sous-jacente du front nord-pyrénéen.

Le canyon a creusé une entaille très profonde (jusqu'à plus de 500 m de dénivelé) et son cours présente une morphologie méandrique dès la tête de canyon. Par analogie avec les formes décrites à terre, on peut distinguer :

- un lit majeur et un lit mineur ;

- des terrasses emboîtées ou étagées et des méandres abandonnés, parfois perchés ;
- des vallées confluentes également perchées ;
- des seuils, des verrous et des bras morts. La chronologie relative de ces éléments, basée sur des critères bathymétriques, suggère une incision polyphasée. Ainsi, les terrasses peuvent être regroupées en au moins cinq phasés. Certaines de ces terrasses sont localisées dans le lit majeur, d'autres, plus difficilement connectables, se trouvent sur le flanc du canyon.

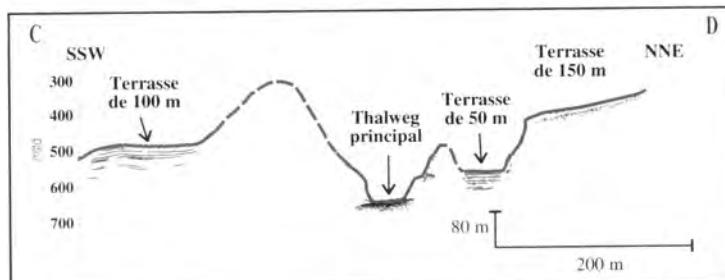


Figure 3 · Partie interprétée du profil sondeur itsd059 montrant les terrasses de méandre le long du transect CD représenté sur la figure 2.

La tête du canyon se trouve à environ 250 m du littoral et s'emboîte parfaitement dans le bassin de l'Adour, vestige du bassin subsident prépyrénéen. Ce bassin a été le siège d'apports sédimentaires très importants depuis l'Éocène (Schoeflér, 1965), apports qui ont pu se prolonger jusqu'au Quaternaire et alimenter, en période de bas niveau marin, des courants de turbidité. En effet, Nesteroff *et al.* (1968) trouvent, par carottage dans l'axe du canyon, des turbidités relativement récentes (5000 ans). Par ailleurs, on observe sur les profils de sondeur de sédiments (fig. 3), au niveau des terrasses du canyon, des faciès sismiques caractérisés par des réflexions de bonne continuité et de fréquence élevée, pouvant correspondre à des dépôts turbiditiques.

Les courants de turbidité sous-aquatiques chargés en matière en suspension seraient alimentés soit par des ruptures rétrogressives en tête de canyon ou sur ses flancs, soit par un écoulement fluvial généré lors de crues.

Conclusion

Structuralement, le canyon de Capbreton se caractérise par l'existence de failles dont le réseau global pourra être mis en évidence à partir de l'étude plus poussée (en cours) du réseau des entailles sous-marines. Cette disposition structurale contrôle :

- la présence de seuils ;
- des changements brusques de direction.

Les rejeux tectoniques sont, pour certains au moins, récents, comme le montrent les profils sismiques, tandis que les modalités d'alimentation et

de creusement du canyon ainsi que l'ensemble de son évolution morphologique restent à préciser.

En définitive, le canyon de Capbreton représente un excellent modèle de canyon sous-marin dont l'origine et la géométrie sont clairement influencées par les structures tectoniques et dont la morphologie est nettement marquée par une succession d'épisodes morphogénétiques différents.

Références bibliographiques

- Boillot G., Dupeuble B.-A., Hennequin-Marchand I., Lamboy M., Le-prêtre J.-P., 1973. Carte géologique du plateau continental nord-espagnol entre le canyon de Capbreton et le canyon d'Aviles. Bull. Soc. Géol. Fr., 15(3-4), 367-391.
- Boillot G., Dupeuble B.-A., Hennequin-Marchand I., Lamboy M., Le-prêtre J.-P., Musellec P., 1974. Le rôle des décrochements tardifercyniens dans l'évolution structurale de la marge continentale et dans la localisation des grands canyons sous-marins à l'ouest et au nord de la péninsule ibérique. Rev. Géogr. Phys. Géol. Dyn., 16(1), 75-86.
- Nesteroff W., Duplaix S., Sauvage J., Lancelot Y., Melières F., Vincent E., 1968. Les dépôts récents du canyon de Capbreton. Bull. Soc. Géol. Fr., 10(2), 218-252.
- Schoeffler J., 1965. Le «gouf» de Capbreton, de l'Éocène à nos jours. Colston Papers, vol. XVII, Butterworths Sci. Publ., London, 265-270.

The importance of the main external driving agents in the bay of Biscay hydrographic changes

Julio Gil, Ricardo Sánchez

Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
julio.gil@st.ieo.es

Abstract

The shelf regions around the bay of Biscay (North Iberian Peninsula) show a well-defined pattern of typical hydrographic situations, achieved after the combined effects of the main external agents (Poleward Current, wind drag, freshwater run-off and tides). Most appear seasonally, but their magnitude, time span and synoptic occurrence form a matrix of possibilities that result in a particular situation.

Résumé

Les régions du plateau continental du golfe de Gascogne (nord de la péninsule Ibérique) montrent un modèle bien défini de situations hydrographiques produites par les effets combinés des principaux agents extérieurs (Poleward Current, la force du vent, les apports d'eau douce et les marées). La plupart apparaissent saisonnièrement, mais leur magnitude, durée et présence synoptique forment un ensemble de possibilités créant une situation particulière dans cette région.

Introduction

In the bay of Biscay shelf regions a particular scenario is annually achieved, after the combined effects of the main external driving agents, namely the Poleward Current (PC), wind drag and freshwater run-off, over which tidal forces impose. Although most of these appear with a seasonal cadence, both magnitudes, time spans and synoptic occurrence over which they manifest may combine on a matrix of possibilities that finally result in a particular situation. In this paper a review of the main external agents that play a role on the bay of Biscay shelf circulation is outlined, illustrated with a number of examples over the last decade.

Material and methods

The results presented here were obtained from different surveys (1995, July 1998 and 1999, autumn 1996 and 1999, and SESITS 1997 and 1998 cruises). Standard objective analysis techniques were applied.

Results

Poleward transport of warm and saline waters has been documented to occur seasonally along the Iberian Peninsula (Frouin *et al.*, 1990). This flow introduces the main energy input in the bay of Biscay during the wintertime (Pingree, 1994). We consequently set the wintertime as the triggering point for the dynamical cycle. Although it is well documented that the PC peaks over the north-west corner during the winter months, it has been shown to experience considerable strength, magnitude and time year-to-year variations. Measurements of thermohaline changes introduced by the PC are presented in figure 1.

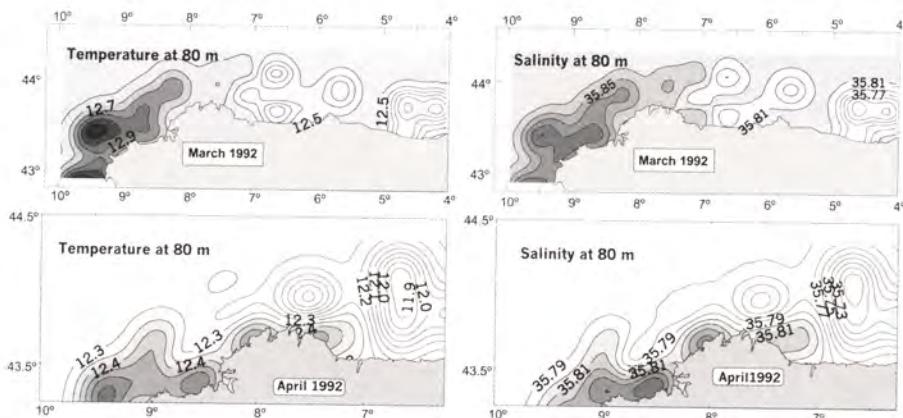


Figure 1 - Water masses cooling due to the extinction of the Poleward Current from March to April.

The start of the spring brings about the slow-down and extinction of the Poleward Current. As a result, from March to April 1992, cooling and freshening of water masses occurred at 80 metres. In March high temperature and salinity waters extended over the entire shelf area from the western region till 7°W, whereas in April T and S values decreased and the PC water appeared as a narrow coastal fringe only at the westernmost area.

This phenomenon was also observed at 4°W during 1995 (fig. 2). The PC seasonal features are charted (high temperatures); the PC intrusion invaded the shelf regions before February 1995. The Spring (May) PC retreat resulted in a freshening and cooling of shelf waters, similarly to the Galician shelf. The annual cycle could be closed in December 1995; a PC tongue swept again the coastal regions and steep gradients formed a strong front that defined an intense eastward flow.

Atmospheric wind regime. Low-pass synoptic annual wind cycle outlines winter prevalence of westerly winds, against the onset of easterlies during the spring-summer, brought about by seasonal establishment of the Azores High. Easterlies generate the typical spring-summer coastal upwelling. The atmosphere-ocean momentum exchange transfers energy towards the eddy field. Ekman drag of surface waters off the coast results

in an initial inertial dynamics damped by upwelling-associated pressure gradients. Finally, a mass field formed by warm offshore nuclei surrounded by frontal regions consequence of coastal upwelling (on the southern side) and cold exterior waters (on the northern side) becomes quasi-geostrophically adjusted as anticyclonic sub-mesoscale eddies (Sánchez & Gil, 2000).

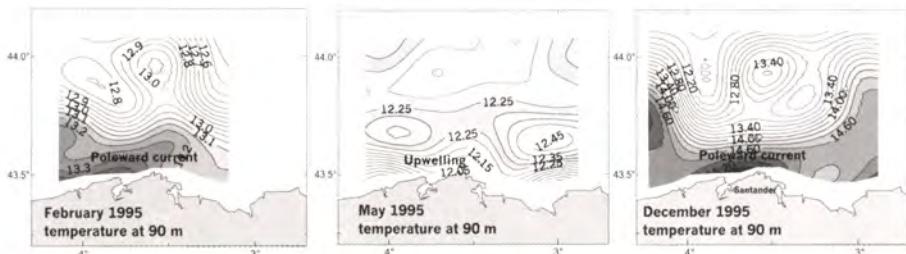


Figure 2 - Water masses pattern after the Poleward Current vanished and appeared.

However, this ideal seasonal pattern may be affected by a number of disturbances that also modify the year-to-year strength, extension and duration of the summer upwelling. A typical summer picture is presented in figure 3 for both July 1998 and 1999, where at 40 metres the presence of a density front between the cold upwelled waters occupying the continental shelf and warm off-shelf structures was observed. Nevertheless, both events are scaled with different relative magnitude. In July 1999, a wide, strong and continuous upwelling region developed whereas in 1998 appeared as a broken stripe of alternating mesoscale nuclei of different sign.

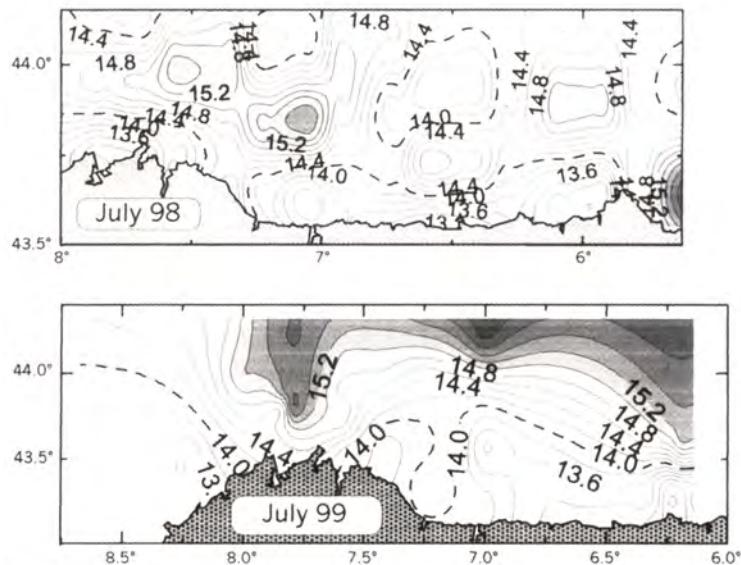


Figure 3 - Summer upwelling and mesoscale activity from temperature at 40 metres.

Riverine run-off have maximum intensities during late winter and early spring, particularly after peak discharges from French Adour and Gironde rivers. Consequently, a classical view of the bay of Biscay shows low salinity occupying surface layers over the eastern regions (fig. 4). Entrance of relative low salinity water from the French shelf onto the Cantabrian Sea affects the configuration of water masses by increasing the stratification of upper layers. These perturbations upon the buoyancy frequency pattern result into altered interchange between neighbour layers. Concerning tidal forces, barotropic tides have to be taken into account particularly on the wider shelf region, where tidal mixing processes impose over the remaining agents.

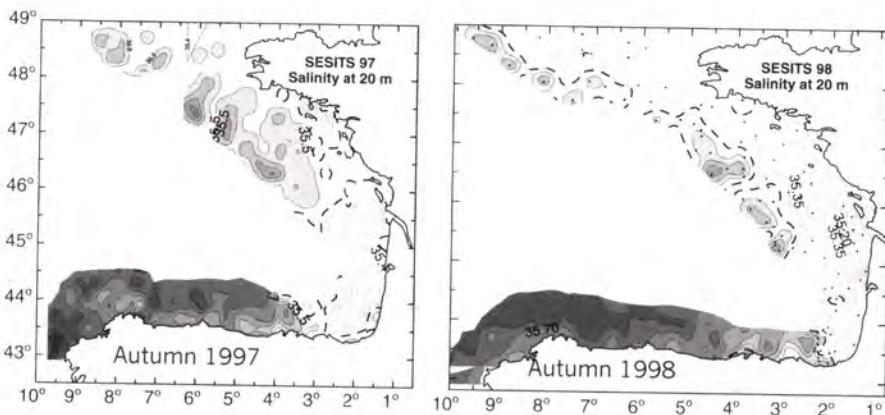


Figure 4 · Evaluation of differential freshwater run-off from the 20 m salinity pattern in the bay of Biscay.

Conceptual model. All mentioned energy inputs have a seasonal and regular periodicity of occurrence, although their magnitude, time span and synoptic occurrence do not. Considering as three main agents (level 1: source), a dichotomial conceptual model may be elaborated upon two main possibilities: strong or weak intensity (level 2: intensity). For each situation a twofold choice is again inferred, the phenomenon acts either in a persistent or a variable way (level 3: time span). Finally, the chain ends with a temporal constraint, depending on whether the source occurs at the right moment or over an inconvenient moment for a certain scenario to be achieved (level 4: synoptic occurrence). A number of probabilistic events may combine in a matrix of possibilities whose results are summarized as observed in the autumn picture.

The bio-physical coupling between environmental conditions and hake (*Merluccius merluccius*) recruitment has been recently evidenced (Sánchez & Gil, 2000; SESTIS, 2000). The driving processes conducting the attainment of each oceanographic situation have an effect on shelf processes. Apart from biological considerations (namely variations in egg production by the hake spawning stock biomass and fecundity), the success of recruitment will strongly depend on ichthyoplankton

survival, for which both food availability through primary production and larval retention within closed structures are postulated bottlenecks (Sánchez & Gil, 2000). Over the last decade (1993-1999) along the Cantabrian Sea, the autumn situations could be grouped into three main clusters (fig. 5):

A type: 1994. The dynamic pattern is formed by a three-striped pattern of: (a) cold upwelling cyclonic nuclei upon the proximal continental shelf; (b) warm anticyclonic mesoscale off-shelf structures; and (c) colder and homogeneous oceanic waters. The detection of this situation permitted us to venture that the easterly wind regime was continuous, persistent but not very intense all the summertime through, prolonging its activity up to the middle of autumn.

B type: 1998. The summer upwelling, if occurred, disappeared giving way to a weak current pattern over the shelf as configured by: (a) a well stratified, warm and low salinity structure occupying most of the continental shelf; and (b) colder and homogeneous oceanic water; both (a) and (b) with minor mesoscale features. In this case, the entrance of shelf water from French continental sources is considered.

C type: 1995. From the oceanographical viewpoint, it can be regarded as an extreme A type where the anticyclonic fringe is displaced well far from the shelf area.

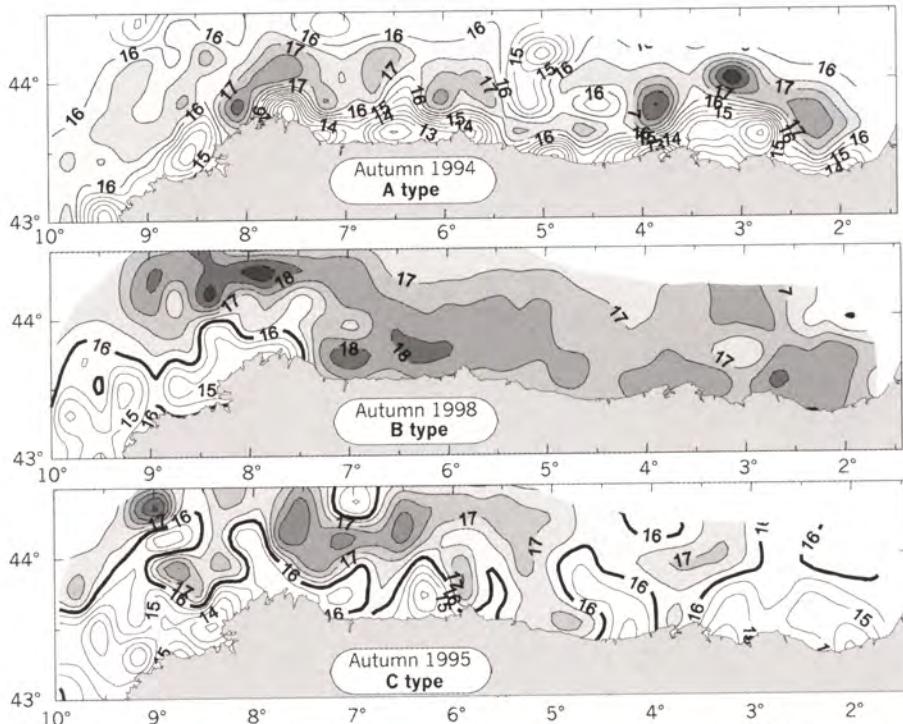


Figure 5 - Typical oceanographic scenarios for the southern bay of Biscay from the temperature at 40 metres.

Conclusion

Three main seasonal processes are proposed to be the driving mechanisms for the bay of Biscay oceanography, namely Poleward Current, wind drag and freshwater run-off. The annual cycle may be triggered in wintertime. A combination of events rather than just a single agent may be accounted for the three typical oceanographic scenarios. The driving processes conducting the attainment of each oceanographic situation have an effect on shelf processes. Apart from biological considerations, the success of recruitment will strongly depend on ichyoplankton survival, for which both food availability through primary production and larval retention within closed structures are postulated bottlenecks.

Bibliographic references

- Frouin R., Fiúza A.F.G., Ámbar I., Boyd T.J., 1990. Observations of a Poleward surface current off the coasts of Portugal and Spain during winter. *J. Geophys. Res.*, 5, 679-691.
- Pingree R.D., 1994. Winter warming in the southern bay of Biscay and Lagrangian eddy kinematics from a deep-drogued Argos buoy. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 70, 857-885.
- Sánchez F., Gil J., 2000. Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in the southern bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.*, 57, 152-170.
- SESITS, 2000. Evaluation of demersal resources of southwestern Europe from standardized groundfish surveys. Final Report to the Commission of European Communities, 195 p.

Modelling the Adour plume with a 3D hydrodynamic model

Anne-Marie Jégou, Franck Dumas, Pascal Lazure

(1) Ifremer Brest, Del/ao, BP 70, 29280 Plouzané, France
amjegou@ifremer.fr

Abstract

The Adour plume evolution is simulated over 1995 with a 3D hydrodynamic model forced with wind and thermal fluxes provided by a meteorological model (Arpege, Météo-France), the tide and the discharges of the Loire, Gironde and Adour rivers.

Résumé

Le comportement et l'évolution saisonnière du panache de l'Adour sont étudiés au moyen d'un modèle hydrodynamique 3D du golfe de Gascogne. L'évolution du panache durant l'année 1995 est simulée en forçant le modèle par les vents et flux issus du modèle météorologique Arpege de Météo-France, la marée et les débits mesurés de la Loire, de la Gironde et de l'Adour.

Introduction

Hydrology over the continental shelf along the French coast shows highly variable salinities due to an extended plume largely driven by winds. The dynamic behaviour of the Loire and the Gironde have already been quite well-documented and studied (Lazure & Jégou, 1998). At the time, the computed domain of the model used covered the entire Atlantic shelf from the French coast to the 200 m isobath and from 44°N to 49°N. In order to take the Adour plume into account and assess the influence of mesoscale circulation on the shelf, the model was extended westward (8°W) and southward to the Spanish coast.

The spreading and the behaviour of the Adour plume are not well-known. Sometimes satellite images show relevant evidence of its presence, especially on temperature (AVHRR) and colour channels (AVHRR, SeaWiFS). Moreover, surveys (Modycot 98, Pegase 98) have highlighted its shape.

These observations indicate two typical situations: the Adour plume is either spread straight from the estuary or driven northward along the Landes coast.

After a brief description of the numerical model and Modycot 98-3 survey observations, results of simulation for the year 1995 will be discussed to describe the trends and behaviour of the Adour plume during a whole year.

Numerical model

The model based on the primitive equations provides a forecast computation of currents, sea surface elevation, salinity and density fields. It solves these equations with finite difference schemes using sigma coordinates and the time splitting method. The turbulence closure model is based on a simplified k-epsilon assumption (Luyten *et al.*, 1996).

The model area extended from the Spanish coast to 49°N latitude and from 8°W to the French coast in longitude (fig. 1). Grid step size was five kilometres. The thirty sigma levels were distributed in such a way that the mixed surface layer is always described with at least five points, even at depths greater than 4000 metres.

Along open boundaries, the 3D model was provided with sea surface elevation by a wider 2D barotropic model forced with constant weather conditions (wind and pressure). Tidal components along the open boundaries of that model are extracted from "Schwiderski Atlas".

Observations

The Adour estuary is fed by many small rivers (i.e., the Adour, gave de Pau, gave d'Oloron and Luy) which have their sources in the Pyrenees. The annual mean flow of freshwater in the mouth of the estuary is about 300 cubic metres per second. The peak flow, which happens during winter or spring, may exceed 1000 m³/s during few days.

The French oceanographic and hydrographic service (Shom) has conducted hydrological measurements at sea over different seasons since 1997. One of these surveys, Modycot 98-3, which took place during April 1998, clearly shows the extension of the plume northward as far as 44°N and probably, mixed with the Gironde plume, as far as 45°N (fig. 1). The plume is driven along the coast while mixing with marine water resulting in slightly freshwater (2 psu less).

Simulation of the year 1995

The true behaviour of the Adour plume is complex because of interactions between various processes and the significant variability of river discharges and winds.

This application aimed to perform a full year's simulation in order to describe the hydrology evolution on the Atlantic continental shelf. Thus, in the future, this case should provide a basis for simulations over several years and make it possible to compare them with existing measurements (surveys, remote sensing).

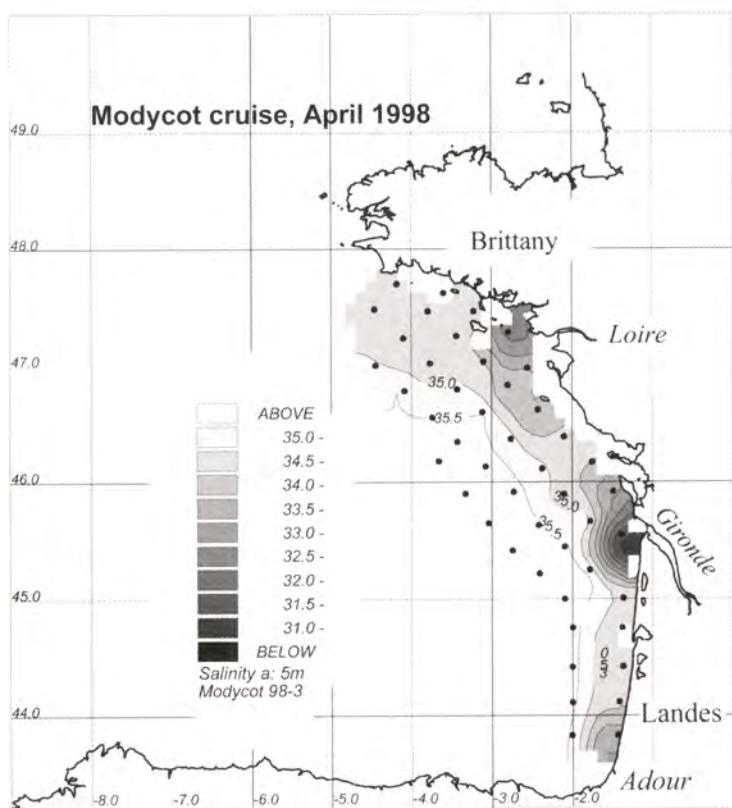


Figure 1 · Surface salinity fields provided by Modycot 98-3 survey.

Initial and boundary conditions

The simulation began on January 1st, 1994, and extended over two years. On the surface the model was forced by wind stress and air-sea heat transfer estimated from the French weather model Arpege outputs (Météo-France). These data were provided on a grid with steps of 0.5° in longitude and latitude. They were linearly interpolated at the nodes of 2D and 3D models. The daily measured discharges of Loire, Gironde and Adour were averaged over a time period of one week and input at the mouth of their estuaries.

The system has a rather long memory, since the influence of initial conditions only lost its importance after a full year. This is why we performed a two-year simulation, but only examined the results for the year 1995. For this application, only the salinities calculated between the Adour and Gironde will be considered.

Results

The year 1995 was characterized by significant freshwater discharges. Mean river flows over the beginning of the year (from January to the end of April) exceeded the seasonal mean with respectively $2400 \text{ m}^3/\text{s}$ for the Loire, $1700 \text{ m}^3/\text{s}$ for the Gironde and $490 \text{ m}^3/\text{s}$ for the Adour.

The seasonal diagram of wind stress is close to the average year pattern. However, it shows periods of very strong winds during the first four months. During the winter of 1995, south-westerly and westerly winds prevailed. In April, a wind shift occurred and prevailing winds became north-westerly from spring to the end of summer along the coast of Landes but rather westerly-north-westerly near the Adour estuary.

Figure 2 shows tidal filtered sea surface salinity fields in different seasons as well as vertical transect along the coast between the Adour in the south and Oleron island in the north. These results highlight the seasonal evolution of the river plumes.

In February (fig. 2A), low salinity waters were advected polewards (Adour) or north-westwards (Gironde), close to the coast, due to favourable winds which increased the geostrophic density-driven circulation. The vertical section shows strong stratifications next to the mouth of the estuary.

In spring (fig. 2B), river plumes spread over the continental shelf with strong horizontal gradients. The combined effects of north-westerly winds and the decrease in river flows led to a reversed circulation of the Gironde plume. Gironde freshwater then extended towards the south and mixed with those from Adour.

In summer (fig. 2C), the low river flows induced a smoothing in the horizontal and vertical gradients. The lower salinity of the Adour plume was no longer visible. However, the prevailing north-westerly winds increased the offshore and southward advection of freshwater discharges towards the Spanish coasts.

In autumn (fig. 2D), the continental shelf was nearly covered by marine waters. Nevertheless, a low-salinity residual tongue remained near the coast under southerly winds. The water masses between the Adour and the Gironde were still slightly stratified. They originated from the mixing of two freshwater river plumes and the sea over time. Thus, since a few years, a sign of residual river discharges remained along the coast until the start of a new run-off cycle in the following winter.

Conclusion

The first simulations carried out showed the ability of this new, extended model to correctly describe the behaviour of a river plume over great depths. The description of salinity trends in the southeastern part of the bay of Biscay in 1995 could not be validated, but this preliminary experimentation allows us to simulate several years and compare the model results with existing measurements.

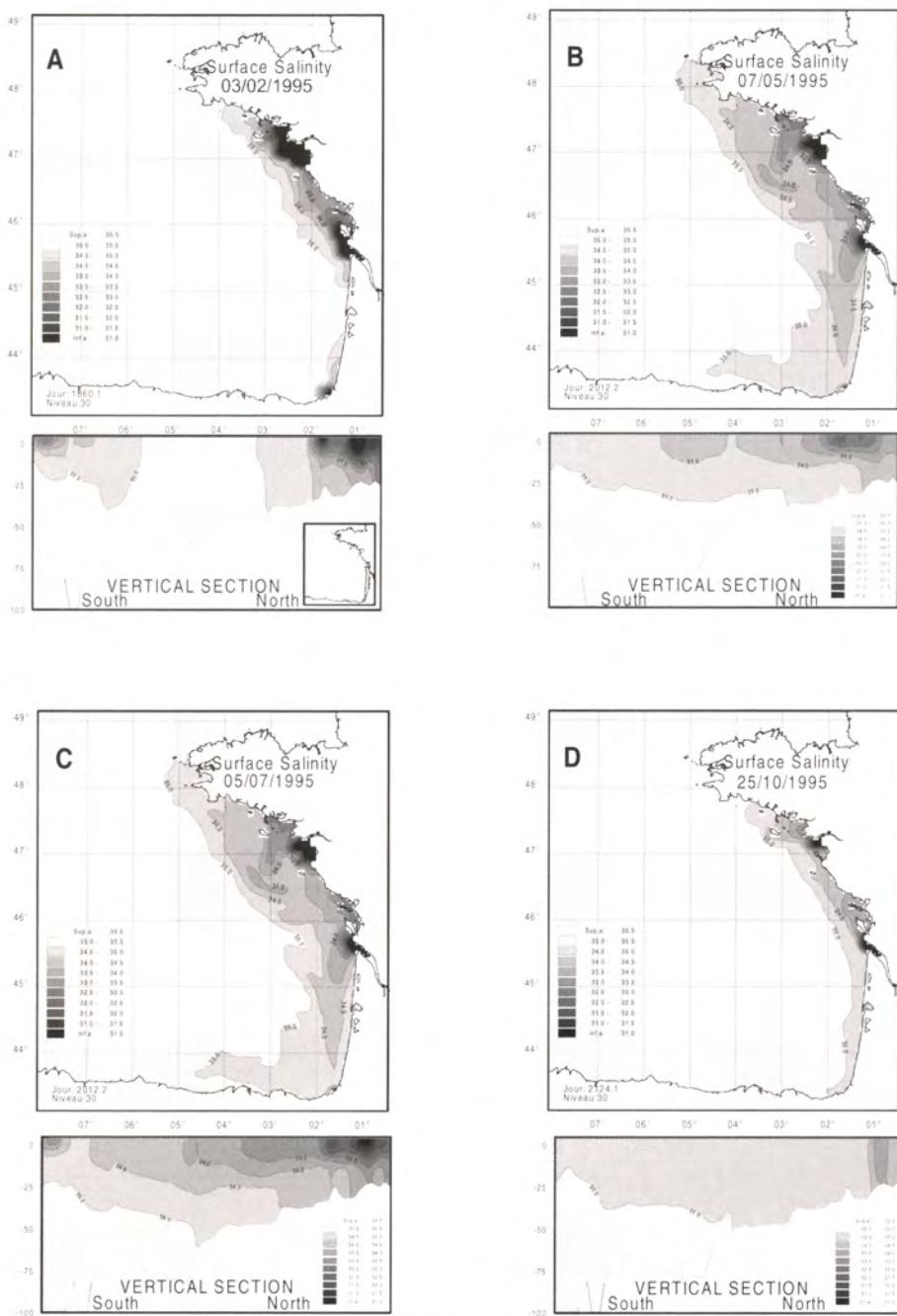


Figure 2 · Evolution of computed salinity during the year 1995: surface and vertical sections from Adour estuary to Oleron island.

Acknowledgments

Diren Midi-Pyrénées, Météo-France, port autonome de Bordeaux, for access to their data.

Bibliographic references

- Jégou A.-M., Lazure P., 1995. Quelques aspects de la circulation sur le plateau atlantique. In: Actes du 4^e colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, Santander, 12-14 avril 1994, 99-106.
- Lazure P., Jégou A.M., 1998. 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. In: 5^e colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, La Rochelle, avril 1996. Oceanol. Acta, 21(2), 165-177.
- Luyten P., Deleersnijder E., Ozer J., Ruddick K.G., 1996. Presentation of a family of turbulence closure models for stratified shallow water flows and preliminary application to the Rhine outflow region. Cont. Shelf Res., 16(1), 101-130.

Cálculo cuantitativo del impacto ambiental en la calidad de las aguas litorales de la CAPV mediante el empleo de técnicas de análisis multivariante

Juan Bald, Ángel Borja, Javier Franco, Raúl Castro

AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
jbald@azti.es

Abstract

This paper proposes a quantitative method for the calculation of the environmental impact on the quality of coastal and estuarine waters of the Basque Country (Spain). The calculation has been made by means of multivariate statistics, specifically using the analysis of principal components (PCA); it is based on previous methods developed for the Mediterranean coasts, (Niell *et al.*, 1988). Data coming from a network of monitoring and quality control of coastal waters of the Basque Country have been used. The average environmental impact in coastal and estuarine waters of the Basque Country vary from 25 to 50% in general. Few locations like the Nervión, Deba and Oiartzun estuaries show levels above 50 per cent.

Introducción

El presente trabajo trata sobre el cálculo cuantitativo del impacto ambiental entre 1995 y 1999, en la calidad de las aguas litorales y estuáricas del País Vasco mediante el empleo de la estadística multivariante como herramienta de cálculo cuantitativo, en concreto el análisis de componentes principales (ACP), según el método desarrollado por Bald *et al.* (1999) basado a su vez en los trabajos de Algarra & Niell (1985), Niell *et al.*, (1988) y Clavero & Carreira de la Fuente (1991). Para ello se han empleado datos procedentes de la Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco, que desde 1995 AZTI viene realizando para el Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco (AZTI, 1995-1999).

Metodología

La metodología empleada en el presente trabajo se encuentra descrita de forma amplia en Bald *et al.* (1999). Primeramente, tanto para la zona litoral como para la estuarica, se llevó a cabo el diseño de dos estaciones de referencia, una representativa de condiciones de "no contaminación" y otra representativa de condiciones de "fuerte contaminación" con datos de la

Red antes mencionada. Ésta cuenta con 32 estaciones de muestreo repartidas por todo el litoral vasco (fig. 1). Cada año se realizan cuatro campañas de medición de variables físico-químicas en las que se obtienen datos relacionados con la calidad de las aguas.

Primeramente, para cada estación se calculó el valor medio de cada una de las variables consideradas a lo largo de cada año entre 1996 y 1999. De entre todos los valores que adquiría una variable a lo largo de las diferentes estaciones y años se calcularon el máximo y el mínimo, de tal forma que, según la variable que se tratase, el dato calculado para las estaciones estuáricas o litorales se asignaba a uno u otro tipo de estación de referencia. Poniendo como ejemplo el oxígeno disuelto, el valor medio máximo obtenido para las estaciones estuáricas se asignaba a la estación de referencia de "no contaminación" estuaria, mientras que el mínimo, a la de "fuerte contaminación" y así sucesivamente con las restantes.

De entre todas las variables analizadas por la Red de Calidad, en la columna de agua, se escogieron las siguientes: oxígeno disuelto, turbidez, transparencia (medida mediante la profundidad de visión del disco de Secchi), sólidos en suspensión, nutrientes inorgánicos disueltos (amonio, nitrito, nitrato, fosfato y silicato), nitrógeno y fósforo total, carbono orgánico total (COT), metales pesados (As, Cd, Cr³⁺, Cr⁶⁺, Cu, Fe, Hg, I, Mn, Ni, Pb y Zn) y calidad bacteriológica de las aguas.

Una vez establecidas las estaciones de referencia se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) y se calculó la distancia vectorial de cada una de las estaciones con respecto a su estación de referencia de "no contaminación". Así, a la mayor distancia vectorial, la existente entre las respectivas estaciones de referencia, se le asignaba teóricamente el 100 % de impacto mientras que las restantes estaciones participan de un porcentaje determinado según la distancia que las separa de la correspondiente referencia.

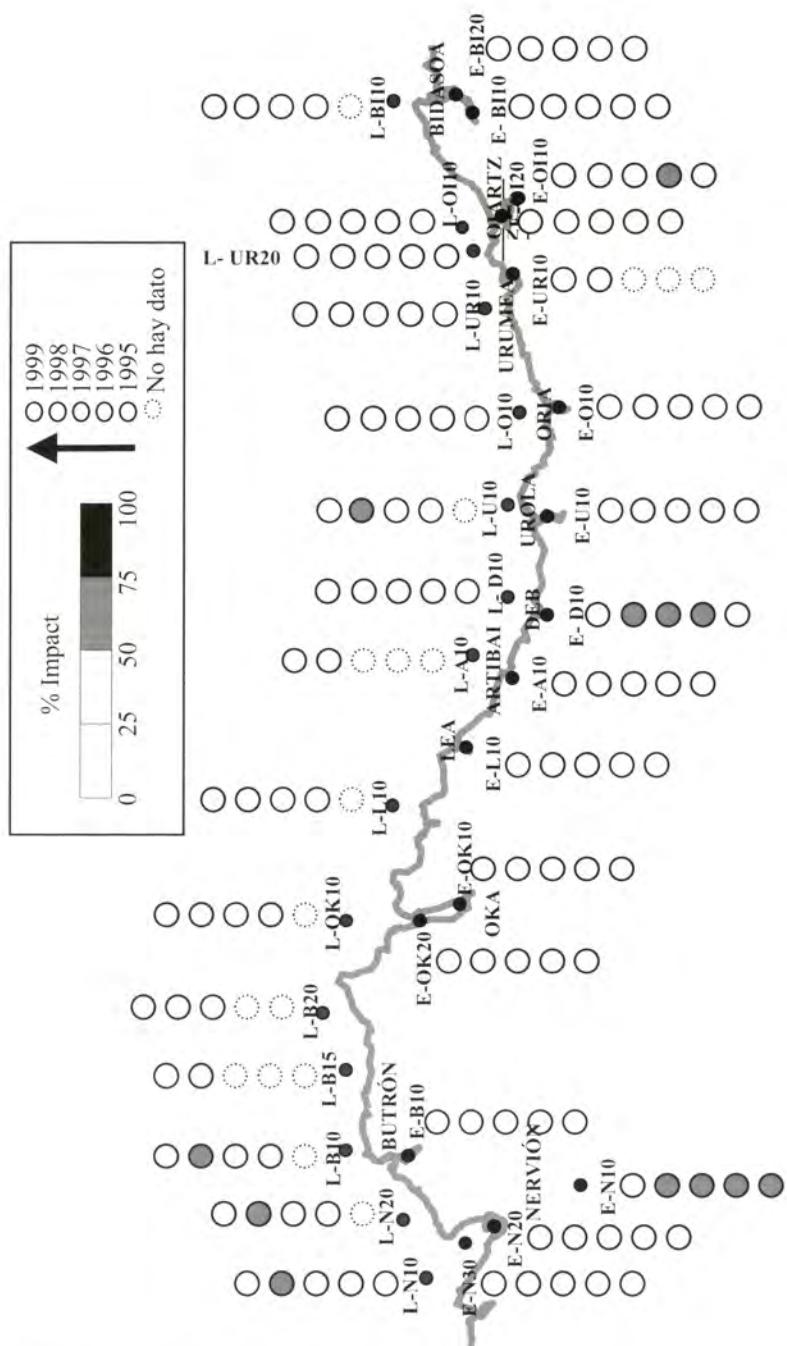


Figura 1 - Representación y evolución del porcentaje de impacto en la columna de agua de las estaciones litorales y estuáricas del País Vasco entre 1995 y 1999.

Resultados y discusión

El ACP realizado dio lugar al resultado que se observa en la figura 2. El eje 1 explica un 46 % de la variabilidad total del sistema, siendo el principal eje de impacto. Dicho eje representa el impacto debido al aporte de sólidos en suspensión, turbidez y contaminación de origen urbano e industrial. El segundo eje explica un 13 % de la variabilidad del sistema y se relaciona con las condiciones de oxigenación de las aguas. Finalmente, el eje 3, que no se encuentra representado en la figura, explica un 6 % de la variabilidad del sistema y representa la contaminación debida a metales pesados en la columna de agua. En total, los tres ejes explican el 65 % de la variabilidad total del sistema.

Los valores de impacto calculados para la zona litoral (fig. 1), varían por lo general entre un 25 y un 50 %, con determinadas zonas que alcanzaron en 1998 valores superiores a un 50 % situadas frente a la desembocadura del Nervión, el Butrón y el Urola. El estado de las zonas estuáricas es sensiblemente peor, detectándose un mayor número de estaciones con valores de impacto superiores a un 50 %, tales como la zona interior del Nervión (E-N10) entre 1996 y 1998, el Deba (E-D10) entre 1995 y 1998 y la estación más interna del Oiartzun (E-OI10) en 1996. El impacto en el resto de las estaciones varía entre un 25 y un 50 %, pudiéndose observar en algunos estuarios, como el del Nervión y el Bidasoa, un gradiente de mejora al acercarse a la desembocadura.

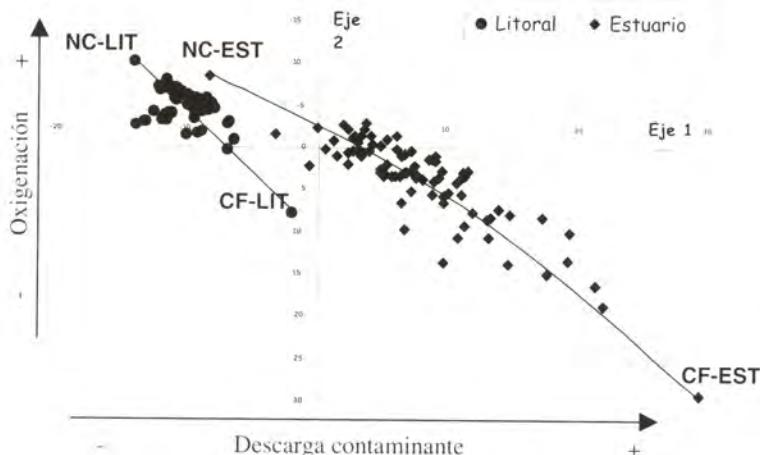


Figura 2 - Posición de las estaciones en los ejes 1 y 2 del ACP. NC-Est.=Estación de referencia de "no contaminación" estuaria. NC-Lit.= Estación de referencia de "no contaminación" litoral. CF-Est.=Estación de referencia de "contaminación fuerte" estuaria. CF-Lit.= Estación de referencia de "contaminación fuerte" litoral.

Conclusiones

Globalmente se observa que el porcentaje medio de impacto en las aguas de la zona litoral y estuaría del territorio de la CAPV varía entre un 25 y un 50 porcentaje. Solamente en algunas estaciones se han detectado niveles de impacto superiores a un 50 porcentaje. Estos resultados, a primera vista resultan menores de lo esperado si se tienen en cuenta la realidad de algunas zonas como por ejemplo la ría del Nervión o del Oiartzun. Este hecho se explica al haber trabajado con valores medios anuales de cada variable en las respectivas estaciones de muestreo, por lo que el impacto podría considerarse como un impacto medio anual, inferior al que lógicamente y de forma puntual puede detectarse en alguna estación concreta. Sin embargo, este hecho no es obstáculo para realizar análisis más finos, tales como los presentados por Bald *et al.* (1999) para el estuario del Oiartzun en los que se encontraron valores de impacto superiores al 70 % en determinados puntos directamente expuestos a los vertidos de origen industrial y urbano.

Una vez más, sin embargo, se ha mostrado la utilidad e interés del empleo de técnicas de análisis multivariante como herramientas de cálculo cuantitativo del impacto ambiental en medio marino. Las posibilidades de desarrollo futuro pasan por la aplicación de esta técnica al análisis del impacto en los sedimentos y el sistema bentónico, así como análisis más exhaustivos que incluyan las diferentes épocas del año con sus respectivas estaciones de referencia.

Referencias bibliográficas

- Algarra P., Niell F.X. 1985. Gradiéntes pigmentarios en sistemas marinos sometidos a efluentes contaminantes. Inv. Pesq., 49(1), 107-119.
- AZTI, 1995-1999. Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco. UTE AZTI-LABIN. Informes finales 1994-1995, 1995-1996, 1996-1997, 1997-1998 y 1998-1999. Dpto de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.
- Bald J., Borja A., Franco J., Castro R., Puig J., 1999. El análisis de componentes principales como herramienta de cálculo cuantitativo del impacto ambiental en el medio marino. Libro de resúmenes de las V Jornadas Españolas de Ingeniería de Puertos y Costas. La Coruña, 1999. Iglesias G. & Acinas J.R. (eds), 169-170.
- Borja A., Niell J., Corral J., 1996. Grupo de trabajo sobre evaluación de impacto ambiental en el medio marino.
- Clavero V., Carreira de la Fuente J.A., 1991. Evaluación de impacto ambiental producido por el aterramiento de materiales en la zona de Alcabre-Bouzas (Ría de Vigo). 57 p. + documento de síntesis.
- Niell X.N., Guevara J.M., Clavero V., 1988. Informe sobre el valor ecológico y evaluación de impactos en el delta del Guadalhorce. Para Excmo. Ayuntamiento de Málaga, 50 p.

Expériences d'incubation de ^{109}Cd *in situ* : contribution à l'étude du rôle de l'activité phytoplanctonique sur le cycle du cadmium en milieu côtier

Jean-Louis Gonzalez⁽¹⁾, Catherine Dange⁽¹⁾, Claire Labry⁽²⁾,
Alain Herblant⁽²⁾, Daniel Delmas⁽²⁾, Bernard Boutier⁽³⁾

(1) Ifremer Toulon, Del/pc, ZP de Brégallion, BP 330, 83507 La Seyne-sur-Mer Cedex, France

(2) Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

(3) Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

gonzalez@ifremer.fr

Résumé

Le rôle du phytoplancton sur la partition dissous/particulaire du cadmium a été étudié grâce à des expérimentations basées sur l'utilisation de ^{109}Cd . Cette étude a été menée sur le plateau aquitain lors de deux campagnes (en conditions hivernales et lors d'un bloom phytoplanctonique précoce). L'objectif était de déterminer si l'activité phytoplanctonique peut avoir une influence importante sur la conservativité du cadmium dissous issu de l'estuaire de la Gironde. Les résultats obtenus indiquent que les cellules planctoniques sont responsables d'une augmentation de la quantité de cadmium particulaire du fait de leurs propriétés de sorption importantes et de l'assimilation active de cadmium (observée ponctuellement lors du bloom phytoplanctonique).

Abstract

The role of phytoplankton on the dissolved/particulate distribution of cadmium was studied thanks to experiments based on the use of ^{109}Cd . This study was carried out on the coastal waters of the bay of Biscay during two cruises (in winter conditions and during an early bloom). The objective was to determine if the phytoplankton activity could have a significant influence on the conservativity of dissolved cadmium exported by the Gironde. The results suggest that the phytoplankton cells are responsible for an increase in the particulate Cd due to their significant sorption properties and to active uptake (as observed during the bloom).

Introduction

L'un des objectifs du chantier PNOC Atlantique était d'étudier, au niveau du plateau aquitain, la dynamique du cadmium issu de la Gironde et ses éventuelles conséquences sur la baie de Marennes-Oléron. Les campagnes de mesures (cadmium dissous et particulaire, éléments nutritifs,

production primaire...) réalisées dans le cadre de ce programme ont examiné la possibilité et l'importance du recyclage de ce contaminant par le phytoplancton (Boutier *et al.*, 2001). Les conditions et l'importance de l'enlèvement de cadmium dissous par les cellules phytoplanctoniques reste à quantifier car, s'il existe un modèle hydrodynamique permettant d'évaluer l'impact des eaux girondines sur le bassin de Marennes (Lazure & Jégou, 1998), il faut que le comportement de l'élément dissous transporté par le modèle soit proche de la conservativité ou que la durée des périodes (saisons) où cet élément est « intégré » par le phytoplancton soit faible.

La relation production primaire-cycle de cadmium a déjà été démontrée par des travaux essentiellement menés en milieu océanique ou en laboratoire. La mise en évidence du rôle du phytoplancton en zone côtière est beaucoup plus difficile, du fait de la non-stationnarité du système, de la multiplicité et de la variabilité temporelle des sources (d'éléments nutritifs et de cadmium).

Dans cette optique, nous avons utilisé une méthode complémentaire basée sur l'incubation, en conditions quasi *in situ*, d'échantillons marqués (^{109}Cd et ^{14}C) lors de campagnes réalisées en hiver et en période de bloom. Ce type d'approche a déjà été utilisé en Méditerranée (Wollast & Loijens, 1989).

Le but de cette communication est de présenter les résultats de cette approche qui permet une évaluation qualitative (type d'interaction : sorption passive et/ou assimilation active) et quantitative (contribution de l'activité phytoplanctonique à l'appauvrissement de cadmium dissous).

Matériel et méthodes

Cette étude repose sur trois campagnes réalisées en conditions climatiques et hydrologiques très contrastées (tab.).

Avant chaque échantillonnage, réalisé au début du jour, la colonne d'eau est caractérisée par des profils de sonde (T, S, turbidité, fluorimétrie). En fonction des profils, des prélèvements d'eau (bouteille Niskin) sont effectués à différentes profondeurs. À bord, les prélèvements sont rapidement sous-échantillonnes en vue de l'analyse de différents paramètres et de l'ajout des radioéléments (^{109}Cd , ^{14}C). En ce qui concerne le ^{109}Cd , chaque niveau prélevé est réparti dans trois flacons d'incubation en polycarbonate (50 ml par flacon). Un seul des flacons est transparent, les deux autres sont noirs et totalement opaques. Dans chaque flacon, 100 µl d'une solution de ^{109}Cd (dans HCl 0,1M) est ajouté. Cet ajout correspond à une activité comprise entre 300 et 600 Bq en fonction de la campagne. La réalisation d'étalons lors de chaque campagne (ajout de 100 µl de solution de marquage directement dans un flacon de comptage contenant 50 ml d'eau distillée) a permis de connaître avec une bonne précision l'activité de ^{109}Cd introduite dans l'échantillon. La quantité de cadmium (^{109}Cd + entraîneur stable) ainsi ajoutée dans chaque échantillon est très inférieure à celle qui était présente initialement dans le milieu. On rajoute en plus,

dans l'un des deux flacons noirs, 100 µl d'une solution d'azide de sodium afin de bloquer toute activité biologique. Conjointement, à chaque niveau marqué, on réalise un blanc (ajout de 100 µl de solution de marquage dans un flacon d'incubation en polycarbonate contenant 50 ml d'eau distillée) qui sera incubé avec les trois autres flacons.

Principales caractéristiques des campagnes réalisées.

Procad Mai 1997	Biomet II Janvier 1998	Biomet III Fin février-début mars 1998
<ul style="list-style-type: none"> • Étude de faisabilité et évaluation des artefacts liés aux méthodes mises en œuvre • Incubations réalisées sur le pont • Mesures conjointes : paramètres classiques, incorporation de ^{109}Cd et production primaire (^{14}C) • Gradient côte-large. 4 stations : 2 dans le panache de la Gironde (10 et 40 m de profondeur pour l'une et 5 m pour l'autre), 1 dans le pertuis d'Antioche (2 et 10 m) et 1 au large (5, 10, 20 et 42 m) 	<ul style="list-style-type: none"> • Crues importantes • Pas de stratification de la colonne d'eau • Concentrations en sels nutritifs homogènes en fonction de la profondeur • Conservativité du Cd dissous sur le plateau • Mesures conjointes : paramètres classiques, incorporation de ^{109}Cd et production primaire (^{14}C) « <i>in situ</i> » • 2 stations réalisées au niveau du pertuis d'Antioche (5 et 15 m pour l'une, 4 et 15 m pour l'autre) 	<ul style="list-style-type: none"> • Débits de la Gironde inférieurs à la moyenne • Importante stratification de la colonne d'eau • Consommation des phosphates dans les 20 premiers mètres • Non-conservativité du Cd dissous sur le plateau suspectée • Mesures conjointes : paramètres classiques, incorporation de ^{109}Cd et production primaire (^{14}C) « <i>in situ</i> » • 3 stations sous l'influence du panache girondin (4, 8, 18, 25, 34 m ; 5, 8, 19, 26 m ; 4, 7, 18, 25 m) et 3 stations plus au large (5, 9, 18, 25 m ; 4, 9, 15, 25 m ; 3, 8, 11, 24 m)

Nous avons ainsi quatre flacons d'incubation par niveau échantillonné ; ils serviront à évaluer : l'effet de l'activité phytoplanctonique sur la distribution dissous/particulaire (flacon transparent) ; l'effet de la respiration (flacon noir), l'influence des processus non biologiques, de type adsorption (flacon noir + Na azide) ; l'importance de certains artefacts expérimentaux comme l'adsorption possible de ^{109}Cd sur les parois du flacon et/ou sur le système utilisé lors des opérations de filtration (blanc).

Ces flacons sont remis le plus rapidement possible (moins d'une heure) à leur profondeur de prélèvement le long d'une « ligne de production primaire » dérivante qui sera suivie tout au long de la journée. À la fin du jour, la ligne de production est remontée à bord et tous les échantillons marqués sont filtrés à 0,45 µm (filtres en polycarbonate) le plus rapidement possible. L'activité de ^{109}Cd sur les filtres et les filtrats est mesurée après chaque campagne par l'IPSN/DPE de Cadarache. Le temps

d'incubation des échantillons au cours des trois campagnes est du même ordre (12 h pour Procad et Biomet III, 8 h pour Biomet II). Il est à noter que, lors de la première campagne (Procad), les incubations n'ont pas été réalisées *in situ*, mais sur le pont du bateau dans des bacs contenant de l'eau de mer pompée en continu.

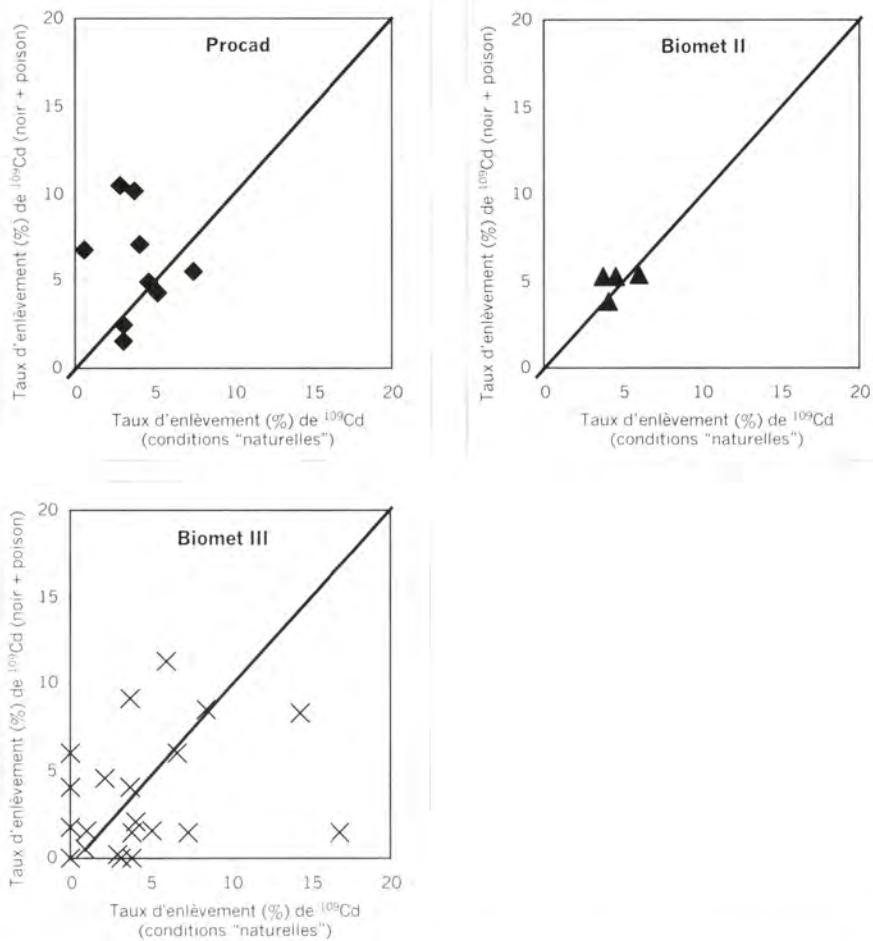
Résultats et discussion

En ce qui concerne le ^{109}Cd , les résultats sont présentés sous forme de taux d'enlèvement (en %) = $100 - (\text{AR} * 100 / \text{AI})$ [AR = activité de ^{109}Cd restant dans la phase dissoute après filtration au bout d'un temps d'incubation donné et AI = activité initiale introduite dans l'échantillon]. Pour chaque campagne (fig.), on reporte sur un même graphe le taux d'enlèvement dans les flacons où la photosynthèse et la respiration sont inhibées (incubation au noir + poison) en fonction du taux d'enlèvement en condition d'éclairement « naturel » (flacons d'incubation transparents).

S'il n'y a aucun effet de l'activité photosynthétique sur le transfert de ^{109}Cd de la phase dissoute à la phase particulaire, et que ce transfert est essentiellement lié à un mécanisme passif, les points devraient se situer sur la droite de pente 1/1 (taux d'enlèvement en conditions « naturelles » = taux d'enlèvement au noir + poison). Les points se situant sous la droite représentent les échantillons pour lesquels il y a une augmentation de l'enlèvement de ^{109}Cd liée à l'activité photosynthétique, tandis que ceux qui se situent au-dessus pourraient indiquer une inhibition du mécanisme de sorption passif par l'activité photosynthétique. Cette inhibition pourrait être expliquée par la production de ligands dissous organiques par le phytoplancton (exudats, macromolécules libérées lors de la dégradation des cellules phytoplanctoniques) qui formeraient des complexes forts avec le cadmium, limitant son adsorption sur la phase particulaire.

Les résultats indiquent qu'il n'y a des échantillons se situant nettement au-dessous de la droite 1/1 que pour la campagne Biomet III, réalisée lors d'un bloom phytoplanctonique (fig.). Ils correspondent aux échantillons prélevés en surface, caractérisés par les valeurs de production primaire les plus élevées et des concentrations en chlorophylle *a* importantes. Les points situés au-dessus de la droite correspondent aux échantillons prélevés à plus de 5 m de profondeur, pour lesquels les concentrations en chlorophylle *a* et phéopigments sont importantes. En ce qui concerne Procad, ces points représentent les prélèvements où la production primaire est relativement élevée (fig.). Les stations effectuées lors de la campagne Biomet II se caractérisent par des valeurs de production très faibles par rapport aux autres campagnes, liées à des conditions hivernales bien marquées (fig.). Les quatre échantillons se situent sur la droite 1/1 autour d'un taux d'enlèvement moyen de l'ordre de 5 % qui serait représentatif de la contribution d'un mécanisme de transfert passif (adsorption à la surface des particules). Ce taux d'enlèvement peut atteindre 15 % lors de la période de bloom, du fait d'un processus actif d'assimilation (fig., Biomet III). Un modèle de complexation de surface (Gonzalez *et al.*, 2001) a

été utilisé pour simuler, à partir des données recueillies lors des trois campagnes (salinité, pH, MES), le taux d'enlèvement que l'on aurait en considérant que les propriétés de sorption sont équivalentes à celles qui ont été évaluées pour les particules girondines (Gonzalez *et al.*, 2001). Les simulations montrent que l'on devrait avoir au maximum un taux d'enlèvement de l'ordre de un pour cent. Ces résultats tendraient à mettre en évidence l'importance du phytoplancton qui, du fait de ses fortes propriétés de sorption, contribue à une augmentation significative de l'enlèvement de cadmium de la colonne d'eau *via* un processus passif.



Comparaison des taux d'enlèvement de ^{109}Cd lors d'incubations en condition d'éclairage « naturel » et lors d'incubations au noir après empoisonnement.

Conclusion

Les résultats indiquent qu'il n'existe pas de relation simple et directe entre l'activité phytoplanctonique et l'enlèvement de ^{109}Cd du fait que différents processus peuvent se dérouler en même temps : adsorption passive à la surface des particules (organiques et minérales), assimilation active par les cellules phytoplanctoniques, formation de complexes dissous avec des molécules organiques produites par le phytoplancton. Les données obtenues grâce à l'utilisation conjointe de ^{109}Cd et ^{14}C ont permis de mettre en évidence que la production primaire pouvait, ponctuellement, multiplier par trois la quantité de cadmium qui passe sous forme particulaire.

Mais, des questions d'ordre quantitatif restent posées : quelle est la contribution de l'activité phytoplanctonique sur le bilan de cadmium à l'échelle du plateau (quelle est la masse de cadmium qui peut passer ainsi sous forme particulaire en période de bloom) ? Cet enlèvement est-il définitif (importance des processus susceptibles de refaire passer le cadmium sous forme dissoute : minéralisation de la matière organique lors de la sédimentation, solubilisation dans la colonne sédimentaire lors de la diagenèse précoce) ? Les réponses à ces questions devraient permettre de savoir si l'on peut traiter la dynamique du cadmium dissous issu de la Gironde comme celle d'un contaminant conservatif, notamment lors des périodes de bloom.

Références bibliographiques

- Boutier B., Michel P., Chiffolleau J.-F., Auger D., Chartier E., 2001. Comportement du cadmium issu de la Gironde sur le plateau continental. Influence des apports girondins sur les zones côtières adjacentes. *In: Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 4-6 avril 2000. Elbée J. (d') & Prouzet P. (coord). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 66-71.*
- Gonzalez J.L., Dange C., Boutier B., Thouvenin B., Auger D., Chartier E., 2001. Modélisation de la spéciation du cadmium dans l'estuaire de la Gironde. *In: Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 4-6 avril 2000. Elbée J. (d') & Prouzet P. (coord). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 283-288.*
- Lazure P., Jégou A.-M., 1998. 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay bay continental shelf. *Oceanol. Acta*, 21(2), 165-177.
- Wollast R., Loijens M., 1989. Uptake of labeled trace metals by marine particles. *In: Eros 2000. Martin J.M., Bath H. (eds). Water Pollut. Res. Rep., 13, 241-250.*

Comportement du cadmium issu de la Gironde sur le plateau continental. Influence des apports girondins sur les zones côtières adjacentes

Bernard Boutier, Pierre Michel, Jean-François Chiffolleau,
Dominique Auger, Émmanuelle Chartier

Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France
bboutier@ifremer.fr

Résumé

Le comportement du cadmium exporté par la Gironde sur le plateau continental a été étudié au cours de deux campagnes réalisées en janvier et mars 1998. En janvier, on observe une conservativité quasi parfaite du cadmium et des sels nutritifs sur toute la zone, en accord avec la nature essentiellement minérale des particules prélevées sur le plateau continental. En fin d'hiver, malgré une activité biologique plus importante et une forte consommation des sels nutritifs, le comportement du cadmium s'écarte peu de la conservativité sur la zone d'étude. Dans les deux cas, l'étude des droites de dilution du cadmium dans le système Charente-pertuis d'Antioche, d'une part, et Gironde-plateau, d'autre part, permet de mettre en évidence un apport important de cadmium girondin dans le pertuis d'Antioche et la baie de Marennes-Oléron.

Abstract

The behaviour of cadmium from the Gironde estuary was studied on the continental shelf during two cruises in January and March 1998. In January, cadmium and nutrients behave conservatively, which agrees with the presence of essentially mineral particles on the continental shelf. In late winter, despite an increase of biological activity and heavy nutrient consumption, cadmium behaviour remains nearly conservative on the continental shelf and in the Antioche straits. In both cases, the study of cadmium dilution lines in the Gironde plume and in the Antioche straits points at a significant input of cadmium from the Gironde to the Antioche straits and Marennes-Oleron bay.

Introduction

La Gironde est apparue très tôt comme la zone la plus contaminée du littoral français par le cadmium (Boutier, 1981). Par ailleurs, les huîtres de la baie de Marennes-Oléron apparaissent plus riches en cadmium

que celles des autres zones ostréicoles françaises. Jouanneau *et al.* (1990) ont montré que la Gironde constitue une source de cadmium dissous importante pour le milieu côtier, mais l'influence de cette source sur la baie de Marennes-Oléron, toute proche, n'a pas été clairement démontrée. Nous présentons ici une étude du comportement du cadmium sur le plateau continental en période hivernale, en focalisant sur les intrusions d'eau girondine dans le pertuis d'Antioche.

Matériel et méthodes

Prélèvements (fig. 1)

Les échantillons d'eau de la Gironde, du plateau continental et du pertuis d'Antioche ont été prélevés au cours des campagnes Biomet II (8-22 janvier 1998) et Biomet III (27 février-10 mars 1998). Dans la Charente et son panache, on a utilisé un Zodiac pour prélever manuellement en subsurface dans des flacons de polyéthylène. Les autres échantillons ont été prélevés à l'aide d'une pompe en Téflon et de tuyaux de polyéthylène.

Analyses

Les filtrations ont été réalisées à bord selon Boutier *et al.* (1993) dans un contenant spécial.

Le cadmium dissous a été dosé par GFAAS (absorption atomique à four graphite) après extraction selon Danielsson *et al.* (1982).

La matière en suspension a été solubilisée selon Loring & Rantala (1990). Le cadmium particulaire a été dosé par GFAAS alors que l'aluminium a été dosé par absorption atomique avec flamme.

La qualité des mesures est assurée en incluant dans les séries analytiques des échantillons à teneur certifiée et en participant aux exercices d'intercalibration internationaux.

La somme nitrates + nitrites a été mesurée sur autoanalyseur Technicon® et le carbone organique particulaire sur analyseur élémentaire CHN selon les procédures classiques.

Résultats et discussion

Comportement du cadmium sur la zone étudiée

Au cours des deux campagnes, le panache de la Gironde s'étend vers le nord sous la forme d'une zone nettement dessalée (fig. 1).

En janvier, les particules du plateau et de l'estuaire sont pauvres en carbone organique (min. = 1,6 %, max. = 2,3 %, moy. = 1,6 %) et riches en aluminium (min. = 5,1 %, max. = 9,8 %, moy. = 7,9 %), ce qui traduit une absence de particules biogènes. Corrélativement, elles sont peu chargées en cadmium (min. = 1,2 nM/g, max. = 4 nM/g, moy. = 2,4 nM/g).

La somme $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ décroît linéairement quand la salinité augmente en aval de la Gironde et sur le plateau (fig. 2). Cette situation montre la

conservativité de ce paramètre lors du mélange des eaux de la Gironde et de l'eau marine du plateau continental.

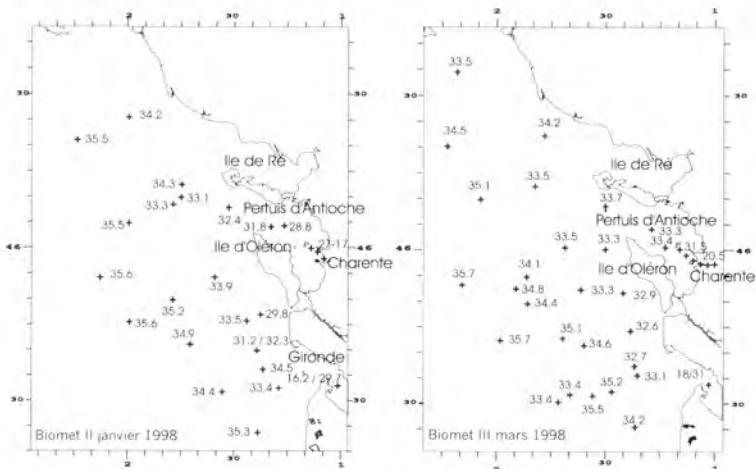


Figure 1 - Position des stations et salinités lors des campagnes Biomet II et III.

La somme $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ est beaucoup plus élevée en Charente qu'en Gironde (fig. 2). La dilution de la Charente dans le pertuis d'Antioche est également représentée par une droite, ce qui traduit le comportement conservatif de ce paramètre (Boyle *et al.*, 1974). Cette droite coupe la droite de dilution de la Gironde non pas au niveau des points représentatifs de l'eau de mer du plateau mais en un point intermédiaire caractéristique du panache girondin. Ceci montre que le terme salin du mélange n'est pas l'eau de mer du plateau continental mais une eau côtière fortement influencée par la Gironde.

Dans la Gironde et sur le plateau, les concentrations en cadmium varient linéairement de 0,64 à 0,07 nM/l entre les salinités 16 et 35,6. Le cadmium est donc conservatif à cette époque. Le même comportement est observé dans le panache de la Charente et le pertuis, bien que la régression soit moins significative ($r^2=0,27$, $p<0,1$) car les concentrations varient peu au cours du mélange : de 0,18 à 0,20 nM/l entre les salinités 17,9 et 32,47 (fig. 2).

En mars, les particules prélevées sur le plateau sont beaucoup plus riches en carbone organique (min. : 2,2 %, max. : 10,5 %, moy. : 8,8 %) et pauvres en aluminium (min. : 1,2 %, max. : 8,2 %, moy. : 3,8 %).

Ceci traduit sans doute une origine biologique et pourrait expliquer qu'elles sont plus riches en cadmium que lors de la campagne de janvier (min. : 3,6 nM/g, max. : 12,7 nM/g, moy. : 8,3 nM/g).

On observe également à cette époque un fort déficit en $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ sur le plateau (fig. 2) qui suggère, en accord avec la forte composante organique des particules et l'épuisement des phosphates, (non représentés ici), une importante activité phytoplanctonique.

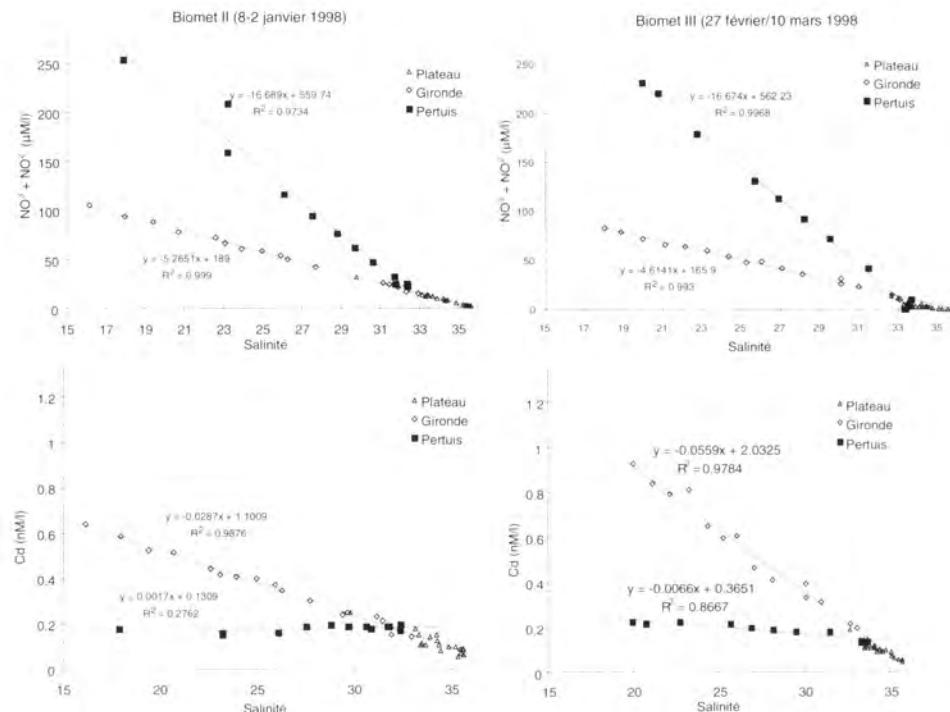


Figure 2 . Résultats des campagnes Biomet II et Biomet III.

Dans la partie aval de la Gironde et sur le plateau, les concentrations en cadmium dissous passent de 0,93 à 0,04 nM/l entre les salinités 20 et 35,7. La relation linéaire entre les concentrations en cadmium dissous et la saillante dans la Gironde et sur le plateau continental est moins forte qu'en janvier mais reste très significative. Il est probable que le léger déficit observé sur certains points du plateau par rapport à la dilution théorique est dû à l'action du phytoplancton.

Dans le panache de la Charente et le pertuis d'Antioche, les concentrations en cadmium varient linéairement de 0,22 à 0,13 nM/l entre les salinités 20 et 33,6. Comme en janvier, la droite de dilution de la Charente ne rejoint pas les points représentatifs de l'eau du large, ce qui traduit le mélange de l'eau de la Charente avec une eau côtière à forte composante girondine.

Influence de la Gironde sur le pertuis d'Antioche

En janvier, on peut utiliser la somme NO₃+NO₂ comme traceur puisque ce paramètre est conservatif. L'intersection I de leurs droites de dilution a lieu à une salinité S_i telle que :

$$-16,7 \times S_i + 560 = -5,3 \times S_i + 189 \text{ (fig. 2), soit : } S_i = 32,5$$

Puisque I est sur la droite de dilution de la Gironde et que la salinité de l'eau marine est 35,6, la fraction d'eau douce originale de la Gironde en ce point est : $G_i = 1 - (S_i / 35,6) = 0,09$

I appartient aussi à la droite de dilution de la Charente, dont il constitue le terme le plus marin (fig. 2). La fraction d'eau douce girondine dans le pertuis pour une salinité S est donc :

$$G_p = G_i \times (S/S_i) = 0,0028 \times S$$

La concentration en cadmium G_0 de l'eau douce girondine est l'ordonnée à l'origine de la droite de dilution du cadmium en Gironde. $G_p \times G_0$ est donc la concentration en cadmium due à la présence d'eau de la Gironde dans le pertuis. Le rapport de cette concentration à celle calculée à partir de l'équation de la droite de dilution du cadmium dans le pertuis est la fraction de cadmium girondin dans le pertuis.

Lors de Biomet II, on peut utiliser indifféremment les nitrates ou le cadmium pour déterminer la fraction d'eau girondine présente dans le pertuis car ces deux paramètres sont conservatifs. En mars, les nitrates sont consommés par le phytoplancton et seul le cadmium paraît utilisable.

Les résultats récapitulés dans le tableau montrent que les deux traceurs utilisés lors de Biomet II conduisent à des résultats très comparables, et qu'il existe dans le pertuis d'Antioche et le panache de la Charente une proportion importante de cadmium dissous d'origine girondine.

Influence des apports girondins sur la composition des eaux du pertuis d'Antioche.

Campagne	Biomet II		Biomet III
Traceur utilisé	NO ₃ +NO ₂	Cd	Cd
Pourcentage d'eau girondine dans le pertuis à salinité 30	8	9	4,5
Pourcentage de cadmium girondin à salinité 30	50	54	52
Pourcentage d'eau girondine dans le pertuis à salinité 20	5	6	3
Pourcentage de cadmium girondin à salinité 20	37	40	26

Conclusion

Les deux campagnes réalisées en hiver ont permis d'établir l'influence très nette des exportations girondines sur la concentration en cadmium des eaux du pertuis d'Antioche. Sachant que les apports de la Charente sont faibles et que l'éventualité d'une pénétration d'eaux girondines par le pertuis de Maumusson ne peut être formellement exclue, il apparaît que la Gironde constitue à l'heure actuelle une source importante de cadmium dissous pour les pertuis et la baie de Marennes-Oléron.

Références bibliographiques

- Boutier B., 1981. Synthèse des résultats de la surveillance des micropolluants dans la matière vivante. In: Bull. RNO, 17. Ministère de l'Environnement, direction de la prévention des pollutions.
- Boutier B., Chiffolleau J.-F., Auger D., Truquet I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in the coastal waters of Brittany. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 36, 133-145.
- Boyle E.A., Collier R., Dengler A.T., Edmond J.M., Ng A.C., Stallard R.F., 1974. On the chemical mass-balance in estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38, 1719-1728.
- Danielsson L.G., Magnusson B., Westerlund S., Zhang K., 1982. Trace metals determinations in estuarine waters by electrothermal atomic absorption spectrometry after extraction of dithiocarbamate complexes into freon. *Anal. Chim. Acta*, 144, 183-188.
- Jouanneau J.M., Boutier B., Chiffolleau J.F., Latouche C., Phillipps I., 1990. Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behaviour and flow. *Sci. Total Environ.*, 97/98, 465-479.
- Loring D.H., Rantala R.T.T., 1990. Sediments and suspended particulate matter: total and partial methods of digestion. ICES Tech. Mar. Environ. Sci., 9, 14 p.

Chapitre II

Le milieu marin : benthologie

Océanographie du golfe de Gascogne

Marin-Pertuis: a new database on the marine invertebrates of the Pertuis Charentais Sea

Pierre-Guy Sauriau⁽¹⁾, Xavier de Montaudouin⁽²⁾, Nadège Garcin⁽³⁾,
Patrice Boursier⁽³⁾

(1) Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

(2) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,

UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

(3) Université de La Rochelle, laboratoire d'informatique et d'imagerie industrielle (L3i),

avenue Marillac, 17042 La Rochelle Cedex, France

Pierre.Guy.Sauriau@ifremer.fr

Abstract

Up-to-date information on the taxonomy and the geographical location of the 858 recorded macrofauna species together with every published reference in the Pertuis Charentais Sea were compiled in the new database Marin-Pertuis (Marine Invertebrates of the Pertuis Charentais Sea). The database is available through the web site of the Crema laboratory (<http://www.ifremer.fr/crema/>).

Résumé

De part sa position médiane dans le golfe de Gascogne à la confluence d'influences biogéographiques tempérées froides et chaudes, sa tradition d'élevage conchylicole et sa position abritée par les îles de Ré et d'Oléron, l'espace littoral compris entre le continent et les îles constitue une entité homogène, nommée « mer des pertuis Charentais », dont le nombre d'espèces n'avait pas été jusqu'alors précisément estimé. La base de données Marin-Pertuis (Marine Invertebrates of the Pertuis Charentais Sea) accessible depuis le site Internet du Crema (<http://www.ifremer.fr/crema/>) recense à ce jour 858 espèces. Sont fournies, grâce à une interrogation en ligne, la liste taxinomique des espèces recensées, leurs années d'observation et leurs localisations géographiques ainsi que les références bibliographiques afférentes des XVIII^e, XIX^e et XX^e siècles.

Introduction

Located half-way along the eastern coast of the bay of Biscay and to the north of the Gironde estuary, the Pertuis Charentais Sea should be regarded as a preferential site for studying the diversity of marine fauna due to 1) the high diversity of its coastal habitats, which are protected by the île de Ré and île d'Oléron from the direct ocean influence, and are influenced by the river Charente, 2) its intermediate latitudinal location between boreal and warm temperate faunal assemblages (de

Montaudouin & Sauriau, 2000) and 3) a well-developed mariculture industry (Héral *et al.*, 1989). However, no up-to-date synopsis on local marine fauna was found in the current literature, despite the existence of Beltrémieux's (1884) synopsis and several taxonomical studies published since this date (e.g. Tardy, 1965). The latest synopsis on marine macrofauna diversity in the area was proposed by de Montaudouin & Sauriau (2000) and enables the presentation of a new web site database. The Marin-Pertuis database (Marine Invertebrates of the Pertuis Charentais Sea) is available *via* the Crema Web site.

Material and methods

The Pertuis Charentais Sea area is delimited by the Charente estuary on its eastern side and by the île de Ré and the île d'Oléron on its western side. The eastern continental shores are connected to the ocean by three narrow sounds called "Pertuis", i.e. pertuis Breton, pertuis d'Antioche and pertuis de Maumusson. The area includes the three pertuis and two shellfish ecosystems, i.e. Aiguillon Cove and the Marennes-Oléron bay, in which the blue mussel *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1758) and the cupped oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) are cultivated (Gouletquer & Héral, 1997). The main goal of the Marin-Pertuis database is to produce a register of marine invertebrate species, linked with a bibliography of all references published in the area since the 18th century, excluding unpublished reports. Since the database is based on the recent synopsis of de Montaudouin & Sauriau (2000), information are therefore restricted to marine macrofauna species collected on a sieving mesh of more than one millimetre.

Results

Search for macrofauna information through the database can be performed using four different "search forms": (1) search the phylum is a simple list of the 858 reported taxa, (2) search the species is a search in which specifying the name of a genus and/or a species gives information on its/their occurrence and/or recording (in some cases, spatial distributions of species within the Marennes-Oléron bay are given), (3) search the geographic records is a search in which information on authors' surveys, survey dates, species occurrence and locations are combined, (4) search the bibliography enables searching of every published reference in the area. For instance, the search the phylum form indicates that benthic macrofauna species richness of the Pertuis Charentais Sea, including soft- and hard-bottom substrates, is 858. This figure includes Porifera, Bryozoa and Urocorda species, mainly reported by Beltrémieux (1884) and de Beauchamp (1923). However, the number of species within the following phyla are certainly underestimated: Porifera (19), Cnidaria (67), Platyhelminthes (2), Nemertinea (2), Sipuncula (5), Bryozoa (45), Urocordata (32) and Cephalocordata (1). This is partly due to the lack of relevant published

studies on hard-substrata communities in the Marennes-Oléron bay. Consequently, the three dominant zoological phyla are annelids (168 polychaetes and 5 oligochaetes), molluscs (3 polyplacophors, 156 gastropods, 3 scaphopods, 107 bivalves and 9 cephalopods) and arthropods (2 pycnogonids and 200 crustaceans) in the Pertuis Charentais Sea.

Discussion and conclusion

At the end of the 19th century, a first synopsis on marine and terrestrial fauna in the Charente-Inférieure was proposed by Beltrémieux (1884). However, numerous zoological studies and taxonomical revisions have occurred since then. The latest synopsis of de Montaudouin & Sauriau (2000) appears to be of central importance in our current knowledge of the species richness in the Pertuis Charentais Sea. The Marin-Pertuis database, which is based on the synopsis, still remains a preliminary checklist, because most published studies focused on soft-bottom communities. Further effort should be made to describe hard-substrata communities within the Pertuis Charentais Sea. This will enable comparisons of species richness and biogeographical origin of species between ecosystems of similar size, e.g. around Roscoff, the bay of Brest, the gulf of Morbihan and the Arcachon and Thau lagoons.

Bibliographic references

- Beltrémieux E., 1884. Faunes de la Charente-Inférieure. Ann. Soc. Sci. Nat. Charente-Marit., 20, 271-507.
- Beauchamp P. (de), 1923. Études de bionomie intertidale. Les îles de Ré et d'Yeu. Arch. Zool. Exp. Gén., 61, 455-520.
- Gouletquer P., Héral M., 1997. Marine molluscan production trends in France: from fisheries to aquaculture. NOAA Tech. Rep. NMFS, 129, 137-164.
- Héral M., Bacher C., Deslous-Paoli J.M., 1989. La capacité biotique des bassins ostréicoles. In: L'homme et les ressources halieutiques. Essai sur l'usage d'une ressource commune renouvelable. Troadec J.-P. (éd.), Éd. Ifremer, 224-259.
- Montaudouin X. (de), Sauriau P.-G., 2000. Contribution to a synopsis of marine species richness in the Pertuis Charentais Sea with new insights in soft-bottom macrofauna of the Marennes-Oléron bay. Cah. Biol. Mar., 41(2), 181-222.
- Tardy J., 1965. Description et biologie de *Cerberilla bernadetti*, espèce nouvelle de gastéropode nudibranche de la côte atlantique française. Discussion sur la position systématique du genre. Bull. Inst. Océanogr. Monaco, 65, 1-22.

Des récifs artificiels sur la côte landaise : premiers résultats

Sophie Guichard, Mario Lepage

Biosub, résidence du Parc d'Atys F162, 33600 Pessac, France
biosub@free.fr

Résumé

L'immersion de buses en béton de un mètre de diamètre en moyenne a permis d'aménager trois récifs artificiels à moins de deux milles au large de Capbreton. Des observations en plongée ont permis de suivre leur colonisation rapide par plusieurs espèces de poissons et d'invertébrés (17 espèces au bout de 8 mois), ce qui montre que de telles structures peuvent augmenter la diversité faunistique de zones initialement pauvres.

Abstract

Three artificial reefs were created by the immersion of concrete pipes, less than 2 nautical miles off Capbreton. The presence of many species (fishes and invertebrates) was observed by scuba diving. Their fast settlement (17 species after 8 months) shows that an artificial reef can increase the biological diversity of a poor colonized area.

Introduction

Des récifs artificiels sont créés depuis plusieurs siècles pour favoriser la fixation ou la reproduction de certaines espèces et, ainsi, augmenter localement la diversité de la faune (Lefèvre *et al.*, 1984). De nombreuses implantations ont déjà été réalisées avec succès sur la côte méditerranéenne mais on n'en compte qu'une en Atlantique, à Mimizan dans les Landes.

Matériel et méthodes

Sous l'impulsion de l'Association Landes Récifs (Pdt : Gérard Fourneau), soutenue par le Sivom côté sud, les professionnels de la pêche et les élus locaux, le projet d'implantation de récifs artificiels sur la côte landaise, au large de Capbreton a pu débuter en août 1999. L'immersion, sur un fond sableux de 20 m, de modules en béton de 0,9 et 1,1 m de diamètre à partir d'une barge a permis de créer trois sites de 600 m² environ, à 2 milles au large de Capbreton.

Les diverses phases de la colonisation du récif sont suivies par des observations et des comptages directs en plongée ainsi que par la prise de photographies et de films vidéo sous-marins. Malgré les biais de cette

méthode (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Charbonnel *et al.*, 1995, 1997), les observations en plongée permettent de comptabiliser aussi bien les espèces ayant une aire de déplacement large (sar et bar) que les espèces inféodées au récif (tacaud, labre) ou cachées dans les anfractuosités (congre, blennie, mollusques).

Présentation des résultats

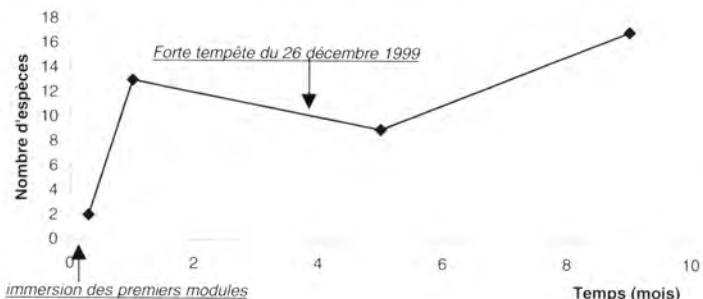
Les inventaires préliminaires réalisés avant l'installation des récifs ont montré que la faune était extrêmement pauvre dans tout ce secteur. Seuls quelques rares oursins, ophiures, lamellibranches et poissons (sole) avaient pu y être observés.

La colonisation du récif a été particulièrement rapide (fig.) :

- deux jours après la mise en place des premiers modules, un congre (*Conger conger*) et un poulpe (*Octopus vulgaris*) sont observés entre les modules ;
- treize espèces différentes sont recensées quatre semaines après l'immersion des modules. Les étrilles semblent avoir joué un rôle important dans l'installation des premières espèces. Nous avons pu observer de nombreux individus nageant en pleine eau vers le récif. Leur arrivée sur le site a été suivie par celle de nombreux prédateurs : poulpe (*Octopus vulgaris*), sar (*Diplodus cervinus*), baliste (*Balistes carolinensis*) ;
- huit mois plus tard, un écosystème s'est mis en place, avec :
 - des organismes fixés sur les modules en béton, largement dominés par les annélides polychètes (*Sabellaria alveolata*) ;
 - des poissons, généralement de petite taille, vivant dans le récif : tacaud (*Trisopterus luscus*), ombrine (*Umbrina cirrosa*), sar (*Diplodus cervinus*) et bar (*Dicentrarchus labrax*) ;
 - des poissons vivant sur le sable, en bordure du récif : grande vive (*Tra-chinus draco*), rouget (*Mullus surmuletus*), blennie (*Parablennius roteo*) ;
 - des poissons pélagiques en bancs, que l'on observe occasionnellement (clupéidés) ;
 - des poissons saisonniers : poisson-lune (*Mola mola*) et baliste (*Balistes carolinensis*) .

Les récifs ont résisté à la tempête de fin décembre 1999. Les forts courants de fond induits par cet événement climatique ont provoqué des modifications visibles sur le site :

- l'ensablement des modules isolés, en bordure du site ;
- de nombreux modules empilés sur deux ou trois niveaux sont tombés ; seuls quelques éléments situés vers le centre du récif sont restés sur deux niveaux ;
- le sable a été enlevé entre certains blocs, laissant apparaître de grandes surfaces de graviers.



Colonisation du récif par la faune.

Conclusion

L'installation de récifs sur cette côte sableuse a localement augmenté, de façon notable, la capacité d'accueil de la zone et a favorisé la fixation de nombreuses espèces. Ces résultats, très encourageants, permettent d'envisager l'installation de deux autres zones de récifs à quelques milles plus au nord.

Remerciements

Cette étude a été réalisée grâce aux financements obtenus par le Sivom, en particulier : fonds européens, de la Région aquitaine, du département des Landes, des communes limitrophes et d'établissements privés.

Références bibliographiques

- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.G., Ody D., 1995. Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichtyologique dans les récifs artificiels. Biol. Mar. Med., 2(1), 85-90.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.G., 1997. Finfish population assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. European Artificial Reef Research, Jensen A.C. (ed.). Proceedings of the First EARRN Conference, Ancona, Italy, 261-275.
- Harmelin-Vivien M., Harmelin J., Chauvet C., Duval, C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chavalier R., Duclerc J., Lassere G., 1985. Évaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Problèmes et méthodes. Rev. Ecol. (Terre Vie), 40, 467-539.
- Lefèvre J.R., Duval, C., Ragazzi M., Duclerc J., 1984. Récifs artificiels : analyse bibliographique. Rapp. Ifremer, 247 p.

Desarrollo de un nuevo muestreador para complementar el estudio de la biocenosis en fondos blandos

Gerardo García Castrillo⁽¹⁾, Alfredo Igelmo⁽²⁾,
Valentín Buencuerpo⁽³⁾

(1) Museo Marítimo del Cantábrico, San Martín de Bajamar s/n, 39004 Santander, Cantabria, España

(2) Instituto Politécnico Marítimo de Pasajes, Pasajes, Guipúzcoa, España

(3) Universidad Complutense de Madrid, Dpto Biología Animal, España

ggarcia@nexo.es

Resumen

Se describe el diseño y la metodología de un modelo de muestreador para el bentos superficial. Se compara su captura con la obtenida por un arte comercial de tipo "baka" en las mismas estaciones. Se analizan 162 especies distribuidas en grupos funcionales, 6 de las cuales fueron pelágicas.

Abstract

The design and methodology of a new model of epibenthos trawling is described. The array of catch obtained is compared with commercial trawl in the same point. 162 species are analysed in functional groups, 6 of each were pelagic species.

Introducción

Las artes de arrastre de uso en la pesca comercial se han venido utilizando también para fines científicos, con el objetivo de conocer la abundancia, distribución y composición de las comunidades demersales y bentónicas. Su utilización puede presentar problemas cuando el objetivo del estudio son organismos infaunales, bentónicos sésiles, de poca movilidad o cuando se desea obtener un conocimiento más completo de la biocenosis bentónica. Por otro lado, gran parte de los problemas sobre la homogeneidad del muestreo derivan de la variación en la geometría del muestreador durante el arrastre, que afecta a la forma de la superficie presentada por la red al avance y de las pequeñas variaciones introducidas con posterioridad. En otros casos, la capacidad de captura determina una infravaloración de los organismos menos accesibles al tipo de muestreador.

En consecuencia, se ha diseñado un muestreador, de estructura simple, que no se encuentra tan sometido a las variaciones geométricas y mantiene constante la unidad de muestreo; al tiempo, se reduce su afección sobre el fondo y los organismos que captura y se facilitan sus maniobras.

Desarrollo técnico y criterios metodológicos

El nuevo muestreador, Ingelmio I, ha sido diseñado por el Instituto Politécnico Marítimo de Pasajes y el Museo Marítimo del Cantábrico. Se desecharon inicialmente las propuestas basadas en dos cables de arrastre y en la utilización de puertas, en contacto con el fondo, para mantener la abertura horizontal. Su concepción parte de los modelos de dragas de arrastre de tipo Agassiz y el arte de vara o "beam trawl". De ambos se ha tratado de solucionar ciertos inconvenientes, como la limitación del tamaño a la estructura asociada a la boca y los patines laterales, su aparatosidad, debido a las dificultades que presenta su estiba y maniobra, sobre todo si se utilizan otros muestreadores de forma complementaria, y la excesiva agresión que ejercen sobre el fondo (Kaiser, 1996; Kaiser *et al.*, 1997; Lindeboom & de Groot, 1998). Este impacto, se debe en gran medida al par de fuerzas que se produce entre la tracción de remolque y la fricción con el fondo, que obliga a cabecear al patín alterando su trimado. El cabeceo y el exceso de lastre empleado para corregir el trimado, favorecen la acumulación de fango delante de la boca y en el interior del copo, lo que dificulta las operaciones de triado y daña las muestras.

Se ha optado por la utilización de una barra horizontal, para mantener constante su abertura en esta dimensión, mantenida con flotabilidad neutra y separada del fondo por las fuerzas de tensión y los flotadores asociados. La abertura vertical se establece por los calones laterales, constituidos por sendas barras metálicas, que unifican al tiempo los cables de tracción, los paños de las bandas de la red, la relinga superior y el burlón. Este conjunto sustituye a las estructuras rígidas del arte de vara y de las dragas de arrastre, facilitando las maniobras debido a su flexibilidad.

El impacto sobre el fondo se minimiza por medio de la estructura de rodadura que sustituye a los tradicionales patines. Estos elementos, junto al lastre asociado al burlón, ayudan a mantener el arte en contacto con el fondo.

La diferencia entre la cantidad de cable largado y el peso de la estructura, constituye un factor que indica el grado de presión del muestreador sobre el fondo. Esta presión determina a su vez la capacidad de penetración en el sedimento y por lo tanto altera el coeficiente de embarrado. La precisión en la longitud del cable largado y el peso del conjunto son por lo tanto fundamentales para lograr, no solo el correcto funcionamiento del arte, sino también para reducir la agresión sobre el fondo. Para su cálculo se ha desarrollado una aplicación, que precisa conocer con exactitud el cable largado y su tensión.

La velocidad de arrastre efectivo ha oscilado entre 2,5 y 3,1 nudos, con una media de 2,8. Inicialmente se partió de un tiempo efectivo de arrastre de 10 minutos, como los standar de dragas de tipo Agassiz (Holme & McIntyre, 1984). También se efectuaron lances de 20 y 30 minutos, con el fin de analizar la capturabilidad del nuevo diseño con unidades mayores, sin mostrar significación estadística. El área barrida en los lances de

10 minutos, seleccionado como unidad muestral, alcanza un valor medio de 2.887 m^2 , frente a los 60.774 m^2 del arte comercial, empleado con la misma metodología que en las campañas de prospección de recursos demersales por métodos directos (Olaso, 1990; Sánchez, 1993).

Resultados

Para conocer la capturabilidad del nuevo diseño se han realizado un total de 30 lances, 12 con un arte de "baka" comercial y el resto con el nuevo diseño. Llevándose a cabo dos campañas en cinco estaciones situadas entre 50 y 120 metros de profundidad y en fondos de características sedimentarias diferentes, al menos un lance con el nuevo diseño y otro con el comercial. En todos los casos se ha inventariado y cuantificado en número la captura. Se han capturado un total de 162 especies con ambos muestreadores, de las cuales se han desestimado 6 por ser típicamente pelágicas. Del resto, 156 especies, 31 y 49 componen respectivamente parte exclusiva de las capturas del nuevo diseño y del arrastre de baka; mientras que 78, son comunes en ambos casos.

Tabla 1 · Distribución del número de especies según estrato funcional y especificidad en el método de muestreo, se han suprimido las seis especies pelágicas.

Categorías	Ingelmio	Baka	Comunes	Totales
Demersales	2	20	10	33
Suprabentónicas	1	4	7	13
Epibentónicas	14	18	56	90
Endobentónicas	12	3	5	20
Totales	29	45	78	156

Para discernir mejor el comportamiento de los dos sistemas se agruparon las especies en categorías según su relación con el fondo (tabla 1). Se han descartado del total, 6 especies consideradas como pelágicas, capturadas 2 con el nuevo muestreador y 4 con el arte comercial.

Teniendo en cuenta un área de 1000 m^2 , el Ingelmio I captura 5,53 especies frente a las 0,47 del arte comercial. Si se consideran densidades medias en 1 km^2 , el nuevo diseño capturaría 4.964 ejemplares frente a los 2.568 del arte comercial.

Los test de significación estadística aplicados, chicuadrado, reflejan, que tanto la riqueza como la densidad media obtenidas entre los dos muestreadores son significativamente diferentes, con valores de significación superiores al 95 %.

Al comparar las capturas obtenidas, se observa una mayor representación de especies pertenecientes a la fracción endobentónica (1,5/1) en las muestras procedentes del Ingelmio I, que junto a las especies

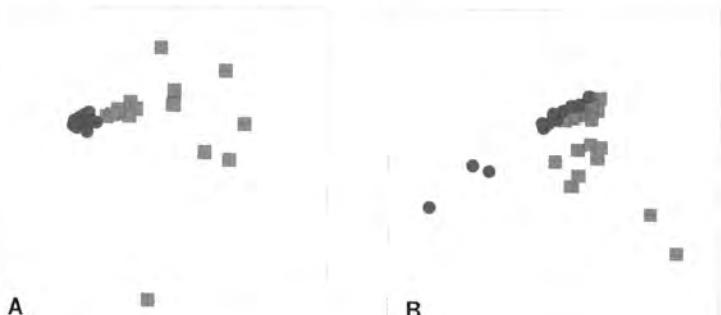
epibentónicas constituyen el 73 % de la captura, frente al 51% del arte comercial. Este último arte, por su propio diseño y finalidad, obtiene una mayor representatividad de especies demersales (1/14,3) y epibentónicos móviles (1/1,69).

Con respecto a las densidades medias (tabla 2), el nuevo diseño vuelve a repetir el patrón anterior, siendo aún más significativas las diferencias con respecto a las especies endobentónicas (17,2/1) y en menor grado las epibentónicas (4,1/1). En el caso de especies demersales e epibentónicas móviles, el Ingelmio I muestra una mayor densidad de captura en la fracción de juveniles, especialmente de *Buglossidium luteum* y otras especies de trígidos (*Eutrigla gurnardus* y *Aspitrigla cuculus*); sin presentarse tales clases de tallas en el arte de baka, debido al uso de una medida de malla comercial.

Tabla 2 - Valores medios de riqueza específica y densidad según el estrato funcional y la especificidad en el método de muestreo.

Categorías	Riqueza específica		Densidad (número/área)	
	Ingelmio	Baka	Ingelmio	Baka
Demersales	0,9	11,8	7,2	40,6
Suprabentónicas	1,4	5,1	25,4	44,5
Epibentónicas	13,2	22,1	58,8	14,4
Endobentónicas	1,2	0,8	8,6	0,5

Los análisis de componentes principales basados en la matriz de riqueza y de densidades medias muestran en ambos casos una mayor variabilidad de las muestras procedentes del nuevo muestreador, frente a las del arte comercial que reflejan una mayor similitud, especialmente en los resultados obtenidos a partir de la matriz de riqueza (fig.).



Análisis de componentes principales: A: resultados sobre la matriz de riqueza específica de los estratos funcionales. En los dos primeros ejes se explica el 75 %. B: resultados sobre la matriz de densidad media de los estratos funcionales. En los tres primeros ejes se explica el 75 %. Círculos: muestras con arte de baka. Cuadrado: muestras con el nuevo diseño.

Conclusiones

- La composición de la captura del nuevo muestreador se puede concretar en los siguientes algoritmos:
 - con respecto a la captura absoluta de especies,
0,41 endobentónicas + 0,48 epibentónicas + 0,03 suprabentónicas
+ 0,06 demersales
 - con respecto a la frecuencia de especies en un área de 1000m²,
0,11 endobentónicas + 0,76 epibentónicas + 0,07 suprabentónicas
+ 0,04 demersales
 - con respecto a las densidad (ejemplares/km³),
0,12 endobentónicas + 0,62 epibentónicas + 0,13 suprabentónicas
+ 0,11 demersales
- El nuevo diseño se muestra efectivo en el muestreo de taxocenosis, tanto especies epibentónicas como endobentónicas y de las fracciones juveniles de las poblaciones de peces asociadas al fondo.
- Este nuevo muestreador aporta por lo tanto una información complementaria a los estudios basados en las muestras obtenidas con artes de arrastre comerciales, especialmente de tipo baka.

Teniendo en cuenta la gran diferencia entre las dos áreas barridas, 2.747 metros cuadrado en el Ingelmio I y 55.560 del arte de "baka", se puede considerar la optimización del nuevo diseño para obtener réplicas múltiples. El replicado se ve además favorecido por la rapidez y simplicidad de las maniobras. El diseño permite a su vez la simultaneidad del uso de dos muestreadores en paralelo, ello permite un mejor conocimiento de las distribuciones espaciales de las comunidades bentónicas de fondos blandos. Esta variabilidad de la información queda reflejada en los análisis de componentes principales que indican a su vez con mayor significación la variabilidad de las distintas estaciones, con distintas batimetrías y tipos de sedimentos.

Agradecimientos

Este proyecto ha sido subvencionado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología con referencia MAR-97-0654.

* Este nuevo diseño de muestreador, Ingelmio I, se encuentra en fase de registro y de patente.

Referencias bibliográficas

- Holme N.A., McIntyre A.D., 1984. Methods of study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Kaiser M.J., 1996. Starfish damage as an indicator of trawling intensity. Mar. Ecol. Progr. Ser., 126, 303-307.

- Kaiser M.J., Hill A.S., Ramsay K., Spencer B.E., Brand A.R., Veale L.O., Prudden K., Rees E.I.S., Munday B., Ball B., Hawkins S.J., 1997. An estimate of fishing gear disturbance intensies in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Linderboom H.J., Groot S.J. (de), 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. Netherlands Institute for Sea Research.
- Olaso I., 1990. Distribución y abundancia del megabentos invertebrado en fondos de la plataforma Cantábrica. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15, 128 p.
- Sánchez F., 1993. Las comunidades de peces de la plataforma del Cantábrico. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 13, 137 p.

Structure of the suprabenthic assemblages in the Capbreton area (SE of the bay of Biscay)

Laure Corbari, Jean-Claude Sorbe

Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805,
2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
sorbe@biocean.u-bordeaux.fr

Abstract

The suprabenthic communities from the Capbreton area were sampled in a few stations located within the upper canyon, on its northern adjacent shelf and open slope. The analysis of the fauna sampled shows that the canyon communities are structurally different from the slope ones, probably due to distinctive environmental conditions at the sediment-water interface related to the peculiar canyon morphology. The local abundance of a few rare taxa corroborates the concept of "canyon indicator species" previously defined for such deep environments.

Résumé

Les communautés suprabenthiques du secteur de Capbreton ont été échantillonnées en diverses stations situées sur la plate-forme, dans le canyon et sur la pente. L'analyse de ce matériel montre que les communautés profondes du canyon présentent des caractéristiques structurales distinctes de celles de la pente adjacente, probablement liées aux particularités locales des eaux de fond dans cette portion étroite et sinuueuse de la fosse. Certaines espèces y sont relativement abondantes, confirmant ainsi l'existence de «canyon indicator species» déjà mises en évidence dans ce type d'environnement profond.

Introduction

According to the definition given by Brunel *et al.* (1978), suprabenthos includes bottom-dependent animals (mainly small-sized crustaceans) that swim at least periodically in the near-bottom environment and can perform vertical migrations on a regular daily or seasonal basis into the water column. Suprabenthic animals are known to be an important source of food for many demersal fishes, at least during their juvenile phase (Sorbe, 1981). However, their trophic role in benthic ecosystems has been probably underestimated because they are inefficiently sampled by grabs and box corers. Due to their swimming ability, these animals need to be sampled by specific gears equipped with plankton nets and towed over the sea floor at an appropriate speed.

In the SE of the bay of Biscay, suprabenthic assemblages were mainly studied at the latitude of Arcachon on the shelf (Sorbe, 1982, 1984,

1989 ; Cornet *et al.*, 1983), on the adjacent slope (Elizalde, 1994 ; Elizalde *et al.*, 1993 ; Dauvin *et al.*, 1995) and within the Cap-Ferret canyon down to approximately 3000 m depth (Sorbe, 1999). In that area, distinct assemblages were described, demonstrating a decreasing faunal abundance with depth and a higher biodiversity on bathyal bottoms.

So far, few studies were conducted on benthic communities from the Capbreton canyon (see Le Danois, 1948 ; Sorbe, 1990), although recent investigations revealed that this Gouf-type submarine valley shelters abundant benthic populations of supposedly rare species with respect to peculiar environmental conditions (Marquiegui & Sorbe, 1999). Within the framework of a new research programme dealing with bottom oxygenation and benthic communities in the Capbreton area (Oxybent oceanographic cruises), we took the opportunity to periodically sample several sites in order to describe temporal changes in the structure of their suprabenthic assemblages. This report focuses on the first observations on these assemblages from the analysis of a sample series taken during wintertime.

Material and methods

Figure 1 shows the study area located in the south-eastern part of the bay of Biscay and the geographical position of the sampling stations on the continental shelf (St. D, 162 m, northern margin of the canyon), within the canyon (St. C', 308 m ; St. E, 766 m ; St. E', 812 m) and on the slope (St. B, 555 m and St. A, 987 m). All the sampling stations are located on muddy sediment, with a weak sandy fraction at station E'. According to Tauzin (1974), all the sampling stations located below 500 m are under the influence of Mediterranean water characterized by a temperature of 9-10.5°C, a high salinity (35.80) and a low oxygen content (minimum value slightly inferior to 4.38 ml l⁻¹ at about 850 m water depth). Ogawa & Tauzin (1973) described the physico-chemical environment at the water-sediment interface all along the canyon. The near-bottom waters generally showed a low oxygen content due to their stagnation westward from the meridian 1°38' W. Their mean level of oxygen saturation was about 50% but locally some values were less than 25% (hypoxia). Furthermore, between 1°50' W and 1°58' W, very low oxygen contents were measured in the near-bottom waters (minimum value at 20 cm above the sea floor: 1.96 ml l⁻¹) suggesting a tendency to confinement in this sinuous part of the canyon. Westward from the meridian 2° W, the near-bottom waters showed a high oxygen content (5.74 ml l⁻¹ at about 1600 m depth) probably due to a better circulation of water masses in this enlarged part of the canyon (oxygen saturation level: 75%). Tauzin (1974) measured the organic carbon content (percentage of dry sediment) of surficial sediments all along the bottom and the flanks of the canyon. The observed values fluctuated between 0.44 and 5.39% and an organic-rich area was detected at a bathymetric level located just above the aforementioned confinement area.

The suprabenthic communities were sampled during two Oxybent cruises (December and January 1999) with a modified version of the suprabenthic sledge Macer-Giroq described by Dauvin *et al.* (1995). The gear is equipped with four superimposed nets (0.5 mm mesh size, sampling in the 10-40, 45-75, 80-110 and 115-145 cm water layers above the bottom) and with a mechanical opening-closing system acting by contact with the sea bottom. The area sampled on the sea-bed was calculated from measurements given by flowmeters located in each net box (see Dauvin *et al.*, 1995). Before laboratory examination, the samples were preserved on board with 10% neutralized formalin.

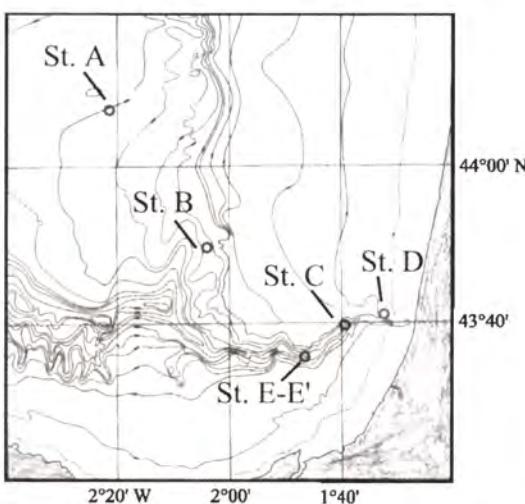


Figure 1 - Location of the sampling stations in the Capbreton area (SE of the bay of Biscay).

In each sample, the fauna was sorted into nine major zoological groups (pycnogonids, mysids, amphipods, cumaceans, isopods, tanaidaceans, euphausiaceans, decapods and fishes), identified to species level whenever possible and counted. Abundance values were expressed as ind./100 m² (cumulative values from the four nets). Diversity indexes (Shannon index H' [log₂] and evenness J) were calculated for each sample, following Scherrer (1984). The comparative analysis of data was performed using the statistical package PRIMER (Carr *et al.*, 1993). An UPGMA classification was performed on the data using the Bray-Curtis similarity measure after fourth root transformation of the abundance values.

Results and discussion

The table shows the main structural characteristics of the suprabenthic communities sampled in the Capbreton area.

A total of 14493 individuals belonging to a minimum of 183 identified species were collected on all the sampling stations from the studied area

(amphipods: 48.2%; mysids: 14.9%; cumaceans: 13.5%; isopods: 11.1%). Some of these species were anteriorly considered as endemic of the Mediterranean Sea (the mysid *Erythrops neapolitana*; the amphipods *Carangoliopsis spinulosa*, *Lepechinella manco*, *Arrhis mediterraneus*, *Pardalisca mediterranea*, *Andaniexis mimonectes*, *Parvipalpus major*) and their presence in the bathyal of the SE of the bay of Biscay is probably related to the flow of Mediterranean water below 500 m water depth in that area, as suggested by Peypouquet (1973) for benthic ostracods. The newly described amphipod *Bathymedon longirostris* from the Catalan slope (Jaume et al., 1998) was surprisingly abundant on the northern flank of the canyon (station C). Finally, a lot of species were probably new to science and will be described elsewhere: the amphipods *Eusirus* sp., *Lixiella* sp., *Hippomedon* sp., *Melphidippa* sp., *Oediceroides* sp.; the isopods *Haplomesus* sp., *Lipomera* sp.

Structural characteristics of the suprabenthic assemblages from the Capbreton area. St : species richness (number of species/sample); Dt: total density (ind./100 m²); H': Shannon index (\log_2); J: evenness.

	Shelf	Canyon	Slope			
	D	C'	E	E'	B	A
Stations						
Depth (m)	162	308	766	812	555	987
Nets	F1-4	F1-4	F1-4	F1-4	F1-4	F1-4
Area (m ²)	238.3	189.4	267.5	377.9	392.0	259.9
St	36	85	66	43	94	45
Pycnogonida	0	0	0	0	1	0
Mysidacea	9	13	9	8	9	7
Amphipoda	17	40	32	24	43	22
Cumacea	2	12	11	3	12	10
Isopoda	2	8	8	4	16	3
Tanaidacea	0	3	2	1	3	0
Euphausiacea	0	1	1	1	2	1
Decapoda	5	7	3	2	6	2
Pisces	1	1	0	0	2	0
Dt	1621.6	3918.1	617.2	56.6	301.3	62.7
% Pycnogonida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
% Mysidacea	30.3	5.2	6.1	15.0	7.2	27.6
% Amphipoda	61.0	60.8	47.8	69.6	44.5	49.7
% Cumacea	0.4	15.9	12.2	6.5	15.4	19.0
% Isopoda	0.1	16.9	31.0	6.6	29.6	1.9
% Tanaidacea	0.0	0.8	1.8	0.5	0.7	0.0
% Euphausiacea	0.0	0.0	0.1	0.9	0.3	0.6
% Decapoda	8.2	0.4	1.0	0.9	1.7	1.2
% Pisces	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
H'		2.71	4.18	4.46	4.54	5.18
J		0.52	0.65	0.73	0.84	0.79
						0.89

The species richness S_t (total number of species/sample) ranged from 36 species at the shelf station D to 94 species at the slope station B. This index did not show any trend with depth in the studied area due to the low value recorded at the deeper station within the canyon (43 species at station E'). At all the stations, the amphipods represented the more diverse group (up to 56 % of the total at the station E'). The Shannon index H' was significantly correlated with evenness J ($r = 0.884$) and allowed to distinguish the shelf station D ($H' = 2.71$) from the deeper ones ($H' > 4$). The maximum diversity was recorded at the slope station B ($H' = 5.18$). Such higher diversity values on bathyal bottoms were already mentioned in previous studies (Sorbe, 1984; Elizalde, 1994; Elizalde *et al.*, 1993).

As often mentioned in previous studies on suprabenthic assemblages (Sorbe, 1984; Elizalde *et al.*, 1993; Sorbe & Weber, 1995; Dauvin *et al.*, 1995; Cunha *et al.*, 1997 ; Sorbe, 1999), the decreasing vertical gradient of the faunal density from the sediment-water interface was also observed for most of the stations of the Capbreton area. Such a typical near-bottom vertical distribution of the suprabenthic fauna was trophically related with a higher concentration of suitable particulate organic matter at the sea floor. However, the station E' showed a maximum density within the upper 45-75 cm water layer sampled by the sled. This peculiar trend was probably related to its location at approximately 800 m depth within the canyon, where oxygen depletion at the sea bottom could be responsible for an upward migration of the fauna into better oxygenated near-bottom waters.

The total density values D_t (cumulative data from the four nets in each haul) of the suprabenthic fauna were not correlated with depth in the Capbreton area, although the lowest ones were recorded at the deepest stations within the canyon (station E': 56.6 ind./100 m²) and on the open slope (station A: 62.7 ind./100 m²). The low value at station E' was probably due to the peculiar environmental conditions on the bottom of the canyon (oxygen depletion, sediment characteristics) whereas, at station A, it was certainly related to its oceanic location far from the coast. The shelf density value (station D: 1621.6 ind./100 m²) was comparable to the annual mean value mentioned at 90 m depth off Arcachon (1865 ind./100 m²; Sorbe, 1999). The highest density value was surprisingly observed on the northern flank of the canyon (station C: 3918.1 ind./100 m²) and was seven times higher than the winter value recorded at approximately 400 m depth off Arcachon (537.8 ind./100 m²; unpublished data). Amphipods were numerically dominant at all the stations, with percentage contributions ranging between 44.5% and 69.6%, followed by mysids, cumaceans and isopods with highly variable contributions according to stations. The other groups showed contributions lower than 10 per cent. Previous studies on suprabenthic assemblages from the SE of the bay of Biscay generally mentioned the numerical dominance of amphipods on the shelf (Sorbe, 1984) whereas asellote

isopods ranked first at bathyal depths, at least during the first part of the year (Elizalde, 1994; Elizalde *et al.*, 1993; unpublished data).

Figures 2 and 3 show the classification of the six sampling stations and of the 25 selected species (values superior to 5% of the total abundance at any one station) by the PRIMER hierarchical agglomerative method. The multivariate analysis of data discriminated the shelf station D from all the deeper ones (similarity < 15%). The bathyal stations from the canyon and the open slope showed similarity values inferior to 50% and was separated into two clusters according to their total density level. The selected species were classified into three groups with respect to their numerical dominance in the different bathymetric zones of the studied area: group 1 with species dominant on the open slope (stations B and A); group 2 with species dominant on the shelf; group 3 with species dominant in the canyon, either at station C' (3a) or at station E' (3b).

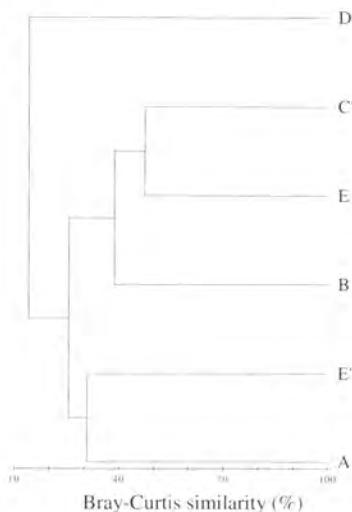


Figure 2 · Dendrograms for hierarchical clustering of the six sampling stations A-E' from the Capbreton area.

Located on muddy bottoms at the shelf edge, the shelf assemblage contained several species not found at the deeper stations (the mysids *Lophogaster typicus*, *Anchialina agilis*, *Leptomysis gracilis*; the amphipods *Rhachotropis integricauda*, *Synchelidium haplocheles*, *Westwoodilla rectirostris*; the cumacean *Pseudocuma longicornis*; the decapod *Processa nouveli bolthuisi*) and an abundant juvenile population of the mysid *Boreomysis arctica*. The unusual abundance of this bathyal species at the shelf-break instead of its congener *B. megalops* (see Sorbe, 1984; Elizalde *et al.*, 1991; Elizalde & Sorbe, 1993) was certainly related to the proximity of the canyon. The mysid *Hemimysis abyssicola* was also unusually abundant at the Capbreton shelfbreak whereas it was not mentioned off Arcachon (see Sorbe, 1984; Elizalde, 1994; Elizalde *et al.*, 1991).



Figure 3 - Dendrogram for hierarchical clustering of the 25 selected suprabenthic species from the Capbreton area.

Although located within the same depth range, the canyon assemblages were distinct from the slope ones due to the unusual local abundance of a few species such as the amphipods *Bonnierella abyssorum*, *Cleonardopsis carinata*, *Bathymedon longirostris* and the isopod *Arctunopsis giardi*. As suggested by Rowe (1972), Rowe *et al.* (1982), these species could be considered as "canyon indicator species". Marquiegui & Sorbe (1999) previously mentioned the high abundance of *A. giardi* in a deeper part of the Capbreton canyon (ca 1000 m depth) where hypoxic conditions are known to occur (at least periodically). Finally, the upper canyon assemblage (station C' on the northern flank) was mainly characterized by the high abundance of the amphipod *Synchelidium maculatum* (1118.0 ind./100 m²; 28.5% of the total density) and of small-sized individuals not retained by the one millimetre sieve (73.1% of the total density). Most of these individuals were juveniles, thus suggesting an intense reproduction of the peracarid populations during wintertime in this part of the Capbreton canyon.

Acknowledgments

The authors are most grateful to the crew members of the R/V "Côtes de la Manche" for their help in the field research. This study was partially supported by CIRMAT-CNRS (Oxybent VI and VII oceanographic cruises and loan of the Roscoff suprabenthic sled).

Bibliographic references

- Brunel P., Besner M., Messier D., Poirier L., Granger D., Weinstein M., 1978. Le traîneau Macer-Giroq : appareil amélioré pour l'échantillonnage de la petite faune nageuse au voisinage du fond. Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol., 63, 815-829.
- Carr M.R., Carter R.G., Clarke K.R., 1993. User guide to PRIMER v. 3.1 b (Plymouth routines in multivariate ecological research). Version prepared for a training workshop at Plymouth Laboratory.
- Cornet M., Lissalde J.P., Bouchet J.M., Sorbe J.C., Amoureaux L., 1983. Données qualitatives sur le benthos et le suprabenthos d'un transect du plateau continental Sud-Gascogne. Cah. Biol. Mar., 24, 69-84.
- Cunha M., Sorbe J.C., Bernardes C., 1997. On the structure of the neritic suprabenthic communities from the Portuguese continental margin. Mar. Ecol. Progr. Ser., 157, 119-137.
- Dauvin J.C., Sorbe J.C., Lorgeré J.C., 1995. Benthic boundary layer macrofauna from the upper continental slope and the Cap-Ferret canyon (bay of Biscay). Oceanol. Acta, 18, 113-122.
- Elizalde M., 1994. Les communautés suprabenthiques bathyales de la marge sud du canyon du Cap-Ferret (golfe de Gascogne). Thèse 3^e cycle, université de Bordeaux 1, 212 p.
- Elizalde M., Dauvin J.C., Sorbe J.C., 1991. Les mysidacés suprabenthiques de la marge sud du canyon du Cap-Ferret (golfe de Gascogne) : répartition bathymétrique et activité natatoire. Ann. Inst. Océanogr., 67, 129-144.
- Elizalde M., Sorbe J.C., 1993. Sur quelques aspects de la biologie du mysidacé suprabenthique *Boreomysis megalops* (Sars, 1872) dans la zone Sud-Gascogne. III^e Colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, Arcachon, 257-263.
- Elizalde M., Sorbe J.C., Dauvin J.C., 1993. Las comunidades suprabentónicas batiales del golfo de Vizcaya (margen sur del cañón de Cap-Ferret) : composición faunística y estructura. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11, 247-258.
- Jaume D., Cartes J.E., Sorbe J.C., 1998. A new species of *Bathymedon* Sars, 1892 (Amphipoda: Oedicerotidae) from the western Mediterranean bathyal floor. Scientia Marina, 62, 341-356.
- Le Danois E., 1948. Les profondeurs de la mer. Trente ans de recherches sur la faune sous-marine au large des côtes de France. Éd. Payot, Paris, 303 p.
- Marquiegui M.A., Sorbe J.C., 1999. Influence of near-bottom environmental conditions on the structure of bathyal macrobenthic crustacean assemblages from the Capbreton canyon (bay of Biscay, NE Atlantic). Acta Oecol., 20, 353-362.

- Ogawa N., Tauzin P., 1973. Contribution à l'étude hydrologique et géochimique du gouf de Capbreton. Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitainé, 14, 19-46.
- Peyrouquet J.P., 1973. Sur la présence d'espèces méditerranéennes au niveau des étages circalittoral et épibathyal de la zone de Capbreton. Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, 13, 143-146.
- Rowe G.T., 1972. The exploration of submarine canyons and their benthic faunal assemblages. Proc. R. Soc. Edinburgh, 73B, 159-169.
- Rowe G.T., Polloni P.T., Haedrich L., 1982. The deep-sea macrobenthos on the continental margin of the northwest Atlantic Ocean. Deep Sea Res., 29, 257-278.
- Scherrer B., 1984. Biostatistique. G. Morin (éd.), Paris, 850 p.
- Sorbe J.C., 1981. Rôle du benthos dans le régime alimentaire des poissons démersaux du secteur Sud-Gascogne. Kiel. Meeresforsch. (Sonderh.), 5, 479-489.
- Sorbe J.C., 1982. Observaciones preliminares del suprabentos en un transecto batimétrico de la plataforma continental aquitana (suroeste de Francia). Oecol. Aquat., 6, 9-17.
- Sorbe J.C., 1984. Contribution à la connaissance des peuplements suprabenthiques néritiques Sud-Gascogne. Thèse d'Etat, université de Bordeaux 1, 265 p.
- Sorbe J.C., 1989. Structural evolution of two suprabenthic soft-bottom communities of the South Gascogne continental shelf. Scientia Marina, 53, 335-342.
- Sorbe J.C., 1990. Le canyon de Capbreton : état des connaissances sur ce site exceptionnel de la marge atlantique européenne. In: Oceanografía del golfo de Vizcaya, UPV ed, Bilbao, 93-140.
- Sorbe J.C., 1999. Deep-sea macrofaunal assemblages within the benthic boundary layer of the Cap-Ferret canyon (bay of Biscay, NE Atlantic). Deep Sea Res., 46(10), 2309-2329.
- Sorbe J.C., Weber O., 1995. Influence de la profondeur et des sédiments superficiels sur la structure des communautés suprabenthiques bathyales Sud-Gascogne. In: Actas del IVº Coloquio Internacional sobre Oceanografía del Golfo de Vizcaya, IEO Santander, 183-194.
- Tauzin P., 1974. Étude des relations entre les caractéristiques physico-chimiques et chimiques des milieux de dépôt et la distribution de quelques éléments métalliques dans les sédiments de divers environnements du golfe de Gascogne. Thèse 3^e cycle, université de Bordeaux 1, 117 p.

Recent discovery of an abundant population of the deep Mytilidae “*Modiolaria*” *fischeri* Smith, 1885 in the Capbreton canyon (SE of the bay of Biscay)

Jean-Claude Sorbe⁽¹⁾, Bernard Métivier⁽²⁾, Marcel Le Pennec⁽³⁾

(1) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

(2) Muséum national d'histoire naturelle, laboratoire de biologie des invertébrés marins et malacologie, ESA 8044, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France

(3) Université de Bretagne occidentale, place Nicolas Copernic, Technopôle Brest-Iroise, 29280 Plouzané, France
sorbe@biocean.u-bordeaux.fr

Abstract

An abundant population of the mytilid “*Modiolaria*” *fischeri* was sampled at about 860 m depth within the upper part of the Capbreton canyon. The study of this material allowed giving some new informations on the ecology and the biology of this deep bivalve, a presumed endemic species from the bay of Biscay.

Résumé

Une abondante population du mytilidé « *Modiolaria* » *fischeri* a été échantillonnée vers 860 m de profondeur dans la partie amont du canyon de Capbreton. L'étude de ce matériel permet de fournir quelques informations sur l'écologie et la biologie de ce bivalve profond, apparemment endémique du golfe de Gascogne.

Introduction

Within the framework of the Oxybent research programme dedicated to the study of benthic communities from the Capbreton area in relation to bottom oxygenation, samplings were periodically performed with a multinet sled (see Dauvin *et al.*, 1995) at several sites from the shelf edge down to 1 000 metres depth. During Oxybent IX cruise, a new station was added to the regular sampling programme (fig. 1), located within the main channel of the Capbreton canyon (haul reference: St. J, TS14-R; 24 June 1999; 43°37.88 N-1°52.47 W at the end of the wire out; 857-865 m water depth).

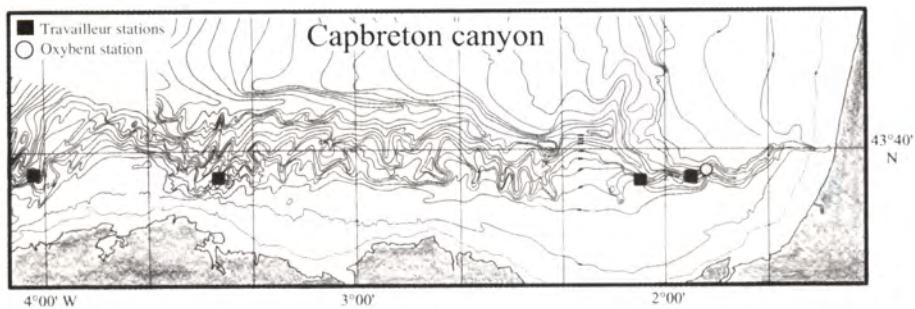


Figure 1 - Location of the sampling stations from "Le Travailleur" expedition and Oxybent IX cruise in the SE of the bay of Biscay.

Contaminated by surficial mud due to side sled reversal during towing on the bottom, the net samples contained an abundant population of a mytilid bivalve, later identified as "*Modiolaria fischeri*" Smith, 1885 (fig. 2). This abundant collection allowed giving further details on the ecology and the biology of this poorly known mytilid species. Part of this material was deposited in the mollusc collections of MNHN, Paris and at the University of Malaga for taxonomic revision. This species will be probably reassigned to another mytilid genus (Salas & Gofas, pers. comm.).



Figure 2 - "*Modiolaria*" *fischeri* Smith, 1885 from station J within the Capbreton canyon.

"*Modiolaria*" *fischeri* was first mentioned by Jeffreys (1880), then described by Fischer (1882) as *M. cuneata* (non Gould, 1861), renamed *M. fischeri* by Smith (1885) and finally described and figured under the same name by Locard (1898) from a few specimens collected in July 1880 by the aviso "Le Travailleur" in the southern bay of Biscay and deposited in the MNHN, Paris. This material was dredged at four stations located on muddy bottoms between 1019 and 1190 m depth along the Cantabrian slope (see figure 1). The easternmost station (dragage 2; 1019 m) was actually situated within the upper part of the Capbreton canyon at about 3 nautical miles from our station J. So far, this mytilid species was never

sampled again, although it was mentioned by several authors (Clessin, 1889; Locard, 1886, 1899) and more recently by Lamy (1937) and Le Danois (1948) with probable reference to "Le Travailleur" collection.

According to early and recent observations in the southeastern bay of Biscay, *M. fischeri* was exclusively sampled on muddy slope bottoms between 857 and 1190 m. Such a narrow bathymetric zonation of deep benthic species was also depicted by Rowe & Menzies (1969) and attributed to along-slope larval dispersal due to bottom currents parallel to isobaths. The Cantabrian mytilid populations are under the influence of the Mediterranean overflow water that flows northwards around the Iberian Peninsula between 700 and 1300 m (Durrieu de Madron *et al.*, 1999). In the eastern bay of Biscay, this water mass is characterized by a potential temperature of approximately 9.8°C, by a salinity maximum (35.75–35.76) and an oxygen minimum at about 1000 m water depth. The Mediterranean water was also detected within the upper part of the Capbreton canyon up to approximately 650 m where a salinity of 35.73 was measured in the near-bottom water (Ogawa & Tauzin, 1973). Furthermore, in that part of the canyon (between 1°50' and 1°58' W), low bottom oxygen contents were also measured in November 1972 (minimum value: 1.96 ml l⁻¹ at 20 cm above the sea floor) and attributed to some water confinement due to canyon morphology (Ogawa & Tauzin, 1973). These peculiar near-bottom environmental conditions have a structuring influence on the underlying benthic communities and are probably responsible for the local relative abundance of a few "canyon indicator species" including *M. fischeri* (see Marquiegui & Sorbe, 1999). *M. fischeri* was apparently absent on the open slope north from the Capbreton canyon, as suggested by negative sled samplings at approximately 1000 m depth (Plateau des Landes off Mimizan, Oxybent programme; southern margin of the Cap-Ferret canyon off Arcachon, Elizalde & Sorbe, unpublished observations) as well as at approximately 2400 m depth within the Cap-Ferret canyon (ECOFER programme). Finally, according to substratum characteristics (soft bottoms) and byssus examination (presence of mud at the tip of the byssal filaments), this filter-feeding mytilid lies on the mud in an epibenthic habitat as also demonstrated by aquarium video recording on live specimens (Massabuau & Corbari, pers. comm.).

The 375 specimens sampled at station J were used for biometric measurements and histological studies. At the laboratory, all intact shells were measured either with a hand-held calliper accurate to 0.03 mm (largest specimens) or with a micrometer eyepiece with a precision of 0.02 mm (smallest specimens). Shell measurements (mm) were recorded following the method given by Maas *et al.* (1999) for mytilid species : maximum length L, maximum height H (perpendicular to L measurement), maximum width W (greatest dimension through both valves). The size-frequency histograms drawn from these measurements (fig. 3) depicted the demographic structure of the mytilid population, characterized by a

group of adult specimens (modal length : 17.28 mm) and a group of juveniles (modal length : 4.74 mm) probably born during the first part of the year 1999. As already mentioned by Locard (1898), growth rings were actually observed on the shells but their interpretation was not possible.

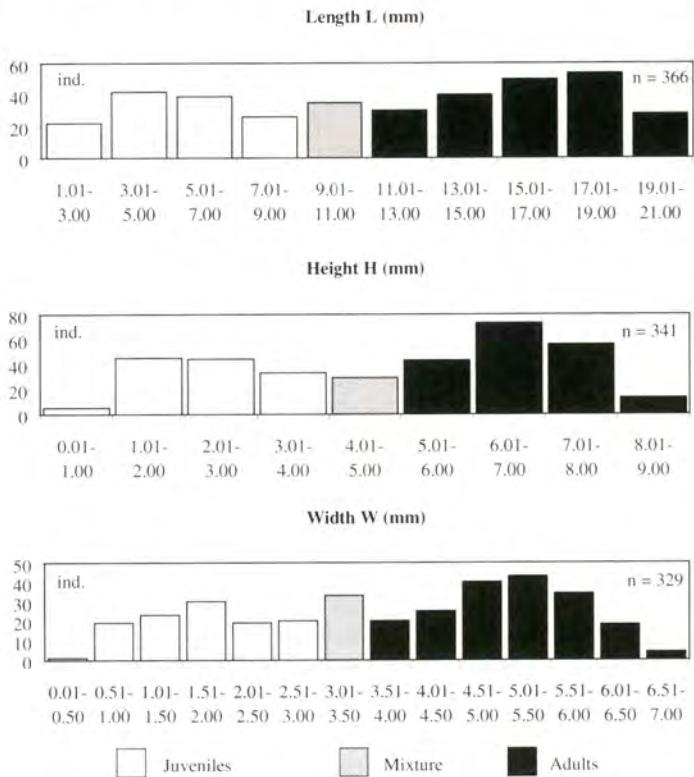


Figure 3 - Size-frequency histograms from shell measurements taken on specimens of "Modiolaria" fischeri (Capbreton canyon; station J ; 24 June 1999). ind.: number of specimens examined.

Three allometric relationships were established from shell measurements (GM regression; n: number of observations; *** : p < 0.001), suggesting that shell growth is close to isometry in this species:

$$H = 0.5070 L^{0.9245} \quad (n = 341; r = 0.998***; \\ 1.35 \text{ mm} \leq L \leq 20.90 \text{ mm})$$

$$W = 0.3672 L^{0.9404} \quad (n = 329; r = 0.998***; \\ 1.35 \text{ mm} \leq L \leq 20.90 \text{ mm})$$

$$W = 0.7329 H^{1.0170} \quad (n = 328; r = 0.995***; \\ 0.71 \text{ mm} \leq H \leq 8.73 \text{ mm})$$

The histological examination of gonads from some adult specimens (L > 18 mm) revealed that *M. fischeri* is a gonochoric species and that all

the gametogenetic stages (from gonia to mature gametes) occurred in females and males (fig. 4), suggesting continuous gametogenesis. Moreover, the histological sections showed that both the oocytes and spermatozoa were small-sized cells, as also mentioned for shallow-water mytilids.

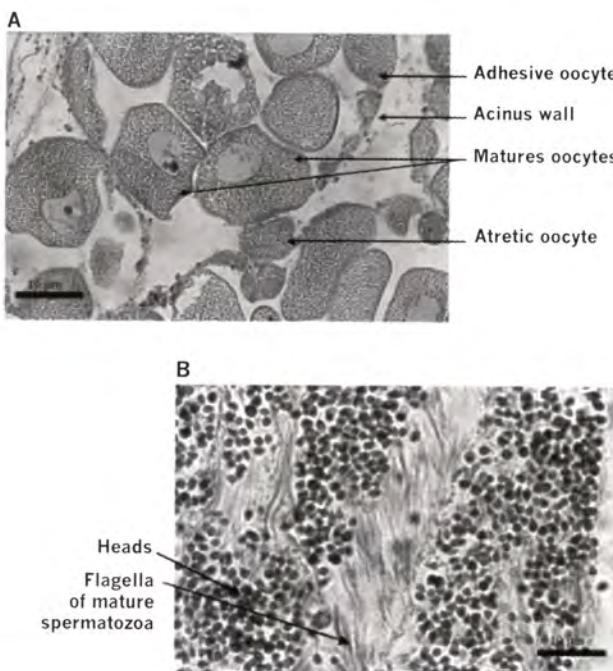


Figure 4 - Histological section in female (A) and male (B) gonads of "Modiolaria" fischeri from the Capbreton canyon (station J ; 24 June 1999).

Acknowledgments

Our sincere thanks are due to the crew members of the R/V "Côtes de la Manche" for their helpful assistance at sea. This study was partly supported by CIRMAT-CNRS (Oxygent IX oceanographic cruise and loan of the Roscoff suprabenthic sled).

Bibliographic references

- Clessin S., 1889. Die Familie der Mytilidae. Systematisches Conchylien-Cabinet von Martini und Chemnitz, 2^e éd., VIII Bd, 3 Abt., 170 p., 36 pl.
- Dauvin J.C., Sorbe J.C., Lorgeré J.C., 1995. Benthic boundary layer macrofauna from the upper continental slope and the Cap-Ferret canyon (bay of Biscay). Oceanol. Acta, 18, 113-122.

- Durrieu de Madron X., Castaing P., Nyffeler F., Courp T., 1999. Slope transport of suspended particulate matter on the Aquitanian margin of the bay of Biscay. Deep Sea Res., 46(10), 2003-2027.
- Fischer P., 1882. Diagnoses d'espèces nouvelles de mollusques recueillis dans le cours des expéditions scientifiques de l'aviso "Le Travailleur" (1880 et 1881). J. Conchyl., Paris, 30, 49-53.
- Jeffreys J.G., 1880. The deep-sea Mollusca of the bay of Biscay. A list of the Mollusca procured during the cruise of the "Travailleur" in the bay of Biscay. Ann. Mag. Nat. Hist., 5 Ser., 6, 315-319.
- Lamy E., 1937. Révision des Mytilidae vivants du Muséum national d'histoire naturelle de Paris (suite). J. Conchyl., Paris, 81, 5-71.
- Le Danois E., 1948. Les profondeurs de la mer. Trente ans de recherches sur la faune sous-marine au large des côtes de France. Éd. Payot, Paris, 303 p.
- Locard A., 1886. Prodrome de malacologie française. Catalogue général des mollusques vivants de France. Mollusques marins. J.-B. Baillière & fils, Paris, 778 p.
- Locard A., 1898. Expéditions scientifiques du "Travailleur" et du "Talisman" pendant les années 1880, 1881, 1882, 1883. Fascicule 4-5 : Mollusques Testacés, tome 2, Éd. Masson, Paris, 515 p., 18 pl.
- Locard A., 1899. Les coquilles marines au large des côtes de France. Faune pélagique et faune abyssale. Description des familles, genres et espèces. J.-B. Baillière & fils, Paris, 198 p.
- Maas P.A., O'Mullan G.D., Lutz R.A., Vrijenhoek R.C., 1999. Genetic and morphometric characterization of mussels (Bivalvia: Mytilidae) from mid-atlantic hydrothermal vents. Biol. Bull., 196, 265-272.
- Marquiegui M.A., Sorbe J.C., 1999. Influence of near-bottom environmental conditions on the structure of bathyal macrobenthic crustacean assemblages from the Capbreton canyon (bay of Biscay, NE Atlantic). Acta Oecol., 20, 353-362.
- Ogawa N., Tauzin P., 1973. Contribution à l'étude hydrologique et géochimique du gouf de Capbreton. Bull. Inst. Géol. Bassin Aquitaine, 14, 19-46.
- Rowe G.T., Menzies R.J., 1969. Zonation of large benthic invertebrates in the deep-sea off the Carolinas. Deep Sea Res., 16, 531-537.
- Smith E.A., 1885. Report on the scientific results of the voyage of H.M.S. "Challenger" during the years 1873-1876. Zoology, 13, Neil and Co., Edinburgh, 341 p., 25 pl.

Chapitre III

Le milieu marin : planctonologie

Primary production model of the bay of Biscay

Sophie Loyer⁽¹⁾, Pascal Lazure⁽¹⁾, Alain Ménesguen⁽¹⁾,
Luís Lampert⁽²⁾, Jean-Noël Druon⁽¹⁾

(1) Ifremer Brest, Del/ec, BP 70, 29280 Plouzané, France

(2) Shom/CMO/CM, 13 rue du Chatellier, BP 426, 29275 Brest Cedex, France

sophie.loyer@ifremer.fr

Abstract

A three-dimensional model of the French Atlantic shelf, with a physical part and a biological part has been elaborated. This model incorporates two physical state variables (temperature and salinity) and 17 biological state variables that include three constituents of algae nitrogen, phosphorus and silica. This model has been validated thanks to several data sets, ship samples, satellite observations and time series collected by two monitoring surveillance networks. Phenomena simulated include formation of the algal spring bloom, subsequent to the annual peak in nutrient run-off, the nutrient seasonal evolution and the spatial pattern in chlorophyll *a* concentrations.

Résumé

Afin de simuler l'influence des apports fluviaux (Vilaine, Loire et Gironde) en zone côtière, un modèle couplé physicochimique de la production primaire sur le plateau continental atlantique français a été développé. Le sous-modèle physique est tridimensionnel et barocline. Le calcul de la température et de la salinité prend en compte l'advection et la diffusion induites par la marée, le vent et les courants de densité. Le couplage entre le modèle biologique et le modèle physique se traduit par le coefficient de diffusion, le transport et les flux de chaleur. Le sous-modèle biologique décrit les cycles de l'azote, du phosphore et de la silice au travers du réseau trophique. Il comporte 16 variables d'état et 5 grands compartiments : le phytoplancton (2 classes de tailles), les éléments nutritifs dissous, le zooplancton (2 classes de tailles) et les produits détritiques biogéniques d'origines pélagique et benthique. Ce schéma classique est compatible avec l'étude des écosystèmes eutrophes ; il représente de façon satisfaisante la production printanière des eaux côtières, constituée majoritairement par le microphytoplancton. Cette production dépend en grande partie de la mise en place de la stratification de la colonne d'eau, de l'épaisseur de la couche euphotique et des apports fluviaux en éléments nutritifs. Le modèle permet de simuler, aux échelles saisonnière et interannuelle, le cycle des sels nutritifs ainsi que ceux du phytoplancton et du zooplancton, en réponse aux forçages physiques

et aux apports fluviaux. Le modèle a été calibré à partir de mesures *in situ* (campagnes en mer, réseaux de surveillance Réphy et RNO) et de l'imagerie satellitaire de la couleur de l'eau.

Introduction

Estuaries play an interface role between the land and the marine ecosystem. They are directly submitted to human influence. Near river mouth areas like Loire and Gironde, waters are modified by the influence of freshwater with high anthropogenic nutrient content and are place of high phytoplanktonic development. There is an increasing concern about the ecological effects of anthropogenic nutrient inputs. Such eutrophication has been described and studied with mathematical models by numerous authors, for example:

Localization	Description of eutrophication	Modelling study
North Sea	Lancelot <i>et al.</i> , 1987 Reid <i>et al.</i> , 1990 Joint & Pomroy, 1993	Moll, 1998
German Bight	Radach & Perry, 1990	Skogen, 1998
Chesapeake bay	Harding & Perry., 1997	Cerco & Cole, 1993
Northern Adriatic Sea	Marchetti <i>et al.</i> , 1988	Dippner, 1993
Louisiana-Texas continental shelf	Biggs & Sánchez, 1997	Chen <i>et al.</i> , 1997

Some French areas subject to eutrophication like the bay of Seine (Méneguen *et al.*, 1995) and the bay of Vilaine (Chapelle *et al.*, 1994) have been studied with biological models too.

In this context, a three-dimensional model of the primary production over the French Atlantic shelf is elaborated. This model is the first physical-biological model of the whole French Atlantic shelf.

The objective of this model is to answer the main question: in which way do the meteorological, hydrodynamical and human forcings influence the distribution and the abundance of phytoplankton populations? The model will provide a better understanding of the system response to the anthropogenic loadings and a better knowledge of the extension area of the three main rivers, Vilaine, Loire and Gironde.

The aim of the present paper is to describe the three-dimensional coupling between the physical and biological models and to show how it was validated with field data.

The model description

This study is based on the three-dimensional physical model elaborated at Ifremer Brest during the last decade (Lazure & Jégou, 1998). The bay of Biscay presents complex hydrodynamical features with strong density gradients and only a three-dimensional model would be able to simulate

the main physical processes. The temperature and salinity distributions of the French Atlantic shelf are simulated taking into account the tide and wind-induced advection and diffusion.

The model uses a traditional rectangular Cartesian grid with an homogeneous mesh size (25 km^3). This method does not permit refinement near the coast, but it is the most adapted to study the French Atlantic shelf in its whole extent. Ten vertical layers are used with sigma coordinates and progressively increasing grid steps towards the depth. The maximum depth is about 200 m near the continental slope, at the western boundary. Biological dynamics are implemented into this three-dimensional frame, where all state variables are transported by advection and diffusion. The physical and biological models are linked through the diffusion coefficient, the transport, the temperature and heat fluxes (light).

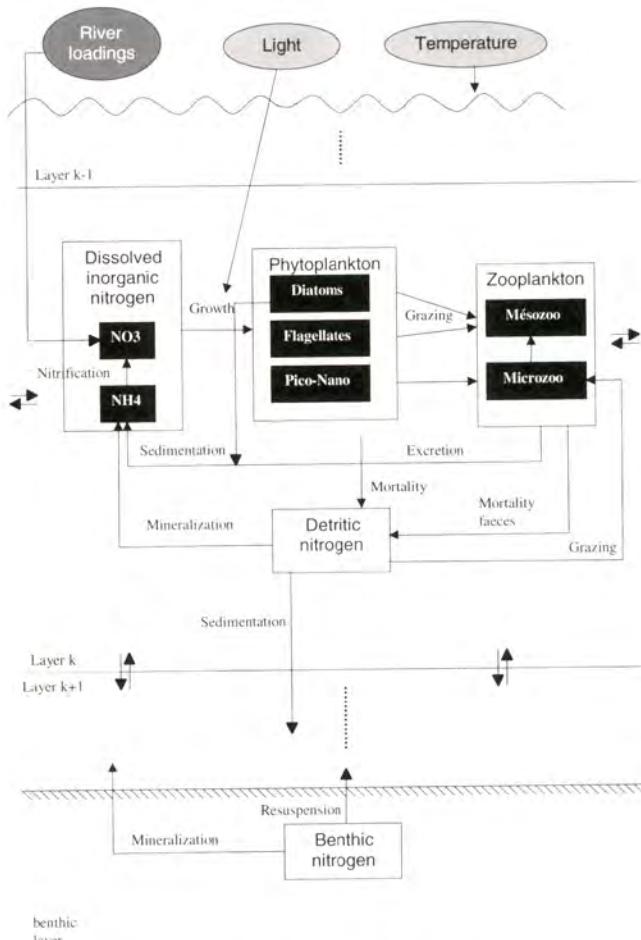


Figure 1 - Schematic diagram of the state variables and their relations.

The biological scheme is a simplified version representation of the pelagic ecosystem (fig. 1). The model is conceptualized for a shelf sea including the shallow sea characterized by the replenishment of the mixed layer with nutrients from the bottom. Cycling of three elements is modelized: nitrogen, phosphorus and silicon. It takes into account three groups of phytoplankton, the diatoms that contribute to the silicon cycle, and two group of non-siliceous phytoplankton represented by dinoflagellates and nanophytoplankton. In the phytoplankton, only the diatoms sink. The class of small phytoplankton allows to take into account the oligotrophic system of the oceanic waters, and provides a better representation of the ammonium consumption and regeneration after a microphytoplanktonic bloom. The inorganic matter is regenerated through the zooplankton excretion, and through the remineralization of dead cells and faeces.

Only a small part of this detritus remains suspended in the water column and is immediately regenerated, the major part sinks onto the bottom. The benthic compartment simulates the storage, regeneration and erosion processes. The detrital pool on the bottom has been introduced to store the detritus and to create the replenishment of the water column.

Calibration and validation with *in situ* measurements

Temporal evolution

To calibrate and validate this model, we have used various data, with several spatial and temporal scales. Only some results are shown here to illustrate the characteristics of the bay of Biscay. We will first show the comparison with data obtained from the Réphy (network of phytoplanktonic monitoring) and the RNO (national water quality monitoring network).

Simulated annual cycles of nutrient concentrations are in the observed range (fig. 2a-2e). The two years represented here illustrate well the seasonal cycle of nutrient concentrations. Inorganic nitrogen and inorganic phosphorus show very high concentrations in winter and spring, attesting the coastal water enrichment by the river. In summer, the nutrient concentration drops down, due to the river flow decrease and to the algae consumption. The phosphorus concentrations increase during summer and autumn because of the remineralization processes, the low primary production and the small increase of river flows.

Chlorophyll *a* has been calibrated with *in situ* measurements from Réphy over the years 1994 to 1999 (fig. 2e); the results shown here are those obtained for the bay of Vilaine. The model reproduces well the different level of production between the rainy years (1994, 1995 and 1998) and the dry years (1996 and 1997). The amount and the onset of the spring bloom are in good agreement with the observations. In the most productive years, spring concentrations of chlorophyll *a* reach 8-10 milligrams

per cubic metre. This spring bloom starts generally during March, when the light attenuation caused by terrigenous suspended matter decreases, and reaches its maximum around April-May.

During the year 1995, the chlorophyll concentrations are a little too low and the model does not represent the high punctual value (14 mg/m^3) at the summer beginning. This observation corresponds to the specific development of phytoplankton species which is not taken into account in this current version of the model.

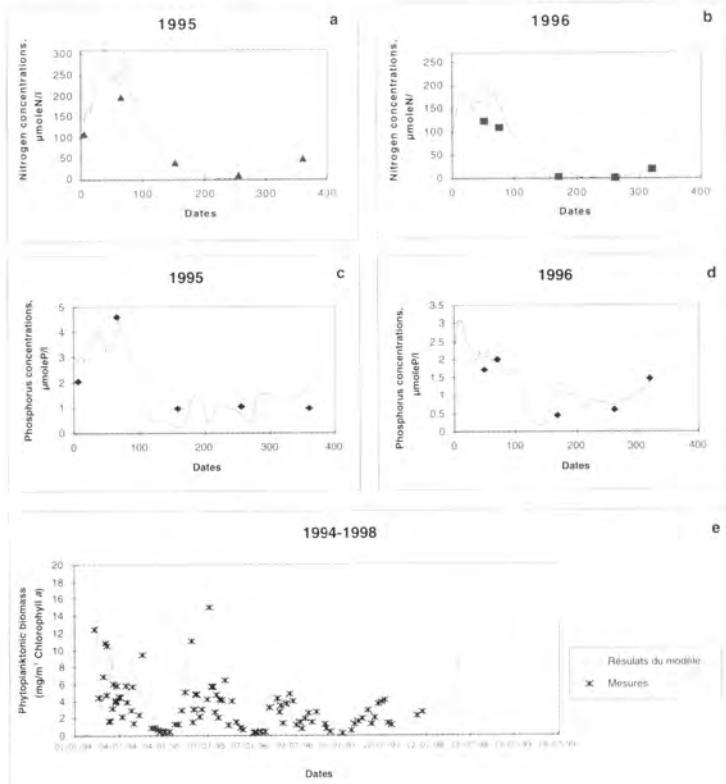


Figure 2 - Comparisons of simulated and observed surface concentrations
a, b : Nitrogen in Loire estuary (with RNO data);
c, d : Phosphorus in Loire estuary (with RNO data);
e : Chlorophyll a in the bay of Vilaine (with data from Réphy).

Spatial pattern

In order to estimate the spatial repartition of chlorophyll *a*, the model was compared with cruise data. Under the Modycot survey, three cruises, were conducted in April, June and September 1999. Chemical and biological measurements were carried out in the entire area of the French Atlantic shelf.

The comparison between the simulated chlorophyll concentrations in surface and the chlorophyll data collected during the second cruise

(8-14 June) shows that the spatial heterogeneity is reproduced by the model and agrees well with the observed concentration values (fig. 3). Coastal meshes are more productive than offshore ones. In the offshore water masses, nutrient depletion is strong at this period just following the spring algae development. Thus, chlorophyll concentrations of these water masses are very low. Nevertheless, in front of the Gironde estuary, the simulation under-estimates the extension of the primary production towards the west. Herblard *et al.* (1998) have pointed out that phosphorus is the first limiting nutrient of the phytoplankton spring bloom in the waters coming from the Gironde estuary on the continental shelf. The model can reproduce this limitation but lightly over-estimates it in June.

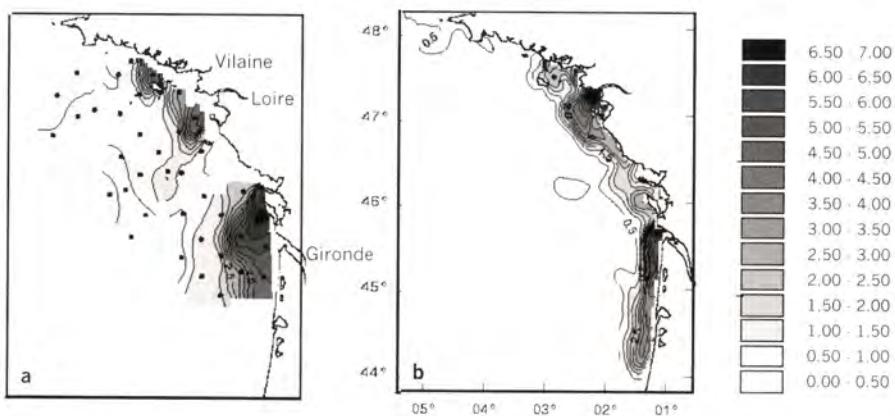


Figure 3 - a- Spatial distribution of chlorophyll concentrations observed during Modycot 2 (8-14 June 1999).
b- Simulated near surface chlorophyll field on June 12, 1999 in mg/m³ of chlorophyll a.

The ocean colour has been used to calibrate the model, and to estimate its capacity to reproduce the biological structure of the surface layer (Druon *et al.*, in press). Satellite images are a useful complementary tool for *in situ* measurements. They are less precise but they provide an instantaneous synoptical view of the whole area.

This method has allowed us to test the capacity of the model to reproduce the seasonal variability, with a late winter case, a spring case and a summer case.

The model reproduces the early phytoplankton development in March (Morin *et al.*, 1991; Herblard *et al.*, 1998) in the haline structure of the coastal waters. The phytoplankton development initiation results mainly from the establishment of the haline stratification and from the adequation between the shallow mixed surface layer rich in nutrients and the decrease of suspended matter concentrations. It reproduces also the high primary production levels that follow the spring big rising of the Loire and Gironde waters of the year 1998, with the highest values found in front of the Loire estuary. In summer, only the coastal waters present weak chlorophyll concentrations. This weak production is due to the

small depth of the coastal area, which allows a re-stocking by the bottom nutrient pool.

Conclusion

Altogether, the collected data sets show that the model reproduces the regional structure of phytoplankton dynamics. This model shows that river nutrient inputs intensify the productivity in the coastal areas. Even after the spring production, a narrow band with increasing biomass towards coast is observed. The mean primary production during spring of the stratified area is $1.4 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the coastal areas, while the mean production in more oceanic waters is less than $0.5 \text{ gC.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. This three-dimensional model is an efficient tool for analysing phytoplankton dynamics, nutrient transport and primary productivity in the bay of Biscay.

Bibliographic references

- Biggs D.C., Sanchez L.L., 1997. Nutrient enhanced primary productivity of the Texas-Louisiana continental shelf. *J. Mar. Syst.*, 11(3-4), 237-247.
- Cerco C.F., Cole T., 1993. Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake bay. *J. Environ. Eng.*, 19(6), 1006-1025.
- Chapelle A., Lazure P., Ménesguen A., 1994. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 39, 529-548.
- Chen C., Wiesenburg D.A., Xie L., 1997. Influences of river discharge on biological production in the inner shelf; a coupled biological and physical model of the Louisiana-Texas shelf. *J. Mar. Res.*, 55(2), 293-320.
- Dippner J.W., 1993. A frontal-resolving model for the German Bight. *Cont. Shelf Res.*, 13(1), 49-66.
- Druon J.N., Loyer S., Gohin F., (in press). The contribution of ocean colour sensors for the scaling of pigment patterns in coastal waters: comparison with an ecosystem model of the French Atlantic shelf. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*
- Harding L.W. (Jr), Perry E.S., 1997. Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake bay, 1950-1994. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 157, 39-52.

- Herbland A., Delmas D., Laborde P., Sautour B., Artigas F., 1998. Phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the bay of Biscay: early phosphorus limitation and food-web consequences. *Oceanol. Acta*, 21(2), 279-291.
- Joint I., Pomroy A., 1993. Phytoplankton biomass and production in the southern North Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 99(1-2), 169-182.
- Lancelot C., Billien G., Sournia A., Weisse T., Colijn F., Veldhuis M.J.W., Davies A., Wassman P., 1987. Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, 16(1), 38-46.
- Lazure P., Jégou A.-M., 1998. 3D-modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay bay continental shelf. *Oceanol. Acta*, 21(2), 165-177.
- Marchetti R., Provini A., Gaggino G.F., 1988. Eutrophication of inland and coastal waters in Italy. *Ann. NY Acad. Sci.*, 534, 950-958.
- Ménesguen A., Guillaud J.-F., Aminot A., Hoch T., 1995. Modelling the eutrophication process in a river plume: the Seine case study (France). *Ophelia*, 42, 205-225.
- Moll A., 1998. Regional distribution of primary production in the North Sea simulated by a three-dimensional model. *J. Mar. Syst.*, 16, 151-170.
- Morin P., Le Corre P., Marty Y., L'Helguen S., 1991. Évolution printanière des éléments nutritifs et du phytoplancton sur le plateau continental armoricain (Europe du Nord-Ouest). *Oceanol. Acta*, 14(3), 263-279.
- Radach G., Berg J., Hagmeier E., 1990. Long-term changes of annual cycles of meteorological, hydrographic nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV Elbe 1 in the German Bight. *Cont. Shelf Res.*, 10(4), 305-328.
- Reid P.C., Lancelot C., Gieskes W.W.C., Hagmeier E., Weichart G., 1990. Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: a review. *Neth. J. Sea Res.*, 26(2-4), 295-331.
- Skogen M.D., 1998. Optimizing nutrient reduction strategies in the marine environment: a simplified example from the North Sea. *Fisk og Havet*, 2, 13 p.

Validation de l'utilisation des pigments phytoplanctoniques pour la détermination et la quantification des groupes algaux sur le plateau continental atlantique français

Luís Lampert^(1, 2), Bernard Quéguiner⁽³⁾, Sophie Loyer⁽⁴⁾,
Thierry Labasque⁽¹⁾, Dominique Marie⁽⁵⁾

(1) Epsom/CMO/CM, 13 rue du Chatellier, BP 426, 29275 Brest Cedex, France

(2) Institut universitaire européen de la mer (IUEM), Technopôle Brest-Iroise,
place Nicolas Copernic, 29280 Plouzané, France

(3) Université de la Méditerranée, centre d'océanologie de Marseille,
laboratoire d'océanographie et de biogéochimie, UMR-CNRS 6535, case 901,
13288 Marseille Cedex 09, France

(4) Ifremer Brest, Del/ec, 29280 Plouzané, France

(5) Université Pierre et Marie Curie-CNRS, station biologique, BP 74, 29680 Roscoff, France
lampert@shom.fr

Résumé

Une estimation de la validité de la méthode des signatures pigmentaires pour la détermination de l'importance relative de différentes classes algales sur la biomasse totale a été effectuée à l'occasion des campagnes Bio-Modycot (projet Shom/Ifremer) réalisées sur le plateau continental atlantique français. La méthode Chemtax s'est révélée la plus performante parmi les méthodes testées, et des coefficients de corrélation supérieurs à 80 % ont été obtenus entre les résultats issus de cette méthode et les mesures réalisées par comptage microscopique.

Abstract

We have tested the validity of the pigment fingerprints method in determining algal classes weight over total biomass during the Bio-Modycot cruises (Shom/Ifremer project) conducted on the French Atlantic continental shelf. The Chemtax method has been found to be the most adequate method and correlation coefficients higher than 80% were obtained between its results and microscopic countings.

Introduction

L'évaluation de la biomasse phytoplanctonique a été effectuée, pendant très longtemps, uniquement par des comptages microscopiques, souvent longs et fastidieux, à partir desquels des concentrations en carbone par unité de volume étaient obtenues par le biais du calcul des biovolumes cellulaires (Strathmann, 1967). Dans la dernière décennie, avec l'amélioration des techniques de chromatographie liquide à haute performance (HPLC), l'utilisation de la composition pigmentaire dans l'étude écologique et

physiologique du phytoplancton a connu un essor considérable (Bidigare *et al.*, 1987 ; Williams & Claustre, 1991 ; Wright *et al.*, 1991). Le but de cette étude est de comparer :

- les méthodes mathématiques (régressions multiples, rapports DP [Diagnostic Pigments] et Chemtax) permettant d'obtenir la distribution des classes algales à partir des concentrations pigmentaires obtenues par HPLC ;
- les abondances phytoplanctoniques obtenues par comptage microscopique avec les résultats obtenus par la meilleure méthode pigmentaire retenue ;
- les résultats du fractionnement par classe de taille réalisé par filtrations successives avec ceux issus de la méthode pigmentaire.

Matériel et méthodes

L'échantillonnage a été réalisé pendant les campagnes Bio-Modycot 98/3, 99/1, 99/2 et 99/3 (projet conjoint du Service hydrographique et océanographique de la Marine (Shom) et de l'Ifremer) sur les navires BH2 "La Pérouse" et BSHM "Ailette" du Shom. Un réseau de 47 stations a été échantillonné pour chaque campagne. Pour les analyses par HPLC, les pigments ont été extraits et analysés selon la méthode de Wright *et al.* (1991) légèrement modifiée. Les filtres congelés ont été broyés et insoufflés dans 3 ml d'une solution d'acétone-eau (90/10, v/v). Puis, 165 µl de solution IP et 35 µl de trans-cantaxantine (étoile interne) ont été ajoutés à 500 µl de cet extrait. Finalement, 100 µl de ce mélange ont été injectés par un échantillonneur automatique réfrigéré à 4°C (Thermo AS3000) dans une colonne ODS2 C18 (150 mm x 4,6 mm, avec particules de silice de 3 µm) alimentée par une pompe constamétrique LDC 4100 (débit : 1 ml·mn⁻¹). La détection en sortie a été réalisée à l'aide d'un détecteur spectral Thermo UV3000.

Résultats et discussion

Comparaison de différentes méthodes mathématiques

Les concentrations pigmentaires obtenues par HPLC lors de la campagne Bio-Modycot 98/3 ont été utilisées pour comparer trois méthodes de traitement : la méthode des régressions multiples (RM), la méthode Chemtax (Mackey *et al.*, 1996) avec trois hypothèses et la méthode des pigments diagnostiques (DP).

Les régressions multiples

Nous avons calculé la contribution de chaque groupe algal par rapport à la biomasse totale (Chl *a*) par régressions multiples considérant que le rapport Chl *a*:pigment est constant pendant la période d'échantillonnage. L'équation suivante est alors obtenue :

$$[\text{Chl } a] = 102,7 + 3,32 [\text{allo}] + 1,35 [\text{Chl } b] + 1,32 [\text{fuco}] + 1,38 [\text{19HF}] + 3,77 [\text{péri}] \quad (1)$$

Les valeurs de Chl *a* calculées en additionnant toutes les classes algales par échantillon n'ont jamais varié de $\pm 10\%$ par rapport aux valeurs de Chl *a* effectivement mesurées, ce qui est interprété comme un bon ajustement du modèle pour la campagne Bio-Modycot 98/3.

Rapports DP

Les rapports DP, qui expriment le pourcentage de chaque classe algale calculé à partir du rapport pigment marqueur : ΣDP permettent une bonne approximation. Toutefois, la méthode agit comme si toutes les classes algales avaient le même rapport pigment marqueur : Chl *a*, égal à 0,63 dans notre étude.

La méthode Chemtax

Afin de comparer la méthode Chemtax avec les régressions multiples sur les mêmes bases de calcul, nous avons établi une première variante Chemtax A, avec les mêmes classes algales et les mêmes pigments marqueurs que dans la méthode RM. Les poids relatifs de chaque classe algale calculés par cette variante sont toujours restés à $\pm 5\%$ de ceux obtenus par la méthode RM. Pour optimiser l'information pigmentaire obtenue par HPLC, une nouvelle hypothèse de travail, Chemtax B, a été utilisée : la zéaxantine (0 à 42 ng·l⁻¹) et la 19'-BF (0 à 162 ng·l⁻¹) ont été respectivement introduites comme marqueurs des cyanophycées et des pélagophycées dans la matrice des rapports pigmentaires. Une troisième variante, Chemtax C, avec une matrice de rapports pigmentaires plus complexe, a aussi été utilisée : les chlorophytes, prasinophytes, euglénophytes, cryptophytes, diatomées, pélagophytes, dinoflagellés, prymnésiophytes et cyanophytes ont été représentés par des ratios multi-pigmentaires. Les résultats obtenus par cette dernière variante ont montré des incohérences par rapport aux autres méthodes testées (fig. 1).

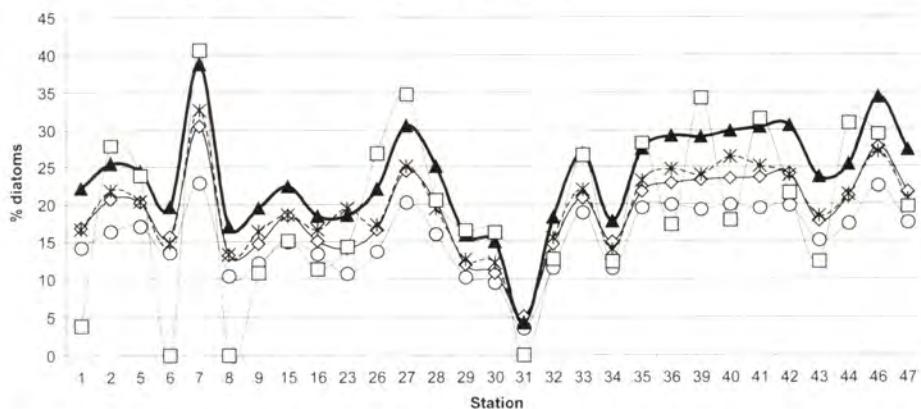


Figure 1 - Exemples de résultats en « pourcentage de diatomées » sur la biomasse totale, obtenus par régressions multiples (○), méthode DP (*), Chemtax A (◇), Che mtax B (▲) et Chemtax C (□).

Le modèle RM présente l'inconvénient majeur de ne pas inclure toujours les classes algales intéressantes ou même d'avoir des coefficients de corrélation partielle négatifs. Les conditions initiales de Chemtax excluent la

possibilité d'avoir des abondances négatives, et l'ajustement de la somme des classes phytoplanctoniques sur un échantillon est toujours égal à cent pour cent. Cependant, ces résultats sont très sensibles aux erreurs introduites dans la matrice de pigments et à l'adéquation de la matrice de rapports qui doit être cohérente avec celle de pigments. Sur le plateau atlantique français (PCAF), où les gradients pigmentaires sont plus forts que ceux rencontrés dans l'océan austral par Wright *et al.* (1996), l'utilisation des matrices multi-pigmentaires semble plus délicate. La variante Chemtax B, avec des rapports mono-pigmentaires, semble bien répondre à la spécificité pigmentaire du PCAF.

Comparaison entre abondances (comptages) et concentrations (variante Chemtax B)

Nous avons essayé de corrélérer les valeurs d'abondance obtenues par les comptages microscopiques avec les poids relatifs en ng Chl $a \cdot l^{-1}$ de chaque classe algale $[Chl\ a]_{classe}$ obtenus par la variante Chemtax B (tab. 1).

Tableau 1 · Coefficients de corrélation entre les valeurs d'abondance obtenues par comptages microscopiques et les concentrations en $[Chl\ a]_{classe}$ obtenues par HPLC en utilisant Chemtax B pour chaque classe algale.

Cyanophytes	Dinoflagellés	Diatomées	Prymnésiophytes	Cryptophytes
0,84	0,53	0,83	0,80	0,88

La simple corrélation de valeurs étant insuffisante, nous avons comparé les distributions spatiales des maxima obtenus par les deux méthodes (voir l'exemple des prymnésiophytes, fig. 2).

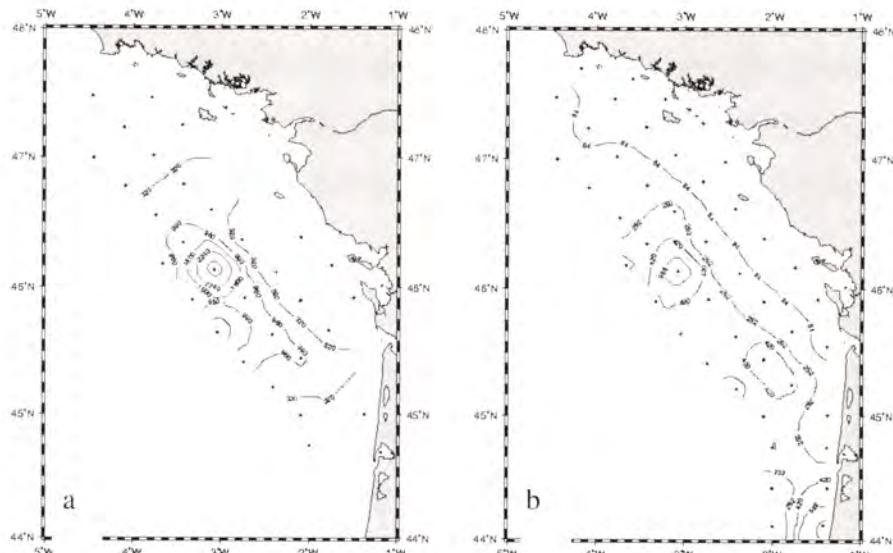


Figure 2 · a) Abondances de prymnésiophytes ($cel \cdot l^{-1}$) sur le PCAF (23-27 avril 1998) obtenues par comptage microscopique. b) Concentrations de prymnésiophytes en ng Chl $a \cdot l^{-1}$ obtenues par HPLC en utilisant Chemtax B.

Prymnésiophytes : la corrélation a été effectuée entre l'abondance du Coccolithophoridé *Emiliania huxleyi*, déterminée par microscopie électronique au moment du bloom printanier et $[Chl\ a]_{phy}$.

Cyanophytes : les faibles concentrations en zéaxantine obtenues lors de la campagne Bio-Modycot 99/1 ont été insuffisantes pour intégrer le groupe de cyanophytes dans la matrice des rapports pigmentaires. Le coefficient de corrélation a donc été calculé entre l'abondance de *Synechococcus* sp. déterminé par cytométrie de flux et la concentration en zéaxantine.

Dinoflagellés : la corrélation a été calculée entre l'abondance des dinoflagellés (fraction micro- plus nanophytoplanctonique) et $[Chl\ a]_{din}$. La comparaison de la distribution spatiale des maxima d'abondance des dinoflagellés obtenus par comptage microscopique et celle obtenue par le poids relatif $[Chl\ a]_{din}$ montre un très mauvais accord.

Fractionnement des classes de taille

Une approche de la distribution des classes de taille phytoplanctoniques basée sur les concentrations en pigments chlorophylliens et caroténoïdes est envisageable (Vidussi, 1998). Le détail du calcul est le suivant, ΣDP étant la somme de l'ensemble des pigments marqueurs "Diagnostic pigments" :

- pour le picophytoplancton : zea + Chl *b*
- pour le nanophytoplancton : allo + 19'-HF + 19'-BF
- pour le microphytoplancton : fuco + péri.

Ainsi, par exemple, le pourcentage du picophytoplancton est égal à :

$$\% \text{ pico} = [zea + Chl\ b] / \Sigma DP \times 100 \quad (2)$$

Le tableau 2 montre que les coefficients de corrélation du pico- et du nanophytoplancton sont significatifs ($p > 99\%$) sauf pour le nanophytoplancton de la campagne Modycot 99/3. Dans tous les autres cas, les valeurs de r sont supérieures ou égales à 0,77 pour le pico- et le nano-phytoplancton.

Tableau 2 - Coefficients de corrélation « r » entre les concentrations obtenues par la méthode pigmentaire et les filtrations.

Campagne	n	pico	nano	micro
Modycot 98/3	27	0,77	0,77	0,55
Modycot 99/2	18		0,92	0,68
Modycot 99/3	11	0,82	-0,07	0,80

Conclusion

La méthode Chemtax s'est révélée plus souple d'emploi que les méthodes de régressions multiples (RM) et des pigments diagnostiques (DP), notamment dans les cas où la matrice pigmentaire n'est pas homogène. Quand la méthode RM est satisfaisante, la méthode Chemtax utilisant des rapports mono-pigmentaires n'induit que 5 % d'écart. Bien qu'il ne soit pas

possible d'établir une comparaison entre abondances et concentrations, de bonnes corrélations ($r > 80\%$) ont été obtenues, sauf pour les dinoflagellés (à l'existence d'une population de dinoflagellés hétérotrophes s'ajoute peut-être le phénomène d'endosymbiose avec d'autres groupes algaux). Les comparaisons entre filtrations successives et méthode pigmentaire pour le fractionnement par classes de taille ont montré des corrélations significatives ($r > 0,77$) pour le pico- et le nanophytoplankton. Les corrélations les plus faibles ont été obtenues pour le microphytoplancton ($r = 0,55$, $r = 0,68$).

Références bibliographiques

- Bidigare R.R., Smith R.C., Baker K.S., Marra J., 1987. Oceanic primary production estimates from measurements of spectral irradiance and pigment concentrations. *Global Biogeochem. Cycles*, 1, 171-186.
- Mackey M.D., Mackey D.J., Higgins H.W., Wright S.W., 1996. Chemtax: a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 144, 265-283.
- Strathmann R.R., 1967. Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 411-418.
- Vidussi F., 1998. Variabilité spatiale et temporelle des marqueurs pigmentaires des communautés autotrophes en Méditerranée : implications biogéochimiques. Thèse de doctorat, université Pierre et Marie Curie (Paris VI), 181 p.
- Williams R., Clastre H., 1991. Photosynthetic pigments as biomarkers of phytoplankton populations and processes involved in the transformation of particulate organic matter at the Biotrans site (47° N, 20° W). *Deep Sea Res.*, 38(3), 347-355.
- Wright S.W., Jeffrey S.W., Mantoura R.F.C., Llewellyn C.A., Bjørnland T., Repeta D., Welschmeyer N., 1991. Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 77, 183-196.
- Wright S.W., Thomas D.P., Marchant H.J., Higgins H.W., Mackey M.D., Mackey D.J., 1996. Analysis of phytoplankton of the Australian sector of the Southern Ocean: comparisons of microscopy and size frequency data with interpretation of pigment HPLC data using the Chemtax matrix factorisation program. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 144, 285-298.

Phosphorus limitation of winter/spring phytoplankton blooms within the Gironde plume in the bay of Biscay

Claire Labry⁽¹⁾, Daniel Delmas⁽²⁾, Alain Herblant⁽²⁾,
Pierre Laborde⁽³⁾

(1) Université du Littoral Côte d'Opale, maison de la recherche en environnement naturel,
32 avenue Foch, 62930 Wimereux, France

(2) Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

(3) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, avenue des Facultés,
33405 Talence Cedex, France
labry@mren2.univ-littoral.fr

Abstract

This study focuses on the seasonal evolution of phytoplankton production within the Gironde plume waters in the bay of Biscay and the role of phosphorus as a limiting factor of this primary production. Results of cruises carried out from winter to late spring 1998 and 1999 bring into relief two important periods for the primary production. In late winter, the early phytoplankton blooms rapidly exhausted phosphate within the mixed layer. In spring, phosphate kept in being undetectable and the primary production became phosphorus-limited. It is suggested by the rapid cycling of phosphate (1 to 2 hours), the competition for phosphate uptake towards a greater efficiency of bacteria and very high alkaline phosphatase activities associated to phytoplankton. The consequence of the phytoplankton P limitation is the structuration of algae towards the dominance of small phytoplankton cells in spring.

Résumé

Cette étude est centrée sur l'évolution saisonnière de la production phytoplanctonique des eaux du panache de la Gironde dans le golfe de Gascogne et sur le rôle du phosphore comme facteur limitant de cette production primaire. Les résultats des campagnes réalisées de l'hiver à la fin du printemps en 1998 et 1999 mettent en évidence deux périodes importantes pour la production primaire. En fin d'hiver, les blooms phytoplanktoniques précoces ont épuisé rapidement le phosphate dans la couche de mélange. Au printemps, le phosphate est resté indétectable et la production primaire est devenue limitée par le phosphore. Cette limitation est suggérée par le recyclage rapide du phosphate (1 à 2 heures), la compétition pour l'assimilation du phosphate à l'avantage des bactéries et des activités très élevées de la phosphatase alcaline associée au phytoplankton. La conséquence de cette limitation du phytoplankton par le phosphore est la structuration des algues vers la dominance de petites cellules au printemps.

Introduction

It has long been considered by oceanographers that nitrogen is the major limiting nutrient of primary productivity throughout much of the ocean whereas phosphorus is the limiting element for freshwater plankton productivity. However, recent observations show that other elements than nitrogen could limit primary production in seawater. Among the most often cited, phosphorus is suggested in coastal waters of China (Harrison *et al.*, 1990), of Chesapeake Bay (Fisher *et al.*, 1992), of Sandfjord (Thingstad *et al.*, 1993) and in the Mediterranean oligotrophic waters (Krom *et al.*, 1991), silicium in coastal waters (Del Amo, 1996) and iron in the equatorial Pacific ocean (Martin, 1992; Coale *et al.*, 1996) and the Southern Ocean (De Baar *et al.*, 1995).

Studies carried out in May 1995 within the Gironde plume waters in the bay of Biscay showed that spring phytoplankton blooms displayed atypical characteristics for blooms in temperate waters. They were already severely phosphorus-limited, considering the very high values of $\text{NO}_3^-/\text{N}/\text{PO}_4^{2-}\text{P}$ ratios and the high C/P and N/P ratios for the particulate organic matter (Herblant *et al.*, 1998). They were dominated by phytoplankton cells below 3 μm and were submitted to a strong grazing by microzooplankton (Sautour *et al.*, 2000).

The objective of the present study is to test validity of this previous hypothesis, "classical" phytoplankton blooms dominated by large cells should occur earlier in the year. They should be responsible for the early exhaustion of phosphate with important consequences for the structuration of phytoplankton in spring towards the dominance of small cells.

Material and methods

Sampling strategy

Cruises were carried out aboard R/V "Thalassa" in 1998: Biomet II (8-21 January), Biomet III (25 February - 11 March) and Pegase (7-21 June) and aboard R/V "Thalia" in 1999: Plagia 1 (21-28 February), Plagia 2 (24-30 April) and Plagia 3 (25 May-1 June). Stations were chosen according to the spread and characteristics of the plume from the continuous subsurface temperature and salinity record by an on board thermosalinograph, the predictions of the 3D hydrodynamical model (Lazure & Jégou, 1998) and Seawifs imagery (Froidefond *et al.*, submitted).

We use the terms "Gironde" and "Oceanic" in the following sections when we refer to stations within surface salinity range 32-34.5 and stations achieved at the limit of the Gironde plume (surface salinity range 34.5 - 35.6), respectively.

Methods

For dissolved nutrients determination, seawater samples were filtered on glass fiber filters (Whatman GF/F) with a syringe filtration system.

Phosphate was analysed on board immediately after sampling on a spectrophotometer (Shimadzu UV 160) with a 10 cm optical path cell whereas nitrate was determined at the laboratory with an autoanalyser (Skalar) on frozen samples (-20°C). Phosphate and nitrate concentrations were determined according to the classical methods described by Strickland & Parsons (1972) with the respective detection limits of 0.02 and 0.05 µM.

Total chlorophyll *a* (Chl *a*) was determined using 0.4 µm Nuclepore polycarbonate filters (cruises in 1998) or 25 mm Whatman GF/F (Plagia). Size fractionation was realized on 3 µm Nuclepore filters and 20 µm Nylon sieve. Filters were frozen and analysed later by acidification fluorometric procedure in 90% acetone (in 1998) or methanol 100% (in 1999) extracts (Holm-Hansen *et al.*, 1965).

Orthophosphate uptake was measured using $^{33}\text{PO}_4$ as a radiotracer. After addition of 5 µCi and 150 µCi $^{33}\text{PO}_4$ to 10 ml (Plagia 3) and 1 000 ml seawater (Plagia 1 and 2) respectively, samples were incubated in an on-board incubator at *in situ* temperature and at *in situ* light (Plagia 1 and 2) or 40% of incident light (Plagia 3). At incubation times from a few minutes to several hours, $^{33}\text{PO}_4^3$ uptake was stopped. Samples were filtered on parallel 0.22 µm Millipore filters and 1 µm Nuclepore filters within one hour after the end of incubation. They were dried and stored with 4 ml of scintillation cocktail until counting at the laboratory with a Tri-Carb liquid scintillation analyser model 1500 (Packard). Measurements in 1998 were similar but incubation times were too long at Biomet III and Pegase. Therefore, results of turn-over time of phosphate correspond to an upper limit. On the contrary, size fractionation of uptake is actual.

Alkaline phosphatase activity (Apa) was determined by the fluorometric method using methyl-umbelliferyl phosphate (Muf-P) as substrate (Hoppe, 1983; Ammerman, 1993). Most measures consisted in evaluating the maximum activity (Vmax) with a saturating substrate final concentration of 250 µM. Kinetic parameters were determined using substrate final concentrations from 0.5 to 250 µM. Two millilitres of whole water samples and prefiltered samples on 0.2 µm or 1 µm Nuclepore filters were incubated in duplicate with 50 µl of substrate solution in the dark at *in situ* temperature during ten hours. Reaction was stopped and the samples were frozen (-20°C). The increase fluorescence of Muf (excitation at 365 nm and emission at 460 nm) was recorded by a fluorescence spectrometer (Kontron SPM 25).

All parameters were averaged on a 20 metres depth.

Results and discussion

Large increase of Chl *a* between January and March 1998 as well as high values measured at the end of February 1999 for the two types of stations "Gironde" and "Oceanic" confirm the occurrence of winter phytoplankton blooms within the Gironde plume (fig. 1). These blooms were

dominated by large diatoms since 50% to 70% of Chl *a* and primary production belonged to size fraction > 20 μm . According to high Chl *a* values also recorded in May 1999 and June 1998 at the "Gironde" stations, blooms occurred also later in spring and were, contrastingly composed of small phytoplankton cells (70 to 100% of Chl *a* and of primary production (data not shown) belonged to the size fraction < 20 μm and 10 to 50% to the size fraction < 3 μm). Phytoplankton communities at the "Oceanic" stations were also dominated by small cells.

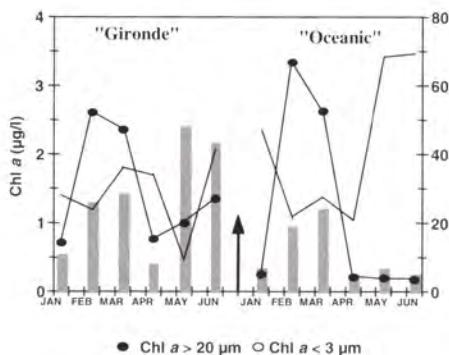


Figure 1 - Seasonal evolution of 20 m: averaged Chl *a* (bars) and contribution (%) of Chl *a* > 20 μm and < 3 μm .

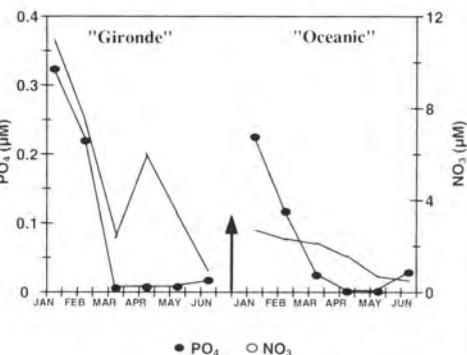


Figure 2 - Seasonal evolution of 20 m: averaged PO₄ and NO₃.

Parallel to this Chl *a* evolution, the status of phosphorus changed dramatically from winter to spring and two periods could be discriminated with time. In early winter and during the winter blooms, relatively high phosphate concentrations (0.1 to 0.4 μM) as well as high nitrate concentrations were measured (fig. 2). Long turn-over times of phosphate (10 to 50 days) suggest that phosphate was little recycled and phosphate uptake was mainly realised by phytoplankton since the algal size class above 1 μm represented 50 to 70% of phosphate uptake (fig. 3). Therefore, phosphate seems to be sufficient to support phytoplankton growth during the winter blooms. This is also confirmed by weak alkaline phosphatase activity (total Apa of 2-5 nM.h^{-1}) and long turn-over times for enzyme substrate (125 - 192 days), suggesting that little use was made of the dissolved organic phosphorus pool (fig. 4).

Just after these winter blooms and during the whole spring, phosphate was always at the detection limit of the method within the mixed layer whereas nitrate was still relatively high for comparison (NO₃/PO₄ > 100) even if they decreased (fig. 2). This confirms that winter blooms exhausted phosphate within the mixed layer and phosphate kept in being undetectable during spring. Short turn-over times of phosphate (1 to 2 hours) and very high maximum Apa (150-300 nM.h^{-1}) measured at the "Gironde" stations suggest that phytoplankton production was

limited by phosphorus (fig. 3, 4). The phytoplankton growth at the "Oceanic" stations seems to be rather NP limited since very weak nitrate concentrations and a smaller increase of Apa were recorded. The large contribution of bacteria to phosphate uptake (70 to 90% for the size class 0.2-1 µm) and of phytoplankton to Apa at this period (70%) points at a competition between the two microorganisms for phosphorus and the importance of the dissolved organic phosphorus (DOP) when phosphorus is limiting for microbial growth. The P limitation of phytoplankton favours the dominance of small forms.

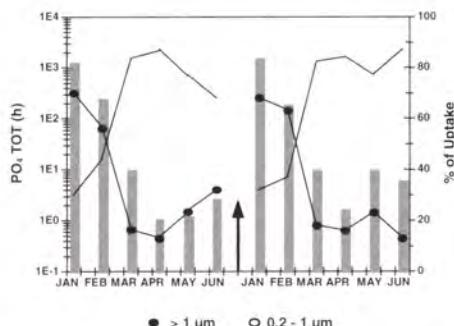


Figure 3 - Seasonal evolution of the turn-over time (TOT) of PO_4 (bars) and the contribution (%) of fractions $> 1 \mu\text{m}$ and $0.2 - 1 \mu\text{m}$ to PO_4 uptake.

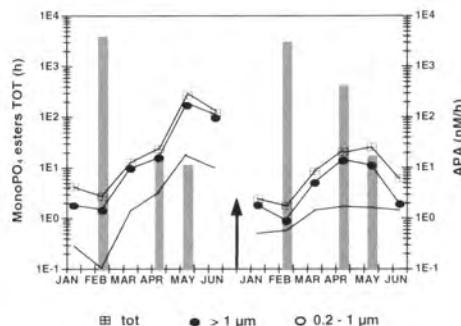


Figure 4 - Seasonal evolution of monoPO₄ esters TOT (bars), of the total Apa activity and those associated to $> 1 \mu\text{m}$ and $0.2 - 1 \mu\text{m}$ fractions.

Conclusion

The initial hypothesis of this study that "classical" phytoplankton blooms dominated by large cells should occur early in the year in the Gironde plume and are responsible for the early exhaustion of phosphate within the mixed layer is verified for winters of 1998 and 1999. Just after these blooms, phosphate keeps in being undetectable in spring and the primary production becomes phosphorus-limited according to the rapid cycling of phosphate (1 to 2 hours), the competition for phosphate uptake towards a greater efficiency for bacteria and very high alkaline phosphatase activity associated to phytoplankton. The consequence of this algal phosphorus status is the structuration of phytoplankton towards the dominance of small phytoplankton cells in spring.

Acknowledgments

This research was supported by the French programme national d'océanographie côtière, Atlantic working site and programme national sur le déterminisme du recrutement, Globec. We thank Françoise Mornet for nutrients analysis on autoanalyser at the laboratory.

Bibliographic references

- Ammerman J.W., 1993. Microbial cycling of inorganic and organic phosphorus in the water column. In: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (eds).
- Coale K.H., Johnson K.S., Fitzwater S.E., Gordon R.M., Tanner S., Chavez F.P., Ferioli I., Sakamoto C., Rogers P., Nillero F., et al., 1996. A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean. *Nature*, 383, 495-501.
- De Baar H.J.W., Bakker D.C.E., Van Leeuwe M.A., Löscher B.M., Scharek R., Bathmann U., Smetacek V., De Jong J.T.F., 1995. The role of iron limitation in the Southern Ocean. In: *Carbon fluxes and dynamic processes in the Southern Ocean: present and past*. Brest (France), 28-31 August 1995.
- Del Amo Y., 1996. Dynamique et structure des communautés phytoplanctoniques en écosystèmes côtiers perturbés : cinétique de l'incorporation de silicium par les diatomées. Thèse de doctorat, univ. Bretagne occidentale, 217 p. + 2 annexes.
- Fisher T.R., Peele E.R., Ammerman J.W., Harding L.W. (Jr), 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 82, 51-63.
- Froidefond J.M., Lavender S., Laborde P., Herblard A., Lafon V. (in press). SeaWiFS data interpretation in a coastal area in the bay of Biscay. *Int. J. Remote Sensing*.
- Harrison P.J., Hu M.H., Yang Y.P., Lu X., 1990. Phosphate limitation in estuarine and coastal waters of China. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 140, 79-87.
- Herblard A., Delmas D., Laborde P., Sautour B., Artigas F., 1998. Phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the bay of Biscay: early phosphorus limitation and food-web consequences. *Oceanol. Acta*, 21, 279-291.
- Holm-Hansen O., Lorenzen C.J., Holmes R.W., Strickland J.D.H., 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, 30, 3-15.
- Hoppe H.G., 1983. Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 11, 299-308.
- Krom M.D., Kress N., Brenner S., Gordon L.I., 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 36(3), 424-432.

- Lazure P., Jégou A.M., 1998. 3D-modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay bay continental shelf. Oceanol. Acta, 21, 165-177.
- Martin J.H., 1992. Iron as a limiting factor in oceanic productivity. In: Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Falkowski P.G. & Woodhead A.D. (eds). Plenum Press, New York, 122-137.
- Sautour B., Artigas L.F., Delmas D., Herblant A., Laborde P., 2000. Grazing impact of micro- and mesozooplankton during a spring situation in coastal waters off the Gironde estuary. J. Plankton Res., 22, 531-552.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 167, 310 p.
- Thingstad T.F., Skjoroldal E.F., Bohne R.A., 1993. Phosphorus cycling and algal-bacterial competition in Sandsfjord, western Norway. Mar. Ecol. Progr. Ser., 99, 239-259.

Balance of organic fluxes in the Gironde dilution plume: ecological importance of “microbial loop” and microbial food web processes in spring, in the photic zone

Luis Felipe Artigas⁽¹⁾, Pierre Laborde⁽²⁾, Benoît Sautour⁽²⁾, Daniel Delmas⁽³⁾, Alain Herblant⁽³⁾

(1) Université du Littoral Côte d'Opale, maison de la recherche en environnement naturel, UPRES-A 8013 Elico, 32 avenue Foch, 62930 Wimereux, France

(2) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,

UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

(3) Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

artigas@loalit.univ-littoral.fr

Abstract

Characteristics of the pelagic ecosystem of the French bay of Biscay submitted to the influence of the Gironde dilution plume were defined, in spring, taking into account the structure and magnitude of both microplanktonic stocks and dynamics, the importance of trophic transfers, and the magnitude of carbon downward fluxes. Notwithstanding the differences in both biomass and production rates measured during the three different spring periods, nano- and picoplanktonic cells were predominant, and autotrophy appeared to be limited by the phosphate concentration during the whole period. The bacterial heterotrophic production represented, as a mean, from 10% to 33% of the autotrophic production according to the period considered. On the other hand, the herbivorous grazing on microautotrophs was responsible for the loss of 15% to 100% of the daily primary production, whereas an average of 45% of the net daily bacterial production was consumed by bacterivores in spring. Finally, very low sedimentation rates were measured at the base of the euphotic zone in the three spring periods. The inner-shelf euphotic zone constituted, in spring, a “maintenance” system where “microbial loop” and microbial food web processes, in addition to playing an important role in sustaining the “regenerated” primary production, seemed to act as a potential “microbial barrier” to the organic matter sedimentation (intense bacterial hydrolysis measured in sinking aggregates).

Introduction

The turnover rate and ultimate fate of biogenic carbon in planktonic marine systems is directly related to the modality of matter and energy transfer from primary producers to the different groups of heterotrophs (Calbet *et al.*, 1996), and is strongly determined by the size structure of

the trophic pathways (Riegman *et al.*, 1993). When small-sized autotrophs dominate the phytoplankton pool, picoautotrophs are supposed to be channelled mainly through the microbial trophic pathways (fig. 1). The French shelf of the bay of Biscay, according to the important inputs of nutrients and organic matter provided by the Gironde estuary (fig. 2), should be considered as a eutrophic coastal system where the traditional food chain is supposed to be the major carbon pathway, and where downward fluxes of organic matter support most of depth water trophic requirements (Berger *et al.*, 1989).

Heterotrophic bacterioplankton, on the other hand, represents a significant fraction of the total planktonic biomass and productivity in pelagic systems, converting a rather large proportion of photosynthetically produced carbon into secondary production, representing thus an important trophic link by which otherwise lost detrital energy is channelled back into the planktonic food web (Sherr & Sherr, 1988). In order to make a first characterization of the trophic structure of the Gironde dilution plume inner shelf waters, we studied the structure and magnitude of both microplanktonic stocks and dynamics, the importance of trophic transfers, and the magnitude of carbon downward fluxes from the euphotic zone towards depth waters, in three spring periods.

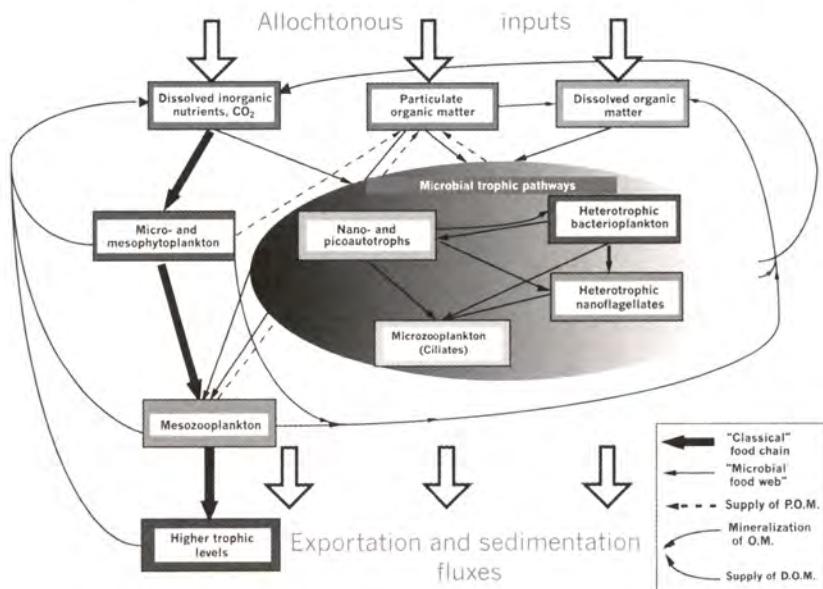


Figure 1 - Planktonic trophic pathways and interactions within both dissolved and particulate matter pools (modified from Sherr & Sherr, 1988; Riegman *et al.*, 1993; Christaki & Van Wambeke, 1995).

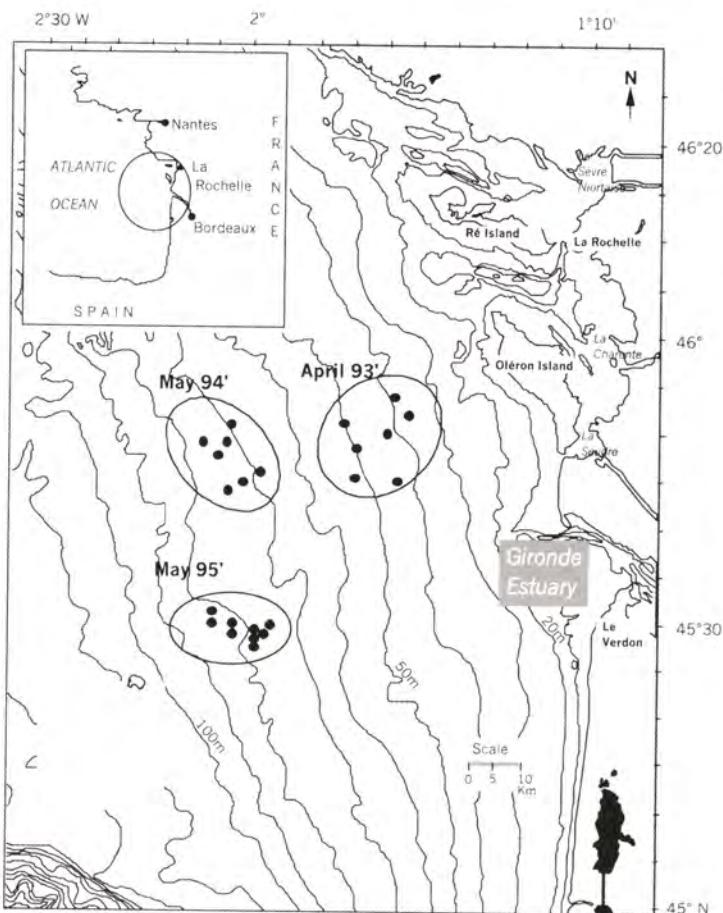


Figure 2 - Sampling stations in the bay of Biscay (stations encircled correspond to water mass monitoring conducted in April 1993, May 1994 and May 1995).

Material and methods

- Sampling strategy: spring cruises were carried out for water masses monitoring (periods of 4 to 8 days each). Moreover, settling aggregates were collected with a sequential sediment trap (PPS5 type) immersed at different depths close to the pycnocline or defined by phytoplankton biomasses.
- Phytoplankton biomass and stocks: concentrations of chlorophyll *a* and phaeopigments were determined in water samples and in the aggregates by extractive fluorometric analysis (Yentsch & Menzel, 1963). Size-classes were individualized ('micro-' > 20 µm, 'nano-' [3-20 µm] and 'picoplankton' < 3 µm, Sieburth *et al.*, 1978). An empiric coefficient of 50 was employed to calculate biomass (Redalje, 1983).
- Bacterioplankton biomass: bacterial abundance was calculated by the epifluorescence direct counting method, using the 4,6-diamidino-2-phenyl-indole (Porter & Feig, 1980). An allometric model was employed

for the transformation of biovolume into bacterial biomass (Simon & Azam, 1989; Norland, 1993).

- Primary production was estimated by *in situ* diurnal ^{14}C incorporation (Steemann-Nielsen, 1952). Incubations at different depths were carried out in polycarbonate bottles attached to a drifting system in the upper euphotic layer.
- Bacterioplankton heterotrophic production: incorporation of ^3H -thymidine (Fuhrman & Azam, 1980; Moriarty, 1990) was performed by means of short incubations at *in situ* temperatures. Exoproteolytic activity (Chróst *et al.*, 1989; Hoppe, 1993) of planktonic and macroaggregate bacteria was estimated at *in situ* temperatures, using a non-fluorescent substrate analogous of proteins (Leu-MCA).
- The fate of phytoplankton was estimated by measuring both mesozooplankton (gut contents, Bautista & Harris, 1992) and microzooplankton (Landry & Hassett, 1982, dilution method) grazing processes.
- Bacterial loss due to bacterivory was determined by incubations into dialysis systems with and without microzooplankters (Wright & Coffin, 1984; Herndl *et al.*, 1993).
- Particulate organic carbon (POC) stocks and fluxes were determined on filtered material (suspended matter and aggregates) using a Carlo Erba 1500 CHN analyser.

Results and discussion

Three situations were defined in a theoretical chronological order by considering both their hydrological and microplanktonic characteristics (fig. 3), during a regular survey conducted in the area from 1992 to 1995 (Artigas, 1998). The phytoplankton community was dominated by $< 20 \mu\text{m}$ cells in early and mid-spring periods, whereas in late spring periods, the accumulation of $> 20 \mu\text{m}$ cells below the pycnocline (at the bottom of the euphotic zone) was responsible for the change of the integrated size distribution (fig. 4).

Nano- and picoautotrophic cells accounted for 54 to 98.5% of the integrated primary production in spring (fig. 4; Herblant *et al.*, 1998), and bacterial heterotrophic production (BHP) represented from 10 to 33% of the primary production (tab. 1; Artigas *et al.*, 2000). Therefore, using a mean efficiency rate of 0.3 (Van Wambeke, 1992), we could estimate that a mean of 33 to 110% of primary production was channelled to the heterotrophic bacterioplankton, suggesting the utilization of allochthonous organic matter for sustaining microbial growth.

Date

APRIL 1993

MAY 1995

MAY 1994

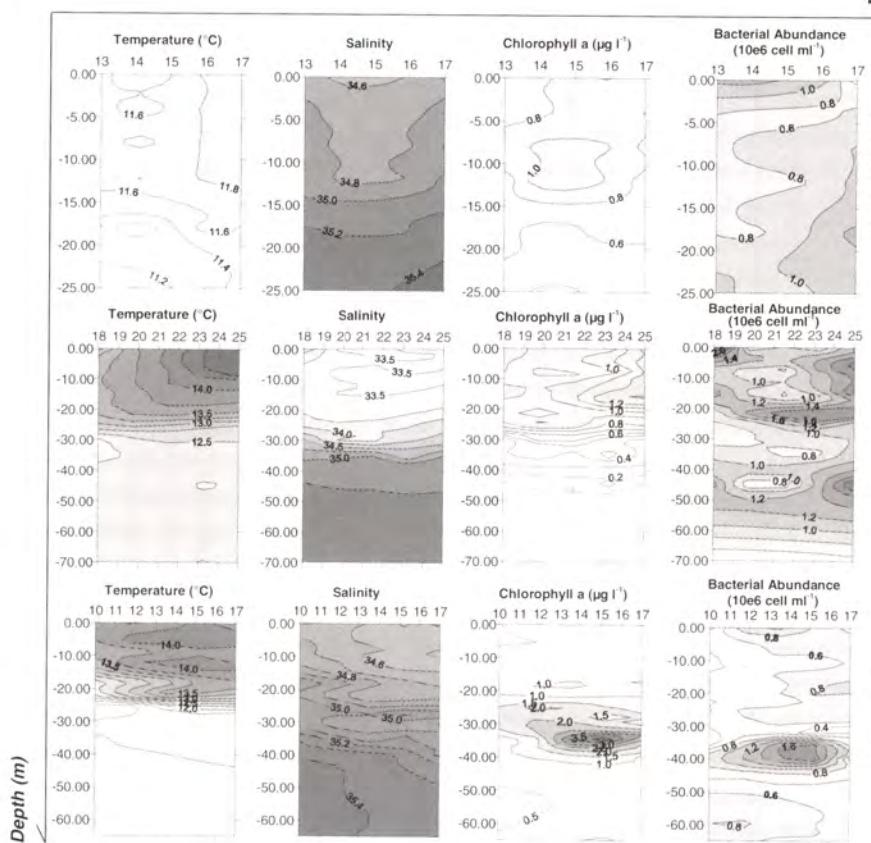


Figure 3 · Spatial and temporal distribution of temperature, salinity, chlorophyll a and bacterial abundance in the Gironde dilution plume, during the three water-mass monitorings, in early spring (April 1993), spring (May 1995) and late spring (May 1994).

Table 1 · Comparison of phyto- and bacterioplankton biomass and production integrated rates in the euphotic zone, in bay of Biscay's shelf waters (Gironde dilution plume), in spring 1993, 1995 and 1994.

Phyto- and bacterioplanktonic integrated biomasses and productivities (mgC.m^{-2} and $\text{mgC.m}^{-2.\text{d}^{-1}}$)	Mean value 1993	SD	Mean value 1995	SD	Mean value 1994	SD
Phytoplankton biomass (Phyto-C)	932	91	1527	141	2375	739
Bacterial biomass (Bacterial-C)	237	35	563	89	186	109
Bacterial-C/Phyto-C (%)	26%		37%		15%	
Primary Production (PP)	747	178	604	71	1119	552
Bacterial production (BHP)	78	16	172	34	174	66
BHP/PP (%)	11%		28%		26%	

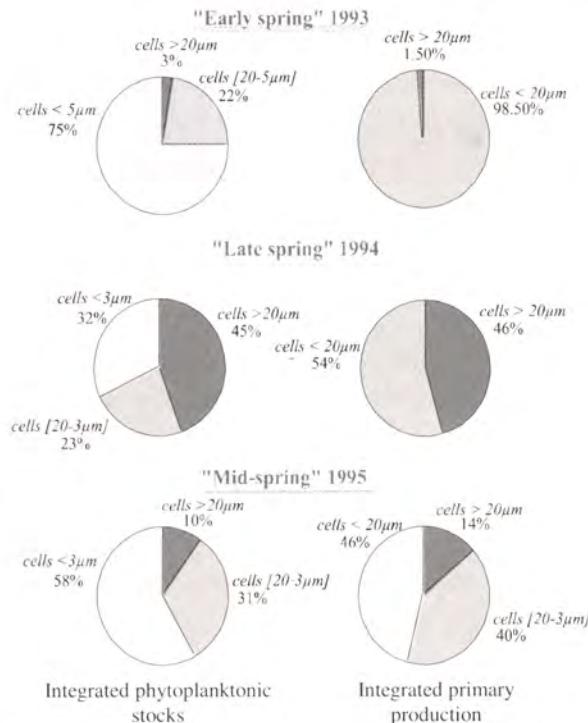


Figure 4 · Relative importance of micro (> 20 μm), nano (20-3 μm) and pico (< 3 μm) phytoplanktonic stocks and primary production in three different spring situations, in the euphotic zone of the Gironde dilution plume.

Table 2 · Comparison of particulate organic fluxes within planktonic food webs and through the euphotic zone in bay of Biscay's shelf waters (Gironde dilution plume), in the spring of 1993, 1995 and 1994 (PP: primary production, BHP: bacterial heterotrophic production, Phyto-C: phytoplankton derived carbon).

Particulate organic carbon (POC) fluxes (mgC.m ⁻² .d ⁻¹)	Mean value 1993	SD	Mean value 1995	SD	Mean value 1994	SD
Mesozooplankton grazing	214	197	171	127	186	109
Microzooplankton grazing	214	197	467	221	186	109
Total zooplankton grazing pressure on PP (%.d ⁻¹)	58%		100%		34%	
Microzooplankton grazing on bacteria	78	27	62		99	64
Microzooplankton grazing pressure on BHP (%.d ⁻¹)	61%		45%		57%	
Downward POC flux	46	42	63	41	17	10
Downward POC flux/integrated POC (%)			1.52%		0.35%	
Phyto-C flux/POC flux (%)			2.3%		7.1%	

Bullock's estimations

The herbivorous grazing on microautotrophs was responsible for the loss of 60 to 15% of the daily primary production (when considering mesozooplankters > 63 μm, Sautour *et al.*, 1996a), from the beginning to the

end of the vernal bloom respectively, whereas just after an important phytoplankton outburst in 1995, micro- and nanozooplankters (2-200 µm) were responsible for the loss of almost 100% of primary productivities (tab. 2; Sautour *et al.*, 2000).

On the other hand, bacterial daily losses due to bacterivorism processes were extremely variable from one day to another (0-100% of bacterial production). However, a significant correlation was found between bacterial growth rates with and without grazers, in all the situations considered: a mean grazing pressure of 35% and 45% of both daily and hourly bacterial productivities (respectively) was then deduced (Artigas *et al.*, 1999).

In spite of some structural and dynamical changes in the microbial community more and larger phytoplanktonic cells in late spring, enhanced bacterial productivity and microzooplanktonic grazing during the spring bloom period (Sautour *et al.*, 2000), great variability of both microbial autotrophic and heterotrophic growth rates (Sautour *et al.*, 1996a; Artigas *et al.*, 2000), general increase of the organic pool with the advanced season very low sedimentation rates were measured at the base of the euphotic zone in late autumn (tab. 2; Laborde *et al.*, 1996). Moreover, primary production appeared to be limited by the phosphate concentration (<0.05 µM; Herblant *et al.*, 1998) in spring, pointing out the importance of recycling processes within the euphotic layer.

Conclusion

The Gironde dilution plume system was characterized, in spring, as a "maintenance" system (as defined by Riegman *et al.*, 1993). In this system, in spite of the relatively low bacterial grazing losses, the entire microbial food web (including a more or less important viral lysis, not measured), would represent the main trophic pathway responsible for the fate of microplanktonic biomasses (fig. 5). As micro-heterotrophs can theoretically sustain from 40 to 70% of the nutritional requirements of mesozooplankton in temperate seas (Koshikawa *et al.*, 1996), zooplankton would be potentially supported by both heterotrophic bacteria and autotrophs in this system.

The "microbial loop" and microbial food web processes in addition to an important role in sustaining the "regenerated" primary production, represented a "microbial barrier" to the organic matter sedimentation (high exoproteolytic activities measured on aggregates, Delmas *et al.*, 2000; 83% of the fecal pellets egested in the euphotic zone would not have reached the deep layers, Sautour *et al.*, 1996b). Thus, bacteria would have indirectly contributed to the degradation and dissolution of organic particles, completing the physical and chemical actions (Lampitt *et al.*, 1990).

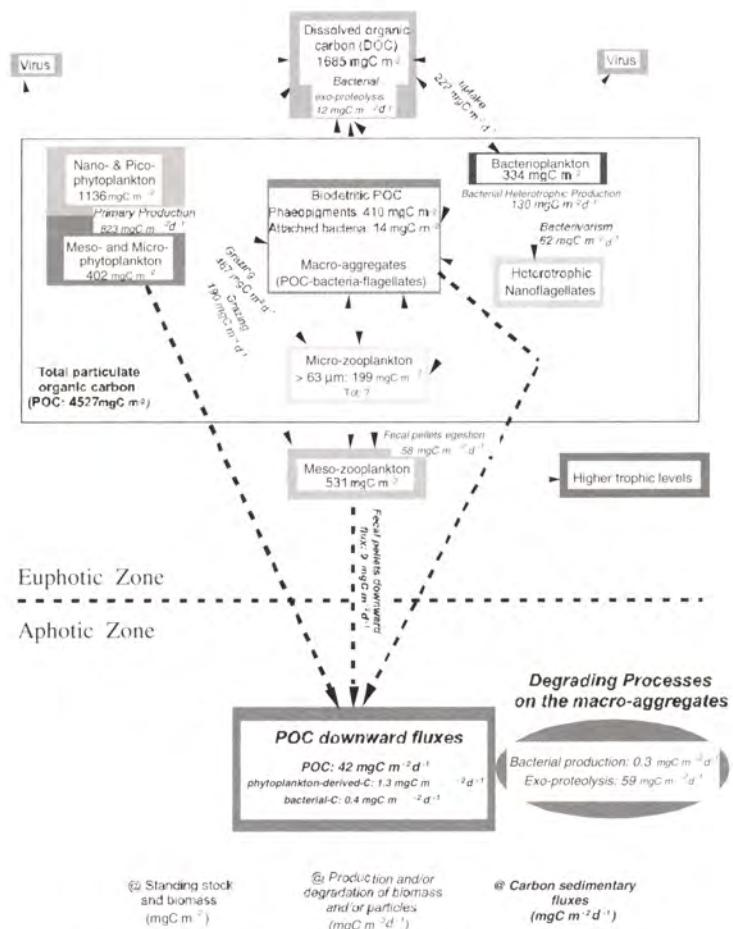


Figure 5 - Balance of mean C fluxes in the inner French shelf of bay of Biscay, in spring. Solid arrows represent direct trophic transfers between the different compartments (predation, uptake, degradation), dashed thin arrows represent the different ways of organic matter supply, and dashed thick arrows represent downward POC fluxes.

Acknowledgments

We would like to thank Dr Bernard Boutier (Ifremer-Nantes) for having carried out sequential sediment trap collecting during the two cruises and for his personal communication on the mass-downward fluxes and SPM. Thanks are due also to Drs J.M. Froidefond, J.M. Jouanneau (DGO-U, Bordeaux-1-UMR EPPO) and P. Michel (Ifremer-Nantes) for having carried out part of the hydrological measurements and analyses. We are gratefully indebted to the crews of R/V "Côte d'Aquitaine" (Insu), "Gren Dres" and "Iphala" (Ifremer) and "Poseidon" (I.M. Kiel, Germany) for their precious help. This work was part of the PNOC-Atlantique French programme. L.F. Artigas was supported by a French Government cooperation grant (BGF) during his doctorate work.

Bibliographic references

- Artigas L.F., 1998. Seasonal variability in microplanktonic biomasses in the Gironde dilution plume (bay of Biscay): relative importance of bacteria. *Oceanol. Acta*, 21(4), 563-580.
- Artigas L.F., Sautour B., Herblard A., Delmas D., Laborde P., 1999. Fate of spring bacterial and phytoplanktonic productions in the dilution plume of the Gironde estuary (Aquitanian shelf). IV^e Colloque international de limnologie-océanographie, AFL-UOF, Bordeaux, France, September 1999.
- Artigas L.F., Herblard A., Laborde P., 2000. Is the spring bacterioplankton production, on the Aquitanian shelf, a dynamical response to primary production? *Ozeanografika*, 3, 185-202.
- Bautista B., Harris R.P., 1992. Copepod gut contents, ingestion rates and grazing impact on phytoplankton in relation to size structure of zooplankton and phytoplankton during a spring bloom. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 82, 41-50.
- Berger W.H., Smetacek V.S., Wefer G., 1989. Ocean productivity and paleo-productivity: an overview. In: *Productivity of the Ocean: present and past*. Berger W.H., Smetacek V.S., Wefer, G. (eds), Chichester.
- Calbet A., Alcaraz M., Saiz E., Estrada M., Trepot I., 1996. Planktonic herbivorous food webs in the Catalan Sea (NW Mediterranean): temporal variability and comparison of indices of phytozooplankton coupling based on state variables and rate processes. *J. Plankton Res.*, 18(12), 2329-2347.
- Christaki U., Van Wambeke F., 1995. Simulated phytoplankton bloom input in top-down manipulated microcosms: comparative effect of zooflagellates, ciliates and copepods. *Aquat. Microb. Ecol.*, 9, 137-147.
- Chróst R.J., Munster U., Rai H., Albrecht D., Witzel K.P., Overbeck J., 1989. Photosynthetic production and exoenzymatic degradation of organic matter in the euphotic zone of an eutrophic lake. *J. Plankton Res.*, 11, 223-242.
- Delmas D., Artigas L.F., Herblard A., Laborde P., Sautour B., 2000. Bacterial decomposition of sinking particulate organic matter collected in sediment traps. A shift from uptake to hydrolytic activities. *Aquat. Microb. Ecol.*
- Fuhrman J., Azam F., 1980. Bacterioplankton secondary production estimates for coastal waters of British Columbia, Antarctica, and California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39(6), 1085-1095.

- Herblant A., Delmas D., Laborde P., Sautour B., Artigas L.F., 1998. The phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the bay of Biscay: early phosphorus limitation and food web consequences. *Oceanol. Acta*, 21(2), 279-291.
- Herndl G.J., Kaltenbok E., Muller-Niklas G., 1993. Dialysis bag incubation as a non-radiolabelling technique to estimate bacterioplankton production *in situ*. In: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (eds). Lewis Publ., 553-556 p.
- Hoppe H.G., 1993. Use of fluorogenic model substrates for extracellular enzyme activity (FEA) measurement of bacteria. In: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (eds). Lewis Publ., 423-431 p.
- Koshikawa H., Harada S., Watanabe M., Sato K., Akenata K., 1996. Relative contribution of bacterial and photosynthetic production to metazooplankton as carbon sources. *J. Plankton Res.*, 18(12), 2269-2281.
- Laborde P., Artigas L.F., Delmas D., Herblant A., Sautour B., 1996. Les flux de particules biogéniques à la base de la couche euphotique dans le panache de dilution de la Gironde (plateau continental français, golfe de Gascogne) : situations printanières. V^e Colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, La Rochelle, France, avril 1996.
- Lampitt R.S., Noji T., Von Bodungen B., 1990. What happens to zooplankton fecal pellets: implications for material flux? *Mar. Biol.*, 104(1), 15-23.
- Landry M.R., Hassett R.P., 1982. Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton. *Mar. Biol.*, 67, 283-288.
- Moriarty D.J.W., 1990. Techniques for estimating bacterial growth rates and production of biomass in aquatic environments. In: *Methods in Microbiology*. R.G. & J.R. Norris (eds). Academic Press Ltd., 211-234.
- Norland S., 1993. The relationship between biomass and volume of bacteria. In: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (eds). Lewis Publ., 303-307.
- Porter K.G., Feig Y.S., 1980. The use of Dapi for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25, 943-948.
- Redalje E., 1983. Phytoplankton carbon biomass and specific growth rates determined with the labelled chlorophyll *a* technique. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 11, 217-225.
- Riegman R., Kuijpers B.R., Noordelos A.A.M., Witte H.J., 1993. Size-differential control of phytoplankton and the structure of plankton communities. *Neth. J. Sea Res.*, 3, 255-265.

- Sautour B., Artigas L.F., Herblard A., Laborde P., 1996a. Zooplankton grazing impact in the plume of dilution of the Gironde estuary (France) prior to the spring bloom. *J. Plankton Res.*, 18(6), 835-853.
- Sautour B., Boutier B., Delmas D., 1996b. Production de pelotes fécales en zone côtière sous influence estuarienne (Gironde), implications dans l'enrichissement de la couche photique. Poster présenté au V^e Colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, La Rochelle (France), avril 1996.
- Sautour B., Artigas L.F., Delmas D., Herblard A., Laborde P., 2000. Grazing impact of micro- and mesozooplankton during an algal spring bloom, implications in vertical export flux. *J. Plankton Res.*, 22(3), 531-552.
- Sherr E.B., Sherr B.F., 1988. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. *Limnol. Oceanogr.*, 33(5), 1225-1227.
- Sieburth J.M.N., Smetacek V., Lenz J., 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 1256-1263.
- Simon M., Azam F., 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 51, 201-213.
- Steemann Nielsen E., 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 18, 117-140.
- Van Wambeke F., 1992. Activité et régulation de la fraction hétérotrophe du compartiment bactérien et son rôle dans les interactions au sein du réseau trophique microplanctonique. Thèse de doctorat d'Etat, université d'Aix-Marseille II, 186 p.
- Wright R.T., Coffin R.B., 1984. Measuring microzooplankton grazing on planktonic marine bacteria by its impact on bacterial production. *Microb. Ecol.*, 10, 137-149.
- Yentsch C.S., Menzel D.W., 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Res.*, 10, 221-231.

Winter phytoplankton blooms within the Gironde plume waters in the bay of Biscay

Claire Labry⁽¹⁾, Alain Herblant⁽¹⁾, Daniel Delmas⁽¹⁾,
 Pierre Laborde⁽²⁾, Pascal Lazure⁽³⁾, Jean-Marie Froidefond⁽⁴⁾,
 Anne-Marie Jégou⁽³⁾, Benoît Sautour⁽²⁾

(1) Université du Littoral Côte d'Opale, maison de la recherche en environnement naturel,
 32 avenue Foch, 62930 Wimereux, France

(2) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,
 UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

(3) Ifremer Brest, Del/ao, BP 70, 29280 Plouzané, France

(4) Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
 UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
 cabry@mren2.univ-littoral.fr

Abstract

Thermostratification and seasonal light increase are generally considered as the first causes of phytoplanktonic spring blooms in temperate waters. The objective of this study is to confirm the existence of winter blooms, responsible for the early exhaustion of phosphate, within the Gironde plume waters (SE of the bay of Biscay), and to understand what may initiate them so early.

Résumé

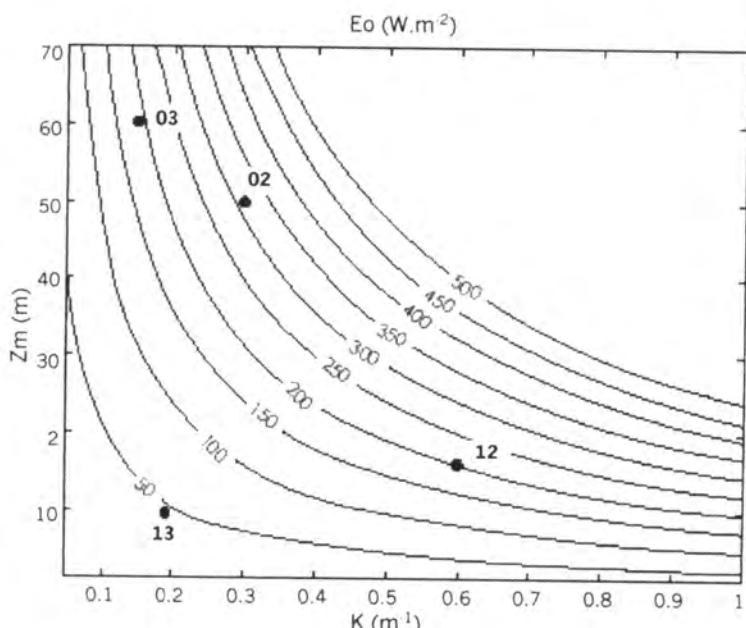
La thermostratification et l'augmentation saisonnière de la lumière sont généralement considérées comme les premières causes des blooms phytoplanctoniques printaniers dans les eaux tempérées. L'objectif de cette étude est de confirmer l'existence de blooms hivernaux dans le panache de la Gironde (sud-est du golfe de Gascogne), responsable d'un épuisement précoce en phosphate, et de comprendre ce qui les a initié si précocement.

Results and conclusion

Two cruises, Biomet II and Biomet III, were carried out respectively in early winter (8-21 January) and late winter 1998 (25 February-11 March) to validate the hypothesis.

Between the two cruises nutrient concentrations decreased, especially phosphate which reached very low and non-conservative values. In the same time, Chl a increased dramatically both within plume and oceanic waters (mean Chl a values increased from 0.5 to 1.7 $\mu\text{g/l}$). SeaWifs estimations of surface Chl a between the two cruises agree with that observation. More than 80% of Chl a belong to microorganisms smaller than 20 μm in early winter with a great part in the size class 3-20 μm (54%).

The situation was reversed in late winter: the contribution of phytoplankton larger than 20 μm ranged from 50 to 80% of total Chl *a*. Light availability is a good candidate to explain the winter bloom, but the halostratification (which reduces the depth of the mixed layer, z_m) and the decrease of turbidity (expressed by the vertical light attenuation coefficient K) seem to have a greater influence on light availability than the incident irradiance (E_0) *per se* at this time of the year.



Each curve corresponds to one value of the minimum incident irradiance (E_0) required for phytoplankton bloom initiation (according to Riley's critical value of E_m) as a function of z_m and K . K and z_m conditions for intermediate plume and oceanic waters are plotted during Biomet II (respectively I2, O2) and Biomet III (respectively I3, O3).

The depth-averaged available PAR received by phytoplankton in the mixed layer is given by the relation:

$$E_m = (E_0 - E_0 \cdot e^{K z_m}) / K z_m$$

The calculation of the minimum incident irradiance required for onset of phytoplankton blooms according to the empirical critical mean irradiance ($E_m = 20.9 \text{ W.m}^{-2}$) of Riley (1957) and with actual K and z_m (fig.) shows that this minimum is significantly lower in intermediate (I) and oceanic waters (O) during Biomet III (respectively ≈ 50 and 175 W.m^{-2}) than during Biomet II (respectively 200 and 325 W.m^{-2}) because of change of K and z_m conditions (K and z_m decreased). This minimum during Biomet III was actually reached since the incident irradiance averaged 128 W.m^{-2} in February.

These results strongly suggest that the changes in water column stratification and vertical attenuation coefficient prevail in the initiation process of winter phytoplankton blooms.

Such winter phytoplankton blooms are responsible for the early exhaustion of phosphate from the euphotic layer. They could have consequences on the spring plankton food web characteristics by favouring the dominance of "microbial loops" to the detriment of larger phytoplankton and zooplankton organisms food chain (Herblard *et al.*, 1998; Sautour *et al.*, 2000).

The same processes could be expected for the Loire river which is the other large river on the French Atlantic coast with similar discharges intensities and a plume of great extension over the continental shelf (Lazure & Jégou, 1998).

Bibliographic references

- Herblard A., Delmas D., Laborde P., Sautour B., Artigas L.F., 1998.
Phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the
bay of Biscay: early phosphorus limitation and food web conse-
quences. *Oceanol. Acta*, 21, 279-291.
- Lazure P., Jégou A.M., 1998. 3D-modelling of seasonal evolution of Loire
and Gironde plumes on Biscay bay continental shelf. *Oceanol. Acta*,
21, 165-178.
- Riley G.A., 1957. Phytoplankton of the north central Sargasso Sea. *Lim-
nol. Oceanogr.*, 2, 252-270.
- Sautour B., Artigas L.F., Delmas D., Herblard A., Laborde P., 2000.
Grazing impact of micro- and mesozooplankton during an algal
spring bloom in coastal waters off the Gironde estuary. *J. Plankton
Res.*, 22(3), 531-552.

Bioluminescence measurements on the bay of Biscay continental shelf

Anne-Sophie Cussatlegras, Patrick Geistdoerfer

Institut de recherche de l'École navale (IRENav), Lanvégoc-Poulmic, BP 600,
29240 Brest Naval, France
Cussat@ecole-navale.fr

Abstract

Bioluminescence is a photon emission provoked by a chemical reaction. Produced in the marine environment by a wide variety of vegetal and animal planktonic organisms, bioluminescence occurrence reflects the biological richness of an ecosystem. Among phytoplankton, only dinoflagellates are able to emit light. Simultaneous analysis of fluorescence as an indicator of chlorophyll concentration and bioluminescence can give information about the type of predominant organisms, particularly concerning the well-known succession between diatoms and dinoflagellates in temperate waters. Bioluminescence measurements have been made with an on-board instrument which can detect light emissions of organisms smaller than two millimetres. Associated to a CTD probe as an additional sensor, the whole gives simultaneous vertical profiles of bioluminescence, fluorescence, temperature and salinity. Measurements performed in April indicate high values of bioluminescence. No significant correlation have been demonstrated between bioluminescence and chlorophyll *a* concentration. Peridinin measurements at a transect near Belle-Ile Island revealed a good correlation between vertical distributions of this pigment used as a dinoflagellates marker, and bioluminescence. South area of the bay is rich in bioluminescence, and occurrence of strong nycthemeral variations suggest the presence of heterotrophic dinoflagellates, photoinhibited during light hours.

Résumé

La bioluminescence, émission de lumière froide produite par certains organismes végétaux ou animaux, est un phénomène très répandu en milieu marin. Parmi les organismes du phytoplancton, seules certaines espèces de dinoflagellés sont luminescentes. Les mesures de bioluminescence ont été effectuées grâce à un appareil embarqué capable de mesurer les émissions lumineuses d'organismes de taille inférieure à deux millimètres. L'appareil est couplé comme capteur supplémentaire, à une sonde de type CTD munie d'un fluorimètre, permettant d'obtenir des profils verticaux de bioluminescence, fluorescence, température et salinité. Les mesures réalisées en avril indiquent de fortes valeurs de bioluminescence. Aucune corrélation significative n'a pu être mise en évidence entre la bioluminescence et la concentration en chlorophylle *a*. Des mesures de

péridinine effectuées sur une radiale proche de Belle-Île indiquent une bonne corrélation entre les distributions verticales de la bioluminescence et de ce pigment, marqueur de dinoflagellés.

La zone sud du golfe de Gascogne est plus riche en bioluminescence que la zone nord, avec d'importantes variations nyctémérales. Ceci suggère la présence d'organismes photo-inhibés le jour, comme les dinoflagellés hétérotrophes.

Introduction

Bioluminescence, a photon emission provoked by a chemical reaction, is very common throughout the marine environment (Herring, 1978). In epipelagic waters, a wide variety of planktonic organisms are able to emit light. Dinoflagellates are the only phytoplankton species to possess such a function. Among zooplankton organisms, copepods have a major role together with other groups such as tunicates and radiolarians. Bioluminescence is mechanically stimulated by water turbulences; short flashes of various intensities are emitted in the blue green spectrum, between 450 and 520 nm, wave lengths that are best transmitted in seawater.

In situ measurements of bioluminescence, started in the sixties, have allowed analyses of bioluminescence and other physical and biological components of the water (Batchelder *et al.*, 1990; Sullivan & Swift, 1994; Piontkovski *et al.*, 1997). Although some studies have locally demonstrated relationships between bioluminescence and other parameters, bioluminescence determinism remains rather unknown. In this context, measuring bioluminescence emissions in coastal waters, characterized by strong physical and biological gradients, is a good approach to study bioluminescence distribution in space and time, in relation with other environmental parameters.

Material and methods

Bioluminescence is measured *in situ* by a bathyphotometer designed and built at the Naval Academy (Geistdoerfer & Vincendeau-Croci, 1999). It is composed of a dark chamber separated by a glass window from a photomultiplier tube, which can detect light intensities from 10^{-4} to $10^{-9} \mu\text{W.cm}^{-2}$.

A pump with a constant flow rate (0.4 l/s) ensures the incoming flow of seawater in the dark chamber. A grid at the entrance of the chamber restrict the admittance of organisms smaller than two millimetres and induce a turbulent flow which lead to mechanical and synchroone stimulation of the organisms entering the dark chamber. The bathyphotometer is coupled to a CID probe, providing vertical profiles of temperature, salinity, fluorescence and bioluminescence. Bioluminescence is obtained in volt and converted in $\mu\text{W.m}^{-2}$.

The Modycot cruise in April 1999 allowed the sampling of 35 stations from the north to the south of the bay, between the coast and about 80 miles offshore (fig. 1).

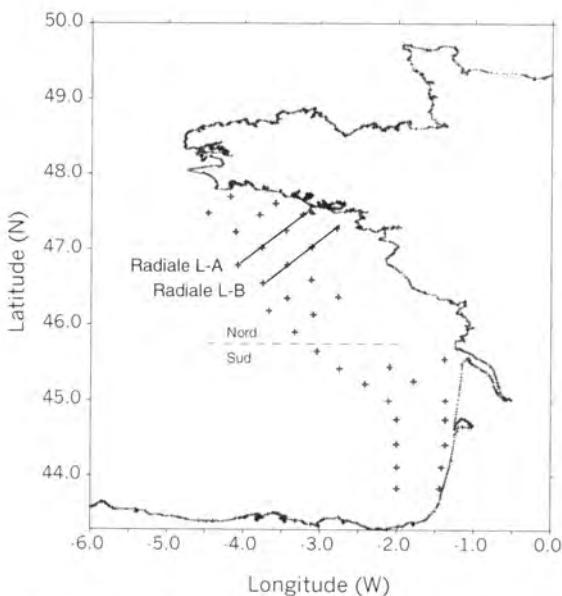


Figure 1 · Positions of the visited stations and the two transects in north and south of Belle-Île Island.

Results

Measurements achieved in April 1999 in the bay of Biscay indicate high values of bioluminescence, with a maximum in the first 50 metres. Raw profiles show numerous light flashes. The mean bioluminescence in the first 30 metres reaches $0.54 \mu\text{W.m}^{-2}$.

On the north side of Belle-Île Island, bioluminescence reaches $0.31 \mu\text{W.m}^{-2}$ in April 1999 whereas in April 1998 the mean bioluminescence was only $0.09 \mu\text{W.m}^{-2}$, which is three times lower. Chlorophyll *a* values are relatively high as well, corresponding to a normal spring phytoplankton production (1.3 mg/m^3 in average at the surface and ranging from 0.4 to 6 mg/m^3).

Profiles observation of mean bioluminescence per station do not indicate a significant correlation between bioluminescence and chlorophyll *a*, at this time in the sampled area.

Comparison between inshore and offshore stations indicates that bioluminescence is two or three times stronger in the coastal area (fig. 2a). It is two times stronger in the south than in the north of the bay at coastal stations, but there is no north-south gradient at offshore stations (fig. 2b).

Night and day measurements demonstrate important nycthemeral variations. Bioluminescence is two times higher at night in the south of the bay (0.91 for night stations and $0.50 \mu\text{W.m}^{-2}$ for day stations) and slightly higher at night for north stations (0.46 and $0.42 \mu\text{W.m}^{-2}$).

Regular measurements along two transects located near Belle-Île Island (L-A and L-B) allow the visualisation of water masses structure (fig. 3). Spatial distributions of bioluminescence and fluorescence do not appear

to be correlated. Bioluminescence is more heterogeneous than fluorescence, and distributed in one (L-A) or several (L-B) layers, at depths from 5 to 10 metres.

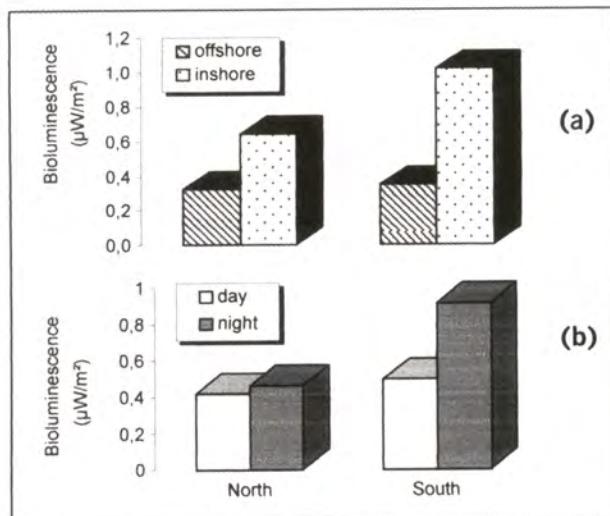


Figure 2 - Mean bioluminescence in the first 30 m in the north and in the south of the bay of Biscay. Comparison between inshore and offshore stations (a) and between night and day stations (b).

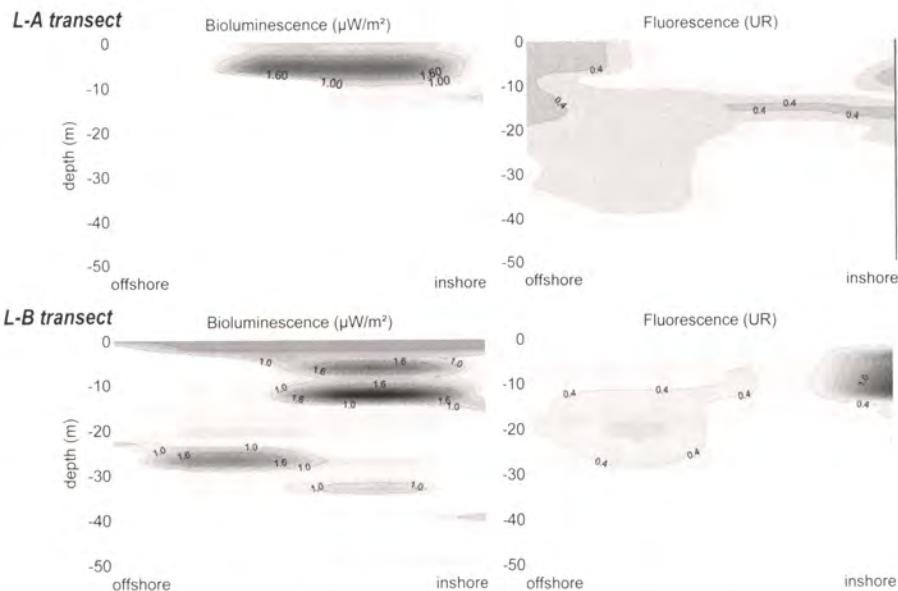


Figure 3 - Transversal sections of bioluminescence and fluorescence along the L-A and L-B transects located in north and in south of Belle-Île Island.

In south of Belle-Île Island (L-B transect), HPLC measures give an estimation of peridinin used as a dinoflagellate marker. Apart from the inshore station, bioluminescence and peridinin variations are correlated, with maxima situated at the same depths, between 10 and 30 metres (fig. 4).

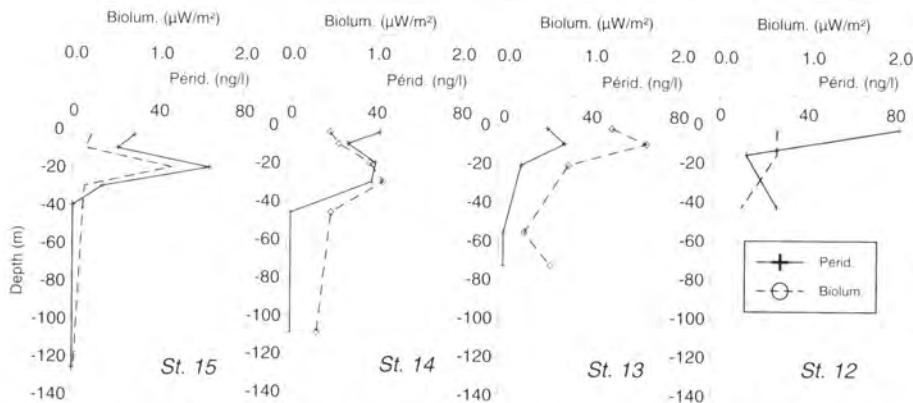


Figure 4 - Vertical profiles of bioluminescence and peridinin along L-B transect. Vertical distributions of the two parameters are correlated, with maxima at the same depths, except from the inshore station (station 12).

Discussion

An increasing gradient of bioluminescence towards the coast has already been observed during the previous cruises in the Iroise Sea (Vincendeau-Croci, 1998). This result is not surprising and confirms the fact that a strong bioluminescence reflects an important biomass.

No significant relationship is observed between chlorophyll fluorescence and bioluminescence distributions in this case, although it has occurred in previous cruises. This result is not surprising considering the fact that among bioluminescent organisms, autotrophic dinoflagellates are the only ones that possess chlorophyll. The presence of heterotrophic dinoflagellates and chlorophyllian organisms which do not emit light certainly explains this absence of correlation.

Pigment analyses give more qualitative information than fluorescence about the type of phytoplankton. A good correlation between peridinin and bioluminescence vertical distributions is observed, suggesting that dinoflagellates play an important role as a source of light emissions.

The southern bay of Biscay is rich in bioluminescence although chlorophyll measurements do not indicate a north-south gradient. The strongest luminous events can be assigned to the presence of heterotrophic dinoflagellates or zooplankton. However, strong nycthemeral variations suggest the presence of dinoflagellates, species whose light emissions are photoinhibited during the day and follow a nycthemeral cycle (Hastings, 1975; Batchelder *et al.*, 1992; Sullivan & Swift, 1994; Li *et al.*, 1996). Very little is known concerning the zooplankton bio-

luminescence nycthemeral cycle and photoinhibition has never been observed yet on copepods.

Conclusion

In addition to fluorescence, bioluminescence measurements emerge as a very interesting tool in the study of plankton distribution. Considering the diversity of bioluminescent organisms, complementary informations such as nycthemeral variations, pigment analyses and plankton samples are very useful. Further investigation on bioluminescence should take them into account.

Acknowledgments

The Modycot cruises in April 1999 in the bay of Biscay have been conducted in collaboration with the SHOM/CMO on the SHOM ship *BT12 "La Pérouse"*. Pigment analyses by HPLC and CHEMFLUX exploitation have been performed by Luis Lampert (SHOM/CMO/CM) and Thierry Tabasque (SHOM/LCO).

Bibliographic references

- Batchelder H.P., Swift E., Keuren J.R.V., 1990. Pattern of planktonic bioluminescence in the northern Sargasso Sea: seasonal and vertical distributions. *Mar. Biol.*, 104, 153-164.
- Batchelder H.P., Swift E., Van Keuren J.R., 1992. Dial patterns of planktonic bioluminescence in the northern Sargasso Sea. *Mar. Biol.*, 113, 329-339.
- Geistdoerfer P., Vincendeau-Croci M.A., 1999. A new bathyphotometer for bioluminescence measurements on the Armorican continental shelf (Northeastern Atlantic). *Oceanol. Acta*, 22, 137-151.
- Hastings J.W., 1975. Dinoflagellate bioluminescence: molecular mechanisms and circadian control. In: Proceedings of the first international conference on toxic dinoflagellate blooms. Locicero V.R. (ed.). The Massachusetts Science and Industry Foundation, Wakefield, Massachusetts, 235-248.
- Herring P.J., 1978. Bioluminescence in action. Herring P.J. (ed.), Academic Press, London, 578 p.
- Li Y., Swift E., Buskey E.J., 1996. Photo inhibition of mechanically stimulable bioluminescence in the heterotrophic dinoflagellate *Protoperoedinium depressum*. *J. Phycol.*, 32, 974-982.
- Piontkovski S.A., Tokarev Y.N., Bitukov E.P., Williams R., Kiefer D.A., 1997. The bioluminescent field in the ocean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 156, 33-41.

- Sullivan J.M., Swift E., 1994. Photoinhibition of mechanically stimulable bioluminescence in the autotrophic dinoflagellate *Ceratium fusus* (Pyrophyta). *J. Phycol.*, 30, 627-633.
- Vincendeau-Croci M.A., 1998. Mise au point d'un appareil de mesure de la bioluminescence marine ou bathyphotomètre. Distribution de la bioluminescence en mer d'Oman et au large de la Bretagne. Thèse de doctorat, université de Bretagne occidentale, 212 p.

Distribution et diversité des copépodes planctoniques dans le golfe de Gascogne

Jean d'Elbée

Laphy, CERS/Musée de la mer, BP 89, 64202 Biarritz, France
laphy@wanadoo.fr

Résumé

Dans le golfe de Gascogne, les copépodes représentent le groupe zooplanktonique dominant (70 à 90 % des effectifs), mais seulement une dizaine d'espèces sur les 69 recensées participent véritablement à la biomasse et à la production secondaire planctonique. La diversité de ce groupe augmente régulièrement avec la bathymétrie et atteint un maximum au niveau de la fosse de Capbreton. La distribution générale des espèces dans le secteur Sud-Gascogne revêt des modalités diverses qui sont discutées et interprétées à la lumière de la courantologie et de la géomorphologie régionales du secteur étudié.

Abstract

In the bay of Biscay, copepods are the dominant group of zooplankton (from 70 to 90% of numbers), but only about ten species (out of the 69 listed) take a significant part in biomass and secondary planktonic productivity. Copepod diversity increase regularly with depth, and reach a maximum in the Capbreton area. General distribution of the species in the southern bay of Biscay takes on various modes which are examined and interpreted with our knowledge of regional courantology and geomorphology of the studied area.

Introduction

De nombreux travaux sur le zooplancton ont été réalisés ces dernières années dans le secteur sud du golfe de Gascogne, mais ils concernent surtout les milieux côtiers et estuariens français ou espagnols. Les études traitant de l'écologie et de la distribution spatiale des peuplements zooplanktoniques sur le plateau continental sont souvent assez anciennes (Farran, 1926 ; Patriti, 1966 ; Casanova, 1967). Certaines d'entre elles ne concernent que la plate-forme espagnole (Vives, 1979, 1980 ; Alvarez-Marqués, 1980 ; Alcaraz, 1981 ; Alvarez-Ossorio, 1984 ; Valdés *et al.*, 1990 ; Braun *et al.*, 1990 ; Cabal, 1993 ; Valdés, 1993 ; Moral, 1994). La plate-forme française, la plus étendue, est encore peu étudiée actuellement (Beaudouin, 1971, 1975 ; Lakkis, 1973 ; d'Elbée & Castel, 1991). Les résultats présentés ici visent à donner certaines indications sur la distribution bathymétrique et la diversité des copépodes planctoniques sur l'ensemble de la plate-forme continentale française du secteur Sud-

Gascogne, incluant les zones adjacentes plus profondes (rupture de pente, canyon du Cap-Ferret, fosse de Capbreton) (fig. 1).

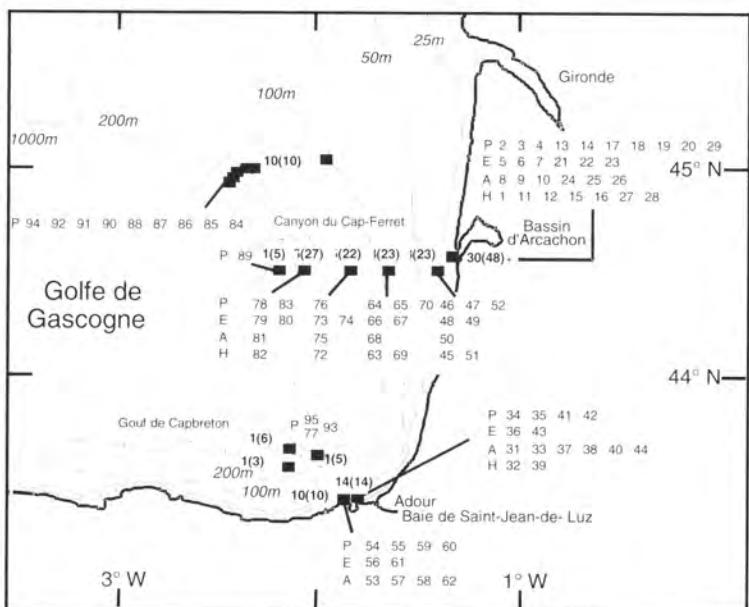


Figure 1 · Échantillonage de zooplancton dans le secteur Sud-Gascogne entre 1980 et 1998. Les caractères gras indiquent le nombre d'échantillons réalisés sur chaque station. (P : Printemps ; E : Été ; A : Automne ; H : Hiver).

Matériel et méthodes

Le matériel planctonique provient de plusieurs campagnes océanographiques échelonnées entre 1980 et 1998 sur la partie sud du golfe de Gascogne. Trois secteurs géographiques ont été particulièrement prospectés : une zone côtière à l'embouchure du bassin d'Arcachon, une radiale côte-talus à la latitude 43°31 N et une deuxième zone à proximité de la baie de Saint-Jean-de-Luz. À ces trois zones, qui ont été échantillonnées selon un cycle annuel, s'ajoutent des échantillons en provenance de la fosse de Capbreton et d'une zone située au nord du canyon du Cap-Ferret. Au total, 196 échantillons de zooplancton ont été réalisés à l'aide d'un filet standard WP2 de 200 µm de vide de maille.

Les données biologiques récoltées à différentes profondeurs ont été traitées et codifiées pour obtenir des indices de présence (1) et d'absence (0) d'espèces de copépodes sur toute la colonne d'eau sur une même station. Lorsque la colonne d'eau n'a pu être échantillonnée dans son intégralité du fond à la surface sur le plateau continental, les données ont été éliminées. Les quelques prélèvements réalisés au-delà du talus ou dans la fosse de Capbreton ne concernent que la tranche d'eau de la surface à moins 200 mètres. Le regroupement des 196 échantillons a permis d'obtenir 95 relevés de présence/absence de 69 espèces de copépodes. Ces relevés ont

étaient classés en fonction de la sonde mesurée au moment de l'échantillonnage.

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur le tableau des 95 relevés pour les 69 espèces. Afin de mieux interpréter la signification écologique de ces facteurs reconstitués, le pourcentage d'inertie des relevés a été visualisé et reporté à leur emplacement sur un fond de carte digitalisé.

On a également projeté un indice de fréquence Id des espèces sur le plan factoriel F1F2. Cet indice est un rapport entre deux fréquences observées et théoriques définies comme suit :

$$Id = [(a_{ij} * a_j) / (a_i * a_j)] - 1$$

avec a_{ij} = fréquence observée (ici, 0 ou 1) ; a_i = total des lignes et des colonnes du tableau regroupant les 95 relevés effectués pour les 69 espèces ; a_j = total de la ligne i ; a_{ij} = total de la colonne j (Auda *et al.*, 1983). Les points projetés les plus gros concernent les espèces à fréquence faible dans les échantillons alors que les espèces les plus communes sont représentées par des séries de taches ou de carrés de petite taille sur les plans factoriels.

Tableau 1 · Fréquence des 69 espèces de copépodes classés par leurs codes (total : 95 échantillons).

Code	Espèce	Fréquence
1	<i>Acartia clausi</i> (Giesbrecht, 1889)	83
2	<i>Acartia discandula</i> (Giesbrecht, 1881)	15
3	<i>Acartia granis</i> Sars, 1904	5
4	<i>Aetidens armatus</i> (Boeck, 1872)	14
5	<i>Anomalocera patersoni</i> Templeton, 1837	8
6	<i>Candacia armata</i> (Boeck, 1872)	30
7	<i>Calanoides cornutus</i> (Kröyer, 1848)	20
8	<i>Calanus helgolandicus</i> (Claus, 1863)	55
9	<i>Calocalanus pavo</i> (Dana, 1849)	2
10	<i>Calocalanus styliferus</i> Giesbrecht, 1888	23
11	<i>Centropages cherchiæ</i> Giesbrecht, 1889	16
12	<i>Centropages hamatus</i> (Lilljeborg, 1853)	18
13	<i>Centropages typicus</i> Kröyer, 1849	71
14	<i>Chiridius armatus</i> (Boeck, 1872)	5
15	<i>Chiridius obtusifrons</i> Sars, 1902	1
16	<i>Chirundina streetsii</i> Giesbrecht, 1895	4
17	<i> Clausocalanus sp.</i>	73
18	<i>Clytemnestra rostrata</i> (Brady, 1883)	21
19	<i>Clytemnestra setatella</i> Dana, 1847	2
20	<i>Corycaeus anglicus</i> (Lubbock, 1857)	90
21	<i>Corycaeus furcifer</i> Claus, 1863	3
22	<i>Corycaeus ovalis</i> Claus, 1863	3
23	<i>Ctenocalanus rannus</i> Giesbrecht, 1888	19
24	<i>Diaixis bibernica</i> (A. Scott, 1896)	20
25	<i>Euchaeta acuta</i> Giesbrecht, 1892	5
26	<i>Euterpnina acutifrons</i> (Dana, 1847)	65
27	<i>Eucalanus crassus</i> Giesbrecht, 1888	6
28	<i>Euchirella curta</i> <i>andata</i> Giesbrecht, 1892	2

	Code	Espèce	Fréquence
29	EUCL	<i>Euclalanus elongatus</i> (Dana, 1849)	1
30	EUHE	<i>Euchaeta bebes</i> Giesbrecht, 1892	19
31	EUMA	<i>Euanagaptilus magnus</i> Wolfenden, 1904	1
32	EUMX	<i>Euchirella maxima</i> Wolfenden, 1905	1
33	EURO	<i>Euchirella rostrata</i> Claus, 1866	1
34	GALA	<i>Gaetanus latifrons</i> G.O. Sars, 1905	2
35	GAPI	<i>Gaetanus pileatus</i> Farran, 1903	1
36	HEAB	<i>Heterorhabdus abyssalis</i> (Giesbrecht, 1899)	2
37	HEPA	<i>Heterorhabdus papilliger</i> (Claus, 1863)	9
38	HESP	<i>Heterorhabdus spinifrons</i> (Claus, 1863)	2
39	ISCL	<i>Isias claripes</i> (Boeck, 1864)	14
40	ISTE	<i>Ischnocalanus tenuis</i> (Farran, 1926)	11
41	LAWO	<i>Labidocera wollebaeki</i> (Lubbock, 1857)	4
42	LUCU	<i>Lucicutia curta</i> Farran, 1905	3
43	MELU	<i>Metridia lucens</i> Boeck, 1864	20
44	MINO	<i>Microsetella norvegica</i> (Boeck, 1864)	2
45	MIRO	<i>Microsetella rosea</i> (Dana, 1847)	24
46	NAMI	<i>Nannocalanus minor</i> Claus, 1863	2
47	NEGR	<i>Neocalanus gracilis</i> (Dana, 1849)	9
48	OIHE	<i>Oithona belgolandica</i> (Claus, 1863)	85
49	OINA	<i>Oithona nana</i> (Giesbrecht, 1892)	61
50	OIPL	<i>Oithona plumifera</i> Baird, 1843	45
51	ONCO	<i>Oncaea conifera</i> Giesbrecht, 1891	2
52	ONCU	<i>Oncaea curta</i> Sars, 1916	2
53	ONME	<i>Oncaea media</i> Giesbrecht, 1891	87
54	PABR	<i>Parapontella brevicornis</i> (Lubbock, 1857)	10
55	PAGL	<i>Parencheta glacialis</i> Hansen, 1886	2
56	PANO	<i>Parencheta norvegica</i> Boeck, 1872	3
57	PAPA	<i>Paracalanus parvus</i> (Claus, 1863)	91
58	PHHE	<i>Phyllopus helga</i> Farran, 1908	1
59	PLBO	<i>Pleuromamma borealis</i> (F. Dahl, 1893)	3
60	PLGR	<i>Pleuromamma gracilis</i> (Claus, 1863)	11
61	PLRO	<i>Pleuromamma robusta</i> (F. Dahl, 1893)	5
62	PSEL	<i>Pseudocalanus elongatus</i> (Boeck, 1864)	58
63	RHNA	<i>Rhincalanus nasutus</i> Giesbrecht, 1888	8
64	SCAF	<i>Scaphocalanus affinis</i> G.O. Sars, 1905	1
65	SCDE	<i>Scolecitricella dentata</i> (Giesbrecht, 1892)	4
66	SCSE	<i>Scotocalanus securifrons</i> Scott, 1894	2
67	TELO	<i>Temora longicornis</i> (Müller, 1792)	70
68	TEST	<i>Temora stylifera</i> (Dana, 1849)	18
69	UNPL	<i>Undenchaeta plumosa</i> (Lubbock, 1858)	2

Résultats et discussion

Sur les 69 espèces de copépodes recensées dans cette étude, seulement une douzaine sont présentes sur plus de 50 % des échantillons (tab. 1). Une vingtaine d'espèces ont des fréquences situées entre 10 % et 50 %, et 38 espèces une fréquence inférieure à 10 % (fig. 2). Malgré la dominance permanente de ces organismes dans le plancton (d'Elbée & Castel, 1991), le nombre d'espèces participant à la biomasse et à la production secondaire planctonique est donc relativement réduit.

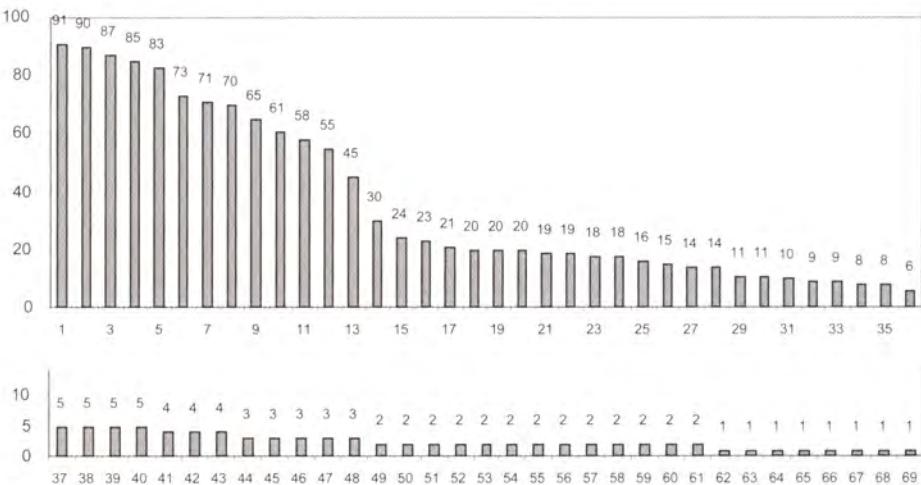


Figure 2 - Fréquence des 69 espèces de copépodes sur les 95 transects bathymétriques.

Sur le plateau continental Sud-Gascogne, la diversité copépodienne est d'environ 10 espèces par transect vertical. Cette diversité reste relativement stable sur la plate-forme, mais augmente à partir des valeurs de sonde excédant ~200 m pour atteindre un maximum dans la fosse de Capbreton (43 espèces dans un échantillon). Ainsi, c'est dans les zones profondes proches du talus et des canyons que la diversité de ce groupe est la plus élevée (fig. 3).

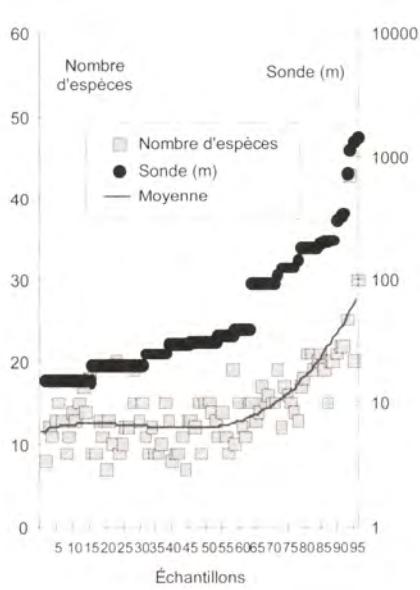


Figure 3 - Croissance de la diversité copépodienne avec la bathymétrie.

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur le tableau des 69 espèces et des 95 relevés. Ces derniers ont été projetés sur les plans factoriels obtenus à partir des premiers facteurs reconstitués. Afin de mieux interpréter la signification écologique, le pourcentage d'inertie des relevés a été visualisé et reporté à leur emplacement sur un fond de carte digitalisé (fig. 4). L'inertie par facteur est la suivante :

$F1 = 17,09\%$; $F2 = 10,28\%$; $F3 = 5,97\%$ et $F4 = 5,4\%$.

La distribution générale des espèces dans le secteur Sud-Gascogne reflète plusieurs modalités :

- Les relevés à fortes contributions sur F1 contiennent un contingent d'espèces de profondeur à caractère océanique, localisées le long du talus continental et sur la fosse de Capbreton (fig. 4.1) ;
- Dans la partie nord de la zone d'étude, où la largeur du plateau continental est la plus importante, le plancton copépodien côtier représente un peuplement relativement homogène sans affinités océaniques (fig. 4.2) ;
- Par contre, au sud de la fosse de Capbreton, où la largeur du plateau continental est relativement réduite (site de Saint-Jean-de-Luz), les copépodes représentent un peuplement hétérogène constitué à la fois d'espèces à affinités océaniques (fig. 4.3) et des espèces à large spectre de distribution sur l'ensemble du plateau continental Sud-Gascogne (fig. 4.4) ;

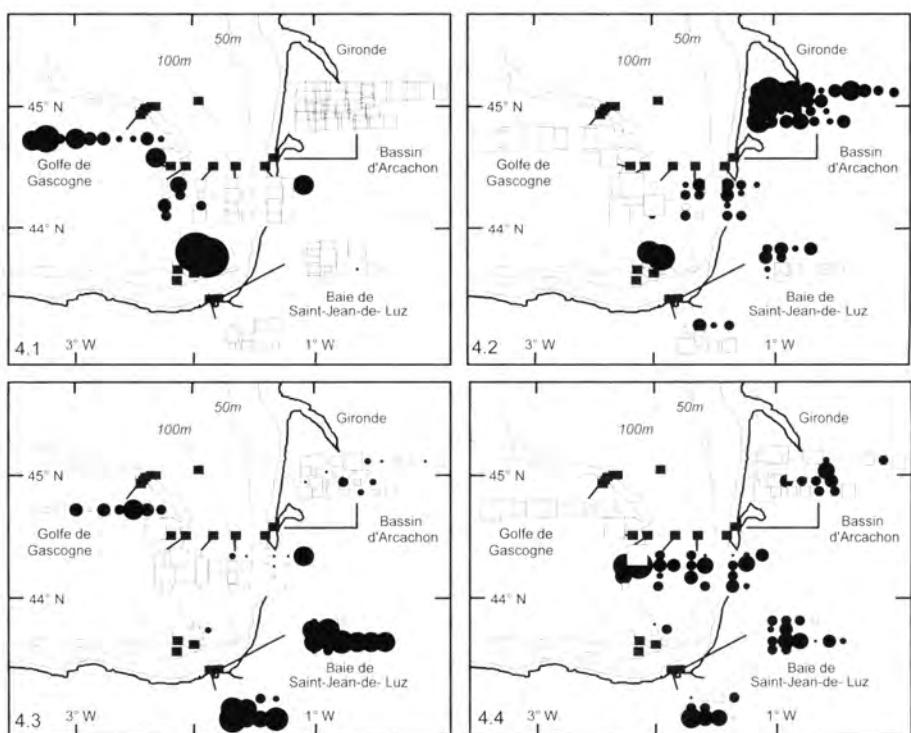


Figure 4 - Projection des contributions relevés/facteurs sur les stations.

- L'augmentation nette de la diversité copépodienne sur l'ensemble du transect bathymétrique au niveau de la fosse de Capbreton est due à la présence conjointe d'espèces côtières et profondes.

Les affinités océaniques des échantillons les plus méridionaux du golfe de Gascogne pourraient s'expliquer, d'une part, par la courantologie régionale des masses d'eau qui se déplacent vers l'est sur le plateau cantabrique espagnol (Le Cann & Pingree, 1995) et, d'autre part, par l'étroitesse de ce dernier qui permet ainsi une pénétration d'espèces profondes ou à caractère océanique à proximité des côtes espagnoles et françaises.

La projection des relevés identifiés par les valeurs de sonde montre une distribution non aléatoire de ces derniers dans le plan factoriel issu de l'AFC (fig. 5a). L'axe F2 représente un gradient de profondeur et l'axe F1 isole des échantillons profonds en provenance de la fosse de Capbreton de tous les autres relevés.

La projection de l'indice Id de fréquence des copépodes a permis de regrouper les différentes espèces en fonction de leurs distributions spatiales (espèces littorales proches de la côte/espèces néritiques présentes sur tout le plateau continental/espèces d'eau profonde limitées au talus, accores ou fosses) et de leurs fréquences (espèces rares présentes dans moins de 5 ou 5 relevés représentées par des cercles de grande taille/espèces communes présentes dans plus de 5 relevés) (fig. 5b). Six types écologiques ont pu ainsi être définis comme le montre le tableau 2 ci-dessous:

Tableau 2 - Classification écologique des 69 espèces de copépodes en fonction de leur distribution spatiale et de leur fréquence dans le golfe de Gascogne (cf. tab. 1 pour les codes espèces).

Distribution spatiale	Fréquence	Espèces	Total
Littorale	Commune	ACCL, ACDI, CEHA, EUAU, OIEH, OINA, ONME, PABR et PAPA	9
Littorale	Rare	ACGR et ISCL.	2
Néritique	Commune	ANPA, CAAR, CACA, CAHE, CAST, CECH, CETY, CLAU, CLRO, COAN, CTVA, DIHI, EUCR, EUHE, ISTE, MELU, MIRO, NEGR, OIPL, PLGR, PSEL, RHNA, TELO et TEST	24
Néritique	Rare	CAPA, CLSC, COOV, LAWO, MINO, NAMI et PLBO	7
Profonde	Commune	AEAR, HEPA	2
Profonde	Rare	CHAR, CHOB, CHST, COFU, EUAC, EUCU, EUEL, EUMA, EUMX, EURO, GALA, GAPI, HEAB, HESP, LUCU, ONCO, ONCU, PAGL, PANQ, PHHE, PLRO, SCAF, SCDE, SCSE, et UNPL	25
			69

Le plateau continental Sud-Aquitain renferme donc un fort contingent d'espèces communes à large distribution sur toute la province néritique, ainsi qu'un fort contingent d'espèces rares localisées surtout en périphérie sur les ruptures de pentes le délimitant. Certaines espèces ne sont localisées

qu'en zone littorale, où elles cohabitent avec des éléments mésohalins. La bathymétrie semble donc être un facteur déterminant dans la distribution des espèces et dans la diversité du peuplement copépodien. Enfin, le nombre d'éléments communs et rares sont pratiquement équivalents.

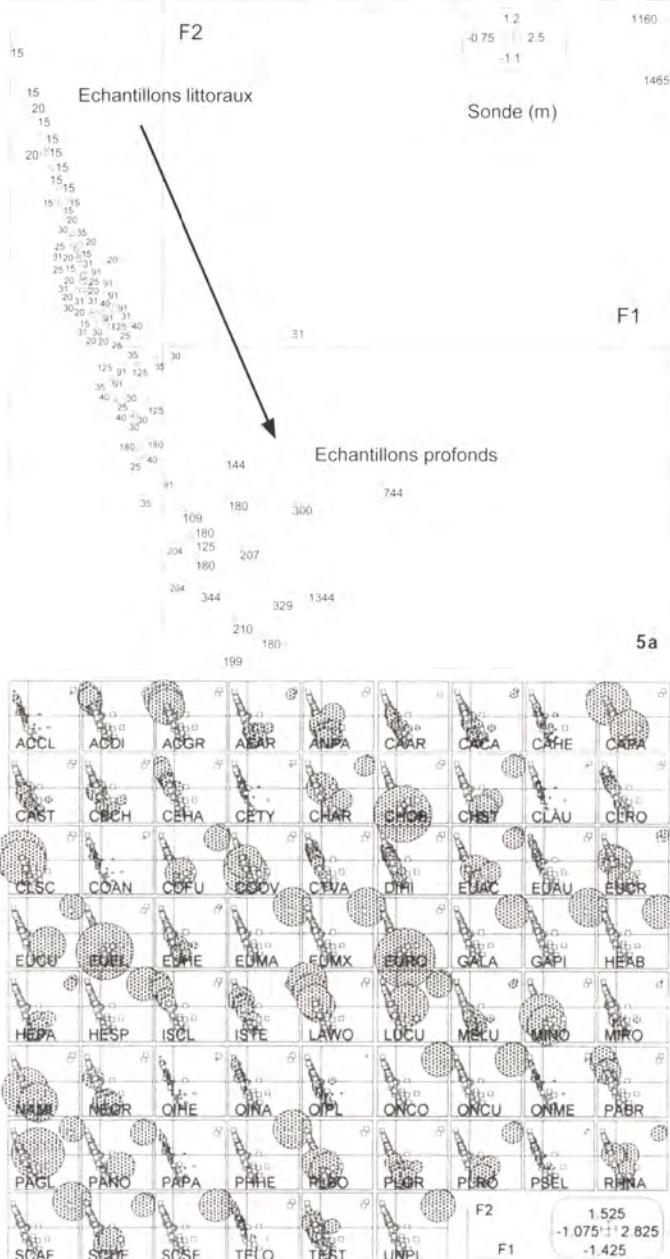


Figure 5 - Projection des valeurs de sonde (5a) et de l'indice Id de fréquence des copépodes (5b) sur les plans factoriels F1-F2 de l'AFC.

Conclusion

La fosse de Capbreton est le siège d'une forte diversité copépodienne par superposition d'éléments néritiques superficiels et d'éléments profonds sous-jacents. Au nord de cette zone, la largeur du plateau continental semble restreindre la diversité de ce peuplement à des éléments néritiques et côtiers. La structure hydrologique de cette zone et le déplacement des masses d'eau pourraient expliquer les variations latitudinales de la richesse spécifique du peuplement copépodien. Cette dernière est cependant très dépendante de la bathymétrie : nombre élevé d'espèces rares dans les zones profondes, nombre élevé d'espèces commune dans les zones superficielles.

Références bibliographiques

- Alcaraz M., 1981. Ciclo anual de los cladoceros y ostracodos planctónicos en la plataforma continental de Vizcaya (Punta Undata). *Invest. Pesq.*, 45(1), 3-16.
- Alvarez-Ossorio M.-T., 1984. Primeros datos sobre el zooplancton de la plataforma gallega. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 1(2), 31-47.
- Alvarez-Marqués F., 1980. Copépodos pelágicos de la costa asturiana : contribución al conocimiento de las especies de la zona de Gijón. *Bol. Cient. Nat. IDEA*, 25, 213-233.
- Auda Y., Chessel D., Tamišier A., 1983. La dispersion spatiale des oiseaux au cours du cycle annuel : deux méthodes de description graphiques. *C.R. Acad. Sci. Sér. III-Vie*, 297, 387-392.
- Beaudouin J., 1971. Données écologiques sur quelques groupes planctoniques indicateurs dans le golfe de Gascogne. *Rev. Trav. Inst. Sci. Tech. Pêches Marit.*, 35(4), 375-414.
- Beaudouin J., 1975. Copépodes du plateau continental du golfe de Gascogne en 1971 et 1972. *Rev. Trav. Inst. Sci. Tech. Pêches Marit.*, 39(2), 121-169.
- Braun J.-G., Alvarez-Ossorio M.-T., Fernandez-Puelles M.-L., Caminas J.-A., 1990. Estudio sobre la estructura, biomasa y producción del meso y microzooplancton en la plataforma de Galicia en abril de 1982. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 6(2), 81-96.
- Cabal J., 1993. Estructura y dinámica de las poblaciones de copépodos planctónicos en la costa central de Asturias. Ph. D. thesis. Universidad de Oviedo, 349 p.

- Casanova J.-P., 1967. Analyses de quelques pêches planctoniques profondes dans le golfe de Gascogne. Cons. Int. Exploit. Mer, comité plancton, CM 1967/L, 9, 1-7.
- Elbée J. (d'), Castel J., 1991. Zooplankton from the continental shelf of the southern bay of Biscay. Exchanges with Arcachon Basin, France. Ann. Inst. Océanogr., Paris, 67(1), 35-48.
- Farran G.P., 1926. Biscayan plankton collected during a cruise of HMS "Research". XIV. The Copepoda. J. Linn. Soc., London, 36, 219-310.
- Lakkis S., 1973. Étude des fluctuations annuelles des copépodes et du phytoplancton dans la Manche et le golfe de Gascogne par la méthode de l'analyse de la variance et du coefficient de corrélation. Hydrobiologia, 43(1-2), 235-252.
- Le Cann B., Pingree R., 1995. Circulation dans le golfe de Gascogne : une revue des travaux récents. Actes du IV^e Colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne, 217-234.
- Moral M., 1994. Detección de patrones de variabilidad estacional e interanual en el zooplancton de la plataforma guipuzcoana entre 1988 y 1990 y su relación con los factores ambientales. Mem. Master, Univ. País Vasco, 78 p.
- Patritri G., 1966. Contribution à l'étude des Syphonophores Calyco-phores recueillis dans le golfe de Gascogne (3^e note). Campagne du «Job Ha Zelian» (été et automne 1964). Données hydrologiques. Conclusions. Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume, 41(57), 109-116.
- Valdés L., Roman M., Alvarez-Ossorio M.-T., Gauzens A.-L., Miranda A., 1990. Zooplankton composition and distribution off the coast of Galicia, Spain. J. Plankton Res., 12(3), 629-643.
- Valdés L., 1993. Composición, abundancia y distribución del mesozooplancton en la plataforma continental frente a La Coruña. Mem. Tesis Doct. Univ. Oviedo, 245 p.
- Vives F., 1979. Sur les larves de crustacés décapodes des côtes de Viscaye pendant 1976. Int. Counc. Explor. Sea, CM-19.
- Vives F., 1980. Los copépodos de las aguas neríticas de las costas de Vizcaya, durante 1976. Invest. Pesq., 44(2), 312-330.

Polymorphisme moléculaire des populations atlantiques et méditerranéennes d'océanite tempête *Hydrobates pelagicus*

Christine Cagnon⁽¹⁾, Béatrice Lauga⁽¹⁾, Frank d'Amico⁽¹⁾,
Jacques Nisser⁽²⁾, Jean-Claude Thibault⁽³⁾, Jean d'Elbée⁽⁴⁾,
Georges Hémery⁽⁵⁾, Claude Mouchès⁽¹⁾

(1) Université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies,
laboratoire d'écologie moléculaire, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France

(2) Centre de recherches sur la biologie des populations d'oiseaux, 55 rue Buffon,
75005 Paris, France

(3) Parc naturel régional de Corse, BP 417, 20184 Ajaccio Cedex, France

(4) Laphy, CERS/Musée de la mer, BP 89, 64202 Biarritz, France

(5) Muséum national d'histoire naturelle, centre de recherches sur la biologie
des populations d'oiseaux, station maritime, plateau de l'Atalaye, 64202 Biarritz, France
christine.cagnon@univ-pau.fr

Résumé

Les zones de reproduction de l'océanite tempête *Hydrobates pelagicus* se limitent à l'Atlantique nord oriental et à la Méditerranée occidentale. Les colonies atlantiques semblent actuellement totalement isolées géographiquement des méditerranéennes, aucun échange ni déplacement de ces oiseaux entre la Méditerranée et l'Atlantique n'ayant été observé depuis plusieurs décennies. La distinction de deux sous-espèces, *H. p. pelagicus* pour l'Atlantique et *H. p. melitensis* pour la Méditerranée, a été proposée en 1985 par Hémery & d'Elbée sur la base de différences morphologiques, en particulier celles de la taille du bec.

Des colonies atlantiques et une colonie méditerranéenne ont été comparées entre elles par l'analyse de marqueurs moléculaires. Sur la base de la séquence nucléotidique du gène mitochondrial codant pour le cytochrome *b*, les colonies atlantiques montrent un faible polymorphisme. Les individus de la colonie méditerranéenne sont, eux, semblables entre eux et diffèrent des individus atlantiques. L'approche moléculaire confirme donc l'existence de deux entités biologiques distinctes, se situant sur le plan taxonomique au niveau minimum de la sous-espèce. Elle suggère qu'il n'y a pas eu d'échange génétique récent entre ces deux métapopulations. D'autres marqueurs moléculaires sont en cours d'analyse pour étudier la structuration au sein des deux sous-espèces.

Abstract

The storm petrel *Hydrobates pelagicus* reproduction area is limited to the north oriental Atlantic Ocean and the occidental Mediterranean Sea. The Atlantic colonies seem to be completely isolated geographically from the Mediterranean ones, since no exchange and no moving have been observed in decades. In 1985, Hémery & d'Elbée proposed

to distinguish two subspecies, based on morphometrical differences: *H. p. pelagicus* for the Atlantic and *H. p. melitensis* for the Mediterranean. Some Atlantic colonies and one Mediterranean colony were compared with the analysis of molecular markers. On the base of the nucleotidic sequence of the mitochondrial gene for the cytochrome *b*, the Atlantic colonies show a slight polymorphism. The individuals of the Mediterranean colony are similar between them but are different from the Atlantic individuals. Thus, the molecular approach confirms the existence of two distinct biological entities, at the minimum level of the subspecies. This suggests that no genetic exchange took place recently between these two metapopulations. The analysis of other molecular markers are in progress for the study of the structuration inside these two subspecies.

Introduction

L'océanite tempête *Hydrobates pelagicus* est un oiseau pélagique de petite taille. Visible à terre au moment de la période de reproduction, de mai à septembre environ, il niche dans des terriers naturels situés sur des falaises ou des îlots (Hémery, 1991). Les zones de reproduction (fig. 1) se limitent à l'Atlantique Nord oriental et à la Méditerranée occidentale (Hémery, 1994).

Les colonies atlantiques semblent actuellement totalement isolées géographiquement des méditerranéennes, aucun échange ni aucun déplacement entre la Méditerranée et l'Atlantique n'ayant été observé depuis plusieurs dizaines d'années. En 1985, Hémery & d'Elbée ont pu montrer des différences morphologiques, en particulier grâce à des mesures sur le bec, entre les oiseaux de ces deux métapopulations. La distinction de deux sous-espèces est depuis proposée : *Hydrobates pelagicus pelagicus* pour l'Atlantique et *Hydrobates pelagicus melitensis* pour la Méditerranée.

Nous avons récemment entrepris d'étudier la diversité génétique de ces populations d'oiseaux au niveau moléculaire, en analysant les variations des séquences d'ADN. Selon le niveau de variation étudié (colonie, population, métapopulation ou espèce) différentes séquences du génome seront explorées. Notre premier objectif consistant à évaluer la diversité présente dans l'espèce, nous avons choisi de travailler avec l'ADN mitochondrial (ADN mt). Celui-ci possède en effet une vitesse d'évolution 5 à 10 fois supérieure à celle de l'ADN nucléaire (Brown *et al.*, 1979). L'avantage de l'ADN mt, outre cette vitesse d'évolution, est que l'on n'observe ni réassortiment ni recombinaison lors de la transmission à la descendance (transmission maternelle pour la majorité des espèces). Les mutations fixées sont donc sélectivement neutres et l'analyse de ces mutations peut donner une notion de temps dans la mesure où elles se fixent de façon régulière (Hillis & Moritz, 1990). On parle d'horloge moléculaire. L'ADN mt se trouve donc être l'outil le plus approprié pour réaliser des phylogénies d'espèces ou de sous-espèces, ou pour comparer des populations entre elles (Avise, 1989 ; Wenink *et al.*, 1993 ; Austin, 1996 ; Nunn *et al.*, 1996 ; Mundy *et al.*, 1997 ; Questiau *et al.*, 1998 ; Nunn & Stanley, 1998).

Deux régions de l'ADN mt sont les plus étudiées : le gène codant pour le cytochrome *b* et la région de contrôle, site d'initiation de la réPLICATION qui, étant non codant, possède une vitesse d'évolution supérieure à celle du reste de la molécule. Pour débutter l'étude des océanites tempête, nous nous sommes tout d'abord focalisés sur le gène du cytochrome *b*.

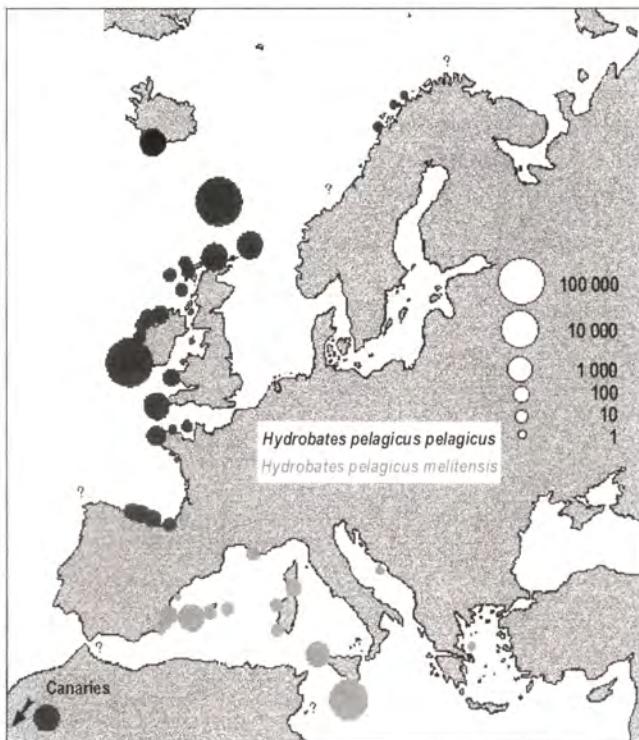


Figure 1 - Lieux de reproduction de l'océanite tempête.

Matériel et méthodes

L'extraction d'ADN est réalisée principalement à partir de sang prélevé sur les oiseaux lors de campagnes d'observation sur le terrain (tab. 1). Les échantillons concernent, pour l'Atlantique, un oiseau trouvé mort à Lorient, cinq oiseaux capturés à Banneg, au nord du golfe de Gascogne, et quatre oiseaux des colonies de Biarritz. Un onzième oiseau, provenant des îles Féroé, au nord de l'Europe, a été préalablement analysé par Nunn & Stanley (1998). Pour la Méditerranée, quatre oiseaux sont étudiés, provenant de la Corse du Sud.

Tableau 1 · Oiseaux analysés.

Échantillon	Source d'ADN	Localisation
564-11b	Muscle	Lorient, 47°45'N, 3°20'O
SA 884.233	Muscle	Banneg, 48°50'N, 4°30'O
SA 544.012	Sang	Banneg, 48°50'N, 4°30'O
SA 544.438	Sang	Banneg, 48°50'N, 4°30'O
SA 544.443	Sang	Banneg, 48°50'N, 4°30'O
SA 544.009	Sang	Banneg, 48°50'N, 4°30'O
SA 548.747	Sang	Biarritz, 43°30'N, 1°30'O
SA 548.528	Sang	Biarritz, 43°30'N, 1°30'O
SA 548.748	Sang	Biarritz, 43°30'N, 1°30'O
SA 548.974	Sang	Biarritz, 43°30'N, 1°30'O
P730E	Muscle	Féroé, 62°N, 7°O
SA 653.043	Sang	Corse, 41°20'N, 9°10'E
SA 653.044	Sang	Corse, 41°20'N, 9°10'E
SA 653.046	Sang	Corse, 41°20'N, 9°10'E
M18-19	Sang	Corse, 41°20'N, 9°10'E

L'ADN est extrait à l'aide du kit Easy-DNA (Invitrogen), puis la région correspondant au gène mitochondrial codant pour le cytochrome *b* est amplifiée par PCR grâce à un couple d'amorces (fig. 2). Les fragments obtenus sont purifiés sur gel avec le kit Qiaquick gel extraction (Qiagen) avant d'être séquencés avec le kit BigDye terminator cycle sequencing sur séquenceur automatique ABI PRISM-377 DNA sequencer (Perkin Elmer Applied Biosystems).

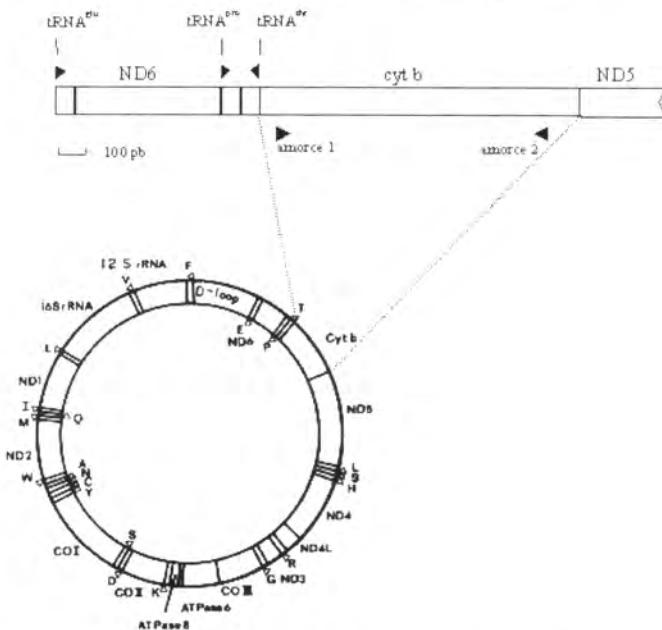


Figure 2 - Génome mitochondrial aviaire. Le gène codant pour le cytochrome *b* (cyt *b*) est montré, entre les gènes thréonine-tRNA et ND5. Les amorces 1 et 2 utilisées pour amplifier par PCR une portion du gène cytochrome *b* sont représentées par des flèches noires.

Afin d'analyser le polymorphisme de séquence du gène mitochondrial du cytochrome *b*, nous avons purifié par amplification génique (PCR), grâce à des amores nucléotidiques spécifiques, une portion de 970 pb correspondant à la presque-totalité de ce gène (1123 pb ; fig. 2). L'amplification a été réalisée sur l'ADN total de différents oiseaux d'Atlantique et de Méditerranée. Chaque fragment obtenu a été séquencé sur séquenceur automatique.

Résultats

Le tableau 2 présente tous les sites polymorphes trouvés sur ces 970 pb du gène du cytochrome *b* de l'ADN mt. On note neuf sites polymorphes sur les 970 positions analysées, dus uniquement à des substitutions de bases. Les quinze océanites tempêtes analysées sont regroupées en quatre haplotypes. L'haplotype 1 est trouvé chez neuf des océanites tempêtes atlantiques sur les onze oiseaux atlantiques analysés. Les deux haplotypes 2 et 3 sont caractérisés par une seule substitution de base par rapport à l'haplotype 1. Ces deux haplotypes sont, pour chacun d'entre eux, trouvés chez un seul oiseau atlantique : un oiseau de Biarritz, originaire de l'îlot du Bouccalot, et un oiseau séquencé précédemment par Nunn & Stanley (1998), provenant des îles Féroé, archipel du nord de l'Europe qui est le site majeur pour la reproduction des océanites tempête. L'haplotype 4 est, lui, différent de l'haplotype 1 en sept positions et est présent chez tous les oiseaux corses analysés.

Tableau 2 - Sites polymorphes dans le gène mitochondrial du cytochrome *b* des individus analysés.

		117	126	165	282	288	744	771	822	837	
Atlantique	Lorient	C	C	C	T	T	A	C	A	A	
	Banneg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	haplotype 1
	Biarritz (3 sur 4)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Biarritz (1 sur 4)	-	-	-	-	-	G	-	-	-	haplotype 2
	Féroé (Nunn & Stanley, 1998)	-	-	-	-	A	-	-	-	-	haplotype 3
Méditerranée	Corse	T	T	T	C	-	A	G	G	-	haplotype 4

Discussion et conclusion

On note donc *a priori* une différence nette entre les deux métapopulations atlantique et méditerranéenne, confirmant ainsi les études morphologiques effectuées par Hémery & d'Elbée (1985) sur la taille et la forme du bec. Il est possible d'évaluer l'isolement génétique à environ 200 000 ans. Ce résultat correspond, sur le plan taxonomique, au niveau minimum de la sous-espèce.

Nos résultats montrent d'ores et déjà une hétérogénéité de la métapopulation atlantique. La population de Banneg semble homogène. En revanche,

celle de Biarritz est hétérogène puisque l'on note un singleton sur les quatre individus étudiés. Un échantillonnage plus large est nécessaire pour estimer plus précisément le niveau d'hétérogénéité. Enfin, sur les îles Fé-roé, le seul individu analysé est différent de l'échantillonnage fait sur le reste de l'Atlantique. D'autres oiseaux du nord de l'Europe doivent ainsi être analysés.

En ce qui concerne la métapopulation méditerranéenne, un seul site géographique a été étudié. Nous nous attachons à analyser d'autres populations méditerranéennes pour confirmer ou non l'homogénéité de cette métapopulation.

Ces résultats intéressants ne représentent qu'une analyse exploratoire. Une collection plus étendue d'échantillons tant en nombre qu'en sites géographiques est nécessaire pour une étude complète. Néanmoins, il faut noter que l'échantillonnage est rendu difficile du fait même de l'écologie de cet oiseau. De plus, nous poursuivons l'analyse du gène du cytochrome *b*, mais nous l'étendons dorénavant à la région de contrôle de l'ADNmt.

Enfin, cette étude s'inscrit dans un programme large où nous cherchons, par l'analyse de la biodiversité au niveau moléculaire, à déterminer la structuration génétique des populations d'océanites tempête. Nous nous intéressons notamment à l'impact des pollutions chimiques sur cette structuration ; c'est pourquoi nos recherches s'engagent également sur l'étude de séquences nucléaires, en particulier les séquences satellites hypervariables ou les gènes des protéines impliquées dans la toxicité de certains polluants.

Références bibliographiques

- Austin J.J., 1996. Molecular phylogenetics of *Puffinus* shearwaters: preliminary evidence from mitochondrial cytochrome *b* gene sequences. Mol. Phylogenet. Evol., 6, 77-88.
- Avise J.C., 1989. Gene trees and organismal histories: a phylogenetic approach to population biology. Evolution, 43, 1192-1208.
- Brown W.M., George M., Wilson A.C., 1979. Rapid evolution of animal mitochondrial DNA. Proc. Natl. Acad. Sci., 76, 1967-1971.
- Hémery G., Elbée É. (d'), 1985. Discrimination morphologique des populations atlantique et méditerranéenne de pétrel tempête *Hydrobates pelagicus*. In: Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse. Ann. CROP, 2, 63-67.
- Hémery G., 1991. Pétrel tempête, *Hydrobates pelagicus*. In: Atlas des oiseaux de France en hiver. Yeatman-Berthelot & Jarry, Société ornithologique de France (éd.), 60-61.

- Hémery G., 1994. Océanite tempête, *Hydrobates pelagicus*. In: Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France (1985-1989). Ycatman-Berthelot D. & Jarry G. Société ornithologique de France (éd.), 76-77.
- Hillis D.M., Moritz C. (eds), 1990. Molecular systematics. Sinauer Associates Inc., Sunderland, 588 p.
- Mundy N.I., Winzell C.S., Woodruff D.S., 1997. Genetic differences between the endangered San Clemente Island loggerhead shrike *Lanius ludovicianus mearnsi* and two neighbouring subspecies demonstrated by mtDNA control region and cytochrome *b* sequence variation. Mol. Ecol., 6, 29-37.
- Nunn G.B., Cooper J., Jouventin P., Robertson C.J.R., Robertson G.G., 1996. Evolutionary relationships among extant albatrosses (Procellariiformes: Diomedeidae) established from complete cytochrome *b* gene sequences. The Auk, 113, 784-801.
- Nunn G.B., Stanley S.E., 1998. Body size effects and rates of cytochrome *b* evolution in tube-nosed seabirds. Mol. Biol. Evol., 15, 1360-1371.
- Questiau S., Eybert M.-C., Gaginskaya A.R., Gielly L., Taberlet P., 1998. Recent divergence between two morphologically differentiated subspecies of bluethroat (Aves: Muscicapidae: *Luscinia svecica*) inferred from mitochondrial DNA sequence variation. Mol. Ecol., 7, 239-245.
- Wenink P.W., Baker A.J., Tilanus M.G.J., 1993. Hypervariable-control-region sequences reveal global population structuring in a long-distance migrant shorebird, the dunlin (*Calidris alpina*). Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 90, 94-98.

Comment optimiser une stratégie d'alimentation pour un petit prédateur marin en période de reproduction ? Le cas de l'océanite tempête *Hydrobates pelagicus* (Linnaeus, 1758) (Procellariiformes : Hydrobatidae) dans le golfe de Gascogne

Jean d'Elbée⁽¹⁾, Georges Hémery⁽²⁾, Bernard Cadiou⁽³⁾

(1) Laphy, CERS/Musée de la mer, BP 89, 64202 Biarritz Cedex, France

(2) Muséum national d'histoire naturelle, centre de recherches sur la biologie des

populations d'oiseaux, station maritime, plateau de l'Atalaye, 64202 Biarritz Cedex, France

(3) Bretagne Vivante, Société pour l'étude et la protection de la nature

en Bretagne (SEPNB), 186 rue Anatole France, BP 32, 29276 Brest Cedex, France

laphy@wanadoo.fr

Résumé

Ce travail présente des résultats acquis depuis une vingtaine d'années concernant le régime alimentaire et la stratégie de prédation de l'océanite tempête *Hydrobates pelagicus* sur la partie sud de la plate-forme continentale du golfe de Gascogne durant la période de nidification estivale. L'analyse de plus de 200 contenus proventriculaires prélevés entre 1984 et 1999 sur trois sites de reproduction montre que les proies récoltées (un demi-millier) sont taxonomiquement très diversifiées et ont des affinités écologiques très variées. L'entité régionale du golfe de Gascogne semble offrir à l'espèce de nombreux sites potentiels d'alimentation s'étendant depuis l'estran littoral jusqu'à la rupture de pente continentale. La stratégie d'utilisation de ces différents sites est discutée.

Abstract

This paper presents the results of a twenty-year research on diet and predation strategy of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* of the south continental shelf of the bay of Biscay, during the nesting period. Two hundred proventriculus contents were performed in the 1984-1999 period on three nesting sites. More than half a thousand preys were collected with high taxonomical diversity and various ecological affinities. The bay of Biscay provides this predator with numerous feeding sites from the intertidal zone to the continental slope. Use strategy of these various feeding sites is discussed.

Introduction

L'océanite tempête *Hydrobates pelagicus* est la seule espèce d'Hydrobatidae nicheuse sur le littoral français. Sur la façade atlantique, les sites de nidification sont situés principalement en Bretagne (400-500 couples) et dans les Pyrénées-Atlantiques (20 couples) (Hémery, 1994 ; Cadiou & Gisom, 1999). Plusieurs colonies ont également été recensées sur la côte cantabrique espagnole.

De nombreux travaux concernant l'alimentation de cette espèce en pleine mer montrent que l'océanite tempête est essentiellement planctonophage, et que le spectre de taille des proies concerne les organismes du méso- et du macroplancton, en particulier les crustacés et les larves de poissons (Cramps & Simmons, 1978; Prince & Morgan, 1987). Les résultats présentés dans ce travail concernent l'alimentation de l'océanite tempête durant sa période estivale de reproduction, phase critique durant laquelle les adultes reviennent régulièrement à terre, la nuit, sur les sites de nidification pour assurer la survie de leur progéniture.

Matériel et méthodes

Entre 1984 et 1999, des captures nocturnes d'océanites tempête ont été réalisées en période estivale (juillet-août) sur trois sites de nidification du littoral atlantique : l'archipel de Molène (Bretagne), les îlots de Biarritz dans les Pyrénées-Atlantiques et le site de Bermeo sur la côte cantabrique basque-espagnole (fig. 1). Des filets verticaux ont été placés en fin d'après-midi autour de l'entrée des cavités où se trouvent les nids. Les oiseaux débutent leur activité nocturne de nourrissage de leurs poussins vers 23 heures, et les dernières captures se réalisent avant l'aube. La prise en main de l'oiseau et son extraction du filet suffisent à provoquer la régurgitation de son contenu proventriculaire. Sa récupération s'effectue en plaçant la tête de l'oiseau dans un flacon à large ouverture. Les régurgitats sont conservés dans l'alcool à 70 pour cent. Ainsi, les parties squelettiques calcaires des proies sont préservées.

En laboratoire, l'observation des échantillons au stéréomicroscope montre une dégradation et une fragmentation importante des organismes ingérés, ce qui rend délicate l'identification des organismes jusqu'à l'espèce. La détermination des larves de poissons et la mesure de leur taille n'ont été réalisées que sur des individus entiers ou à partir des otolithes. Dans certains cas, le nombre de globes oculaires a permis de quantifier le nombre de poissons ingérés.

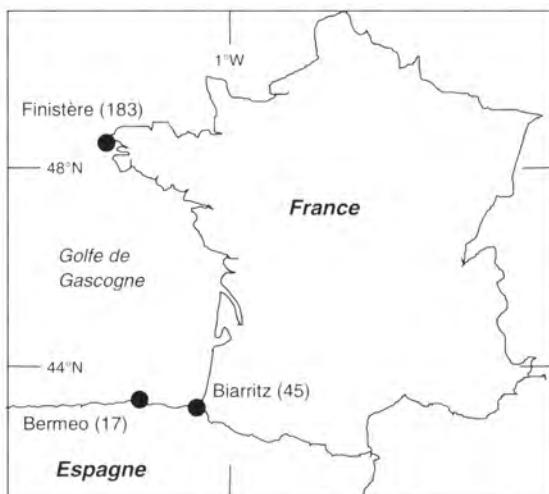


Figure 1 - Sites de nidification de l'océanite tempête dans le golfe de Gascogne ; () : nombres de régurgitats prélevés sur ces sites.

Résultats

La diversité taxonomique des proies

Entre 1984 et 1999, 245 régurgitats individuels ont pu être analysés sur l'ensemble des sites, totalisant 512 proies. Trois prélèvements collectifs de régurgitats ont permis la récolte de 74 proies supplémentaires qui ont été intégrées dans les résultats globaux. Cet important effort d'échantillonnage est nécessaire puisque 46 % des régurgitats individuels ne contenaient que de l'huile (digestion complète réalisée) et que 14 % d'entre eux ne contenaient qu'une proie. Les 43 unités taxonomiques identifiées ont été regroupées en 15 catégories faunistiques (fig. 2).

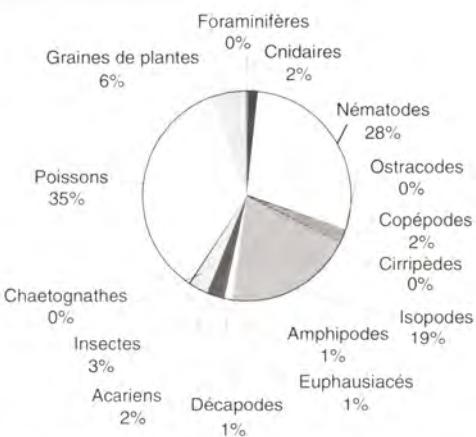


Figure 2 - Fréquences des proies ingérées par l'océanite tempête (N= 586).

Les larves de poissons représentent le tiers des effectifs totaux. Des mesures de longueur totale (LT) sur 90 individus donnent des valeurs situées entre 10 et 60 mm, avec une moyenne de $36 \pm 15,3$ millimètres. Le spectre de tailles des proies ichtyoplanctoniques est donc supérieur d'un facteur 10 à celles de tous les autres taxons prélevés. Deux autres groupes ont des effectifs élevés : des nématodes parasites musculaires de poissons (28 %) et des isopodes benthiques littoraux (19 %). On constatera donc la diversité très élevée des proies prélevées par cet oiseau.

La diversité écologique des proies

Les taxons ont été regroupés en six catégories écologiques sur un diagramme schématisant les différentes zones d'alimentation potentielles du golfe de Gascogne, depuis l'estran littoral jusqu'au talus continental (fig. 3). Du large vers la côte, l'océanite tempête prélève :

- du zooplancton océanique, constitué d'espèces du talus continental ;
- des espèces neustoniques, d'interface air-eau, régulièrement échantillonées par l'oiseau ;
- des espèces à large spectre de distribution couvrant l'ensemble du plateau continental ;
- des espèces côtières incluant des éléments méroplanctoniques ainsi que des larves de poissons benthiques ;
- des éléments benthiques littoraux représentés surtout par des crustacés isopodes ;
- enfin, des espèces aériennes, intertidales, constituées surtout par des insectes, des acariens et des graines de plantes.

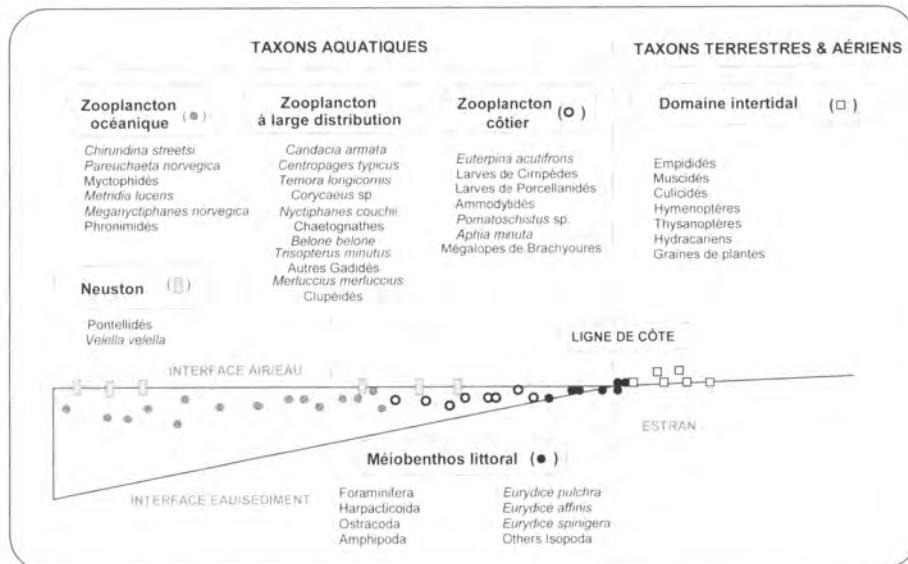


Figure 3 - Distribution écologique des proies récoltées par l'océanite tempête dans le secteur sud du golfe de Gascogne.

Par ailleurs, une ACP normée sur le tableau des effectifs (133 variables échantillons x 41 variables taxons) a montré que les taxons fortement corrélés aux axes ont des affinités écologiques très diverses, d'où une absence de signification écologique des facteurs reconstitués.

La fréquence de ces différentes catégories de proies dans les régurgitats revêt plusieurs modalités : dans tous les cas, la proportion de proies du large est toujours moindre que celle des proies côtières, qu'elles soient benthiques ou planctoniques (fig. 4). Par contre, la plupart des proies ont des fréquences très différentes en fonction des sites de nidification. Ainsi, les régurgitats en provenance de Biarritz et de Bermeo contiennent de fortes proportions de zooplancton côtier, contrairement à ceux de Bretagne où le benthos littoral et les éléments non aquatiques intertidaux sont plus fortement représentés. Seules les espèces zooplanctoniques à large distribution sur le plateau continental ont la même fréquence sur les différents sites de nidification.

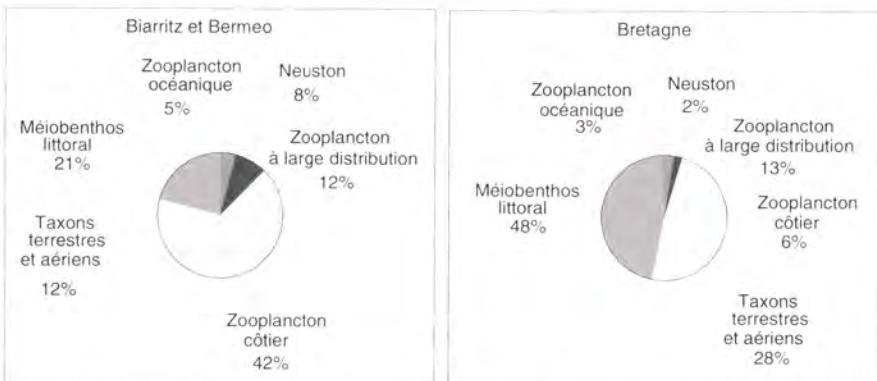


Figure 4 : Proportion des catégories de proies selon les sites de nidification de l'océanite tempête.

Discussion et conclusion

L'analyse des régurgitats montre que l'océanite tempête ingère une très grande variété de proies. Trente pour cent d'entre elles sont des larves de poissons qui, vu leur spectre dimensionnel, constituent l'essentiel de la biomasse ingérée. La non-signification écologique des facteurs reconstitués issue de l'ACP du tableau de données des régurgitats par espèces est le résultat d'un mélange d'espèces proies à affinités écologiques variées dans les régurgitats. Leur contenu s'explique par une stratégie de préation de type opportuniste. Durant son déplacement nocturne vers le nid, l'oiseau exploite les différents sites potentiels d'alimentation traversés tour à tour, depuis les zones profondes éloignées des côtes (talus continental, fosse de Capbreton), où il stationne préférentiellement durant la journée, jusqu'en zone littorale, où la préation nocturne continue de s'exercer sur le benthos intertidal et la microfaune aérienne de l'estran, avant le retour au nid.

L'existence d'une alimentation littorale chez les Hydrobatidae, considérée comme exceptionnelle il y a seulement quelques années (Bijdragen, 1990), s'est confirmée progressivement en montrant qu'elle s'intègre dans une stratégie d'utilisation du milieu marin optimisant le budget énergie-temps des individus (d'Elbée, 1992; d'Elbée & Hémery, 1998). Les résultats présentés ici portant sur un nombre quatre fois plus important de régurgitats (et de proies), tout en confirmant l'importance de la prédatation littorale chez ces oiseaux, et montrent qu'elle s'exerce selon des modalités différentes selon les sites de nidification. La forte prédatation sur le zooplankton littoral sur les sites biarrots (42 % des proies) pourrait s'expliquer par la faible proportion de longueur de trait de côte par rapport à l'interface air-océan autour des sites de nidification. Au contraire, les sites bretons sont de véritables archipels d'îlots rocheux offrant un kilométrage de milieux intertidaux et d'estran beaucoup plus important, siège d'une forte prédatation par les oiseaux (76 % des proies).

C'est donc, à l'échelle du golfe de Gascogne, l'ensemble des sites d'alimentation potentiels qui sont exploités par l'océanite tempête ; il semble être à ce titre un bon modèle indicateur de la qualité biologique de ces différents écosystèmes.

Remerciements

Nous voudrions ici remercier vivement tous ceux qui nous ont aidé à la réalisation du travail sur le terrain depuis de nombreuses années : Joël Bried (CNRS, Chizé), Élie d'Elbée (CRBPO, Biarritz), MM. les lieutenants Garcia et Lagrabe (centre de secours d'Anglet), Jean-Claude Vignes (Inra, St-Pée-sur-Nivelle), Frank d'Amico, Yann Lalanne et Nicole Hémery (université de Pau et des Pays de l'Adour).

Références bibliographiques

- Bijdragen K., 1990. Stormvogeltjes *Hydrobates pelagicus* fouragerend in een haven - Storm Petrel foraging in an harbour. *Sula*, 4(3), 99-100.
- Cadiou B., Gisom, 1999. Quatrième recensement national des colonies d'oiseaux marins reproducteurs en France métropolitaine. 1^{re} synthèse : bilan 1997-1998. Gisom-Mate, DNP, 44 p.
- Cramps S., Simmons K.E.L., 1978. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North America. The birds of western Palearctic. Oxford University Press, vol. 1, 722 p.
- Elbée J. (d'), 1992. Régime et comportement alimentaires chez le pétrel tempête *Hydrobates pelagicus*. Résumé des communications. GIS oiseaux marins, Brest, 40 p.

- Elbée J. (d'), Hémery G., 1998. Diet and foraging behaviour of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* in the bay of Biscay during summer. *Ardea*, 86(1), 1-10.
- Hémery G., 1994. Océanite tempête. In: Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France (1985-1989). Yeatman-Berthelot D. & Jarry G. Société ornithologique de France (éd.), 76-77.
- Prince P.A., Morgan R.A., 1987. Diet and feeding ecology of Procellariiformes. In: Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems. Croxall J.P. (ed.), Cambridge University Press, 135-71.

Chapitre IV

Le milieu marin : halieutique

Links between demersal species distribution pattern and hydrographic structures in the bay of Biscay and Celtic Sea

Francisco Sánchez⁽¹⁾, Julio Gil⁽¹⁾, Ricardo Sánchez⁽¹⁾,
Jean-Claude Mahé⁽²⁾, Philippe Moguedet⁽³⁾

(1) Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España

(2) Ifremer Lorient, 8 rue François Toullec, 56100 Lorient, France

(3) Ifremer La Rochelle, BP 7, 17137 L'Houmeau, France

f.sánchez@st.ieo.es

Abstract

Demersal species distributions were studied in relation to the dynamics and water masses patterns in the bay of Biscay and Celtic Sea. Well-defined mesoscale cyclonic-anticyclonic patterns and their links with the hake recruitment distribution are described. In addition, the characteristics of bottom water masses have been examined in relation with the distribution of two species of megrim.

Introduction

The SESITS (Southwestern European shelf international trawl surveys) project, with financial contribution of the European Commission, provided the co-ordination and standardization of the methodology of the bottom trawl surveys carried out by the research institutes Ifremer, IEO and Ipimar. The standard abundance indices of target species were estimated from conversion coefficients obtained by means of gear calibration experiments. Also, the simultaneous hydrographic data record in the area made it possible to study the effect on species distribution.

In the SESITS area, the distribution of water masses over the continental shelf is driven by the Poleward Current, continental freshwater discharges and meteorological conditions. Thus, the various combinations of these varying situations cause different distributions of water masses in autumn. Basically, three distinct situations are possible in the Cantabrian Sea:

- shelf region invaded by waters that are warmer and lighter than those occupying the shelf break;
- cold waters nearby the coastal region shaping a well-defined front between these and warmer shelf-break waters and an intense mesoscale activity;
- wide upwelling discontinuously occupying large portions of the shelf area, leaving mesoscale anticyclonic eddies to whirl around and drift far from the shelf break.

Over the French shelf, between Capbreton and the coasts of Brittany, the state of water masses is directly related to tidal action, wind effect and freshwater supplies. Lastly, over the Celtic Sea area, the surface salinity pattern is mainly driven by the budget between rainfall-evaporation and the incoming fluxes.

Material and methods

During the autumn (from September to November) of 1997 and 1998, two series of bottom trawl surveys were conducted. In both years, the European Atlantic shelf from Southern Ireland to the North of Portugal was sampled. All the area was stratified according to geographical sectors and depth strata (ICES, 1999; SESITS, 2000). In the French area the surveys were conducted with the R/V "Thalassa" using the GOV trawl gear. A total of 130 and 126 valid hauls were carried out in the 1997 and 1998 surveys respectively. In the Spanish area, the surveys were performed with the R/V "Cornide de Saavedra" using the baka trawl gear. A total of 116 and 114 valid hauls during the 1997 and 1998 surveys were respectively performed. The indices obtained from Thalassa-GOV were transformed into Cornide-Baka indices using conversion coefficients obtained from overlapping experiments (ICES, 1999).

The hydrographical observations were performed over 309 and 429 CTD stations each year respectively, paired to the majority of the fishing hauls over the shelf and some extra-stations in cross-slope radial profiles. An objective analysis technique, as described by Gil (1995), was applied to construct the total field of temperature, salinity and dynamic topography at different depths.

Results

In the studied area two species of megrims, the four-spot megrim (*Lepidoblennius boscii*) and the megrim (*L. whiffagonis*), cohabited. The four-spot megrim shows a preference for southern regions while the megrim is mainly associated to northern waters being the bay of Biscay, and particularly the Cantabrian Sea, the overlapping area of the distribution of both species. Megrim was more abundant in the Celtic Sea, where bottom temperatures were driven by the cold cyclones over the shelf, whereas the four-spot megrim was more abundant in the Cantabrian Sea, associated with the occurrence of warmer temperatures. In the Celtic Sea, the bottom temperature distribution pattern appears reversed. Temperature is lower in the shallower regions of the Celtic Sea than in areas situated near the shelf break. This particular thermohaline distribution has driven the four-spot megrim location in this northern area (fig. 1).

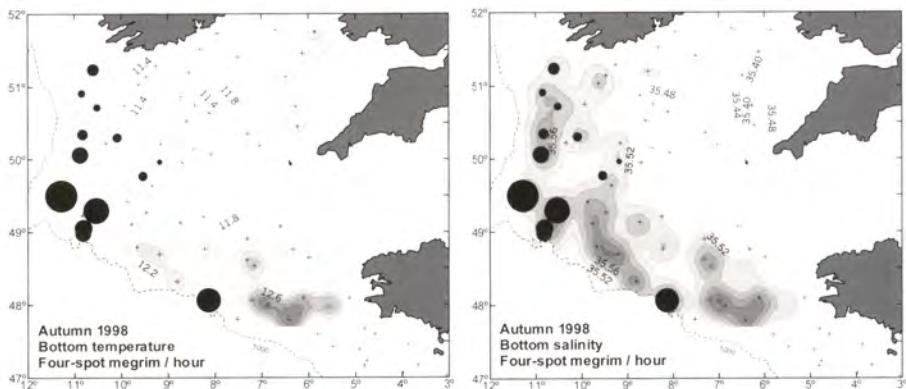


Figure 1 - Bottom temperature and salinity in the Celtic Sea in relation with the four-spot megrim (*L. boscii*) distribution (size of black circles proportional to the abundance) during the 1998 SESITS survey.

Both species of megrims disappear at the mouth of the most important rivers, probably due to the occurrence of continental run-off. The most abundant species in the French area of the bay of Biscay is *L. whiffagonis*, but its distribution seems to be restricted to the external shelf. This is due to the influence of the continental discharge from Loire and Gironde estuaries, detected by low salinity values in figure 2, that acts mainly by modifying the composition of the bottom which megrim depends on to feed and which becomes more appropriate for other flatfish, like *Dicologoglossa cuneata*, adapted to estuarine conditions.

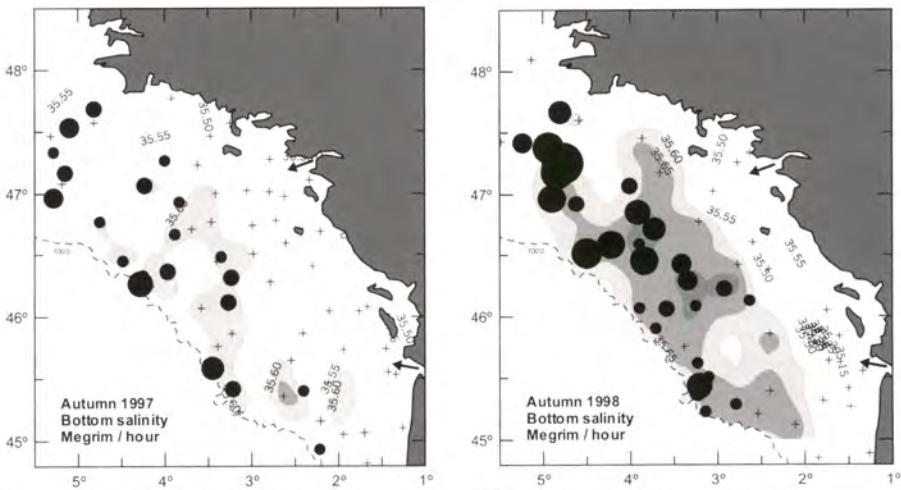


Figure 2 - Bottom salinity in the Grande Vasière area in relation with the megrim (*L. whiffagonis*) distribution (size of black circles proportional to the abundance) during the 1997 and 1998 SESITS surveys.

Only age group 0 hake is linked with this environmental scenario. Hake recruitment processes in the area lead to well-defined patches of juveniles, which were found in localised areas of the continental shelf. In the Cantabrian Sea, these concentrations vary in density according to the strength of the year class, although they remain relatively stable in size and spatial location (Sánchez & Gil, 2000). The size and location of the patches found during the SESITS surveys (SESITS, 2000) show that the bay of Biscay appears to be the main nursery area for European hake. In 1997, the level of recruitment obtained in the French bay of Biscay, Cantabrian Sea and Galician waters was higher than in 1998, the contrary being observed in the Celtic Sea. Areas of high concentration of hake recruits were located at depths between 80 to 200 m and over predominantly muddy bottoms. However, the aggregation patterns were different on both sides of the bay of Biscay and in the Celtic Sea. The Spanish patches (Cantabrian Sea and Galicia) were smaller and denser than the French ones and the low recruitment during 1998 was located in the same areas but with low density.

In the Cantabrian Sea, the hydrographic results show that the situation of the hake recruits coincides with the presence of mesoscale anticyclonic structures. This situation may be explained by ichthyoplankton retention within the gyres, and subsequent transport of larvae and pre-recruits from the spawning areas towards these nurseries. The differences between 1997 and 1998 appeared concerning upwelling strength and mesoscale activity (fig. 3). In 1997, the dynamic pattern was formed by a three-striped pattern of: (a) cold upwelling cyclonic nuclei along the continental shelf; (b) warm mesoscale off-shelf anticyclones; and (c) colder and homogeneous off-slope oceanic waters. In 1998, it was configured by: (a) well-stratified, warm and low salinity waters; and (b) colder and homogeneous oceanic waters; both (a) and (b) with minor mesoscale features. Therefore, we suppose that the intense mesoscale activity and upwelling in 1997 were the cause of the good recruitment found in the Cantabrian Sea. On the contrary, the absence of this hydrographic phenomenon could be the reason for the failure of the 1998 recruitment.

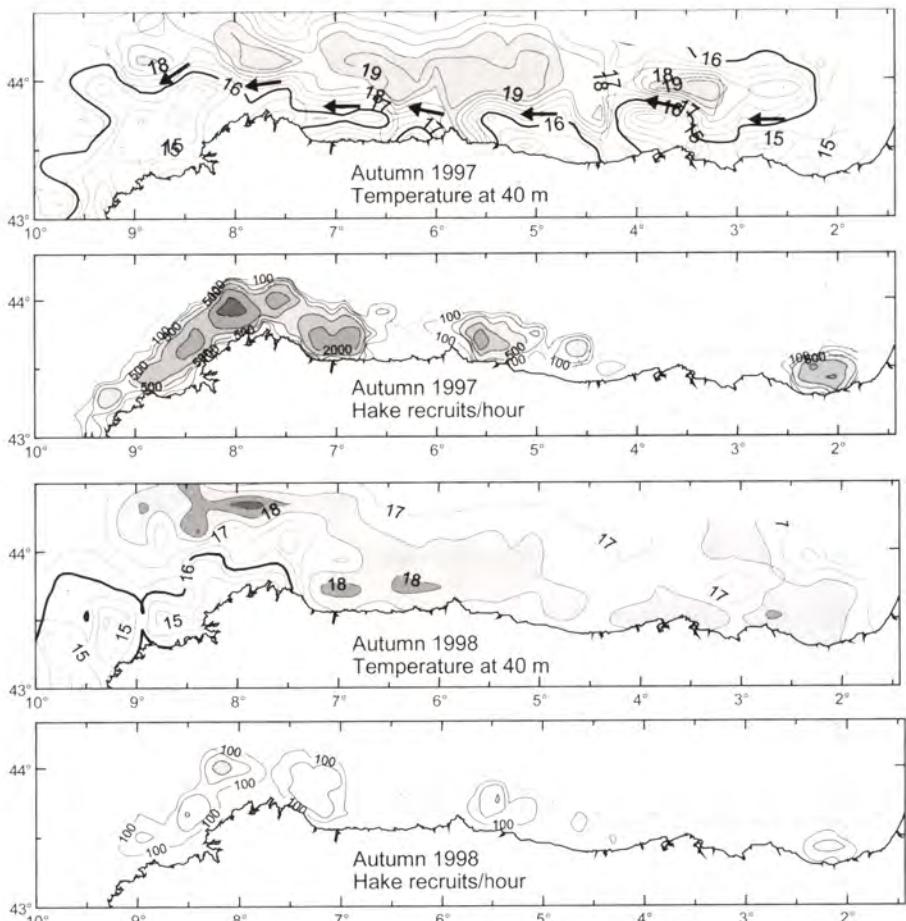


Figure 3 - Temperature at 40 m in the Cantabrian Sea in relation with the hake recruits (age 0 class) distribution during the 1997 and 1998 SESITS surveys.

On the French and Celtic shelves, the location of the patches responds to mesoscale features also, in this case cold cyclonic structures. However, the size of the patches was macroscalar. This may be due to enrichment tidal mixing processes. Over the Grande Vasière area (bay of Biscay) are coming fluxes from the North (cold waters) and warm and fresh waters from river discharges. The subsequent readjustment within the shelf waters drives to an equilibrium in which the cold waters become cyclonic eddies and the warm and fresh waters become anticyclonic rings. Both of them have ichyoplankton retention characteristics, and a subsequent transport of larvae and pre-recruits. This is observed during the 1997 survey when anticyclonic and cyclonic structures appeared at 50 m over the Grande Vasière area (fig. 4a). At the 80 m layer, the warm and anticyclonic waters disappeared and a close and cold area was observed (12.6 isotherm in figure 4b). The good recruitment in the area, that year, was located on the bottom under this cyclonic structure.

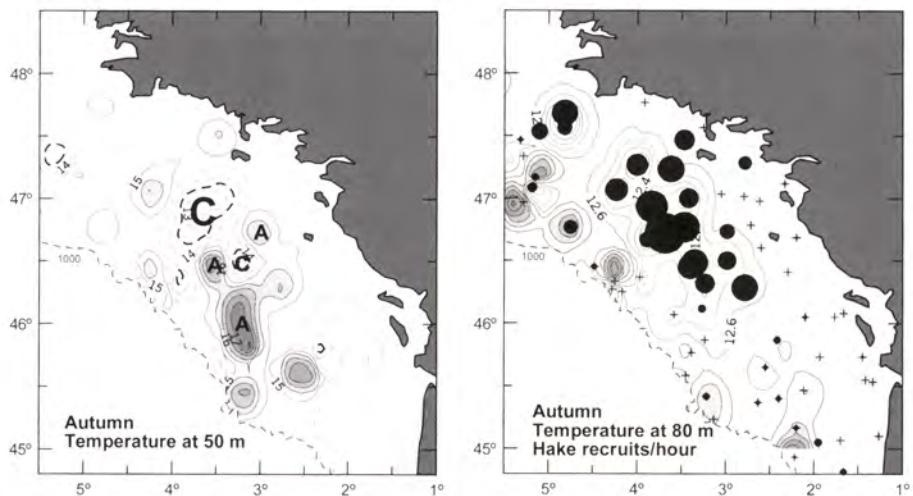


Figure 4 - Temperature (50 and 80 m layers) in the Grande Vasière area in relation with the hake recruits (age 0 class) distribution (size of black circles proportional to the abundance) during the 1997 SESITS survey.
C : cyclonic structure and A : anticyclonic structure.

In the Celtic Sea, during the 1997 survey, the thermohaline pattern at 50 m shows a small and weak cold cyclonic area with a low salinity and a low frontal activity (fig. 5a). On the contrary, in 1998, the 50 m thermohaline pattern shows a well-developed cyclonic structure which performed an intense front with the warmer exterior shelf break waters (fig. 5b). The consequence of this different hydrographic situation in those years was the location of the 1997 poor recruitment only under the small cyclonic structure and the 1998 situation that could explain the bigger size of recruit aggregations.

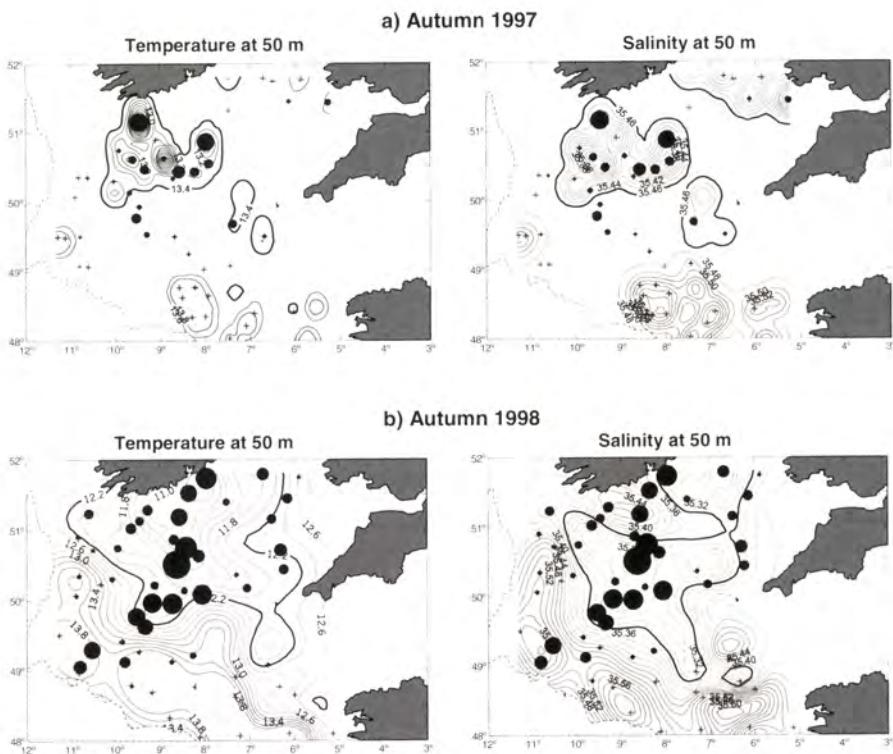


Figure 5 · Temperature and salinity at 50 m in the Celtic Sea in relation with the hake recruits (age 0 class) distribution (size of black circles proportional to the abundance) during the 1997 (a) and 1998 (b) SEISITS surveys.

Conclusion

Bottom features like depth, type of sediments, etc., and global latitudinal changes in water temperature do not explain by themselves the abundance and distribution of benthic and demersal species.

The existence of hydrographic anomalies in some areas condition the presence of the species, producing a distribution in patches.

The thermohaline characteristics of the waters close to the bottom do not always correspond to those of the sub-surface waters (40-80 m).

The continental waters influence on the French shelf of the bay of Biscay favours the presence of species that are absent in the surrounding waters (e.g. *Dicologoglossa cuneata*) and diminishes the abundance of other species like megrims.

The inversion of the depth-temperature pattern in the Celtic Sea induces the presence of four-spot megrim only in the shelf external waters. Species whose recruitments are highly dependent on drift larval processes, such as hake, show strong links with hydrographic structures of retention and transport, whether they have cyclonic (cold and fresh) or anticyclonic (warm and saltier) characteristics in relation to the general pattern of the surrounding waters.

Hake recruitment processes in the patches of Celtic Sea and Grande Vârière are determined by the larval retention in cyclonic eddies while the Cantabrian Sea and Galician patches depend on larval transport towards the west in anticyclonic eddies.

Bibliographic references

- Gil J., 1995. Inestabilidades, fenómenos de mesoscala y movimiento vertical a lo largo del borde sur del golfo de Vizcaya. Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 11(2), 141-159.
- ICES, 1999. Report of the International Bottom Trawl Survey Working Group. ICES CM 1999/D, 2, 86 p.
- Sánchez F., Gil J., 2000. Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in southern bay of Biscay. ICES J. Mar. Sci., 57, 152-170.
- SESTRIS, 2000. Evaluation of demersal resources of Southwestern Europe from standardized groundfish surveys. Final report to the Commission of European Communities, 195 p.

Dynamique des peuplements de poissons démersaux et impact de la pêche dans le golfe de Gascogne : voies d'analyse

Fabian Blanchard, Jean Boucher

Ifremer Brest, Drv/rh, BP 70, 29280 Plouzané, France
fblancha@ifremer.fr

Résumé

La dynamique des peuplements de poissons démersaux du golfe de Gascogne est analysée à partir des indices de diversité spécifique et de la variabilité temporelle de biomasse. La structure de diversité est caractérisée par une forte dominance de quelques espèces dans tout le golfe. Les variations annuelles de biomasse des espèces sont plus fortes que les variations de la biomasse totale. Outre l'effet de compensations aléatoires, ceci indique qu'il existe des compensations entre espèces qui seraient dues à des interactions biotiques. Les enseignements sur la dynamique des peuplements de poissons démersaux exploités obtenus à partir de ces analyses sont discutés.

Abstract

The dynamics of the demersal fish community in the bay of Biscay is investigated by analysing species diversity and biomass variability. A strong dominance of a few species in the whole bay of Biscay is the main pattern of species diversity. The species biomass shows greater annual variations than the total biomass. Apart from the averaging effect, this is usually interpreted as evidence of compensations between species because of energy limitation at the system level. Conclusions about the interest of this approach to address community dynamics and fishing impact are brought.

Introduction

Des auteurs analysent la dynamique des peuplements de poissons démersaux, intégrant l'effet de la pêche. Différentes approches sont utilisées dans ce but : indices de diversité, modélisation, spectre multisécifique de taille, variabilité temporelle de biomasse (Greenstreet & Hall, 1996 ; Rice & Gislason, 1996 ; Duplisea *et al.*, 1997).

La dynamique du peuplement de poissons démersaux du golfe de Gascogne est étudiée selon deux approches à partir de données issues de campagnes scientifiques réalisées de 1987 à 1995. L'analyse de la structure de diversité spécifique constitue la première approche. En effet, cette structure de diversité est issue d'une dynamique particulière. L'analyse de la variabilité de biomasse totale et par espèce constitue la seconde approche.

Les espèces peuvent être contraintes par la capacité d'accueil du milieu qui induit des relations entre elles et régule leur dynamique. Dans ce cas, les compensations entre espèces peuvent se traduire par une faible variabilité de biomasse totale comparée à la variabilité des espèces.

Matériel et méthodes

Les données utilisées sont issues de campagnes scientifiques de chalutage de fond (Evhoe) menées par l'Ifremer dans le golfe de Gascogne entre 1987 et 1995.

La structure de diversité dépend pour partie du type de dynamique à l'œuvre dans le peuplement, telles les perturbations ou les interactions entre espèces (Huston, 1994). Les variations de la diversité et de la biomasse sont analysées pour trois assemblages d'espèces définis selon les travaux de Poulard & Boucher (1997) : côte (0-50 m), plateau (50-150 m) et pente continentale (profondeur supérieure à 150 m). Les indices de diversité de Hill (1973), N1 et N2, sont choisis :

$$N1 = \exp \left(-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \right) \quad N2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

avec p_i proportion de l'espèce i en abondance et S le nombre d'espèces dans l'échantillon. Les modèles classiques d'accumulation d'espèces (Lande, 1996) sont ajustés pour s'affranchir de l'effet de l'effort d'échantillonnage. Afin de dissocier l'effet du nombre d'espèces et celui de leur abondance relative dans les variations de N1, un abaque est construit : N1 s'exprime aussi sous la forme suivante :

$$N1 = \exp (J' \ln S)$$

avec J' , indice de Pielou (1975) exprimant la régularité de distribution des individus en espèces. La régularité J' est calculée pour toute valeur de N1 et S. N1 est représenté en ordonnée, S en abscisse et J' sous forme d'isopléthes. Pour comparer les indices de diversité, le test-t et le test de Tukey sont utilisés par plusieurs auteurs (Iglesias, 1981 ; Greenstreet & Hall, 1996 ; Ungaro *et al.*, 1998). Ici, les différences entre années et entre assemblages sont testées par analyse de variance à deux critères de classification des indices N1 et N2.

Duplisea *et al.* (1997) ont montré que la variabilité temporelle de la biomasse totale de poissons démersaux est plus faible que la variabilité de biomasse par espèce sur le plateau de la Nouvelle-Écosse. Ceci serait dû aux interactions entre espèces. Le coefficient de variation temporelle de la biomasse totale de poissons démersaux (CV_t) est comparé au coefficient de variation des espèces (CV_i) dans chacun des trois assemblages :

$CV = (100\sigma)/\bar{x}$, avec σ , l'écart type et \bar{x} , la biomasse moyenne. La biomasse totale est estimée par la somme des biomasses des espèces échantillonnées au cours d'une campagne, divisée par la surface chalutée pour chacun des trois assemblages.

Résultats

Analyse de la structure de diversité

Les valeurs de N1 et S sont simulées à partir des modèles d'accumulation d'espèces pour un « 10 traits » de chalut dans chaque assemblage et pour chaque année (fig. 1). Selon l'analyse de variance à deux critères de N1 et N2, les différences entre années et entre assemblages ne sont pas significatives (tab.).

Analyse de variance à deux critères de N1 et N2, années et assemblages d'espèces (zones).

	N1			N2		
	v	F	P	v	F	P
Année	6	0,75	0,62	6	0,77	0,61
Zone	2	0,49	0,62	2	2,82	0,11

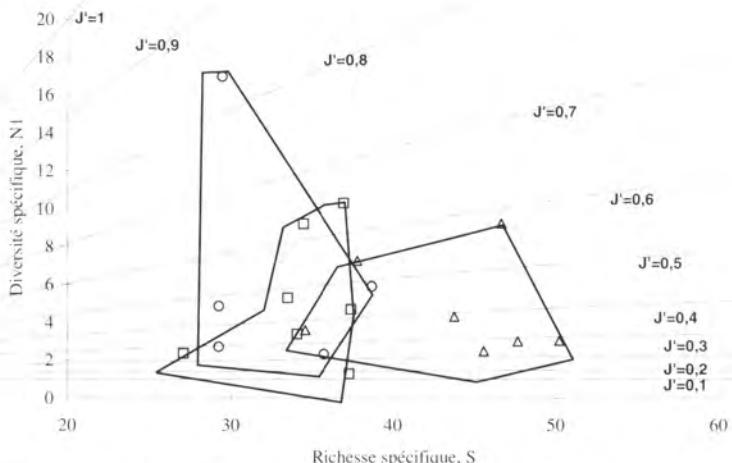


Figure 1 - Relation entre N1, S et J' dans le golfe de Gascogne. Les isoplèthes de valeurs de J' sont reportées par pas de 0,1 (trait plein et fin). Valeurs annuelles pour l'assemblage d'espèces, Δ : de la côte; \square : du plateau; \circ : de la pente continentale. Les valeurs sont regroupées par assemblage (trait gras continu).

Analyse de la variabilité de la biomasse totale et par espèce

Le coefficient de variation CVt de la biomasse totale est, respectivement dans les assemblages de la côte, du plateau et de la pente, de 33 %, 35 % et 43 pour cent. Le coefficient de variation CVi par espèce varie de 27 à 192 pour cent. Quatre-vingt douze pour cent des espèces ont un coefficient CVi plus fort que celui de la biomasse totale (fig. 2).

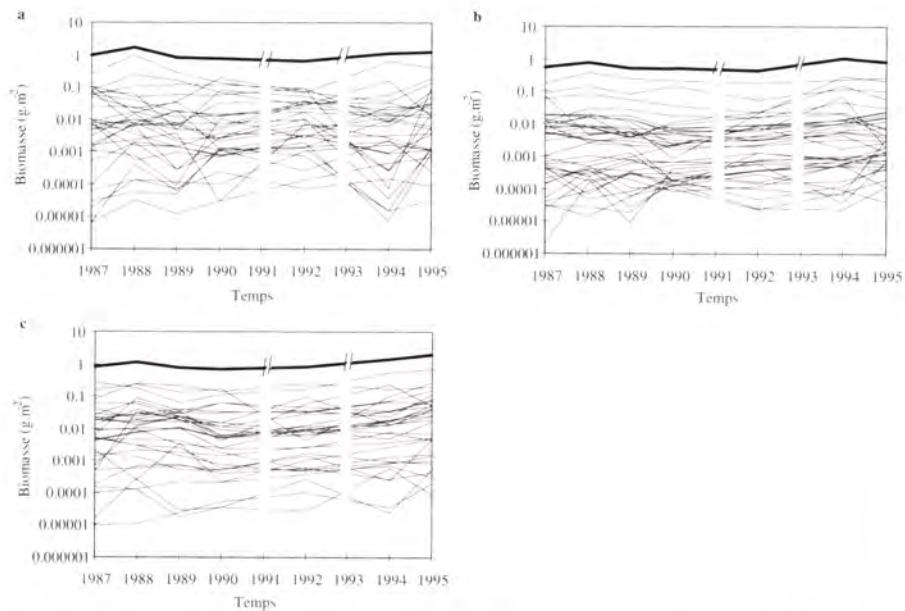


Figure 2 . Variations temporelles de la biomasse totale de poissons démersaux (trait gras) en g.m⁻² et de la biomasse par espèce (traits fins) dans les trois assemblages du golfe de Gascogne. a : assemblage côtier ; b : assemblage du plateau ; c : assemblage de la pente.

Discussion

Des grandes caractéristiques de la diversité apparaissent. Il n'y a pas de différences entre les assemblages. Une même dynamique régulerait donc les assemblages selon cette approche. La variabilité de la biomasse totale est plus faible que celle de la biomasse des espèces. L'effet statistique et les interactions entre espèces expliquent cette observation (Tilman, 2000).

Huston (1994) donne une interprétation de la structure de diversité par une approche comparative, selon la dynamique des peuplements. C'est en comparant, soit plusieurs peuplements de diversité différente, les uns par rapport aux autres, soit un même peuplement pendant une période d'évolution significative, que la dynamique peut être interprétée. Dans le cas du golfe de Gascogne, aucune différence de diversité n'étant observée, il est possible de conclure qu'une même dynamique régule l'ensemble du peuplement, mais sans que l'on puisse définir la nature des processus dominants dans cette dynamique. En revanche, l'analyse de la variabilité de la biomasse totale en regard de celle de la biomasse par espèce permet de mettre en évidence le rôle des interactions biotiques comme processus régulant la dynamique.

Conclusion

À l'échelle d'une décennie, dans le golfe de Gascogne, la diversité ne varie pas. La réponse du peuplement à l'impact de la pêche est probablement déjà intégrée. C'est à une échelle géographique plus vaste et à une échelle temporelle plus grande qu'il faut donc rechercher un impact de la pêche à l'aide des indicateurs de diversité spécifique. La variabilité temporelle de la biomasse totale pourrait être un indicateur du rôle des interactions entre espèces dans la dynamique des peuplements. Or, selon l'hypothèse de Levine (1976), une prédation continue (la pêche peut être considérée comme une prédation continue) pourrait altérer l'intensité des interactions de compétition. Une comparaison de la variabilité de la biomasse totale entre peuplements où le niveau d'exploitation est différent, ou au sein d'un même peuplement avec des séries historiques, permettrait d'analyser l'impact de l'exploitation sur la dynamique des peuplements.

Références bibliographiques

- Duplisea D.E., Kerr S.R., Dickie L.M., 1997. Demersal fish biomass size spectra on the Scotian shelf, Canada: species replacement at the shelf-wide scale. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 1725-1735.
- Greenstreet S.P.R., Hall S.J., 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *J. Animal Ecol.*, 65, 577-598.
- Hill M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427-432.
- Huston M.A., 1994. Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, 681 p.
- Iglesias J., 1981. Spatial and temporal changes in the demersal fish community of the ria de Arosa (NW Spain). *Mar. Biol.*, 65, 199-208.
- Lande R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.
- Levine S.H., 1976. Competitive interactions in ecosystems. *Amer. Naturalist*, 110, 903-910.
- Pielou E.C., 1975. Ecological diversity. Wiley Interscience, New York.
- Poulard J.C., Boucher J., 1997. Spatial distribution of species assemblages in the Celtic Sea and the bay of Biscay. Working document, ICES working group on ecosystem effects of fishing, Copenhagen, 17 p.

- Rice J., Gislason H., 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. ICES J. Mar. Sci., 53, 1214-1225.
- Tilman D., 2000. Overview: causes, consequences and ethics of biodiversity. Nature, 405, 208-216.
- Ungaro N., Marano G., Marsan R., 1998. Demersal fish assemblage biodiversity as an index of fishery resources exploitation. Ital. J. Zool., 65, 511-516.

Cantabrian Sea ecosystem model and fishery resources management

Francisco Sánchez, Ignacio Olaso

Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
f.sanchez@st.ieo.es

Abstract

The Cantabrian Sea ecosystem is described using a mass-balance model of trophic interactions, in order to know the impacts of the different fisheries that operate in this area. Estimation of trophic level of fisheries, transfer efficiency between trophic levels and mixed trophic impact analysis considering the fishery both as an impacting and impacted component are included. Also, we explore the potential relevance of simulating the effect of different fishing regimes on the ecosystem flow structure using Ecosim. Finally, Ecospace was used as an exploratory tool for the analysis of trophic relationships in the space and for the evaluation of the effect of some management options.

Resumen

Se describe el ecosistema del Mar Cantábrico usando un modelo de balance de masas con el objetivo de conocer los impactos de las pesquerías que actúan en la zona. Se incluyen estimaciones del nivel trófico de las pesquerías, la eficiencia del transporte de biomasa entre los distintos niveles tróficos y el impacto trófico mixto considerando a la pesquería tanto como su componente impactante como impactado. También se explora el potencial de la simulación de diferentes esfuerzos de pesca sobre la estructura del flujo de biomasa en el ecosistema con Ecosim. Por último, se emplea Ecospace como una herramienta exploratoria en el análisis de las relaciones tróficas en el espacio y para evaluar el efecto producido por algunas medidas de gestión.

Introduction

Due to the particular situation of the Cantabrian Sea, it is possible to find typical temperate water species together with others of northern origin or subtropical species from the south and consequently high diversity indices exist. It is the winter spawning area for some species, such as hake, megrims, red-sea bream and horse mackerel, and the feeding area for others, *e.g.* anchovy and tuna. Some other species remain outside of the ecosystem during different seasons due to their migratory habits (*e.g.* mackerel, blue whiting). Also, fishing is an important economic resource in the Cantabrian Sea (approximately 200 000 tons per year), where a large commercial fleet exists. Trawlers fish on the muddy

bottoms of the shelf, long-liners mainly on the shelf break and gillnets on rocky grounds near the coast or on the shelf break, too. Pelagic fisheries are seasonal and catch anchovy (seiner) and tunas (troll and bait boats) during their trophic migrations in spring and summer.

The last estimates by ICES assessment working groups showed that the southern stocks of hake and monkfish were outside safe biological limits and that the southern stocks of megrims and horse mackerel were overfished. Landings of hake (the main demersal commercial species) in the last four years have been below the agreed tucks and the spawning biomass has reached a historical minimum. One of the main management measures adopted by Spanish Fisheries Administration is the protection of juveniles. Restricted areas to trawl have been established in zones where hake recruits concentrate each year. Keeping in mind that the continental shelf is very narrow (from 10 to 60 km), these measures have limited the work area of the trawl fleet, causing a great uneasiness in the sector because of the strong economic repercussions of these measures. Traditional stock assessment tools using the single-species approach do not allow us to ask questions about spatial management options, nor about the ecological impacts of policy alternatives. This work is a first study of the Cantabrian Sea ecosystem using a mass-balance model of trophic interactions (Ecopath), trying to know the possible impacts of the different fisheries that operate in the area and to estimate the consequences of some management measures, such as closed areas, on the ecosystem.

Material and methods

The Ecopath (version 4) model has been applied in order to produce a balanced steady-state description of the Cantabrian Sea shelf ecosystem. The Ecopath model combines an approach for the estimation of biomass and food consumption of the various elements (species or groups of species) in an aquatic ecosystem with an approach for analysis of flows between the elements of ecosystems (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992, 1993). The energy balance of each trophic group is given by the basic equation:

$$\text{Consumption} = \text{Production} + \text{Respiration} + \text{Unassimilated food}$$

The production of each trophic group is balanced by its predation by other trophic groups in the system, its exports from the system and mortality. The ecosystem is modelled using a set of simultaneous linear equations (one for each group i in the system), i.e.:

Production by (i) - all predation on (i) - non-predation losses of (i) - export of (i) - biomass accumulation of (i) = 0, for all (i).

This can also be put as:

$$B_i \cdot P_i/B_i - \sum B_j \cdot Q_{ji}/B_i \cdot DC_{ji} - P_i/B_i(1 - EF_i) - EX_i = 0$$

where,

B_i is the biomass of (i);

P/B_i is the production/biomass ratio (equal to instantaneous rate of total mortality Z in steady-state systems) of (i);

B_j is the biomass of predator j ;

Q_j/B_j is the consumption/biomass ratio of predator j ;

DC_{ij} is the fraction of prey (i) by weight in the average diet of predator j ;

EE_j is the ecotrophic efficiency of (j), expressing the fraction of total production consumed by predators or caught by a fishery and usually assumed to range from 0.7 to 0.9;

EX is export of (i): sum of fishery catches plus emigration to adjacent ecosystems.

Estimations of biomass, mortality, consumption and ecotrophic efficiency of each trophic group by different methods are used in the model. To homogenize the information, all the input data are those of the year 1994. The available data from ICES Assessment Working Groups and ICCAT for apex pelagic (tuna, sharks) have been used to estimate the biomass and mortality (P/B) of species of commercial interest: hake, blue whiting, horse mackerel, mackerel, monkfish, anchovy, pilchard, megrims and tuna. Biomass of some groups have been estimated from bottom trawl surveys carried out in the area during the same year and applying the swept area method (Sánchez *et al.*, 1995). The groups are parameterized top-down so that the flows at the lower levels are calculated to match the food demands of the upper levels. A classification of species according to their preys was realized previously. On this basis, and to construct the mass-balance model, we have selected 25 trophic groups, 14 of which are fish, 6 invertebrates, 3 are groups of small plankton, and the remaining a detritus group. In each group, we have considered species of similar size, habitat, diets, consumption rates, mortality and production rates. The main commercial species have been considered separately, since a better information about their different input parameters is available. All the available data on biomass, landings and discards have been converted into the same unit (tons/km²) and are expressed in wet weight.

The links between groups are their feeding habits. The information needed to set the diet matrix was taken from different sources. Quantitative analyses of 10 000 stomach contents of 36 species of fish in the study area have been carried out in 1994 (Velasco *et al.*, 1996). The species selected constitute a significant percentage (90%) of the demersal fish biomass. An intensive literature research was carried out to find the diet composition of the other fishes and invertebrates.

The fisheries landings statistical data were provided by the ICES Assessment Working Groups and by the Fishery Data Base Project of IEO. We have summarised and combined the data by trophic group. To adjust the model for pelagic fisheries, we have only taken into account the percentage of catches on the shelf and close oceanic waters (neritic area). Discards (20% of total catches in the Cantabrian Sea) are consumed

mainly by sea birds and benthic scavenger species. In this study, the information is based on the results of the project "Discards of the Spanish fleets in ICES Divisions" financed by the European Union. This discard sampling programme covered in 1994 the activities of some of the most important Spanish fleets, trawlers, gillnets, long liners, and purse seiners, in ICES Division VIIIIC (Pérez *et al.*, 1996).

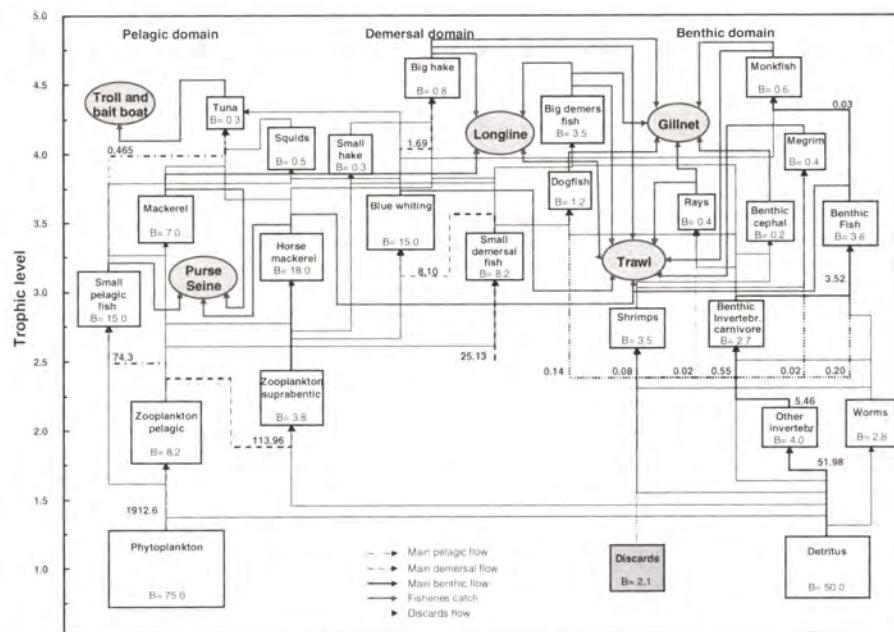
Recent expansions of the Ecopath approach (Ecosim and Ecospace) make it possible to simulate changes in fishing pattern and intensity through time in an ecosystem framework. Ecosim is a time-dynamic simulation tool for studying fishery policy options (Walters *et al.*, 1997). Ecosim includes biomass and size structure dynamics: mixed differential and difference equations and use of mass-balance assumptions for parameter estimation. Time patterns of biomass are predicted by these differential equations, and equilibrium system response under different exploitation regimes. Ecospace is a mesoscale spatial simulation tool for predicting spatial patterns and runs the Ecopath model through Ecosim to check the behaviour of ecosystems. Numerical approximation by linearisation, and matrix exponential solution method generate projections towards spatial equilibrium. Walters *et al.* (1998) describe all the functions used in Ecospace simulations. To explore the simulation capacity of Ecospace, we defined a base-map of the central area of the Cantabrian Sea with five habitats: oceanic, shelf break, external shelf, internal shelf and coastal waters. We also defined the habitat preferences of different gears and the movement rates and vulnerability in bad habitats of the 25 trophic groups. To test the impact of management measures, we located the existing restricted area where the use of trawl gear is forbidden. Subsequently, we compared the Ecospace and Ecosim predictions with the results obtained from bottom trawl surveys carried out before and after the area became restricted in 1992.

Results

The total biomass supported by the ecosystem is estimated at 226 tons per square kilometre. Big hake and monkfish present the highest trophic levels (4.6). As refers to the fish species, the EE indicates that 65 to 95% of the production are used in the system. It also detected some discrepancies in the natural mortality provided by the model with the values used in the single species analytical assessment methods (ICES reports). The M values for some groups are slightly higher in the Ecopath model than in the VPA, where they are assumed to have values between 0.2 and 0.8. As an example, M for blue whiting (the main food intake for hake, monkfish and big demersal fish in the area) is higher in the model.

In order to compare the relative role of the pelagic, demersal and benthic subsystems, the figure presents the major biomass flows diagram of the Cantabrian Sea ecosystem in 1994, estimated by Ecopath. Most of the biomass and production are contained within the pelagic domain. The main flow is determined by the interaction between phytoplankton,

zooplankton, small pelagic fish and apex pelagics. In the benthic and demersal domains, most of the biomass and production are associated with the detritus. Strong relationships exist mainly among the three domains due to key groups that transfer the flow from primary production to the upper levels. Groups that link the pelagic and demersal domains are the suprabenthic zooplankton, horse mackerel and squids due to the vertical migrations. The demersal domain connects in low levels with the zooplankton pelagic through the suprabenthic zooplankton eaten by a multitude of small demersal fish and blue whiting, and constitutes the main demersal flow. Species between the benthic and demersal domains are the big demersal fish and dogfish. We have marked in the figure the main flows in the model corresponding to each one of the three domains.



Trophic interactions in the Cantabrian Sea in 1994. The boxes (volume proportional to the biomass) are arranged on the y-axis after trophic levels, and to some extent on a pelagic to benthic scale on the x-axis. Main flows are expressed in t/km² per year and the biomass of each trophic group (B) in tons per square kilometre.

Using the mass-balance model, we have estimated the fisheries trophic level and placed each gear in the biomass flow scheme (see the figure above). In the pelagic domain, plankton-feeder fish of small and medium sizes are captured by purse seine. This gear has the lowest trophic level of the fishery (3.11). Bait boats and trolls (surface hooks) catch exclusively apex pelagics and present the highest trophic level of the fishery (4.30). In the demersal domain, large fish-feeder fish as hake and other big demersal fish are captured by long lines (trophic level 4.01). In the benthic domain, trawls catch a great variety of organisms

and have a medium trophic level (3.56). Gillnets exploit certain predators from the demersal domain as well as from the benthic, and present a high trophic level (4.23). It is possible to observe, in the figure the flow of discards (2.07 t/km^2 per year) in the model. The groups mainly favoured are those of the benthic domain, and especially benthic invertebrate carnivores, benthic fish and dogfish. The importance of discards as food in the ecosystem is low and constitutes only 0.014% of the total intake.

Simulation and projections with Ecosim, with different trawl fishing regimes starting from the present, using mixed trophic control between the "top-down" and "bottom-up" strategic trophic alternatives hypotheses, are implemented. For wider ranges of Γ the basic Ecosim output is a graphical display of the relationship between equilibrium biomasses, catch and fishing rates. Rays and dogfish (large-bodied species with low rates of turnover), monkfish, megrim (only trawl catch), hake (strong trawl effect on juveniles), benthic Cephalopoda and big demersal fish are the main trophic groups; they increase their biomasses when the trawl fishing regime decreases. Mackerel, small demersal fish and small pelagic (populations with high rates of turnover) are not affected by the different values of trawl regime. In addition, the scavenging species, as benthic invertebrate carnivores, are not affected by different trawl regime.

A 30-years Ecosim simulation with trawl fishing regime equal to 0 is used to predict the recovery period of species affected by a trawl closed area. For most of the affected species (ray, dogfish, monkfish and megrims) 20 years are necessary (more for rays) to reach the biomass equilibrium. The consequences for the rest of the species are scarce, but it is obvious that the model has not considered other important effects of trawl, such as habitat changes for example. The increment in biomass for the four favoured species in these 30 years has limited repercussions on the economy of the fishery sector. Rays and dogfish have low commercial value and megrim is only accessible with trawl, a gear supposed to have disappeared from the area. Only gillnet would benefit from the increase in monkfish biomass, since this species cannot be caught with other gears.

Ecospace predictions of steady-state biomass densities in the base-map of the central Cantabrian Sea during a five-years simulation, including the effects of trawling restriction, show that in the restricted area the biomass levels of rays, dogfish, monkfish and benthic cephalopods are bigger than in adjacent areas. Also, trawl exclusion in this area reduces the biomass of benthic invertebrate carnivores (more pressure of predators) and shows low values of discards. To validate the results of this simulation, we use the abundance indices from bottom trawl surveys carried out during a number of years before and after the closure of an area (Llanes area, central Cantabrian Sea). The indices show that the biomass of all the groups considered are bigger after restriction. Dogfish, rays, big demersal fish and benthic fish are the main beneficiaries. The main discrepancy

with the simulation is the scarce influence of the closed area on monkfish and megrim. A possible explanation is that the area of Llanes is not an appropriate habitat for these two species, which prefer deeper waters, and that their possible biomass increase is limited. These results suggest that the simulations provided by Ecosim and the pictures provided by Ecospace seem to be realistic.

Conclusion

The main purpose of this paper is to provide a broad overview of the trophic interactions and some emphasis on the fishery effects. Another important objective of this preliminary study is to be able to compare the results with other existing models in next areas, such as the North Sea (Christensen, 1995). The Ecopath model (and the recent expansions Ecosim and Ecospace) can be a valuable tool for understanding ecosystem functioning and for the design of ecosystem-scale adaptive management experiments. Further research is required in order to improve input data and to sustain or diminish the results presented in this preliminary model. In particular, the limited availability of parameter estimates for the main invertebrate groups of the Cantabrian Sea on an annual basis reflects a need for new oriented studies aimed at producing such estimates.

Bibliographic references

- Christensen V., 1995. A model of trophic interactions in the North Sea in 1981, the year of the stomach. *Dana*, 11(1), 1-28.
- Christensen V., Pauly D., 1992. ECOPATH II: a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.*, 61, 169-185.
- Christensen V., Pauly D., 1993. On steady-state modelling of ecosystems. In: *Trophic models of aquatic ecosystems*. Christensen V., Pauly D. (eds). ICLARM Conf. Proc., 26, 14-19.
- Pérez N., Pereda P., Uriarte A., Trujillo V., Olaso I., Lens S., 1996. Descartes de la flota española en el área del ICES. Datos y Resúmenes, Inst. Esp. Oceanogr., 2, 142 p.
- Polovina J.J., 1984. Model of a coral reef ecosystem I. The Ecopath model and its application to French frigate shoals. *Coral Reefs*, 3, 1-11.
- Sánchez F., de la Gándara F., Gancedo R., 1995. Atlas de los peces demersales de Galicia y el Cantábrico, Otoño 1991-1993. Inst. Esp. Oceanogr., 20, 99 p.

- Velasco F., Olaso I., de la Gándara F., 1996. Alimentación de veintidós especies de peces demersales de la división VIIIIC del ICES. Otoños de 1992 y 1993. Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr., 164, 62 p.
- Walters C., Christensen V., Pauly D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Rev. Fish Biol. Fish., 7, 139-172.
- Walters C., Pauly D., Christensen V., 1998. Ecospace: prediction of meso-scale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. ICES CM/S, 22 p.

Évolution des débarquements mensuels des chalutiers artisans de La Rochelle dans le golfe de Gascogne entre 1979 et 1993

Jean-Charles Poulard⁽¹⁾, Jean-Pierre Léauté⁽²⁾

(1) Ifremer Nantes, Drv/rh, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 3, France

(2) Ifremer La Rochelle, Drv/rh, BP 7, 17137 L'Houmeau, France

jean.charles.poulard@ifremer.fr

Résumé

L'évolution de la composition spécifique des débarquements mensuels par unité d'effort (DPUE) des chalutiers artisans rochelais opérant dans le golfe de Gascogne est analysée sur la période 1979-1993. L'analyse factorielle multiple (AFM) met en évidence une forte organisation saisonnière des DPUE. Les facteurs structurants sont la biologie des espèces (reproduction et migrations côte-large) et la distribution bathymétrique de l'effort de pêche dans la zone exploitée. Ce mode d'organisation persiste sur l'ensemble de la période étudiée.

Abstract

The specific composition variation of the monthly landings per unit effort (DPUE) of the trawlers of La Rochelle fishing in the bay of Biscay is analysed from 1979 to 1993. The multiple factor analysis (MFA) showed that the DPUE were strongly seasonally structured. The first MFA component had a biological origin closely related to the breeding activity of the species and their inshore-offshore migrations. The second one had a spatial feature, related to the depth distribution of the fishing effort over the exploited area. This structuring way persisted over the studied period.

Introduction

L'évolution de la composition spécifique des débarquements mensuels par unité d'effort des chalutiers artisans rochelais opérant dans le golfe de Gascogne est analysée sur la période 1979-1993. L'objectif de cette étude est de décrire, dans une approche multisécifique, l'organisation temporelle de l'exploitation des ressources et ses liens avec la biologie des espèces, puis d'en évaluer la persistance entre 1979 et 1993. L'interprétation des différences interannuelles identifiées distingue ce qui relève des modifications des conditions d'exploitation et ce qui est lié aux changements d'abondance des populations exploitées.

Matériel et méthodes

Les chalutiers de La Rochelle sélectionnés utilisent exclusivement le chalut de fond. Leurs marées durent de 4 à 12 jours. Les valeurs modales des caractéristiques physiques des navires sont 45-49 tjb pour la jauge, 17-18 m pour la longueur et 300-350 kW pour la puissance. Longueur et puissance des navires ont augmenté à l'occasion du renouvellement des bateaux qui a lieu surtout à partir de 1986. Les navires exploitent essentiellement une zone située entre l'île d'Oléron et Arcachon, depuis la côte jusqu'à l'isobathe de 100 mètres.

Dix-huit espèces (tab. 1), représentant en moyenne 94 % des apports annuels, ont été retenues pour décrire l'évolution de la composition spécifique des débarquements mensuels par unité d'effort (DPUE). L'analyse factorielle multiple (Escofier & Pagès, 1994) et les techniques de classification automatique sont utilisées.

Tableau 1 - Espèces sélectionnées pour décrire les apports des chalutiers artisans de La Rochelle, de 1979 à 1993.

Nom des espèces			
Code	Scientifique	Français	Espagnol
CETO	<i>Dicologoglossa cucullata</i>	Cêteau	Acedia
CHIN	<i>Trachurus spp.</i>	Chinchard	Jureles
DRAI	<i>Raja spp.</i>	Diverses raies	Rayas
GRON	<i>Aspitrigla cuculus</i>	Grondin rouge	Arte
LANG	<i>Nephrops norvegicus</i>	Langoustine	Cigala
MAGU	<i>Scomber scombrus</i>	Maquereau	Caballa
MLAN	<i>Merlangius merlangus</i>	Merlan	Merlan
MRLU	<i>Merluccius merluccius</i>	Merlu	Merluza
PTRO	<i>Syliorhinus canicula</i>	Petite roussette	Pintarroja
RGBB	<i>Mullus surmuletus</i>	Rouget barbet	Salmonete
BAUD	<i>Lapillus spp.</i>	Baudroies	Rapes
BAR	<i>Dicentrarchus spp.</i>	Bar	Lubina
CALM	<i>Loligo spp.</i>	Calmar	Calamar
CONG	<i>Conger conger</i>	Congre	Congrio
LAJU	<i>Pollachius pollachius</i>	Lieu jaune	Abadejo
SUC	<i>Sepia officinalis</i>	Seiche	Jibia
SOLE	<i>Solea vulgaris</i>	Sole	Lenguado
TACO	<i>Trisopterus luscus</i>	Tacaud	Faneca

Résultats et discussion

L'analyse factorielle multiple (AFM) met en évidence une forte organisation saisonnière de la composition spécifique des DPUE. La première composante de l'AFM sépare deux grandes saisons, l'automne-hiver (octobre à mars) caractérisé par la sole, le tacaud, la seiche, le calmar et le lieu jaune, et le printemps-été (avril à septembre) où dominent le merlu,

le merlan, la langoustine et le chincharde. Les deux composantes suivantes introduisent un partage quasi trimestriel de l'année. La baudroie et le céteau participent à cette partition avec le renfort du lieu jaune, du chincharde, du rouget barbet et du maquereau. Ces deux dernières espèces soulignent un trait particulier commun aux mois d'avril et de mai. Le premier facteur a une origine biologique fortement liée à l'activité de reproduction des espèces et aux migrations côte-large. Le second a un caractère spatial, expliqué par le recouplement entre l'organisation des peuplements exploités suivant un gradient côte-large et la répartition bathymétrique de l'effort de pêche au cours de l'année à l'intérieur de la zone exploitée.

Tableau 2 - Classification des 180 mois étudiés d'après leurs coordonnées factorielles sur les trois premiers axes de l'AFM.

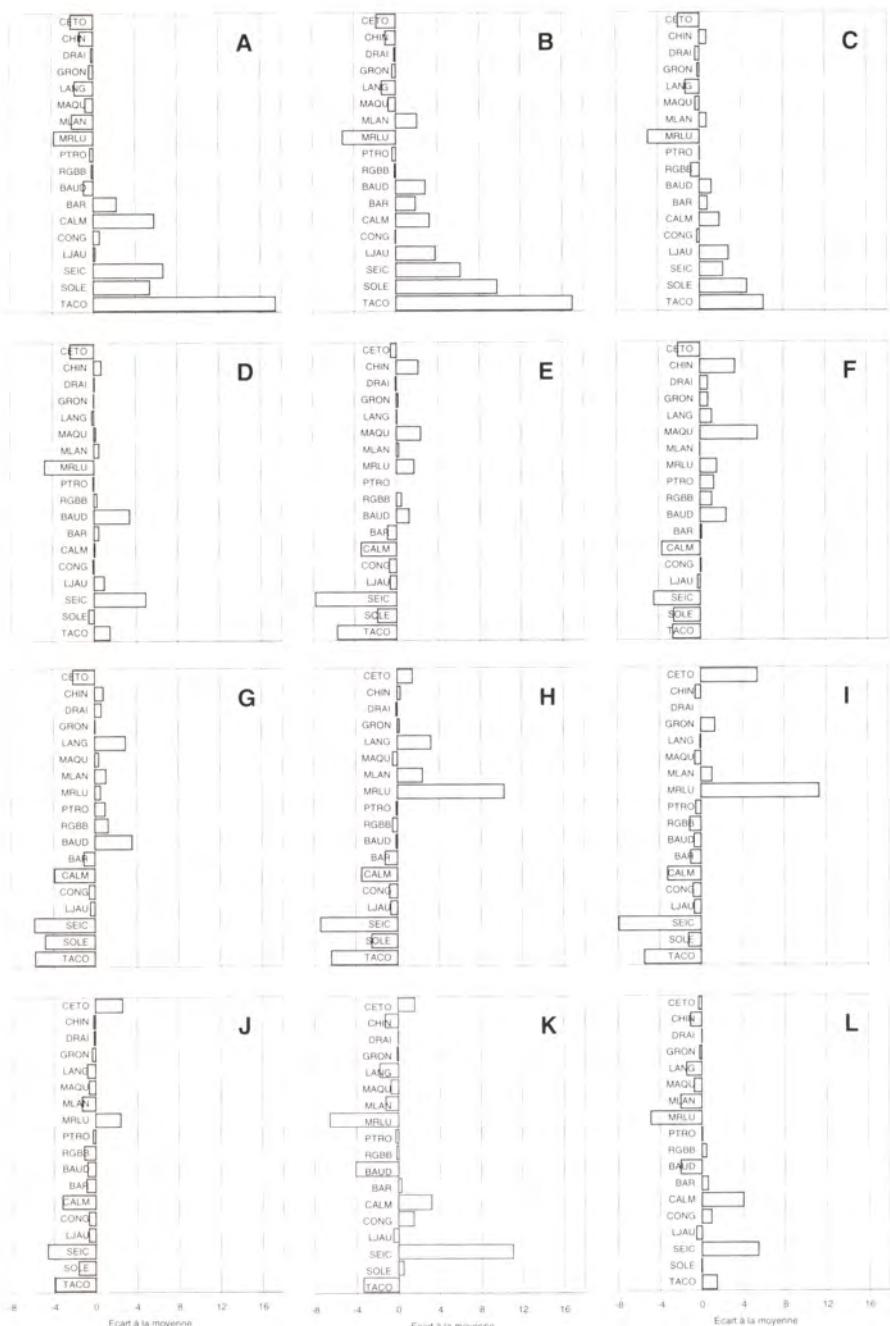
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
1979	A	B	C	E	E	H	H	J	J	L	L	L
1980	A	B	D	E	E	J	I	I	J	J	L	L
1981	B	B	C	E	E	H	H	H	J	K	L	L
1982	A	B	D	E	E	H	H	I	H	L	L	L
1983	A	C	D	E	G	G	H	J	K	K	L	K
1984	A	B	D	F	E	G	H	I	J	K	K	L
1985	A	B	D	E	E	H	H	I	I	E	L	L
1986	L	B	D	F	G	H	H	I	I	K	L	L
1987	A	B	C	F	E	H	H	H	J	K	L	L
1988	A	B	D	F	G	H	H	H	K	J	L	L
1989	A	B	C	E	E	H	H	H	J	L	L	L
1990	A	B	D	F	F	G	H	J	J	K	K	K
1991	A	C	C	E	E	G	H	H	J	L	L	L
1992	A	A	D	G	G	G	H	H	K	K	K	L
1993	L	D	D	G	G	G	G	J	K	K	L	L

La partition des 180 mois étudiés en douze catégories de profil d'espèces (tab. 2, fig.) identifie huit catégories de profil (A, B, D, E, H, J, K et I) qui décrivent l'évolution de la composition spécifique du DPUE au cours de l'année. Les classes C, F, G et I sont assimilées à des variantes des profils B (février), E (avril) et H (juin-août). La classe C se rencontre sur l'ensemble de la période étudiée ; par contre, les profils F, G et I ont un développement temporel plus limité.

En mars, la sélection entre les profils de type C ou D semble associée à des décalages temporels des phénomènes de reproduction. Aux mois appartenant aux classes F et G correspond un déploiement plus à l'ouest de la flottille.

Les fluctuations d'abondance des populations exploitées (merlu, baudroie...) et les modifications des conditions de l'exploitation des ressources (changement de stratégie ou du comportement du pêcheur) concourent au développement de la classe G et à la disparition des profils de type I après 1987. La classe I est une variante des classes H (juin, juillet et août) et J (septembre), où se distingue la composante merlu-céteau. En 1986, une nouvelle réglementation a été appliquée pour la pêche du céteau ; elle a évincé de cette activité de nombreux navires.

D'une manière générale, l'extension de la classe G au cours des dernières années étudiées, et particulièrement en 1993, accompagne une altération des caractéristiques saisonnières.



Évolution de la composition spécifique des DPUE mensuels dans les 12 groupes identifiés par la classification hiérarchique ascendante des 180 mois, en référence à leurs coordonnées factorielles sur les 3 premiers axes de l'AFM. Chaque espèce est représentée par l'écart à sa moyenne calculée sur l'ensemble des 180 mois.

Références bibliographiques

- Escofier B., Pagès J., 1994. Multiple factor analysis (AFMULT package).
Comput. Stat. Data Anal., 18, 121-140.

Utilización de material descartado por peces demersales oportunistas

Ignacio Olaso, Francisco Sánchez, Cristina Rodríguez Cabello,
Francisco Velasco

Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
lolaso@st.ieo.es

Resumen

Para observar los cambios que provocan los descartes en la dieta e intensidad de alimentación de los peces demersales, realizamos dos lances repetidos a 90 m de profundidad en un área prohibida a la pesca de arrastre. Antes de realizar el segundo lance habíamos introducido en el área de muestreo fauna muerta que no se encuentra de forma natural en la zona de estudio, como son *Micromesistius poutassou* (bacaladilla) y el galateido *Munida* spp., habituales a mayor profundidad. Comparamos 319 contenidos estomacales de 14 especies de peces demersales comunes en los dos lances. En el segundo lance el porcentaje de vacuidad de las especies estudiadas, 26 %, disminuye con relación al primero, 39 %, al mismo tiempo que aumenta la intensidad de alimentación de determinadas especies carroñeras: *Trachinus draco*, *Pagellus acarne*, *Scyliorhinus canicula*, *Raja montagui*, *Raja naevus*. Llama la atención la aparición de descarte de bacaladilla en una especie típicamente planctófaga: *Pagellus bogaraveo*. Con los resultados obtenidos se discute los cambios observados en la organización de los grupos de especies en respuesta a la influencias del descarte.

Abstract

In order to detect changes caused by fishery discards on the diet and feeding intensity of demersal fishes, we carried out two successive hauls at 90 meters depth in an area closed to the trawl fishery. Previous to the second haul, we had thrown dead fauna not usually found in the sampling area in natural conditions, as it is the case of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) and the galatheid *Munida* spp., usually found in deeper waters. A total of 319 stomach contents were analysed from 14 demersal species caught in both hauls. In the second haul, the vacuity percentage of the species studied (26%) diminishes with respect to the first one (39%), at the same time as the feeding intensity of some scavenger species increases: *Trachinus draco*, *Pagellus acarne*, *Scyliorhinus canicula*, *Raja montagui*, *Raja naevus*. It is noticeable that blue whiting was found in a tipically planktrophageous species, *Pagellus bogaraveo*. Taking into consideration the results, the changes observed in the organization of the species groups as a response to the influence of discards are discussed.

Introducción

Durante las operaciones de pesca las especies sin valor económico suelen ser descartadas después de haber sido capturadas. Parte de los animales descartados sobreviven, pero la mayoría muere y proporciona un recurso de alimento para organismos carroñeros. Algunos de los descartes que se encuentran en la superficie o cerca de ella pueden ser consumidos por aves (Camphuysen *et al.*, 1995), pero si éstas no lo alcanzan según se van hundiendo se depositan en el fondo del mar. Además de lo descrito anteriormente, las actividades pesqueras ocasionan daño y muerte a una fracción de la fauna no capturada (Kaiser & Spencer, 1994, 1995), y el material descartado y la fauna dañada son dos fuentes de alimento supletorio para los peces e invertebrados que moran en el fondo, lo que ocasiona que predadores y especies carroñeras migren a estas áreas perturbadas por artes de arrastre de fondo, y se produzcan cambios en su consumo de alimento y composición de dieta. Sobre la influencia que ejercen sobre los descartes peces carroñeros hay varios estudios realizados en las aguas del norte europeo, pero solamente se ha realizado un estudio aislado en las aguas de nuestra zona de estudio (Olaso *et al.*, 1998); estos autores observaron que en la comida de pintarroja (*Syliorhinus canicula*) aparece hasta un 20% de bacaladilla descartada (*Micromesistius poutassou*). Dado que esta especie presa es alimento de otras especies demersales, consideraremos realizar un trabajo que nos permitiera ir conociendo que especies se benefician de los descartes, el efecto que tienen los descartes en la intensidad y conducta de alimento de los peces carroñeros, y los posibles cambios que se producen en la captura de las especies en respuesta a las perturbaciones creadas anteriormente por material orgánico arrojado al mar.

Material y métodos

Para este estudio hemos realizado empleando los mismos procedimientos: dos lances de arrastre de fondo (L1 y L2) a 90 m de profundidad, en un área en la que hay implantadas estructuras disuasorias a la pesca de arrastre desde 1994. Después de haberlos realizado L1 (17 h), y un poco antes del anochecer (19 h), se arrojaron siguiendo el mismo trayecto y a intervalos regulares 50 kg de bacaladilla, hasta un total de 1500 kg; también se arrojaron alrededor de la mitad del lance 150 kg del gálateido *Munida* spp. en tres intervalos de 50 kilogramos. Estas especies que se añadieron al mar no se encuentran en el área donde se realizó la experiencia, y se eligieron porque al ser de hábitat más profundo no son presas habituales de los predadores de la zona. Para tener la certeza de que el material llegaba al fondo y no era consumido sobre todo por aves u otros animales que se encuentran en la columna de agua, cada uno de los lotes de 50 kg en el momento de su expulsión formaba un bloque compacto al estar parcialmente congelado. A las 20 horas de haber realizado el descarte y 22 horas después de realizado L1, concluyó

otro arrastre paralelo y desplazado 30 m del lance primero. El tiempo de arrastre (30 minutos), la velocidad del barco (3 nudos) y las características del arte coincidieron en los dos lances. Para probar la hipótesis de que los predadores y carroñeros se desplazan a áreas perturbadas por artes de arrastre de fondo, se midieron los cambios en la abundancia del epibentos móvil en los dos arrastres efectuados.

Después de haber efectuado el separado y pesado de la fauna, se analizaron a bordo del barco los contenidos estomacales de 14 especies de peces demersales que fueron comunes en cada lance, intentando cubrir el mínimo número de muestreo por rango de talla. La metodología de análisis fue descrita en Olaso *et al.* (1998), y la aparición de las presas bacaladilla y galateidos *Munida* spp. se ha considerado como descarte. Para el análisis de la dieta hemos utilizado los índices de porcentaje en número (% N), porcentaje en volumen (% V) descritos en Hyslop (1980), y para comparar la intensidad de alimentación entre las especies y los lances el índice parcial de repleción estomacal PFI y el índice total de repleción TFI (Bowering & Lilly, 1992), y el índice de repleción % BW, que corresponde al peso húmedo de los contenidos estomacales expresado en peso del cuerpo del pez. TFI normaliza los datos de los contenidos estomacales con relación a la talla del predador, y % BW los normaliza según el porcentaje del peso del cuerpo; los dos índices permiten comparar muestras con diferentes tamaños de distribución de peces. Hemos empleado el índice de vacuidad estomacal, que es el porcentaje de estómagos vacíos.

Resultados

Se observa que la captura de los peces demersales (3 307 ejemplares y 453 393 g) y bentos móvil (398 ejemplares y 5 225 g), es mucho mayor en L2 que en L1 (841 peces demersales, 3 crustáceos 234 945 g y 398 g respectivamente), destacando la gran abundancia de *Pagellus acarne* y *Pagellus bogaraveo*, y en el bentos móvil las especies carroñeras *Pagurus prideauxii* y *Polybius benslowii* (tab.). En L1 el índice de vacuidad, 39 %, es mayor que el que encontramos en L2, 26 %, ocurriendo lo mismo en la mayoría de las 14 especies estudiadas. Del material añadido al mar en L2, no hemos encontrado en los contenidos estomacales estudiados ningún tipo de presencia de *Munida* spp., que como se expone más arriba solo representaba el 10 % de *Micromesistius poutassou*. Pero en cambio hemos observado cantidades de bacaladilla (en % V y % N) en *Aspitrigla cuculus*, *Trachinus draco*, *S. canicula*, *Raja montagui*, *Pagellus acarne*, *Raja naevus*, *Pagellus bogaraveo* y *Conger conger*; esta última especie solo apareció en L2. Hay especies que no comen bacaladilla, y en principio no varía en dieta, como ocurre con *Aspitrigla obscura*, *Lepidorhombus whiffiagonis*, *Mullus surmuletus*, *Callyonimus lyra*. *Trigla lucerna* varía su dieta ya que depreda sobre carroñeros invertebrados aparecidos en L2, como ocurre con *Polybius benslowii*. La presa *Munida* spp. no apareció en ningún estómago.

Datos de la captura en peso y número de la fauna demersal y bentónica en L1 y L2, y número de contenidos estomacales analizados y porcentaje de vacuidad en las especies de peces demersales.

Especies	LANCE 1 (L1)			LANCE 2 (L2)		
	Captura en peso (g) y número de individuos ()	Contenidos estomacales		Captura en peso (g) y número de individuos ()	Contenidos estomacales	
		Número total	% Vacios		Número total	% Vacios
Peces demersales						
<i>Aspitrigla obscura</i>	1735 (10)	9	78	175 (1)	1	100
<i>Lepidorhombus wifflagonis</i>	5500 (27)	22	73	26100 (12)	12	75
<i>Mallotus surmuletus</i>	28600 (110)	10	0	19920 (10)	15	0
<i>Callionymus lyra</i>	2680 (27)	5	20	2230 (29)	9	78
<i>Trigla lucerna</i>	5020 (7)	7	0	6528 (4)	4	25
<i>Zeus faber</i>	15150 (5)	3	33	1440 (1)	1	100
<i>Aspitrigla ctenulus</i>	3555 (43)	19	30	6295 (41)	29	7
<i>Merluccius merluccius</i>	3540 (5)	5	100	1535 (5)	6	67
<i>Trachinus draco</i>	23200 (210)	9	100	18800 (240)	21	57
<i>Scyliorhinus canicula</i>	65350 (100)	29	6	21465 (47)	43	11
<i>Raja montagui</i>	10350 (8)	7	29	2175 (3)	3	0
<i>Pagellus acarne</i>	31900 (150)	10	20	222800 (2017)	10	0
<i>Raja naevus</i>	14450 (7)	6	83	6295 (5)	5	40
<i>Pagellus bogaraveo</i>	22550 (131)	9	56	116150 (891)	10	0
<i>Conger conger</i>				1485 (1)	1	0
Crustacea						
<i>Polybius henslowii</i>				5210 (396)		
<i>Pagurus prideauxii</i>				15 (2)		
<i>Pagurus excavatus</i>	1 (3)					

Al comparar cuantitativamente las dietas de las especies en L1 y L2, apreciamos que las especies de peces que han comido bacaladilla aumentan en mayor o menor medida su intensidad alimentaria (figura). El aumento es muy notable en *P. acarne*, *R. naevus* y sobre todo en *P. bogaraveo*. De las especies que no han depredado sobre bacaladilla, observamos que su intensidad de alimentación desciende en L2, excepto en la merluza (*Merluccius merluccius*). *Conger conger* depreda sobre bacaladilla, pero no apareció en L1.

La dieta de pintarroja la comparamos utilizando rangos de tamaño, considerando inmaduras a las menores de 50 cm y maduras a las mayores. Observamos que las pintarrojas inmaduras mantienen el mismo TFI (1.2) en los dos lances, pero en L2 el 80 % de alimento se debe a la bacaladilla (0.9) mientras los crustáceos decápodos no son importantes (0.2); por el contrario las pintarrojas maduras tienen en L2 un TFI muy alto (1.7) en comparación con L1 (0.3), y es debido a la bacaladilla. Empleando un

índice de repleción en peso (% BW), es más ostensible la importancia de bacaladilla.

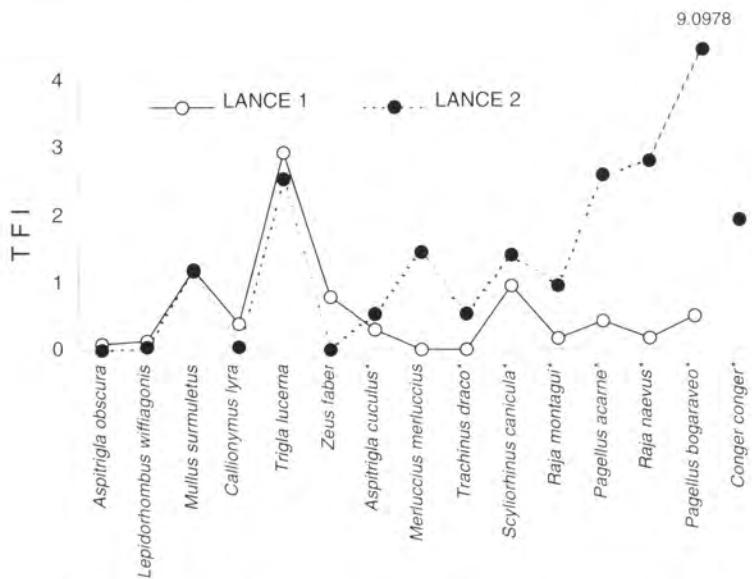


Figura · Comparación de la intensidad de alimentación comida por las especies demersales en los dos lances. Las especies con * han comido bacaladilla. TFI: índice total de repleción.

Discusión y conclusiones

Esta primera experiencia muestra que el papel carroñero de los peces demersales en determinadas especies es de gran importancia, y va a servir de base a muestreos más continuados en tiempo y espacio para poder evaluar la cantidad de alimento no natural que las especies carroñeras, como los elasmobranquios de fondo, pueden consumir. Por otra parte, puede dar una aproximación cuantitativa del grupo de especies oportunistas que prefieren cambiar su dieta de alimento por presas de mayor aporte energético. Los hechos más destacables han sido :

- los predadores y especies carroñeras cambian a áreas donde hay alimento disponible (en este caso descarte), como ocurre con *C. conger*, *T. draco*, y sobre todo con *P. acarne* y *P. bogaraveo*;
- con la excepción de especies oportunistas, como ha ocurrido con los ejemplares del género *Pagellus*, las pintarrojas y rayas son las especies más beneficiadas;
- pintarrojas maduras son los especímenes en donde más importancia tienen el alimento supletorio de descartes.

Referencias bibliográficas

- Bowering W.R., Lilly G.R., 1992. Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) off southern Labrador and northeastern Newfoundland (Northwest Atlantic) feed primarily on capelin (*Mallotus villosus*). Neth. J. Sea Res., 29(1-2), 211-222.
- Camphuysen C.J., Calvo B., Dunrik J., Ensor K., Follestad A., Furness R.W., Garthe S., Leaper G., Kov H., Tasker M.J., Winter C.J.N., 1995. Consumption on discards by seabirds in the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel. NIOZ Rep., 1995-5, 202 p.
- Hyslop E.J., 1980. Stomach content analysis: a review of methods and their application. J. Fish Biol., 17, 411-429.
- Kaiser M.J., Spencer B.E., 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. Mar. Ecol. Progr. Ser., 112, 41-49.
- Kaiser M.J., Spencer B.E., 1995. Survival of by-catch from a beam-trawl. Mar. Ecol. Progr. Ser., 126, 31-38.
- Olaso I., Velasco F., Pérez N., 1998. Importance of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) discarded in the diet of lesser-spotted dogfish (*Squalius canicula*) in the Cantabrian Sea. ICES J. Mar. Sci., 55, 331-341.

Palangre à thon 1999. Synthèse des résultats de la campagne

Nathalie Caill-Milly

Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France
Nathalie.Caill.Milly@ifremer.fr

Résumé

L'instrumentation d'une palangre de pleine eau et d'une palangre de surface par des sondes mesurant la profondeur et la température et par des horloges à avançon permet d'acquérir des informations sur le comportement du poisson face à l'engin. Appliquées principalement aux captures de thon rouge et de thon blanc dans le sud du golfe de Gascogne, ces données constituent une source de connaissance scientifique et une aide à la profession.

Abstract

The instrumentation of a pelagic and a surface longline with probes measuring depth and temperature and with hook timers allows to acquire information about the behaviour of the fish in front of the fishing gear. Applied mainly to the catches of northern bluefin tuna and albacore in the southern bay of Biscay, these data constitute a source of scientific knowledge and a help for the fishermen.

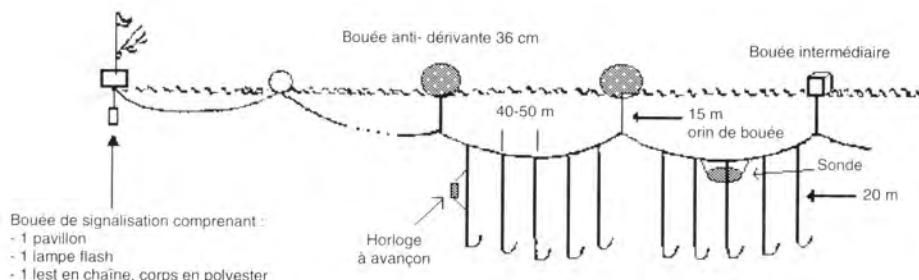
Introduction

Dans un contexte restreint d'accès au quota de thon rouge et de réduction de l'effort de pêche, le patron du fileyeur « Crétus » du quartier maritime de Bayonne a décidé de s'armer à la palangre de pleine eau et de tester une pêche dirigée sur les gros individus de thon rouge qui se sont déjà reproduits (type de produit possédant une forte valeur commerciale potentielle sur le marché japonais). Deux campagnes expérimentales ont été menées (respectivement en 1997 et 1999) pour tester la faisabilité technique et la rentabilité de ce type d'exploitation dans le sud du golfe de Gascogne. Au vu des résultats de la première campagne et des conditions rencontrées en 1999, le gréement de la palangre a été adapté pour tester en parallèle une pêche dirigée sur le germon en utilisant une palangre de surface. L'accompagnement technique et scientifique de cette expérimentation a été confié à l'Ifremer. Les résultats présentés ici concernent les connaissances acquises en 1999 sur le comportement du poisson par rapport à l'engin (appât, heure de mordage, profondeur et température de travail de l'hameçon).

Matériel et méthodes

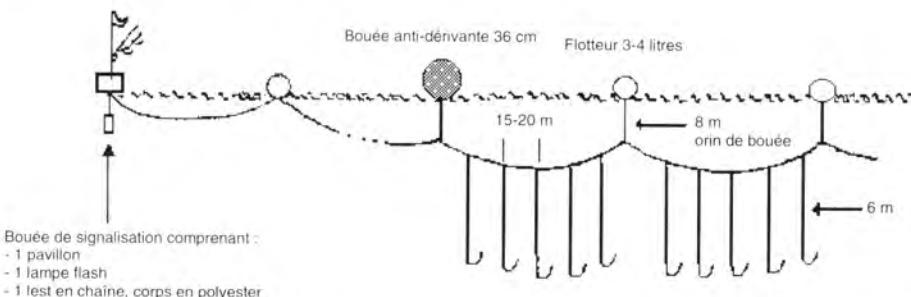
Déroulement de la campagne et gréments de la palangre utilisés

La campagne comprend sept marées (de quatre calées en moyenne chacune) avec les deux gréments de palangre (fig. 1, 2). Elle s'est déroulée entre le 15 août 1999 et le 16 octobre 1999 à bord d'une vedette polyester de 14,8 mètres. La zone prospectée était située au large d'Arcachon, essentiellement au niveau du « fer à cheval » (position moyenne : 44°40' N - 2°20' W).



22 calées – 8 206 hameçons mouillés (~400 par calée)

Figure 1 · Grément de la palangre de pleine eau.



16 calées – 3 478 hameçons mouillés (~200 par calée)

Figure 2 · Grément de la palangre de surface.

Instrumentation de l'engin de pêche

Le matériel scientifique embarqué est principalement composé de sondes de type PZT arrimées sur la ligne maîtresse et enregistrant la pression et la température selon un pas de temps choisi, et d'horloges montées en parallèle sur les avançons et permettant de connaître l'heure de mordage de la capture (fig. 3, 4). Pour chaque calée, et pour chaque prise, il est possible d'avoir une information sur la température environnant l'hameçon. Si la sonde est calée sur une configuration profonde, les mesures couvrent la zone de capture estimée du thon et l'information est précise (une température associée à une profondeur). Par contre, si elle est fixée

sur une configuration plus en surface, les enregistrements ne comprennent pas nécessairement d'informations relatives à la profondeur de capture du thon. Dans ce cas, ils fournissent une valeur limite supérieure de la température au moment du mordage.

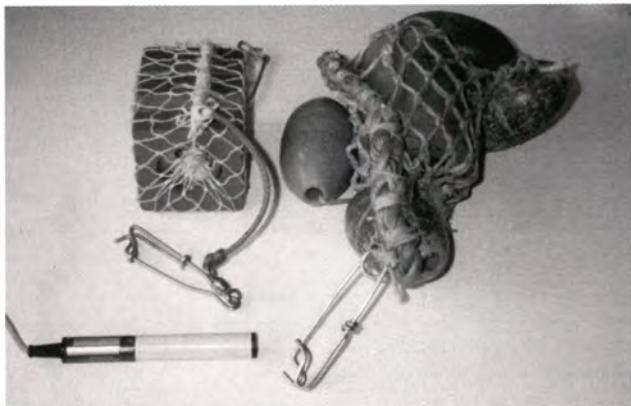


Figure 3 - Sondes mesurant la profondeur et la température.

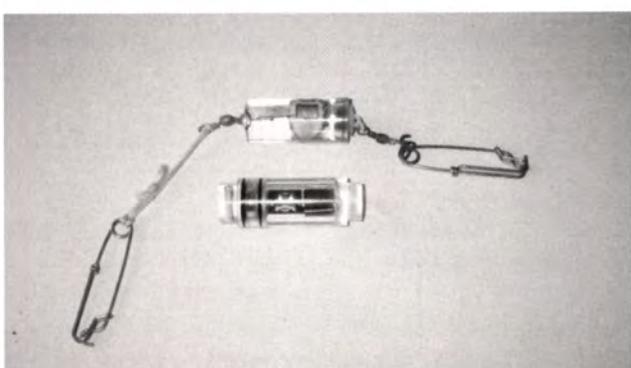


Figure 4 - Horloges à avançon.

Présentation des résultats sur les captures

Les captures se composent essentiellement de thon germon (*Thunnus alalunga*), de requin peau bleue (*Prionace glauca*), de thon rouge (*Thunnus thynnus*) et de thon patudo (*Thunnus obesus*). Le tableau précise les rendements (l'appât utilisé est dans les deux cas la sardine), l'état des captures au virage, l'efficacité des configurations testées, les profondeurs et températures estimées des captures ainsi que des données sur les heures de mordage. Ces dernières sont à considérer d'un point de vue relatif d'une espèce par rapport à une autre. Le nombre de captures sur horloge étant réduit (29) et l'essentiel des calées s'étant déroulé le matin, il est impossible de définir dans l'absolu des périodes de plus grande efficacité.

Principaux résultats concernant les captures pour les deux types de palangres testées.

Type de palangre	Espèces capturées	Rendements (nb pour 100 hameçons) État des captures au virage	Efficacité des configurations testées, profondeur de travail, température de l'eau et heures de mordage
Palangre de pleine eau	<i>Thunnus alalunga</i> : 64 <i>Prionace glauca</i> : 56 <i>Thunnus thynnus</i> : 46 <i>Thunnus obesus</i> : 3 Autres : 2 Total : 171	2,1 dont 0,5 capture de thon rouge 67 % des thons et 100 % des requins sont vivants	Thon rouge (> 29 kg) <ul style="list-style-type: none">Entre 7 et 9 hameçons par élément ⇔ 50-80 m, avec surtout 60-70 mTempérature de l'eau estimée pour les zones de capture entre 12,5 et 15 °CLocalisation estimée dans la partie inférieure de la thermoclineCaptures essentiellement réalisées dans la tranche des 6-7 heures le matin Thon blanc (8-12 kg) <ul style="list-style-type: none">Entre 5-6 et 7-9 hameçons par élément ⇔ 40-50 mCaptures plus tardives que le thon rouge (entre 8-10 heures) Requin peau bleue Pas de profondeur, ni d'heure de capture précises
Palangre de surface	<i>Thunnus alalunga</i> : 163 <i>Prionace glauca</i> : 32 <i>Thunnus thynnus</i> : 9 Autres (<i>Raja</i> ,...) : 12 Total : 216	6,4 dont 5,4 captures de thon germon 65 % des thons et 97 % des requins sont vivants	Profondeur testée : 10-15 m pour une température de 22 °C

Discussion sur la distribution des captures de thon rouge

Sur les 43 thons rouges (46 moins 3 capturés en phase d'instabilité de la ligne maîtresse), tous ont été capturés dans des eaux de température inférieure à 17 °C. L'information est précise pour 14 thons et les températures enregistrées pour les profondeurs de capture estimées sont comprises entre 12,5 et 15 °C (fig. 5), avec une large prédominance de la tranche 13-14 °C. D'après les estimations, les captures sont localisées dans la partie inférieure de la thermocline. La dimension verticale de l'habitat du thon est décrite par Liorzou (1989). Elle est déterminée principalement par la présence d'une thermocline bien marquée et peu profonde. Elle est par ailleurs indissociable de la dimension horizontale due aux zones de fronts thermiques persistants. Comme pour le thon germon, le thon rouge semble fréquenter ces lieux car ce sont des zones où il trouve en abondance sa nourriture.

Les déplacements verticaux du thon rouge par rapport à cette thermocline sont discutés par Bard *et al.* (1999), selon lesquels les plongées profondes dans et sous la thermocline semblent liées au besoin de se nourrir ou de se refroidir. Des travaux sur la régulation de la température du thon rouge par Carey *et al.* (1973) ont par ailleurs montré que des thons (de poids individuels compris entre 226 et 272 kg) évoluaient au-dessus de la thermocline et qu'ils effectuaient de fréquentes incursions à travers cette dernière pour se nourrir et pour poursuivre leurs proies.

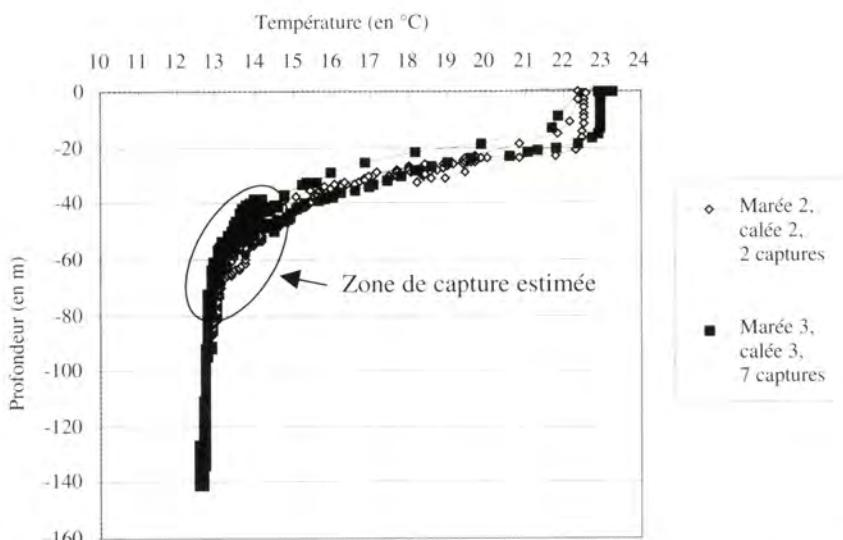


Figure 5 - Exemple de profils profondeur-température couvrant l'ensemble des profondeurs de capture estimées.

Conclusion

Appliquées au sud du golfe de Gascogne, les données acquises sur la distribution et sur le comportement des espèces capturées à la palangre constituent une source de connaissances scientifiques et une aide à la profession. Associées à une estimation de la profondeur de travail de l'hameçon en fonction des conditions de filage, elles permettent de choisir les périodes de la journée et les tranches de profondeur à prospection suivant les espèces recherchées. Ces résultats seront testés dans des conditions de pêche professionnelle au cours de l'année 2000.

Financeurs

L'Europe (fonds Pesca), le conseil régional d'Aquitaine, le conseil général des Pyrénées-Atlantiques, le CRPM, le CLPM, l'OP Bascopêche et l'Ifremer.

Références bibliographiques

- Bard F.X. *et al.*, 1999. Habitat, écophysiologie des thons : quoi de neuf depuis 15 ans ? ICCAT Symp., 25, 320-341 + annexes.
- Caill-Milly N., 2000. Palangre à thon 1999. Rapport de campagne. Rapp. Intern. Ifremer, Drv/rh, laboratoire halieutique d'Aquitaine, 44 p. + annexes.
- Caill N., Morandieu F., 1998. Acquisition de connaissances sur l'abondance et le comportement du thon rouge et sur les conditions de mise en œuvre d'une pêche expérimentale à la palangre de pleine eau dans le sud du golfe de Gascogne. Rapp. Ifremer, Drv/rh -Diti, 43 p.
- Carey *et al.*, 1973. Temperature regulation in free-swimming bluefin tuna. Pergamon Press. Comp. Biochem. Physiol., 44A, 375-392.
- Liorzou B., 1989. Télédétection satellitaire et pêcheries thonières océaniques. FAO Fish. Tech. Pap., 302, 3-8.

Liste commentée des poissons de l'Atlantique européen, Manche, mer du Nord

Jean-Claude Quéro

Muséum d'histoire naturelle, 28 rue Albert 1^e, 17000 La Rochelle, France
mhnlr.conservation@libertsurf.fr

Résumé

L'auteur présente une liste de 950 poissons pour l'Atlantique européen (36° N- $66^{\circ}34'$ N, 25° W) selon la classification et la nomenclature d'Eschmeyer (1998). Depuis le « Fnam » (Whitehead *et al.*, 1984-1986), la référence, 21 espèces nouvelles capturées dans l'Atlantique européen ont été décrites et 57 autres espèces y ont été signalées pour la première fois.

Abstract

The author gives a check-list of 950 fish species from the European Atlantic (36° N- $66^{\circ}34'$ N, 25° W) in accordance with the taxonomic classification and nomenclature set by Eschmeyer (1998). Since the “Fnam” reference book (Whitehead *et al.*, 1984-1986) was published, 21 new species from this area have been described and 57 other species have been recorded for the first time in the European Atlantic.

Introduction

Les références actuelles pour la faune ichtyologique européenne sont le « Clofnam » (« Check-list of the fishes of the northeastern Atlantic and the Mediterranean » Hureau & Monod, 1973) et le « Fnam » (« Fishes of the northeastern Atlantic and the Mediterranean » Whitehead *et al.*, 1984-1986) dont l'aire géographique étudiée concerne la Méditerranée, la mer Noire et l'Atlantique de 30° N à 80° N, 30° W. Depuis le « Fnam », de nombreuses notes et publications ont été publiées sur la classification, la révision de familles, de genres, la description d'espèces, les captures de prospections profondes, les nouveaux signalements. Après un ouvrage sur les espèces commerciales (Quéro & Vayne, 1997), il nous a semblé intéressant de faire un bilan, en nous limitant à une zone où nous avons beaucoup travaillé, l'Atlantique européen, depuis Gibraltar (36° N) jusqu'au cercle arctique ($66^{\circ}34'$ N) avec une limite à l'ouest (25° W), qui exclut les îles de Madère et des Açores.

Résultats

915 espèces distribuées selon la classification d'Eschmeyer (1998) en 550 genres, 196 familles, 41 ordres et 5 classes ont été signalées dans l'Atlantique européen (tab. 1). Parmi elles, 21 ont été décrites récemment

(tab. 2) ; 5 autres espèces, vivant dans des zones proches de l'Atlantique européen et susceptibles d'y être capturées sont décrites.

Tableau 1 - Nombre de classes, d'ordres, de familles, de genres et d'espèces de poissons signalés dans l'Atlantique européen.

Classes	Ordres	Familles	Genres	Espèces
Myxini	1	1	1	2
Cephalaspidomorphi	1	1	2	2
Elasmobranchii	8	24	51	104
Holocephali	1	2	4	7
Actinopterygii	30	168	492	800
	41	196	550	915

N.B. : 35 autres espèces ont été signalées en limite sud et à l'ouest de la zone géographique choisie (36° N-66°34' N, 25° W), ce qui porte le nombre d'espèces à 950.

Tableau 2 - Espèces nouvellement décrites présentes (+) ou proches (-) de l'Atlantique européen.

Famille	Espèce
+	<i>Scyliorhinidae</i> <i>Apristurus aphyodes</i> (Nakaya & Stehmann, 1998)
+	<i>Apristurus n. sp.</i> (Nakaya)
+	<i>Bathyraja</i> sp. (Quéro, sous presse)
+	<i>Rajidae</i> <i>Raja kukujeri</i> (Dolganov, 1985)
+	<i>Chimaeridae</i> <i>Hydrologus pallidus</i> (Hardy & Stehmann, 1990)
-	<i>Monognathidae</i> <i>Monognathus bertini</i> (Bertelsen & Nielsen, 1987)
-	<i>Monognathus boehlkei</i> (Bertelsen & Nielsen, 1987)
-	<i>Monognathus herringi</i> (Bertelsen & Nielsen, 1987)
-	<i>Monognathus nigellini</i> (Bertelsen & Nielsen, 1987)
+	<i>Microstomatidae</i> <i>Nansenia iberica</i> (Matallanas, 1985)
-	<i>Nansenia longicauda</i> (Kawaguchi & Butler, 1984)
+	<i>Nansenia tenera</i> (Kawaguchi & Butler, 1984)
+	<i>Alepocephalidae</i> <i>Bathytractes macronotus</i> (Sazonov, 1999)
+	<i>Phosichthyidae</i> <i>Polymetme thaeocoryla</i> (Parin & Borodulina, 1990)
+	<i>Ophidiidae</i> <i>Lamprigrammus shcherbachevi</i> (Cohen & Rohr, 1993)
+	<i>Bythitidae</i> <i>Melodichthys hadrocephalus</i> (Nielsen & Cohen, 1986)
+	<i>Chaunacidae</i> <i>Chaunax suttkusi</i> (Caruso, 1989)
+	<i>Cyclopteridae</i> <i>Careproctus aciculipunctatus</i> (Andriashev & Chernova, 1997)
+	<i>Careproctus merretti</i> (Andriashev & Chernova, 1988)
+	<i>Paraliparis abyssorum</i> (Andriashev & Chernova, 1997)
+	<i>Paraliparis bipolaris</i> (Andriashev, 1997)
+	<i>Paraliparis challengerii</i> (Andriashev, 1994)
+	<i>Paraliparis hystricis</i> (Merrett, 1983)
+	<i>Pseudos christinae</i> (Andriashev, 1993)
+	<i>Pseudos</i> sp. (Andriashev)
+	<i>Gobiidae</i> <i>Gobius xanthocephalus</i> (Heymer & Zander, 1992)

En outre, 51 espèces ne figurant pas dans le « Fnam » ont été signalées dans l'Atlantique européen ; 53 autres y figurant ont été signalées pour la première fois dans l'Atlantique européen ; 22 espèces ont été mises en synonymie ; 57 espèces ont changé de nom de genre et 48 autres sont différemment orthographiées. La nomenclature d'environ 20 % des espèces du « Fnam » a été modifiée.

Conclusion

Suite à cette liste, un guide comprenant des clés de détermination et les diagnoses des 950 espèces, des schémas par J.J. Vayne et environ 300 photographies en couleur de P. Porché est en cours de publication prévue au printemps 2002, aux éditions Delachaux & Niestlé.

Références bibliographiques

- Eschmeyer W.N., 1998. Catalog of fishes. California Academy of Science, 3 vol., 2905 p.
- Hureau J.-C., Monod T. (eds), 1973. Check-list of the fishes of the northeastern Atlantic and of the Mediterranean. Catalogue des poissons du nord-est Atlantique et de la Méditerranée (Clofnam). Unesco, Paris, 2 vol. : XXII+1014 p.
- Quéro J.-C., Vayne J.-J., 1997. Les poissons de mer des pêches françaises. Les encyclopédies du naturaliste. Delachaux & Niestlé (eds), 304 p.
- Quéro J.-C., Vayne J.-J., (sous presse). Capture d'une *Bathyraja* sp. non décrite à l'ouest de l'Écosse (Atlantique nord-est). Ann. Soc. Sci. Nat. Charente-Maritime, 9(1).
- Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E., 1984-1986. Fishes of the northeastern Atlantic and the Mediterranean. Poissons de l'Atlantique du Nord-Est et de la Méditerranée. Unesco, Paris, vol. 1 (1984), vol. 2-3 (1986), 1473 p.

Océanographie du golfe de Gascogne

Chapitre V

Milieux lagunaires et estuariens : hydrogéologie

Changes in facies distribution in the Gironde estuary (bay of Biscay, SW France) over the last 30 years

Vasilis Kapsimalis, Laurent Massé, Jean-Pierre Tastet

Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
v.kapsimalis@geoccean.u-bordeaux.fr

Abstract

Surface sediment distribution patterns within the Gironde estuary were investigated through grain size and statistical analysis of 642 surface samples collected during two campaigns in 1998 and 1999. A comparison between the present day estuarine facies and those described by Allen (1972) shows some striking variations, mainly caused by the interplay between marine and fluvial processes.

Résumé

La distribution spatiale des faciès sédimentaires de l'estuaire de la Gironde a été appréhendée à travers l'analyse granulométrique de 642 bennes réalisées au cours de deux campagnes en 1998 et 1999. La comparaison de la distribution actuelle avec celle observée par Allen (1972) montre quelques variations frappantes, dues en particulier à l'interaction des apports fluviales et des entrées de sédiments d'origine marine près de l'embouchure.

Introduction

The interplay between marine and fluvial processes and the residual sediment transport patterns determine, to a large extent, the morphology and facies distribution in estuaries. Any modification in the hydrological regime (tide, wave and river discharge) or sediment supply affects the estuarine evolution and alters the previously achieved equilibrium in the system (Jouanneau & Latouche, 1981). Contrary to severe human-affected estuaries, the Gironde estuary (bay of Biscay, SW France) has two significant advantages for further and in-depth survey: (a) numerous detailed studies have been carried out since the end of the XIXth century on various parameters acting in the estuary and determining its specific features; and (b) human intervention on the drainage basin of the Gironde estuary has not brought any drastic changes in the equilibrium of the system.

Material and methods

Grain-size and statistical analyses were performed on 642 surface sediments collected in the Gironde estuary during the Girosed (May-June 1998) and

Swamgir-1 (June 1999) campaigns. Data were treated with the ArcView GIS software and reveal the modern sediment distribution patterns in the estuary (fig. 1). In order to detect and record changes in the surface sedimentary facies during the last 30 years, the sedimentological map published by Allen (1972) was digitalized and compared with the new one (fig. 1).

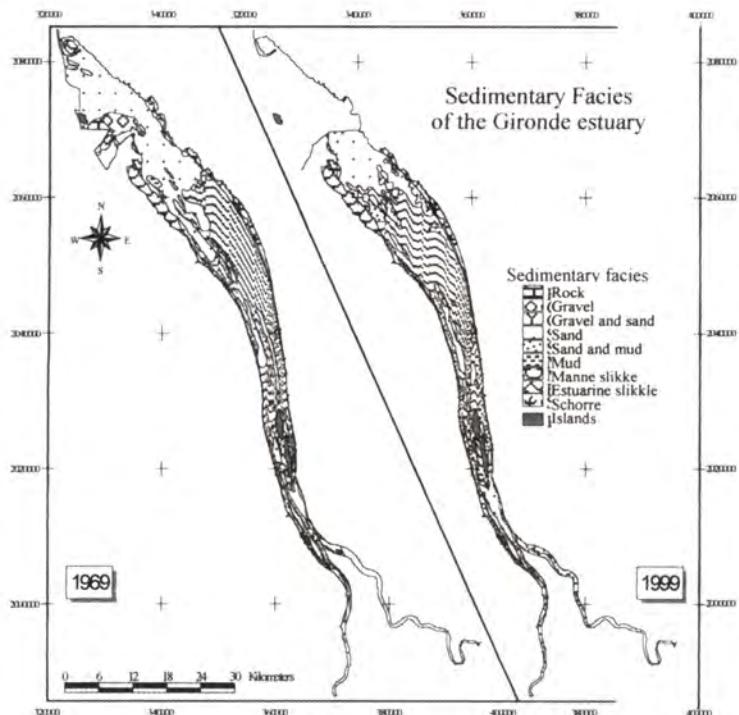


Figure 1 - Sedimentary facies of the Gironde estuary during 1969 (Allen, 1972) and 1999 (Kapsimalis *et al.*, 2000).

Results and discussion

The study of surface sediments of the Gironde estuary shows that its bed is composed of sediments derived from two different sources: (1) the adjacent Atlantic coasts and shoreface, and (2) the Garonne and Dordogne rivers. The texture varies from gravel to mud and the nature is mainly terrigenous, even if some biogenic debris are present, especially in the marine-dominated part of the estuary and in mudflat belts. Further investigation of facies distribution indicates a downstream decrease in grain-size as far as the lower portion of the central basin, followed by a seaward increase (Kapsimalis *et al.*, 2000). The transition from the fluid mud ("crème de vase") to fine or medium sand at the estuary mouth is a winding zone reflecting the uppermost limit of the oceanic influence and separating the estuarine and marine facies (fig. 2).

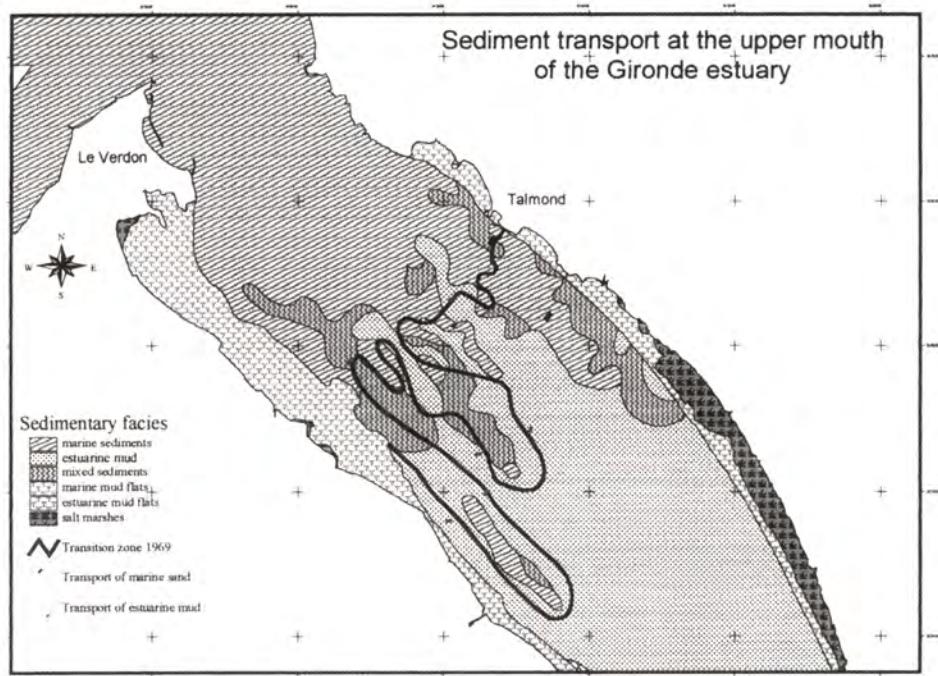


Figure 2 - Changes in facies distribution in the upper mouth of the Gironde estuary.

Comparison between the new map and Allen's one reveals that some striking changes have taken place. One of the most significant occurs in the inner part of the estuary mouth (fig. 2), where the transition zone between estuarine mud and inlet sands has moved upstream along the east bank (Saintonge Channel) and downstream along the right bank (main navigation channel). The wave action is an important factor controlling the transport and dispersion of marine sand in this area. In periods of bad weather or during storms, the sand is likely to penetrate into the lower estuary and to be deposited up to 20 km upstream from the Pointe de Suzac. Another process causing temporary sediment transport on the estuary bed is the local alterations of tidal friction. The presence of various morphological features (channels, sandbanks, shoals, tidal flats) may affect the intensity of tidal currents and the accretion or erosion in the adjacent areas. Consequently, every change in the morphology of these features can influence the local hydrodynamic regime and the resulting sedimentological conditions. At seasons of high freshwater discharge, the turbidity maximum reaches the inner part of the mouth (Castaing, 1981), shifting the marine-fluvial transition zone downstream and carrying large amounts of estuarine mud onto the continental shelf. All the above natural processes are likely to be modified and in some cases regulated by human activities, which tend to be instrumental in the evolution of this area.

Other significant changes are observed in the upper segment of the central estuary and in the lower course of the Garonne and Dordogne rivers. Nowadays, these areas seem to be covered with coarse sand and gravel. This seems to be the result of continuous dredging rather than the effect of a longer stay of the turbidity maximum in the downstream parts of the funnel-like estuary.

Conclusion

The sedimentological patterns of the Gironde estuary have been identified and appear to be typical of mixed wave- and tide-dominated estuaries. The marine sediment extends approximately 20 km upstream from the Pointe de Suzac and forms a compact sandy tongue which is in contact with the massive estuarine mud of the lower part of the funnel. This transition zone is being shifted because the intensity of main hydrodynamic factors (i.e. waves, tides, river discharge and turbidity maximum) changes from time to time. Strengthening of the fluvial processes in the last 30 years is likely to contribute greatly to the cover of the upper estuary with coarser sediment.

In general, all the above disparities observed on the compared sedimentological maps could be attributed to the interaction between marine and fluvial processes as well as human interference, which change in strength, in space (along the estuary) and in time (daily, seasonally, annually, etc.).

Bibliographic references

- Allen G.P., 1972. Étude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, université de Bordeaux 1, n° 353, 314 p.
- Castaing P., 1981. Le transfert à l'océan des particules estuariennes : cas de la Gironde. Thèse d'Etat, université de Bordeaux 1, n° 701, 530 p.
- Jouanneau J.M., Latouche C., 1981. The Gironde Estuary. E. Schw. Verlag, Stuttgart, 115 p.
- Kapsimalis V., Tastet J.-P., Massé L., 2000. Modern sedimentology of macrotidal estuaries: the example of the Gironde (SW France). 6th Hellenic Symposium on Oceanography and Fishery, Chios, vol. I, 528-532.

In situ measurements of the Saint-Georges Bank sedimentary dynamics (Gironde estuary)

Cyril Mallet⁽¹⁾, Osanne Paireau⁽²⁾, David Huntley⁽¹⁾,
Michael Collins⁽²⁾

(1) University of Plymouth, Institute of Marine Studies, Drake Circus, Plymouth PL4 8AA, United Kingdom

(2) University of Southampton, School of Ocean and Earth Science, European Way, Southampton SO14 3ZH, United Kingdom
C.Mallet@plymouth.ac.uk

Abstract

This study presents the first *in-situ* measurements of the dynamics over the Saint-Georges Bank located in the mouth of the Gironde estuary (France). The sandbank, which is elongated and nearly attached to a headland, is not dynamically stable and shows an anticlockwise rotation of its crest. We present here the results obtained during the Swamgir-2 cruise in September 1999. Throughout this experiment bathymetric survey, side-scan sonar records, ADCP transects, deployment of the Tosca benthic Lander were undertaken. These measurements allow us to estimate residual sand transport and hydrodynamic patterns over the sandbank.

Introduction

Linear sandbanks are extensively present on continental shelves and coastal regions; their location depends on the availability of sand and the presence of tidal or other current capable of moving the material. Sandbanks are of considerable economic importance, they can contain exploitable reserves of sand and gravel but may also form hazards for shipping. Therefore, numerous studies have focused on the understanding of the processes of their formation, maintenance and stability (Pinee, 1978; Zimmerman, 1981; Pattiaratchi & Collins, 1987; Hulscher *et al.*, 1993). This study concerns the dynamics of an elongated sandbank (the Saint-Georges Bank) located near the Pointe de Vallière and Pointe de Suzac headlands, in the mouth of the macrotidal Gironde estuary (SW France) (fig. 1). The bank appeared in 1824 and has built up with an accretion of $26 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ of sand over the last century. Today, the bar is 5 km long, 1.2 km wide and up to +1 m above the mean low water springs. The location of the sandbank corresponds to the accumulation of marine sands; the sea origin is indicated by the presence of shells in the medium sand (mean-grain size $D = 0.285 \text{ mm}$). The bank is not dynamically stable and shows an anticlockwise rotation of its crest. The bank is migrating towards the main navigation channel, its dynamics and mobility are of concern to shipping traffic. Our study focuses on determining where 2D and 3D hydrodynamic processes are dominant,

and how the sandbank is maintained under the present hydrodynamic conditions. Data collected in the vicinity of the Saint-Georges Bank are presented and integrated to define current patterns around the bank. These measurements are briefly compared with previous studies (Port autonome de Bordeaux, 1980; Mallet *et al.*, 2000) and different theories on formation and maintenance of sandbanks (Dyer & Huntley, 1999).

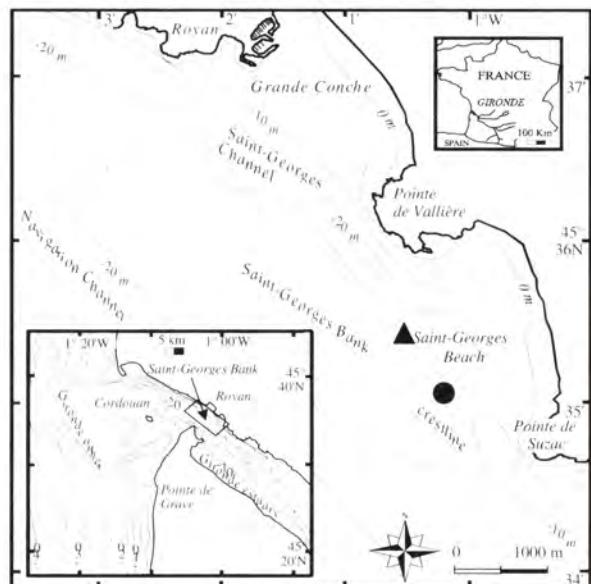


Figure 1 - Location of the study area, the Saint-Georges Bank, in the mouth of the Gironde estuary (depths in meters). Swamgir-2 cruise: location of self-recording current meter RCM8 (●) and the Tosca benthic Lander (▲).

Methods and data collection

Data were obtained during the Swamgir-2 cruise in September 1999 (25th-29th) during equinoctial spring tides (tidal coefficients ranging from 97 to 106, the tidal coefficient used in France being the ratio of the tidal range in any semi-diurnal cycle to the range at the greatest spring tide multiplied by 120). The Tosca Lander was deployed at the station $45^{\circ}35.208'N, 1^{\circ}00.284'W$ on the northeast flank of the sandbank in a mean water depth of 9.3 m while the current meter RCM8 was deployed at the position $45^{\circ}35.120'N, 1^{\circ}00.055'W$. Tosca is a 2.8 m-high tripod equipped with an array of sensors for measuring waves, current and suspended-sediment concentration (Voulgaris, 1995). Data were recorded by Tosca every hour giving the horizontal components of current velocity and SSC at three elevations ($z = 60, 100, 130$ cm), the pressure, the salinity and the temperature. Both lagrangian and eulerian current measurements were also done using an acoustic doppler current profiler. Bathymetric and side-scan sonar surveys have been undertaken before the Swamgir-2 cruise in July and September 1999, respectively.

Results

Sediment dynamics

The comparison of the bathymetry of the sandbank from 1994 to 1999 shows a net transport towards the main channel. This movement corresponds to an anticlockwise rotation of the main sandbank's axis: while the attachment point of the coast remains stable, the downstream part migrates southwestwards. This migration gives the sandbank its asymmetric shape, with a steep southern stoss side and a gentle northern lee side.

The comparison of the side-scan sonar surveys between 1994 and 1999 indicates an increase of the number and the size of the bedforms. The recent side-scan sonar sonograms show two distinct provinces consisting of an area of sandwaves in the main channel and an area of megripplles over the bank and in the Saint-Georges Channel. Megripplles are classified as having a height $H < 1.5$ m and wavelength $L < 30$ metres.

On the northeast flank of the bank the megripplles are 0.4 to 1.1 m high, with wavelengths of 9 to 20 m and with the crest oriented 50°N. The second province corresponds to the main channel where ebb-oriented sand waves ($H \sim 3-5$ m, $L \sim 150$ m) along with superimposed megripplles have been observed. This confirms the dynamics of the ebb-dominant tidal currents in the main channel.

General hydrodynamics

The Gironde is a macrotidal estuary with a spring tidal range of about five metres. The tidal phase oscillations obtained with the Tosca Lander show mean water depths varying between 7 and 11.5 metres (fig. 2).

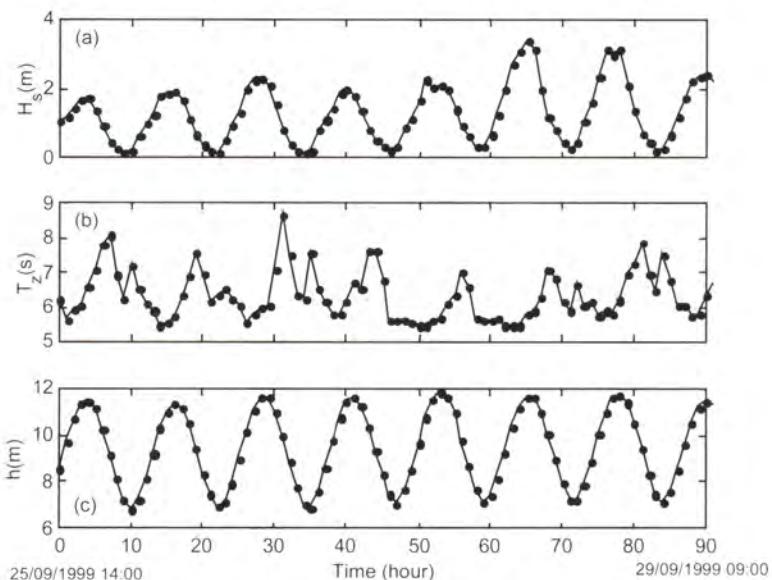


Figure 2 - Time series of mean values collected during the deployment period :
 (a) significant wave height H_s , (b) zero-crossing wave period T_z , (c) tidal elevation h .

The wave parameters have been recorded at the TOSCA station indicating a mean significant wave height H_s of 1.3 m and a mean zero-crossing period T_z of 6.3 seconds. Figure 2 shows the significant wave height H_s , wave period T_z and mean water depth obtained during the 92 hours deployment. Wave characteristics, derived from the pressure sensor records after correction of the depth attenuation, exhibit a modulation of wave height with tidal elevation. This pattern can be attributed to changes in the wave refraction over the complex bathymetry of the area, during different mean water depths throughout the tidal cycle. The measurements suggest a swell coming from the N-NW direction (335°N). The variations of the salinity follow the semi-diurnal cycle showing mean values between 21.5‰ and 27‰. Density and salinity profiles have also been obtained during a complete tidal cycle showing mostly a well-mixed water column. We notice only a low stratification at slack-water periods in the first three metres below the sea surface (fig. 3).

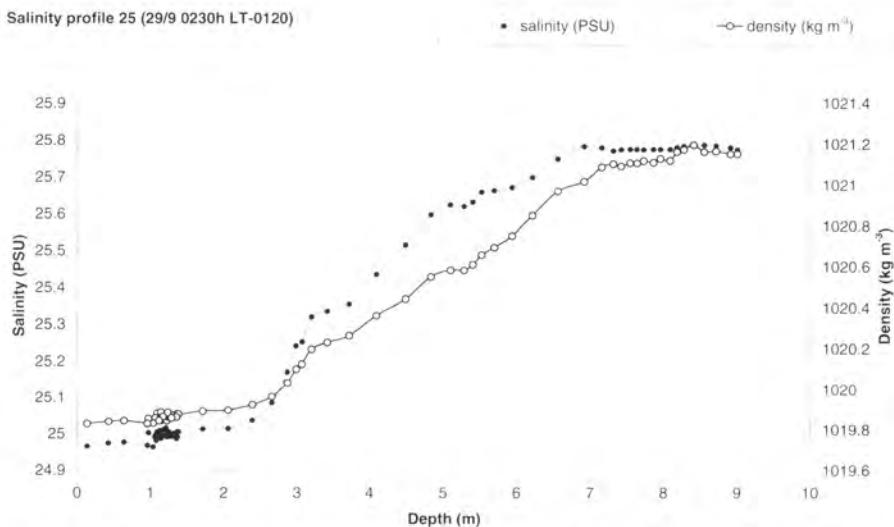


Figure 3 · Typical salinity and density profiles in the water column (profile obtained 1 hour and 20 minutes before low tide, LT-0120).

Current patterns

Investigations into hydrodynamic patterns over the sandbank have been undertaken utilising different current meters (Tosca, RCM8, ADCP). The currents in the Saint-Georges Channel present a mean ebb-period of about 5 h 30 min while the flood-period is about 7 h 10 minutes. This asymmetry is also noticeable in magnitude where at the height $z = 1.3$ m mean flows are about 0.2 m/s during ebb and 0.6 m/s during flood. The vertical velocity profile obtained with the Tosca current meters does not show a logarithmic profile as usually found in the boundary bottom layer. The vertically logarithmic profiles are only observed around the peak currents corresponding to 16% of the deployment. Non-logarithmic

velocity profiles may occur for a variety of reasons, the most common are: unsteadiness in the flow velocity, presence of internal waves, flow stratification, heterogeneous distribution of bottom roughness, presence of large bedforms associated with flow separation and eddy shedding. Here the non-logarithmic profiles are most probably the result of flow separation effects behind the bank.

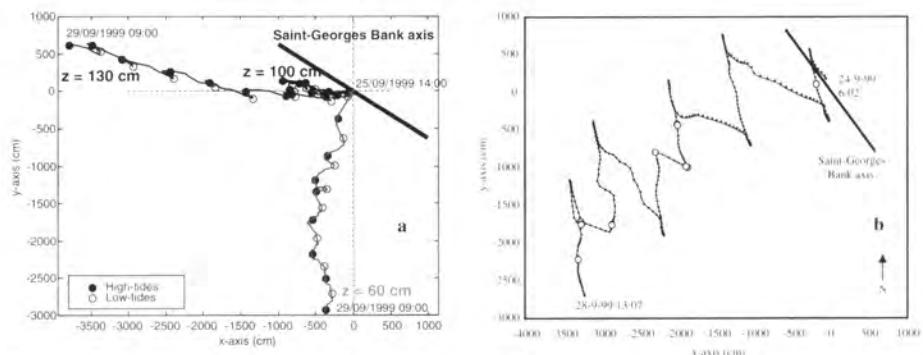


Figure 4 · Progressive vector diagrams obtained from the current measurements: (a) Tosca Lander at different depths from the seabed; (b) RCM8 current meter at 250 cm from the seabed.

The 90 hours deployment of the Tosca Lander and the RCM8 current meter allows the calculation of residual currents at different heights. Therefore, we determine the progressive vectors at $z = 0.6$ m, 1 m and 1.3 m as shown in figure 4. We observe clearly that at the Tosca station the net flow at $z = 0.6$ m is directed south-westwards whereas at $z = 1.3$ m and $z = 1$ m it is directed north-westwards. This veering indicates non-uniformities in the flow and is suggestive of secondary circulation effects with the possible presence of helicoidal flows. The difference in net flow direction obtained with the Tosca Lander and the RCM8 current meter indicates complex sediment transport pathways but suggests two major net flows in south-western and western directions. This latter would be in good agreement with the accretion of sand observed on the top of the bank between 1992 and 1999 during bathymetric surveys.

Conclusion

We have presented here the first results of the Swamgir-2 cruise concerning the general hydrodynamics over the Saint-Georges Bank. Bathymetric and side-scan-sonar investigations show migration and increase of bedforms between 1994 and 1999 as well as a displacement of the crest towards north-west. The vertical velocity profiles and the progressive vectors suggest flow separation behind the bank and non-uniform flows due to the topography of the area. Moreover, the veering observed in net flows may indicate sand transport towards the sandbank crest and upstream.

The Saint-Georges Bank is associated to the proximal Pointe de Suzac headland. Then, according to the recent Dyer & Huntley's classification (1999), the bank can be either of type 3A: "banner banks" created by the tidal eddies produced by the headlands, or of type 2A : "estuarine wide mouth sandbank" tide-dominated bank with a mutually evasive net bedload transport characterising an area of high shear stress between the ebb and flood dominated channels of sand transport. In both cases, it is suggested that secondary flows may be relevant to the maintenance of the sandbank. However these flows are likely to be smaller than the primary tidal flows. It appears that a more accurate understanding of the interaction between tidal flows and secondary circulations over the Saint-Georges Bank is required. For this reason, although the analysis of the Swamgir-2 measurements are still in progress, extensive field work has been organised in May 2000 around the Saint-Georges Bank comprising continuous ADCP transects survey and the deployment of several current meters.

Acknowledgments

This work is funded by the SWAMIEE Project of the TMR European Commission. The authors would like to thank all the technical staff who assisted in the instrument preparation and in particular J. Davis (University of Southampton), P. Ganderton (University of Plymouth), A. de Reseguer (Université de Bordeaux I), G. Oggian (Université de Bordeaux I) and F. Pinet (Observatoire du Littoral de Royan).

Bibliographic references

- Dyer K.R., Huntley D.A., 1999. The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. *Cont. Shelf Res.*, 19, 1285-1330.
- Hulscher S.J., De Swart H.E., De Vriend H.J., 1993. The generation of offshore tidal sand banks and sand waves. *Cont. Shelf Res.*, 13, 1183-1204.
- Mallet C., Howa H., Garlan, T., Sottolichio A., Le Hir P., 2000. Residual transport model in correlation with sedimentary dynamics over an elongated tidal sandbar in the Gironde estuary (SW France). *J. Sediment. Res.*, 70(5), 1005-1016.
- Pattiaratchi C., Collins M.B., 1987. Mechanisms for linear sandbanks formation and maintenance in relation to dynamical oceanographic observations. *Process Oceanogr.*, 19, 117-176.
- Pingree, R.D., 1978. The formation of the shambles and other banks by tidal stirring of the seas. *J. Mar. Biol. Assoc.*, 58, 211-226.
- Port autonome de Bordeaux, 1980. Étude sédimentologique des plages de Saintonge et du banc de Saint-Georges. *Rapp. Intern.*, 30 p.

- Voulgaris G, Wilkin M.P., Collins M.B., 1995. The *in-situ* passive acoustic measurement of shingle movement under waves and currents: instrument (Tosca) development and preliminary results. Cont. Shelf Res., 15, 1173-1211.
- Zimmerman J.T.F., 1981. Dynamics, diffusion and geomorphological significance of tidal residual eddies. Nature, 290, 549-555.

Properties of macroflocs in the lower reaches of the Gironde estuary

Andrew James Manning, Keith Richard Dyer, Malcom Christie

University of Plymouth, Institute of Marine Studies, Drake Circus, Plymouth PL4 8AA,
United Kingdom
amanning@plymouth.ac.uk

Introduction

Flocculation is a dynamically active process which is directly affected by the environmental conditions. This results in a continual process of aggregation and disaggregation, and hence a continual change in floc properties. Turbulent shear within the water column has been identified as a prime contributor to particle collisions, but very little work has quantified its influence on *in situ* floc formation (Manning & Dyer, 1999; Dyer & Manning, 1999). An important facet of cohesive sediment flocculation is its ability to continually alter the depositional characteristics of the particles in suspension. Eisma *et al.* (1990) advocated that the population of larger aggregates, referred to as macroflocs ($>120\text{ }\mu\text{m}$), tended to have the main influence on the mass settling flux within an estuary. However, the use of instruments such as "Owen tubes", optical particle sizers, and *in situ* photography has provided very little information to date on the varying composition of these macroflocs within different coastal estuaries.

Results are presented from a joint field experiment, which formed part of the EC TMR SWAMIEE (Sediment and water movement in industrialised estuarine environments) project. It was conducted at the seaward end of the fluvial limit region of the Gironde estuary near Le Verdon, in France, during which an unintrusive *in situ* video camera system was utilised to measure the flocs. This paper produces a detailed examination of the floc population from a single floc sample.

Material and method

Flocs were examined using the new instrument Inssev (*In situ* settling velocity; Fennessy *et al.*, 1994; Manning & Fennessy, 1997). This is a micro-computer controlled two-chamber floc sampling system, which utilises an underwater video camera and recording unit. The instrument was adjusted to sample flocs 0.6 metres above the sea bed. This is due to the velocity gradients generally being the largest in the near bed region (10–20% of the water column depth), and approximately 80% of the turbulent energy generated by the water flow occurs within this zone. Mehta & Partheniades (1975) reported that this is where the strongest lift and shear forces occur, and these can produce controlling influence on the maximum floc size.

Simultaneous high frequency measurements of current velocity and SPM were obtained using the POST (Profile of sediment transport) system (Christie *et al.*, 1997) which was deployed in the bottom one metre of the water column. This consisted of four two-channel miniaturized electromagnetic current meters (Emcm) and five optical backscatter sensors; data was recorded continuously at 18 Hz. All measurements were made within an Eulerian reference frame. The instrumentation, which was mounted onto a metal bedframe, was aligned with the ambient current flow by a tail fin, and lowered on to the estuary bed from the CNRS vessel "Côte d'Aquitaine". A tilt-roll sensor together with a fluxgate compass provided digital orientation information. Complementary vertical profiles of temperature, salinity, and turbidity were collected, together with gravimetric calibration data obtained by Niskin bottles.

Results and discussion

The data presented constituted a four hour sampling run, during neap tide conditions, over the high water period on the 23rd June 1999. A time series of master variables at the Inssev sampling height is illustrated in figure 1. Both salinity and temperature were relatively constant, which is in contrast to the variation in the SPM concentration.

Three components of flow were measured, which enabled values of turbulent shear (τ) to be calculated using the total kinetic energy method (Soulsby, 1983) shown by equation 3.1:

$$\tau = 0.19 (\rho_w (u'^2 + v'^2 + w'^2))^{3.1}$$

where ρ_w is the ambient water density and u' , v' , w' are the three turbulent Reynolds components computed from each 3 minute 47 second duration file.

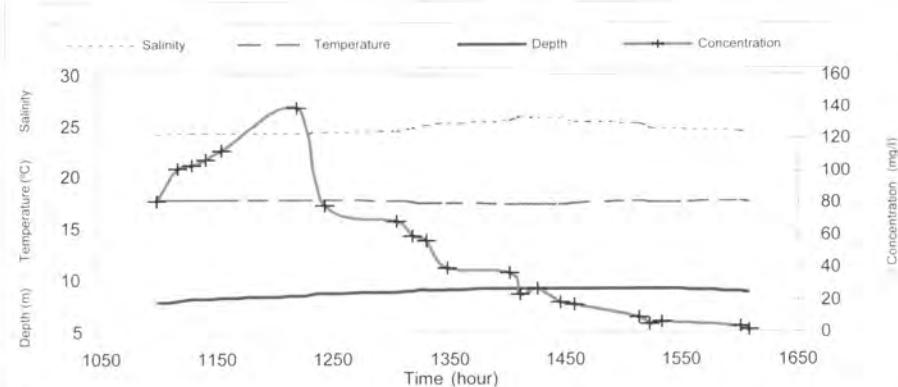


Figure 1 - Master variables time series.

Manual interrogation of the Inssev video recordings provided simultaneous floc size and settling velocity (W_s) data, from which effective density (ρ_e) could be calculated via Stokes Law. A total of 20 samples were collected, however a closer examination will be made of the floc population from Inssev sample 7, which was taken at a period of higher suspended particulate matter (SPM) concentration, occurring 2 hours 51 minutes before local high water. The ambient SPM was 112 mg l^{-1} , together with a computed shear stress of 0.28 N m^{-2} (both at the Inssev sampling height). A scatter graph of settling velocity against floc size is shown in figure 2, and the characteristic increase of W_s can be seen to occur with growing floc size.

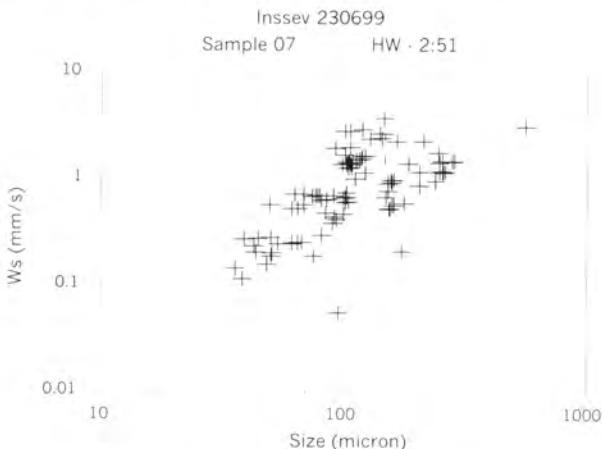


Figure 2. W_s vs. Size scatter plot (sample 07).

To facilitate a comparative examination of the macroflocs the Inssev sample was segregated into the size bands shown in table 1.

Table 1. Floc size band divisions.

Size band number	Size range (μm)
1	20-40
2	40-80
3	80-120
4	120-160
5	160-240
6	240-320
7	320-400
8	400-480
9	480-560
10	560-640
11	>640

Of the 99 flocs which constituted the total population, 63 aggregates fell within the microfloc size classification (fig. 3a). There was a single large macrofloc. The floc shape (fig. 3b) could be seen to be near-spherical throughout the entire size range. The macrofloc size bands demonstrated settling rates of the order of 1-3.5 mm s⁻¹ (fig. 3c), whereas the microflocs of size bands 1-3 had Ws of 0.09-0.5 mm s⁻¹. The complementary effective density plot of figure 3d showed that the macroflocs had effective densities as low as 27 kg m⁻³, with the smaller flocs having mean size band effective densities of 140-160 kg m⁻³.

The fractal dimension, nf, of each floc was estimated by equation 3.2 which was proposed by Winterwerp (1997), based on research by Kranenburg (1994). It assumes that flocculated mud can be represented by a self-similar fractal structure:

$$W_S = \alpha' D_p^{3-nf} [(\rho_{sed} - \rho_w) g] / \mu D^{nf-1} \quad 3.2$$

where ρ_{sed} was the sediment mean density; g and μ are the acceleration due to gravity and molecular viscosity, respectively. It was assumed that the primary particle diameter (D_p) = 4 μ m and the empirical coefficient (α') = 0.05. Figure 3e indicates that the sample fractal dimensions ranged between 1.95-2.25. Figure 3f highlights the very high porosity, 90-98.3%, of the macroflocs. These flocs would be very fragile and easily broken-up by increasing turbulent shear, in comparison to the stronger less porous (75-84%) microflocs.

The unique sampling technique of the Inssev system allows the floc sample to be referenced to the ambient SPM, and hence floc dry mass (fig. 3g) to be apportioned accordingly. The ratio of filtered to Inssev determined SPM of sample 7 was 1.05 which indicates statistically that the computed Inssev floc descriptors are representative of the ambient *in situ* floc population. Figure 3h shows the division of SPM, and figure 3i the mass settling flux computed for each size band as the product of the Ws and SPM. Interestingly, 56.5% of the total mass concentration was contained within the macrofloc range, however this constituted 77.5% of the effective mass settling flux.

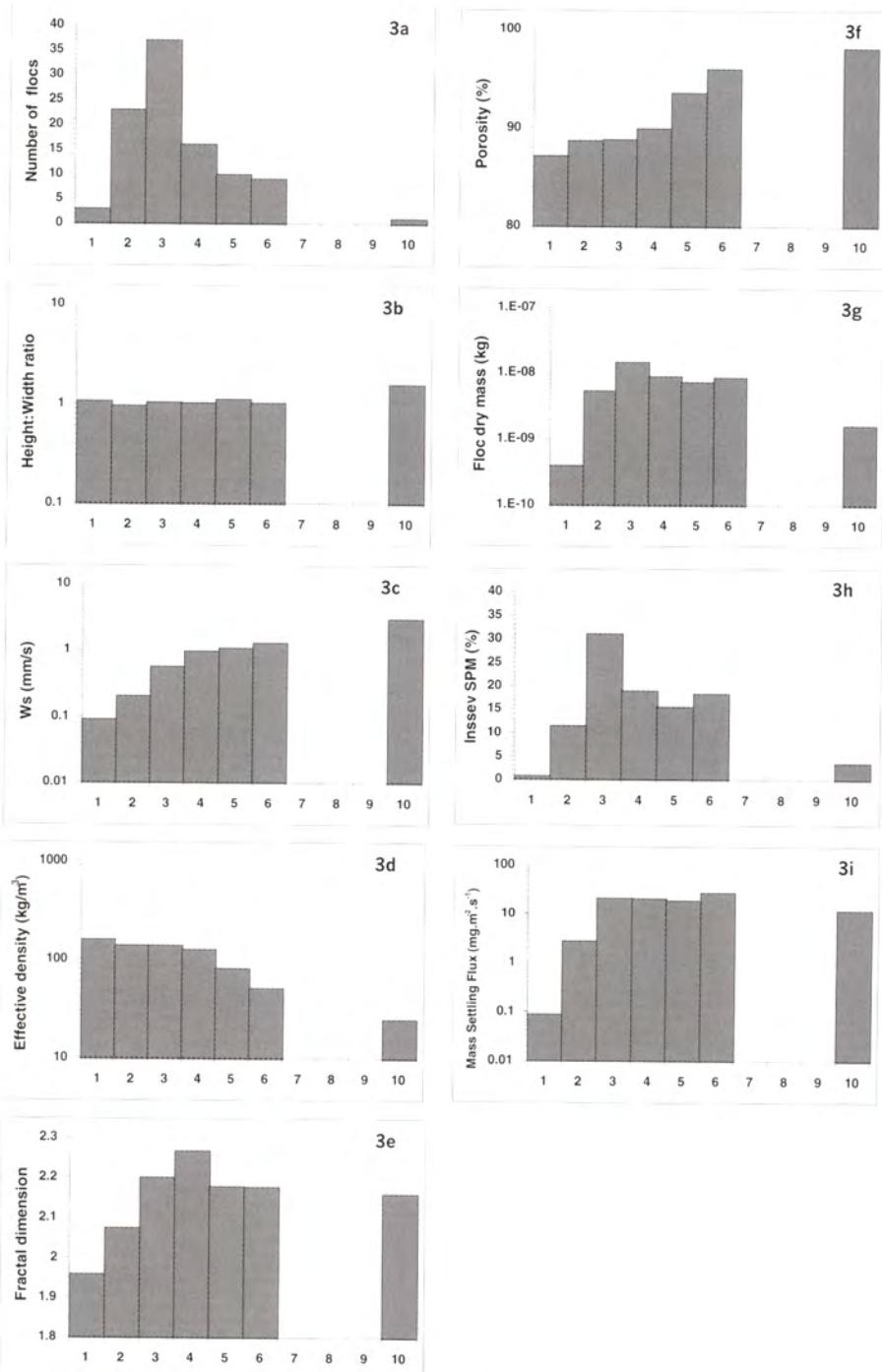


Figure 3 - Floc characteristics histograms (sample 07 · 23/06/99).

Conclusion

The instrumentation obtained high quality floc and flow data permitting a thorough examination of the resultant ambient aggregation conditions.

A large proportion of numerical model simulations of cohesive sediment transport has represented W's by a single value of the order of 0.5 mm s^{-1} . This paper has shown this value to be only truly representative of the microfloc population.

The macroflocs generally had high W's ($1\text{-}3.5 \text{ mm/s}$), low effective densities ($120\text{-}27 \text{ kg/m}^3$), and were typically weak and highly porous (90-98%).

The importance of the macrofloc influence within the Gironde estuary sedimentational regime is demonstrated by their dominance of the mass settling flux.

Bibliographic references

- Dyer K.R., Manning A.J., 1999. Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions. *J. Sea Res.*, 41, 87-95.
- Christie M.C., Quartley C.P., Dyer K.R., 1997. The development of the POST system for *in situ* intertidal measurements. The 7th Int. Conf. on Elec. Eng. in Oceanogr., 23-25 June 1997, Conf. Publ., 439, 39-45.
- Eisma D., Schuhmacher T., Boekel H., Van Heerwaarden J., Franken H., Lann M., Vaars A., Eijgenraam F., Kalf J., 1990. A camera and image analysis system for *in situ* observation of flocs in natural waters. *Neth. J. Sea Res.*, 27, 43-56.
- Fennessy M.J., Dyer K.R., Huntley D.A., 1994. INSSEV: an instrument to measure the size and settling velocity of flocs *in situ*. *Mar. Geol.*, 117, 107-117.
- Kranenburg C., 1994. The fractal structure of cohesive sediment aggregates. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 39, 451-460.
- Manning A.J., Dyer K.R., 1999. A laboratory examination of floc characteristics with regard to turbulent shearing. *Mar. Geol.*, 160, 147-170.
- Manning A.J., Fennessy M.J., 1997. Inssev (*In situ* settling velocity instrument) - 1.3: operator manual. Institute of Marine Studies, University of Plymouth, 25 p.
- Mehtra A.J., Partheniades E., 1975. An investigation of the depositional properties of flocculated fine sediment. *J. Hydrol. Res.*, 92(C13), 361-381.
- Soulsby R.L., 1983. The bottom boundary layer of shelf seas. In: *Physical Oceanography of coastal and shelf seas*. Johns B. (ed.), Elsevier, New York, 189-266.
- Winterwerp J.C., 1997. A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediment. *IAHR J. Hydraulic Eng.*, 36(3), 309-326.

Chronology of the Holocene infill of the Gironde periestuarine marshes (SW France)

Laurent Massé⁽¹⁾, Bérengère Clavé⁽¹⁾, Jean-Pierre Tastet⁽¹⁾,
Marie-Françoise Diot⁽²⁾, Patrick Lesueur⁽³⁾

(1) Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,

UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

(2) Centre national de préhistoire, département palynologie, UMR-CNRS 9933,
38 rue du 26^e R.I., 24000 Périgueux, France

(3) Université de Caen, laboratoire de géologie marine, URA-CNRS 1694,
esplanade de la Paix, 14032 Caen Cedex, France.

masse@geocean.u-bordeaux.fr

Abstract

Sedimentological, micropalaeontological and palynological investigations coupled with radiocarbon dating were carried out on more than 20 cores collected in the Holocene marshes of the Gironde estuary and on the adjacent shelf mud patches, in order to reconstruct the chronology of these deposits over the last 6 000 years. The results show a very clear progradation of the highstand systems tract towards the shelf. Between 6 000 and 5 000 BP, the lateral valleys of the middle and internal part of the estuary were rapidly filled and occupied by peat-bogs. Between 6 000 and 2 000 BP, the main accumulation area of fluvial suspensions had moved downstream towards the lower part of the estuary, close to the present-day estuary mouth. After 2 000 BP, the reduced accommodation space within the estuary led to an increased exportation of sediment towards the shelf, where the mud patches began accumulating.

Résumé

Plus de vingt carottes prélevées dans les marais de l'estuaire de la Gironde et dans les vasières de la plate-forme adjacente ont fait l'objet d'analyses sédimentologiques, micropaléontologiques et palynologiques couplées à des datations au ^{14}C , afin de reconstituer la chronologie de ces dépôts au cours des derniers six mille ans. Les résultats montrent une très nette progradation du prisme de haut niveau marin vers la plate-forme. Entre 6 000 et 5 000 BP, les vallées latérales des zones médiane et interne de l'estuaire sont rapidement comblées et occupées par des tourbières. Entre 6 000 et 2 000 BP, la zone d'accumulation principale des suspensions estuariennes s'est déplacée vers l'aval, à proximité de l'embouchure. Après 2 000 BP, l'estuaire atteint un profil d'équilibre et la majorité des suspensions est exportée vers la plate-forme où les vasières commencent à s'individualiser.

Introduction

The Gironde has the largest surface area of any estuary in Europe, and is formed by the confluence of the Garonne and Dordogne rivers (fig. 1). The seaward sloping thalweg is incised into a Tertiary carbonate substratum and has a maximum depth, at the mouth of the Gironde, of 45 m below the present M.S.L. (Allen & Posamentier, 1993). The morphology of the Gironde estuary is typical of wave and tide dominated estuaries, consisting of meandering upper estuary channels with tidal dominated sand and mud estuarine point bars; a mid-estuary funnel-shaped channel containing linear tidal sand bars and estuarine mud; and an estuarine mouth with deeply scoured (35 m) tidal inlet terminating seaward and landward in sandy shoals.

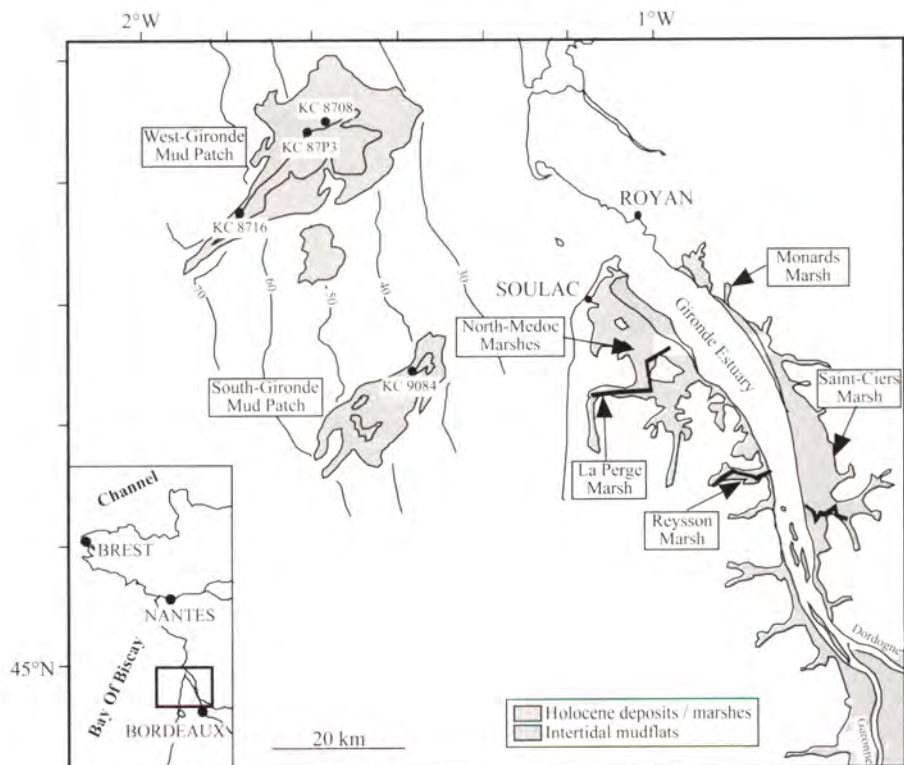


Figure 1 - Map of the Gironde estuary area and adjacent shelf showing the distribution of Holocene sediments. Location of Kullenberg cores on the shelf is shown by black dots, location of percussion core transects in the estuarine marshes is shown by black bold lines.

The incised valley of the Gironde was inundated by the sea approximately 10 000 BP. At this time the S.L.R. was larger than the sediment supply, and this produced a large accommodation space in which transgressive tidal-estuarine muds and sands were deposited (transgressive

systems tract; Allen & Posamentier, 1993). As the rate of S.L.R. decreased around 6 000-4 000 BP sedimentation became more pronounced and began to noticeably decrease the available accommodation space. Landward derived fluvial sediments began to prograde over the tidal muds and sands (highstand systems tract; Allen & Posamentier, 1993).

The aim of this work is to present a synthesis of current knowledge on the chronology of the Holocene infill of the Gironde estuary (highstand systems tract), based on five local studies representative of (1) the internal and median parts of the estuary, (2) the estuary mouth area (3) the shelf mud patches.

Data and methods

This work is based on lithological (textures and structures), mineralogical, micropalaecontological and palynological investigations of over 20 percussion cores (estuarine marshes) and 4 Kullenberg cores (shelf mud patches) collected since 1992. The main lithological and/or palaeoenvironmental changes were dated for each site using ^{14}C chronology.

Results and discussion

The internal and median parts of the estuary

Just after the incised valley was inundated (6 000-5 000 BP), the main accumulation area of landward derived fluvial sediments was located in the middle part of the estuary (fig. 2), where the present-day funnel-shaped channel is developed.

In this area, the largest expanse of coastal wetlands occurs on the eastern bank (Saint-Ciers marsh; Mellalieu *et al.*, in press; fig. 1). A geoarchaeological approach, incorporating borehole survey, sedimentological and diatom analysis, radiocarbon dating, archaeological, documentary and cartographic evidence, shows that the bulk of the Holocene sequence is characterized by clay-silt sedimentation under marine-brackish estuarine conditions in intertidal mudflat, and potentially saltmarsh, environments. These deposits are topped by a peat unit, developing over the whole area as soon as 5 600 BP. In more recent periods, three negative sea-level tendencies appear to have occurred, but their exact time and duration are difficult to determine.

On the western bank, coastal wetlands are much more restricted, but available data in a small elongated marsh of the central Médoc peninsula (Reysson marsh; Massé *et al.*, in press, fig. 1) show a very similar pattern. The bulk of the depression is filled by a grey-green clay deposited during a short period of time (hundreds of years) at the beginning of the Holocene transgression. From 6 000 BP to the present, the Reysson marsh has been a peat-bog isolated from the estuary, except for a short period of flooding (single storm event or a few decades) in the central part of the marsh some time around 4 600 BP.

The estuary mouth area

Around 6 000-2 000 BP, the main accumulation area of landward derived fluvial sediments had moved downstream towards the lower part of the estuary, close to the present-day estuary mouth (fig. 2).

Pre-6 000 BP

6 000-5 000 BP

5 000-2 000 BP

Post-2 000 BP

20 km

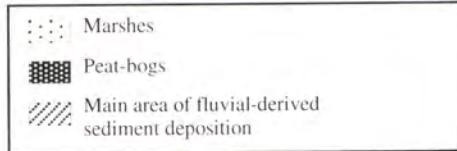


Figure 2 · Schematic palaeogeographical maps showing the progression of the main accumulation areas of fluvial suspensions towards the shelf.

The largest expanse of coastal wetlands in this area occurs on the western bank (North Médoc peninsula; Pontec *et al.*, 1998; fig. 1), where salt marshes developed in the valleys between hills of Pleistocene gravel terraces. Peat-bogs are restricted to the head of the valleys, whereas the major part of the infill consists of clay-silt. Around 2 800-2 500 BP a chenier-type shelly and sandy ridge ("Cordon de Richard", Clavé & Massé, in

press) formed at the seaward edge of a first generation of marshes, possibly as a result of increased storminess or positive sea-level tendency. On the eastern side of the ridge, a second generation of marshes began to form. Reclamation of the first and second generations of marshes occurred during the 17th and 18th Century, respectively.

Coastal wetlands areas are much more restricted on the eastern bank of the estuary. In the small Monards marsh (Massé *et al.*, in press; fig. 1) facies distribution and foraminiferal evidence show that the maximum of the transgression occurs around 5 600-5 400 BP. The overlying deposits show a regressive pattern prograding towards the estuary. Within this interval, a slight positive tendency in sea-level around 2800 BP may be contemporaneous with the formation of the "Cordon de Richard" on the opposite bank.

The shelf mud patches (fig. 1)

Sedimentation within the estuary gradually decreased the accommodation space and led to the increased export of sediment to the shelf after 2000 BP (fig. 2), when the West-Gironde (WGMP) and South-Gironde (SGMP) mud patches began accumulating (Lesueur & Tastet, 1994; Lesueur *et al.*, 1996). These two units overlap the sands and gravels covering the North Aquitaine continental shelf. This process was also aided by climatic and anthropogenic factors (deforestation in the catchment area). Comparison between available cores suggests that at first there was a concentration of sedimentation at the site of the SGMP and in the inner zone of the WGMP, whereas later, sedimentation was concentrated on the outer zone of the WGMP, as testified by the preponderance of pollen which records the afforestation of Les Landes (19th Century).

Acknowledgments

This work was supported by the CNRS programme "Morphogénèse, paysages et peuplements holocènes en Aquitaine", by the EC-funded Human Capital and Mobility Network (CHRX-CT94-0541) "Coastal Environments", and by the EC LIFE programme (97 ENV/UK/000510) "Coastal Change, Climate and Instability". The authors would like to thank S. Alfonso, D. Coquillas, L. Marambat, T. McMillen, S.J. Mellalieu, N.I. Pontee and J.H. Wang for their considerable input in the results presented here.

Bibliographic references

- Allen G.P., Posamentier H.W., 1993. Sequence stratigraphy and facies model of an incised valley fill: the Gironde estuary, France. *J. Sediment. Petrol.*, 63 (3), 378-391.
- Clavé B., Massé L., (in press). The "Cordon de Richard": morphology and internal structures of a 2,500 year-old Chenier-type ridge in the Gironde estuary area (SW France). *Quater. Int.*

- Lesueur P., Tastet J.P., 1994. Facies, internal structures and sequences of modern Gironde-derived muds on the Aquitaine inner shelf, France. *Mar. Geol.*, 120, 267-290.
- Lesueur P., Tastet J.P., Marambat L., 1996. Shelf mud fields formation withing historical times: examples from offshore the Gironde estuary, France. *Cont. Shelf Res.*, 16 (14), 1849-1870.
- Massé L., McMillen T., Tastet J.P., Capdeville J.P., Lapeyre R., Lesueur P., (in press). Holocene palaeoenvironments of the Reysson marsh on the western bank of the Gironde estuary, SW France. *Quatern. Int.*
- Massé L., Wang J., Tastet J.-P., (in press). Holocene palaeoenvironments and benthic foraminifera in the Monards marsh (Barzan, Gironde estuary, France). *Quatern. Int.*
- Mellalieu S.J., Coquillas D., Massé L., Alfonso S., Tastet J.-P., (in press). Holocene development of the east bank of the Gironde estuary: geoarchaeological investigation of the Saint-Ciers-sur-Gironde marsh. *Quatern. Int.*
- Pontee I.N., Tastet J.-P., Massé L., 1998. Holocene coastal changes near the mouth of the Gironde estuary, SW France. *Oceanol. Acta*, 21(2), 243-261.

Histoire du marais de La Perroche à l'Holocène : mise en place, comblement, paléoenvironnements

Bérénice Clavé, Pierre Carbonel, Laurent Massé,
Jean-Pierre Tastet

Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
b.clave@geocean.u-bordeaux.fr

Résumé

L'étude du comblement du marais de La Perroche (île d'Oléron, France) au cours des 6 000 dernières années montre un système soumis à une sédimentation de haut niveau marin réglée par une alternance d'influences marines, puis de plus en plus continentales pour aboutir à la morphologie actuelle.

Abstract

The study of the infilling of the La Perroche marsh (Oléron Island, S-W France) in the past 6000 years shows a high sea level sedimentation controlled by an alternance of marine influences becoming more and more continental until the present morphology was reached.

Introduction

Le marais de La Perroche, situé sur la côte sud-ouest de l'île d'Oléron (fig. 1), est un marais d'eau douce séparé de l'océan par un cordon dunaire continu. Topographiquement, il se marque par une légère dépression incluse dans la paléotopographie héritée du Crétacé moyen (André, 1986). Il apparaît une dissymétrie dans le remplissage de cette dépression, soulignée par la présence de dépôts importants de granulats dans la partie orientale du marais. Actuellement, le marais a évolué en pâturages, quelques zones étant restées marécageuses.

L'objectif de cette note est de suivre, à travers les signaux fournis par le sédiment et la faune fossile incluse, les différentes phases de comblement du marais en liaison avec les contraintes locales et, au-delà, les événements globaux.

À cet effet, plus de dix carottages à percussion ont été effectués afin de caractériser les environnements sédimentaires en termes de dynamique, puis de définir des séquences fauniques, en particulier à travers les assemblages d'ostracodes. L'analyse de ces signaux, en parallèle avec des datations au ^{14}C , a permis d'établir un scénario du remplissage

du marais depuis la stabilisation du niveau marin autour de sa côte actuelle, il y a un peu plus de 5 000 ans.

Les carottages ont été réalisés sur l'ensemble du marais ainsi que sur l'estran de la plage de La Perroche dans des nappes de tourbes affleurant à marée basse (fig. 1).

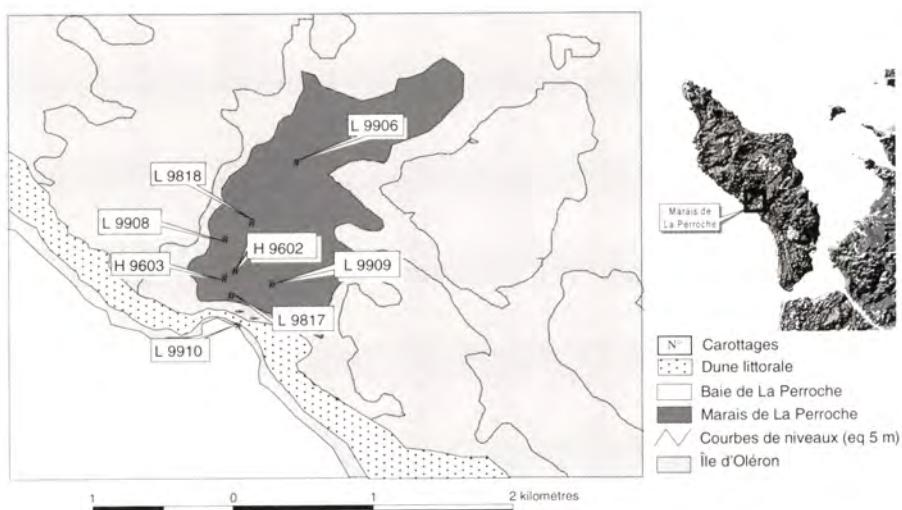


Figure 1 - Localisation du marais de La Perroche et des carottages.

Matériel et méthodes

Huit carottes, particulièrement représentatives des unités sédimentaires présentes dans le marais, ont été sélectionnées pour cette étude : H 9602, H 9603, L 9818, L 9908 dans la partie ouest du marais, L 9909 dans la partie est, L 9817 au sud, L 9906 au nord et L 9910 sur l'estran.

L'étude sédimentologique, basée sur la lithologie et la granulométrie, nous a permis de définir les paléoenvironnements successifs en termes de dynamique et de types de dépôts.

L'étude des paléofaunes et flores a donné des informations sur les paléoenvironnements hydrologiques, en particulier les périodes d'invasion des eaux marines ou, au contraire, d'installation de marécages d'eau douce à saumâtre. Plusieurs groupes ont été analysés :

- Les ostracodes ont été comptés et répertoriés selon les espèces. Ils ont été regroupés en quatre associations appartenant à deux domaines différents : continental comprenant les ostracodes d'eau douce et d'eau saumâtre, et marin composé par des espèces côtières et marines au sens strict (Carbonel, 1980) ;
- Les foraminifères benthiques ont été estimés en termes de présence-absence ;
- Les charophytes, la plupart du temps sous forme de gyrogonites, ont fait l'objet d'une évaluation semi-quantitative.

Nous donnerons successivement une interprétation de ces sondages ainsi que les informations chronologiques obtenues par datations au ^{14}C . Ensuite, nous effectuerons des corrélations permettant de saisir l'évolution de l'ensemble du marais sur deux coupes comprenant les principales carottes étudiées (fig. 2, 3).

Résultats

La carotte H 9602 témoigne à sa base d'une période d'érosion du substrat avec un degré d'énergie élevé. Ensuite, se développe une première phase de comblement au cours de laquelle la communication avec la mer est établie, permettant l'arrivée de faunes marines déplacées dans un milieu saumâtre où le degré d'énergie est relativement peu élevé. Puis, le dépôt de tourbes traduit l'établissement d'un marais où les eaux probablement acides interdisent le développement d'une faune carbonatée. Ce dépôt s'étend entre $4\ 870 \pm 50$ ans BP (1,6m sur tourbes) et $3\ 740 \pm 50$ ans BP (55 cm sur tourbes). Enfin, au sommet, le marais est envahi par des eaux continentales, les communications avec la mer sont coupées.

La carotte H 9603 confirme qu'après une phase d'érosion du substrat calcaire, a lieu le remplissage de la dépression par une alternance d'argiles et de sables contenant quelques individus côtiers déplacés, témoins d'une période d'invasion marine. Les tourbes ne sont ici présentes qu'à l'état de traces. Les formations argilo-sableuses du sommet, d'où les faunes côtières ont disparu, montrent la rupture des communications avec le milieu marin. Après l'érosion des formations calcaires du substratum, la carotte L 9818 montre une période de mise en eau à la fois par établissement de communications avec le milieu marin et par une alimentation en eau douce de l'arrière-pays. Les sédiments déposés alors contiennent une faune essentiellement saumâtre. Les argiles sableuses à 1,85 m ont fourni un âge de $5\ 850 \pm 40$ ans BP (AMS sur ostracodes). La rupture progressive des communications avec la mer se marque par un changement dans la composition des faunes qui deviennent dulçaquicoles. Par la suite, s'installe un marais dépourvu de faune comme en témoigne la présence d'un niveau de tourbe qui s'est développé entre $5\ 290 \pm 50$ ans BP (1,45 m sur tourbes) et $3\ 630 \pm 50$ ans BP (20 cm sur tourbes). Au sommet de la carotte, se produit une dernière entrée d'eau salée liée à une ouverture très brève du cordon dunaire, comme le souligne l'ostracofaune.

L 9908 témoigne au départ de conditions d'énergie élevées marquées surtout par des dépôts détritiques entre lesquels s'intercalent quelques phases de décantation d'argiles. Puis, la dynamique de remplissage devenant plus faible, quelques faunes saumâtres et dulçaquicoles ont pu de développer. Suit alors une période de marais datée entre $5\ 270 \pm 70$ ans BP (197,5-200 cm sur tourbes) et $4\ 140 \pm 70$ ans BP (92,5-95 cm sur tourbes). Les conditions du milieu ne permettent pas alors l'apparition de faunes d'ostracodes. Une dernière phase d'invasion marine, probablement fugace, intervient ensuite, apportant des faunes côtières remaniées.

Le sédiment de la carotte L 9909 est totalement différent de celui des autres. Il est le témoin d'un niveau d'énergie élevé qui a permis un comblement très rapide et précoce du site par des sédiments grossiers dépourvus de faune, mettant cette partie du marais hors d'atteinte des dépôts ultérieurs.

La carotte L 9817, malgré sa position géographique proche du cordon littoral, apparaît comme la moins soumise aux influences marines avec une séquence sédimentaire relativement homogène comprenant presque uniquement des argiles. Très tôt dans la carotte, à 2,90 m ($3\,080 \pm 40$ ans BP; AMS sur lamelli-branches), se développent des faunes majoritairement d'eau saumâtre avec quelques rares individus marins, seuls témoins ici d'une entrée d'eau marine. Rapidement, dans les argiles, la faune devient dulçaquicole (1,60 m : $2\,710 \pm 40$ ans BP; AMS sur ostracodes). La faune disparaît avec l'installation de tourbes à partir de 1,10 m ($2\,070 \pm 70$ ans BP). Cette évolution est à relier à une situation isolée du site dans le marais, proche du cordon, mais à l'écart de dépôts distribués par le chenal. Les âges mesurés indiquent un dépôt nettement plus récent que ceux à faune saumâtre ou marine relevés sur les autres sites.

La carotte L 9906 ne présente pas de dépôt de tourbes. Les épisodes de développement de la faune sont également comparables à ceux observés dans la carotte H 9602, excepté au sommet où la présence d'une faune saumâtre peut s'expliquer par une ouverture du cordon littoral laissant pénétrer les eaux marines qui n'arrivent qu'en très faible quantité au fond du marais sur ce site qui, rappelons-le, est le plus éloigné de la côte. Une datation au ^{14}C effectuée à 97 cm (AMS sur lamellibranches) a donné un âge de $3\,170 \pm 40$ ans BP.

La carotte L 9910 montre des sédiments déposés dans des conditions de faible énergie. La faune n'apparaît qu'à la base de la tourbe et correspond à des milieux d'eau douce sans aucune arrivée d'eau marine (pas de faune saumâtre ni de foraminifères, mais des mollusques d'eau douce). La tourbe sus-jacente est azoïque et perforée à son sommet par des mollusques actuels.

Discussion

Afin de mieux comprendre les relations des sites entre eux, nous avons regroupé les huit carottes selon deux coupes, l'une S-N (coupe A, figure 2 : L 9910, L 9817, H 9602, L 9818, L 9906), l'autre, NW-E (coupe B, figure 3 : L 9908, H 9603, H 9602, L 9909).

La coupe A permet de mettre en évidence deux niveaux de tourbes. Le premier apparaît entre 5 000 et 3 500 ans BP. Ces dates sont voisines de celles obtenues par Gabet (1973). Elles correspondent à la même période de formation d'une tourbière continentale qui s'est développée dans la partie ouest du marais.

L'autre niveau de tourbes se met en place après 2 100 ans BP. Il n'apparaît que sur le site de L 9817 et témoigne d'une période plus récente d'isolement du marais. Ce site est placé sur un point haut du substrat et montre le comblement d'un chenal creusé à travers des formations plus anciennes.

Ces deux niveaux de tourbe sont apparemment l'indice du développement et du fonctionnement de marécages lors de fermetures du marais. L'observation détaillée de ces tourbes montre que leur sommet est érodé. Les datations au ^{14}C réalisées au sommet de ces tourbes ne permettent donc pas de connaître avec précision la date à laquelle leur développement a cessé.

Par conséquent, une période transgressive conduisant à l'arrêt de formation de la première génération de tourbières et à l'érosion du sommet de ces formations ne peut être estimée qu'entre 3 500 et 2 100 ans BP, date à laquelle la seconde génération de tourbes apparaît. L'hypothèse d'un arrêt de développement de cette tourbière vers 2 800 ans BP peut être avancée. En effet, c'est à cette période que l'on retrouve, dans l'estuaire de la Gironde, plusieurs indicateurs d'un épisode dynamique exceptionnel, marqué par la mise en place, vers 2 800 ans BP, du cordon coquillier de Richard (Pontee *et al.*, 1998; Massé *et al.*, sous presse). De plus, dans les marais estuariens situés à proximité de l'embouchure, des sédiments datés de la même période montrent une tendance positive du niveau marin (Massé *et al.*, sous presse).

Au nord, le marais est occupé par un important corps sablo-graveleux. Il correspond au produit de l'érosion du substrat calcaire et a été mis en place par une dynamique fluviatile élevée liée à la période de déglaciation (André, 1986).

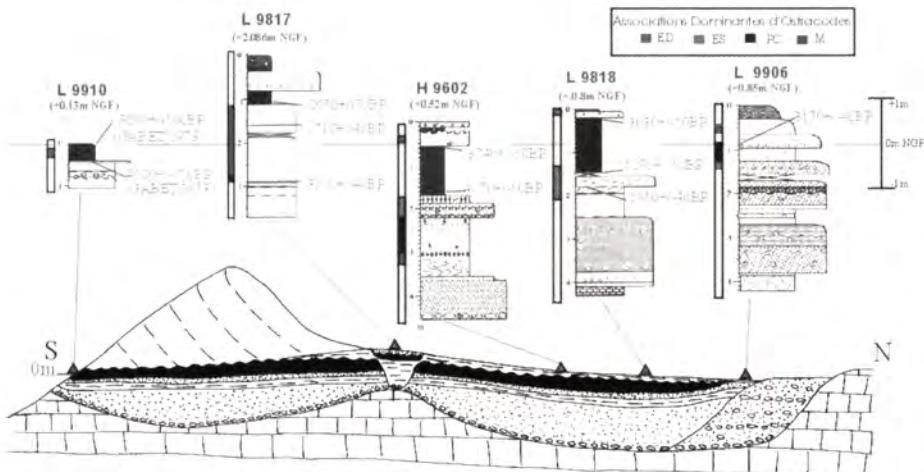


Figure 2 . Coupe A à travers le marais.

La coupe B ne montre que le premier des deux épisodes de développement de tourbe mis en évidence sur la coupe A (5 000-3 500 ans BP). On remarque que le corps sédimentaire sablo-graveleux observé en tête de marais se développe également sur sa marge orientale, où ces graviers ont été exploités sur le site de L 9909.

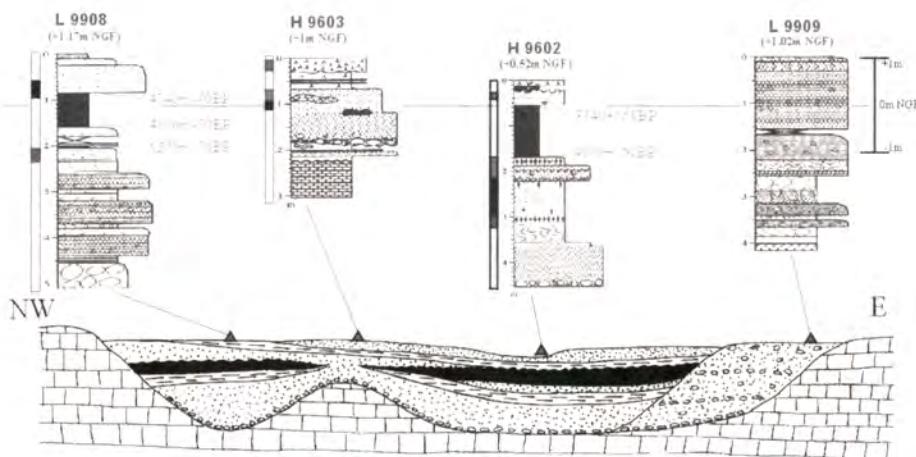


Figure 3 - Coupe B à travers le marais.

Les informations apportées par les sédiments et les faunes montrent une dissymétrie est-ouest dans le remplissage du marais. Son évolution, bien que soumise à des contraintes locales, s'inscrit dans un cadre plus général de l'évolution holocène du littoral charentais.

Pendant la dernière période glaciaire et au début de la déglaciation, il y a 10 000 ans BP, l'île d'Oléron se présente sous la forme d'un vaste plateau calcaire résultant d'une «activité tectonique et d'une érosion aérienne importantes au cours des périodes régressives plio-quaternaires». Ce plateau se trouve alors relié au continent par des massifs dunaires importants (André, 1986).

La fonte des glaces va entraîner la remontée du niveau marin qui a atteint un niveau proche du niveau actuel il y a environ 6 000 ans BP. La transgression flandrienne conduit à l'invasion des dépressions isolées en zones littorales. Oléron est devenue une île il y a environ 5 500 ans BP (André, 1986).

Le comblement du marais de La Perroche débute avec la remontée du niveau marin. Les dépôts sablo-graveleux correspondent à d'anciennes terrasses alluviales formées par une dynamique fluviatile importante au cours des débâcles glaciaires dues au réchauffement (André, 1986). Ce comblement est attesté par la présence de niveaux de sables grossiers et de galets, éléments remaniés du substrat ancien, à la base des carottes réalisées dans le marais. Compte tenu de la dissymétrie est-ouest des dépôts, il semblerait qu'un apport d'origine fluviatile plus important ait eu lieu à l'est, aboutissant à un comblement sablo-graveleux plus rapide et plus complet de cette zone du marais (L 9909 et L 9905).

Dans la partie ouest, le comblement se poursuit par la mise en place de niveaux sablo-argileux souvent coquilliers contenant des faunes caractéristiques d'eau saumâtre, montrant quelques espèces côtières et marines dans les carottes H 9602, H 9603 et L 9906. Cet épisode témoigne d'une

fermeture progressive de la dépression de La Perroche par l'apparition d'un cordon sableux de haut niveau marin. Le marais se présente alors sous la forme d'une lagune aux eaux saumâtres communiquant avec le milieu océanique par un chenal permettant la pénétration des eaux marines jusqu'aux sites des carottes H 9602, H 9603 et L 9906. L'observation des faunes d'ostracodes a révélé que les espèces côtières et marines retrouvées dans la carotte L 9906 correspondent à des individus déplacés. Il semble que l'entrée des eaux marines ne se faisait pas jusqu'au site de L 9906 mais que le courant de marée permettait le déplacement d'une faible partie des faunes marines jusqu'au nord du marais.

Par la suite, l'élargissement du cordon dunaire conduit à la fermeture totale de la dépression, qui sert alors de réceptacle aux eaux de pluie et de source et aboutit au développement de plantes aquatiques. Cet événement est marqué par la mise en place d'une nappe de tourbes sur l'ensemble du marais à partir de 5 290 ans BP (L 9818). Les datations annoncées par Gabet, en 1973, dans son étude sur le banc de tourbe de la plage de La Perroche (L 9910) confirment la période de mise en place de cet épandage tourbeux et montrent que le marais avait une extension vers le large plus importante qu'elle ne l'est actuellement. En effet, la poursuite de la remontée du niveau marin aboutit à l'érosion de la côte rocheuse et au déplacement du cordon dunaire vers le nord-est sous l'action des vents dominants. C'est vraisemblablement vers 2 800 ans BP qu'une tendance positive de remontée du niveau marin conduit à l'arrêt du développement des tourbières littorales et à l'érosion de leur sommet sous l'effet d'une dynamique accrue.

Au sommet des carottes, les formations tourbeuses ou argileuses surmontant la surface d'érosion contiennent essentiellement des faunes d'eau douce et d'eau saumâtre. Cette situation correspond à une phase où alternent fermetures totales du marais et très courtes périodes d'ouverture pendant que perdure l'alimentation en eau douce due essentiellement aux pluies.

Conclusion

Cette étude a permis de montrer une évolution du marais de La Perroche en six étapes distinctes :

- 1- Érosion du substrat calcaire cénomanien et mise en place d'un conglomérat sablo-graveleux sous l'action d'une dynamique fluviatile élevée. Cette phase se développe essentiellement au cours de la déglaciation. Ces dépôts envahissent la partie est de la dépression de La Perroche, empêchant toute sédimentation ultérieure ;
- 2- Remontée du niveau marin et invasion de la dépression; à l'ouest, se mettent en place des dépôts de sables et d'argiles contenant des faunes saumâtres à côtières (H 9602, H 9603 et L 9906) ;
- 3- Mise en place d'un cordon dunaire qui restreint les communications avec le milieu océanique. Les faunes observées deviennent saumâtres à

dulçaquicoles. Ces faunes disparaissent avec l'installation de marécages sur l'ensemble du site (à partir de 5 000 ans BP) ;
 4 Épisode transgressif vers 2 800 ans BP avec arrêt du développement des tourbières et érosion du sommet de ces formations ;
 5- Réouverture restreinte et épisodique du cordon responsable du mélange des eaux saumâtres (L 9817) à côtières (H 9602) et des eaux continentales dues aux pluies (H 9602) ;
 6- Fermeture définitive du cordon dunaire et retour à une période de développement de marécages à partir de 2 000 ans BP (L 9818).
 L'histoire du comblement du marais de La Perroche est donc liée à la fois aux événements locaux (mobilité du cordon dunaire et du positionnement du chenal permettant l'entrée des eaux marines) et globaux (érosion post-glaciaire, remontée du niveau marin) qui ont affecté le milieu depuis 10 000 ans BP.

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme EC-Life : Démonstration Programme « Coastal Change, Climate and Instability » (97ENV/UK/000510).

Références bibliographiques

- André A., 1986. Élaboration et analyse de cartes bathymétriques détaillées du proche plateau vendéo-charentais (golfe de Gascogne). Reconstitution des paléorivages de la transgression holocène. Thèse 3^e cycle, université de Bordeaux 1, 1-274.
- BRGM. Carte géologique de l'île d'Oléron, n° 657, 1/50000.
- Carbonel P., 1980. Les ostracodes et leur intérêt dans la définition des écosystèmes estuariens et de la plateforme continentale. Essais d'application à des domaines anciens. Mém. IGBA, 11, 1-350.
- Gabet C., 1973. Le banc de tourbe sur l'estran de la baie de La Perroche (île d'Oléron). Bull. Soc. Archéol. Hist. Charente-Marit., 25, 297-307.
- Massé L., Wang J., Tastet J.-P., (sous presse). Vertical accretion of the Holocene infill of the Monards marsh (Barzan, Gironde estuary, France). Quatern. Int.
- Massé L., Clavé B., (sous presse). Chronology of the Holocene infill of the Gironde estuary (SW France): a synthesis.
- Pontec N., Tastet J.-P., Massé L., 1998. Morphosedimentary evidence of Holocene coastal changes near the mouth of the Gironde and on the Médoc peninsula (SW France). Oceanol. Acta, 21(2), 243-261.

Modèle hydrodynamique de l'estuaire de l'Adour

Florence Sánchez⁽¹⁾, Patrick Prouzet⁽²⁾, Pascal Lazure⁽³⁾, Mohamed Amara⁽⁴⁾, Daniela Capatina⁽⁴⁾, David Trujillo⁽⁴⁾, Pierre Puiseux⁽⁴⁾

(1) Adera-Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

(2) Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

(3) Ifremer Brest, Del/ao, BP 70, 29280 Plouzané, France

(4) Université de Pau, laboratoire de mathématiques appliquées, France

Sanchez@st-peee.inra.fr

Résumé

Élaboré en dimension 1, le modèle hydrodynamique permet de simuler les vitesses de courant le long de l'estuaire en fonction du temps, en supposant que les variations de vitesse sont négligeables selon la verticale. La prise effective de la bathymétrie a été nécessaire pour améliorer les résultats du modèle. Une série de mesures de vitesse du courant a été effectuée pour évaluer les performances du modèle. Les résultats sont suffisamment encourageants pour envisager un modèle 2D puis 3D. L'objectif du travail est de réaliser un modèle 3D sur la partie aval de l'estuaire (soit une zone de 8 km depuis l'embouchure) qui prendra en compte l'avancée du front de salinité et de température. En amont de cette zone, un modèle 2D est suffisant car il n'y a pas de variations de salinité ni de température dans la colonne d'eau.

Abstract

The model is formulated in one dimension and calculates the longitudinal velocity distributions at various time-steps in a tidal cycle, assuming that the velocity's variation is negligible in the water column. In order to improve the results, we have introduced the bathymetry in a zone of 35 kilometres from the mouth. The model was validated by the means of a series of measures of the velocity in the Adour estuary. The results are sufficiently encouraging to envisage a two- or even three-dimensional model, which will also consider the unsteady salinity intrusion in the estuary.

Introduction

Un premier modèle, élaboré en dimension 1, a été réalisé par P. Lazure de l'Ifremer de Brest. Les résultats obtenus (c'est-à-dire la vitesse longitudinale et la hauteur d'eau) sont encourageants mais un modèle plus précis et complet est nécessaire pour étudier des cas complexes et variés tels que la dilution de rejets polluants, le transport des sédiments, la pénétration de la marée dans l'estuaire ou bien les comportements migratoires

des poissons en fonction des conditions hydrodynamiques. Le laboratoire de mathématiques appliquées de l'université de Pau travaille sur l'élaboration d'un modèle 2D, voire 3D, qui permettra une caractérisation hydrodynamique plus fine de l'estuaire de l'Adour.

Matériel et méthodes

Présentation du milieu physique

L'estuaire de l'Adour mesure 22 km de long jusqu'au port d'Urt qui constitue la limite de salure des eaux (fig. 1). La limite d'influence de la marée dynamique se situe à Dax sur l'Adour (à 65 km environ de l'embouchure). Il existe deux principaux freins à sa pénétration dans l'estuaire : l'embouchure dont la largeur n'excède pas 150 m et la présence d'un seuil d'un dénivelé de 10 m situé à 7 km de la mer au niveau du pont Saint-Esprit. Dans la zone aval de l'estuaire, il existe un front de salinité bien marqué jusqu'au pont Saint-Esprit. Au-delà, les eaux progressent de façon homogène (De Casamajor, 1995). L'estuaire de l'Adour peut être considéré comme verticalement homogène à partir du port, car il n'y a pas de variations de salinité ni de température dans la colonne d'eau.

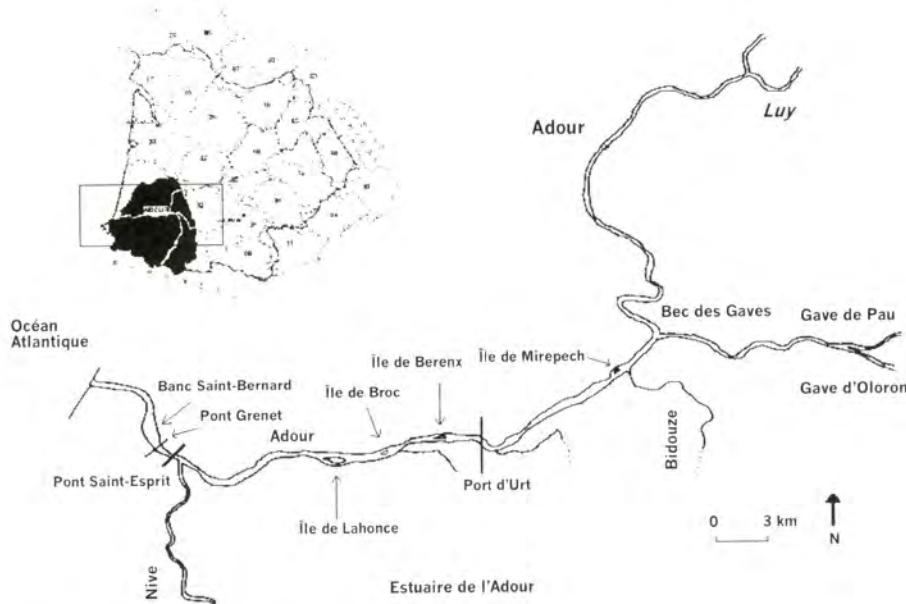


Figure 1 : Présentation de l'estuaire de l'Adour.

Description du modèle de circulation utilisé

Élaboré en dimension 1, le modèle décrit la force résultante entre les deux variables hydrologiques : coefficient de marée et débit fluvial. Il permet de calculer des valeurs moyennes de vitesse du courant le long de l'estuaire en fonction du temps, en partant de l'hypothèse que les vitesses sont homogènes dans toute la colonne d'eau.

Une première approche a été de considérer l'estuaire de l'Adour comme un canal de section rectangulaire. Les simulations obtenues reproduisaient de manière trop grossière la réalité. La prise en compte effective de la bathymétrie a été nécessaire pour améliorer le modèle. La maille choisie a été de 200 mètres.

Le frottement sur le fond est paramétré par le coefficient de Strickler. Sa valeur standard est de 40 (SI).

Résultats

Validation du modèle par des mesures de courant

Le modèle a été validé par des mesures de vitesse du courant effectuées sur l'Adour, d'une part, à station fixe au milieu du chenal et, d'autre part, le long de l'estuaire en fonction de la progression de la marée (période de flot). Les vitesses ont été moyennées afin de les comparer avec les résultats du modèle.

Les figures 2 et 3 montrent deux exemples de simulations, l'un représentant les résultats le long de l'estuaire et l'autre en point fixe.

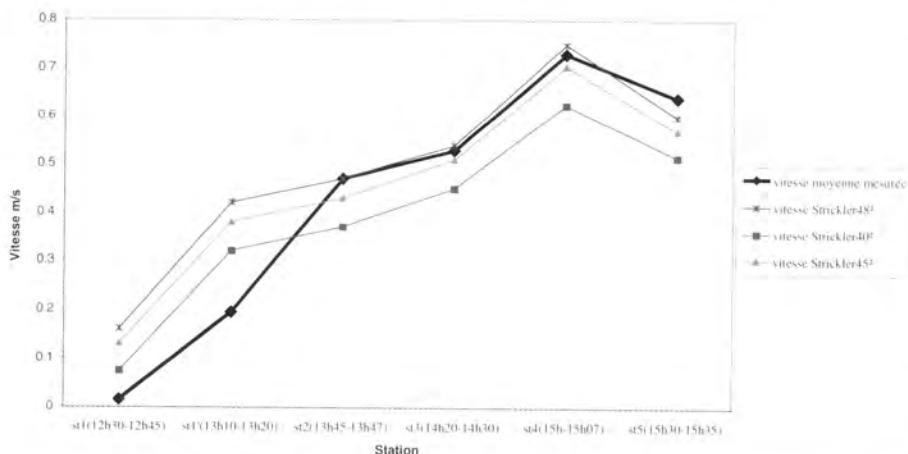


Figure 2 · Vitesses de courant calculées par le modèle avec modification du coefficient de frottement et vitesse moyenne observée le long de l'estuaire le 22 juillet 1998 (coeff : 83, débit : 95,4 m³/s, BM : 10 h 20 · PM : 16 h 40).

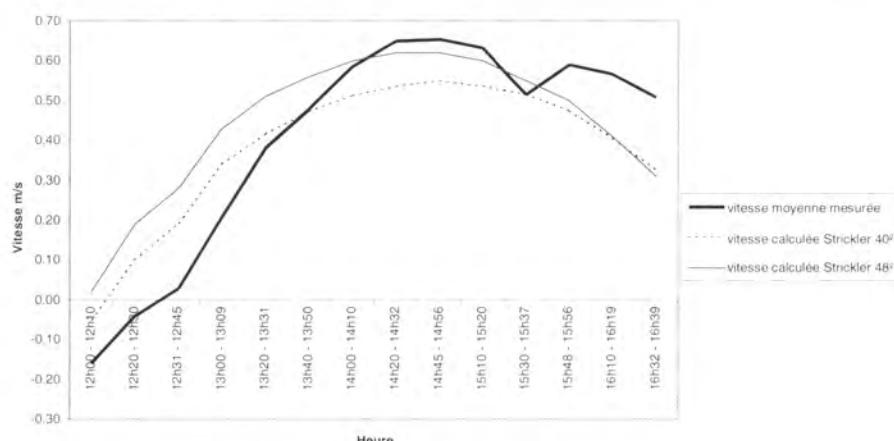


Figure 3 - Vitesses calculées par le modèle avec modification du coefficient de frottement et vitesse moyenne observée en station fixe le 6 août 1998 à la station 1bis située à 12 km de la mer (coeff : 74, débit : 106 m³/s, BM : 10 h 05, PM : 16 h 19).

Dans la figure 2, malgré une surestimation des vitesses données par le modèle pour les deux premières stations (écart de 0,2 m/s), les résultats sont assez concordants. Les vitesses observées varient entre 0,015 et 0,73 m/s et les vitesses calculées varient entre 0,16 et 0,75 mètre par seconde. Dans la figure 3, il existe un léger décalage entre la courbe calculée et la courbe observée. L'écart entre le modèle et les observations varie entre 0,03 et 0,2 mètre par seconde.

Applications du modèle 1D

Le modèle permet d'obtenir l'intensité et le sens des courants le long de l'estuaire ou à station fixe pour une période donnée. Il commence la simulation à partir de 00 h 00 de la date choisie. Le pas de sortie des résultats est variable. Dans les exemples traités ci-dessous, il est fixé à une heure.

Dans la figure 4, la variabilité des vitesses est forte et le sens du courant change suivant le cycle de marée. Les vitesses de courant sont négatives pendant le jusant et positives pendant le flot. Les cycles de marée sont bien marqués aux trois points fixes avec un décalage dans le temps. Le point de marée¹ apparaît vers 15 h 15 au niveau du Boucau, puis une heure et demie plus tard à la station 5, située à 21 km de l'embouchure.

¹ Point de marée : moment où s'équilibrent les courants de marée et du fleuve.

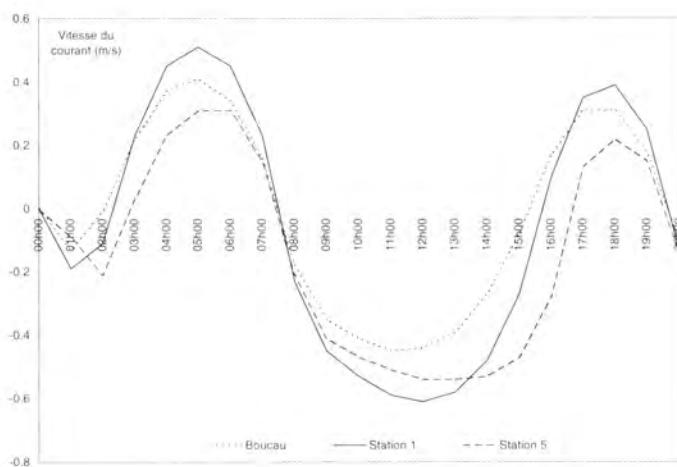


Figure 4 - Simulation de vitesse du courant en condition de débit et de coefficient moyens (débit : $361 \text{ m}^3/\text{s}$ et coeff : 72) sur un cycle de marée à partir du 28 janvier 1997 pour trois points fixes sur l'Adour (port du Boucau, station 1 à 10 km de la mer et station 5 à 21 km de la mer).

La figure 5 montre les résultats d'une simulation faite le 20 janvier 1998 en condition de crue ($1249 \text{ m}^3/\text{s}$). Les vitesses de courant sont négatives (le courant est toujours dirigé vers l'aval), quelles que soient l'heure de la marée et la position dans l'estuaire. Il n'y a pas de renverse.

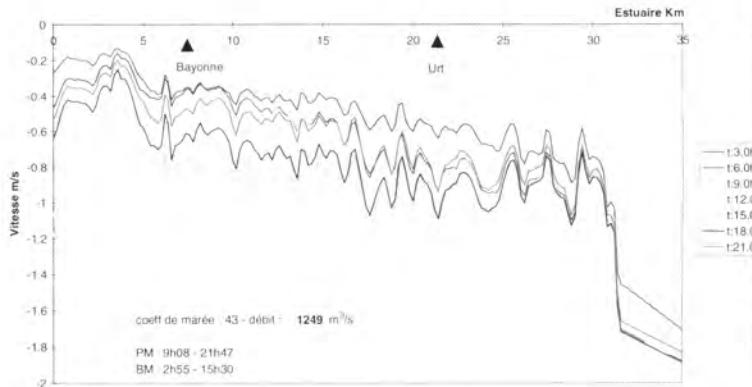


Figure 5 - Simulation de vitesse du courant en condition de crue et de faible coefficient de marée en fonction du temps le long de l'estuaire (20 janvier 1998 - débit : $1249 \text{ m}^3/\text{s}$ et coeff : 43).

Discussion et conclusion

La modélisation de la circulation des masses d'eau par un modèle unidimensionnel dans l'estuaire de l'Adour montre des résultats encourageants (même ordre de grandeur). Toutefois, les directions trans-

versale et verticale jouent un rôle important pour simuler l'intrusion saline par exemple, ou bien pour étudier le comportement des poissons suivant les conditions hydrodynamiques (concentration sur une rive préférentielle ou dispersion...). De même, la salinité et la température ont une incidence sur le comportement de remontée de certaines espèces comme les salmonidés migrateurs qui utilisent des zones de mélange pour s'adapter au changement de milieu.

Il est indispensable de considérer une modélisation hydrodynamique plus fine de l'Adour pour tenir compte à la fois des variations de salinité et de température dans la partie aval de l'estuaire et de l'hétérogénéité des vitesses de courant dans la colonne d'eau. Un modèle est en cours de développement au laboratoire de mathématiques appliquées à l'université de Pau. L'objectif est de réaliser un modèle 3D pour la partie aval de l'estuaire (embouchure, Pont Saint-Esprit) qui prendra en compte l'avancée du front de salinité et de température. En amont de cette zone, un modèle 2D fournira une estimation suffisamment précise de la vitesse, la salinité et la température étant supposées constantes. Enfin, sur la partie restante, un modèle 1D sera utilisé (Amara *et al.*, 2000).

Références bibliographiques

- Amara M., Capatina-Papaghieuc D., Puiseux P., Trujillo D., 2000. Étude de l'hydrodynamique de l'Adour. Journées du pôle DRAES, Ressources aquatiques, variabilité et qualité de l'environnement, Pau, 14-15 février 2000, 3 p.
- De Casamajor M.N., 1995. Mesures de salinité et de température dans l'estuaire de l'Adour. Rapp. Intern. Ifremer, 37 p.
- Prouzet P., Sánchez F., Lazure P., 2000. Modèle hydrodynamique à une dimension de l'estuaire de l'Adour : mise au point et calibration. Application à la modélisation de la migration de la civelle dans l'estuaire. Rapp. Intern. Ifremer, 25 p. + annexes.
- Sánchez F., Prouzet P., Lazure P., 2000. Élaboration et validation d'un modèle hydrodynamique à une dimension. Application à l'estuaire de l'Adour. Journées du pôle DRAES, Ressources aquatiques, variabilité et qualité de l'environnement, Pau, 14-15 février 2000, 16 p.

Evolution of the circulation pattern in the Ría of La Coruña (NW Spain): residence time in the harbor area

Moncho Gómez Gesteira^(1,2), Maite De Castro⁽¹⁾,
Juan José Taboada⁽¹⁾, Ricardo Prego⁽³⁾, Pedro Montero⁽¹⁾,
Flavio Martins⁽⁴⁾, Vicente Pérez Villar⁽¹⁾

(1) Universidad de Santiago de Compostela, Facultad de Física, Grupo de Física no lineal,
15706 Santiago, España

(2) Universidad de Vigo, Dpto Física Aplicada, Campus de Ourense, España

(3) Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC), Eduardo Cabello 6, 36208 Vigo, España

(4) Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex, Portugal

moncho@fmmeteo.usc.es

Abstract

A comparison between pristine and present disturbed conditions has been carried out in the Ría of La Coruña by means of a 3D baroclinic model. In this century, the shoreline and the circulation pattern of this area have been altered by the building of a harbour, a breakwater and a dam that controls the discharge of the main river (Mero) flowing into the estuary. In particular, the residence time in the harbour area has increased by more than 35% during the last century.

Introducción

The Galician coast, located in the NW part of the Iberian Peninsula, is very irregular, with a great number of coastal embayments, called rías. These rías can be divided in the so-called Rías Baixas, south of Cape Finisterre, and the Rías Altas in the northern part. The hydrodynamics of the Rías Baixas is mainly driven by tides, while the long-term circulation has been established to follow a two-layered residual pattern (Fraga & Margalef, 1979), with surface water leaving the ría and bottom water entering it. In the last years, the hydrodynamics of these rías has also been studied by means of numerical models (Gómez-Gesteira *et al.*, 1999; Taboada *et al.*, 1998; Montero *et al.*, 1999). The results obtained by these authors have confirmed the existence of a two-layered residual pattern underlying the tidal circulation. The Rías Altas of Galicia have received considerably less attention. One of these rías is the Ría of La Coruña, whose hydrography has been qualitatively described by Cabanas *et al.* (1987). They found a two-layered circulation related to the partially mixed estuarine nature of this ría. A 2D numerical model has been applied to this ría in order to study the currents driven by tides (Montero *et al.*, 1997). This work showed two eddies appearing in the central part of the ría, when the average over a period much longer than the tide period is considered. These eddies can be induced by the presence of a

breakwater in the middle part of the ría, showing an anthropogenic influence on the circulation in the ría. The presence of a dam in the river Mero, the main river in this area, has also some influence on the general circulation of the ría. Varela *et al.* (1994) have shown that, with the present river discharge, the ría can be considered a coastal bay instead of a ría, in the sense that the oceanic influence is the most important one.

Area under scope

The Ría of La Coruña is one of the 17 Galician rías located on the NW coast of the Iberian Peninsula. It has a north-south orientation with a length of only 5 kilometres. The Ría of La Coruña communicates with the coastal shelf by means of a mouth located in the northern part of the estuary. This mouth is 3 km wide and has an average depth of 25 metres. The mean volume of water in the ría is of about 251×10^6 cubic metres. The main freshwater run-off, corresponding to the river Mero, is located in the innermost part of the estuary. This river, according to data from the Confederación Hidrográfica del Norte de España, had an average discharge of $8.2 \pm 2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ over the period 1940-1987 (Vergara & Prego, 1997). A breakwater was built in the western coast in order to protect the harbour area. A plot of the shoreline can be seen in figures 1a (year 1918) and 1b (at present).

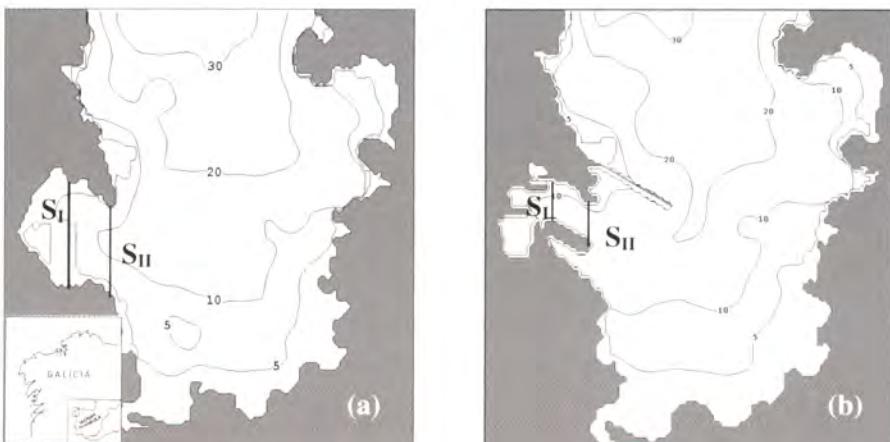


Figure 1 - Ría of La Coruña in (a) 1918 and (b) 1996. S_I and S_{II} represent the sections where residence time will be calculated.

The river Mero has a watershed of 345 km^2 and an annual precipitation of 996 millimetres. The main source of water in this basin is the rain (Rio-Barja & Rodríguez-Lestegas, 1992), which induces a level in the river depending on the rainfall pattern. Thus, the maximum river discharge under pristine conditions was found in January ($18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), and the minimum in August ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). The building of the Cecebre dam, in 1976, has changed this natural situation. A study of the data of the Confederación Hidrográfica del Norte de España shows that the seasonal

variations of the river discharge have been attenuated, being the maximum discharge of $9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in winter and $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in summer under present conditions.

Material and methods

The MOHID 3D, which is a primitive equation model based in the Navier-Stokes equations with Boussinesq and hydrostatic approximations, has been used in this study. The equations in a cartesian reference

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + A_H \cdot \Delta_H u + A_V \frac{\partial^2 u}{\partial z^2}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} + fu = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + A_H \cdot \Delta_H v + A_V \frac{\partial^2 v}{\partial z^2}$$

frame are:

where w is the vertical velocity and u, v the horizontal components. Δ_V and Δ_H are the vertical and horizontal turbulent viscosity coefficients. f is twice the angular velocity of the earth, g the gravitational acceleration, ρ_0 the reference density, T the temperature and S the salinity. K^T_V , K^T_H , K^S_V and K^S_H are the turbulent diffusivities of temperature and salinity, respectively.

$$\frac{\partial S}{\partial t} + u \frac{\partial S}{\partial x} + v \frac{\partial S}{\partial y} + w \frac{\partial S}{\partial z} = K^S_H \cdot \Delta_H S + K^S_V \frac{\partial^2 S}{\partial z^2}$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + w \frac{\partial T}{\partial z} = K^T_H \cdot \Delta_H T + K^T_V \frac{\partial^2 T}{\partial z^2}$$

The equations are solved using a finite volume algorithm (Martins, 1999). The horizontal and vertical eddy viscosity and diffusivity coefficients are assumed to be constant. The horizontal eddy viscosity and diffusivity are of $50 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, and $10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ the vertical ones. This value is kept constant at all layers, because the Ría of La Coruña has a small stratification and a great oceanic influence (Varela *et al.*, 1994). The equation of state, which gives the dependence of density on temperature and salinity, is taken from the literature (Leendertse & Liu, 1978). The horizontal grid mesh is 50 m in the two horizontal directions. The chosen vertical coordinate is a σ -coordinate, which is bottom and free surface fitted. To guarantee that the layers are far enough to prevent numerical instability in very shallow zones, a double σ -coordinate is used instead of a single one. The time step is 5 seconds. At the open sea boundary, sea level is imposed from tidal harmonic analysis of the measurements of a tidal gauge. Eighteen tidal harmonics, from data obtained by the Instituto Hidrográfico de la Marina, are used to reproduce tidal elevation. The river boundary is simulated through a 2D vertical model, considering

the upstream edge far enough from tidal influence. The freshwater run-off is imposed as a boundary condition in the 2D model. A relaxation time is supposed in order to impose heat and salt at the ocean boundaries from values outside the estuary, when water enters the estuary. Both are directly imposed at the river boundary. Heat and salt fluxes through the free surface are not considered.

Results and discussion

To calculate the residual current under pristine conditions a freshwater input of $18 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ was considered. A two-layered residual pattern for the residual circulation can be observed in figure 2a (surface layer) and figure 2b (bottom layer). Water is observed to leave the estuary through upper layers and to enter it through bottom layers. A similar circulation pattern was calculated under present conditions, with a freshwater run-off of $9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A two-layered residual pattern for the residual circulation was also observed in this case: figure 2c (surface layer) and figure 2d (bottom layer).

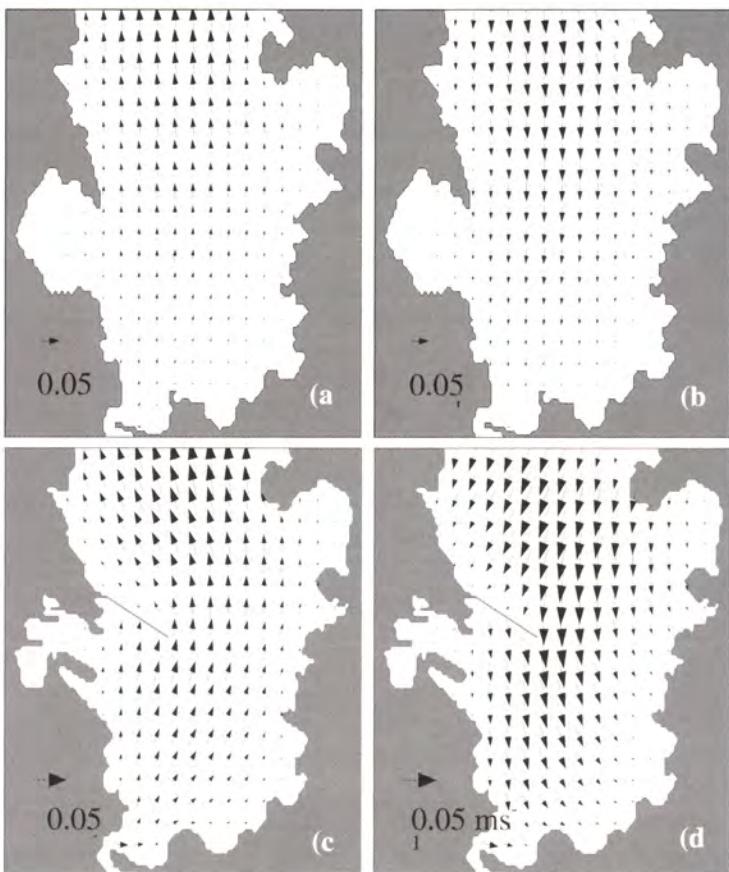


Figure 2 - Residual current calculated for 28 days under pristine conditions: (a) surface layer, (b) bottom layer and under present conditions (c) surface layer, (d) bottom layer.

The order of magnitude, about 0.05 m.s^{-1} , is similar in both cases. The highest velocity values can be observed near the mouth of the estuary. Although a two-layered residual circulation pattern appears in both cases, the presence of the dock induces a gyre in the middle part of the estuary. The differences between both patterns give rise to a different residence time in the harbour area, calculated at sections I and II (fig. 1a, 1b). A considerable increase, about 35%, in residence time can be observed after the building of the dock.

Residence time (days) under pristine and present conditions.

	Pristine	Present
Section I	28.7	42.6
Section II	24.9	39.0

Bibliographic references

- Cabanas J.M., Nunes M.T., Iglesias M.L., González M.L., Carballo R., 1987. Oceanografía de la bahía de La Coruña. Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 4, 21-28.
- Fraga F., Margalef R., 1979. Las Rías Gallegas. In: Estudio y explotación del mar en Galicia. Cursos y Congresos, University of Santiago, Santiago de Compostela, 101-122.
- Gómez-Gesteira M., Montero P., Prego R., Taboada J.J., Neves R., Pérez-Villar V., 1999. A two-dimensional particle tracking model for pollution dispersion in La Coruña and Vigo Rías (NW, Spain). Oceanol. Acta., 22, 167-177.
- Leendertse J.J., Liu S.K., 1978. A three-dimensional turbulent energy model for non-homogeneous estuaries and coastal sea systems. In: Hydrodynamics of estuaries and fjords. Nihoul J.C.J. (ed.), Elsevier Publ., Amsterdam, 387-405.
- Martins F., 1999. Modelação matemática tridimensional de escoamentos costeiros e estuarinos usando uma abordagem de coordenada vertical genérica. Tesis doctoral, Instituto Superior Técnico, Universidade técnica de Lisboa, Lisboa, 285 p.
- Montero P., Prego R., Gómez-Gesteira M., Neves R., Taboada J.J., Pérez-Villar V., 1997. Aplicación de un modelo 2D al transporte de partículas en la bahía de La Coruña. In: Actas del VIII Seminario Ibérico de Química Marina. Prego R., Fernández J.M. (eds). 131-136.
- Montero P., Gómez-Gesteira M., Taboada J.J., Ruiz-Villarreal M., Neves R., Prego R., Pérez-Villar V., 1999. On residual circulation of Vigo Ría using a 3D baroclinic model. Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 15,

- Prego R., Fraga F., 1992. A simple model to calculate the residual flows in a Spanish Ría. Hydrographic consequences in the Ría of Vigo. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 34, 603-615.
- Rio-Barja F., Rodríguez-Lestegás, 1992. Os ríos galegos. Morfoloxía e réxime. Consello da Cultura Galega.
- Taboada J.J., Prego R., Ruiz-Villarreal M., Gómez-Gesteira M., Montero P., Santos A.P., Pérez-Villar V., 1998. Evaluation of the seasonal variations in the residual pattern of the Ría of Vigo (NW Spain) by means of a 3D baroclinic model. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 47, 661-670.
- Varela M., Prego R., Canle M., Lorenzo J., 1994. The Ría of La Coruña is hydrologically a Ría? *Gaia*, 9, 3-5.
- Vergara J., Prego R., 1997. Estimación de los aportes fluviales de nitrato, fosfato y silicato hacia las Rías. In: *Actas del VIIIº Seminario Ibérico de Química Marina*. Prego R., Fernández J.M. (eds). 33-40.

Interpretación paleoambiental de las facies holocenas de Urdaibai (golfo de Vizcaya)

Ana Pascual⁽¹⁾, Olivier Weber⁽²⁾, Julio Rodríguez Lázaro⁽¹⁾,
Jean-Marie Jouanneau⁽²⁾, Fernando Caballero⁽¹⁾

(1) Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, Dpto de Estratigrafía
y Paleontología, Apdo 644, 48080 Bilbao, España

(2) Université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
gqppacua@lg.ehu.es

Resumen

Han sido estudiadas la sedimentología y la microfauna (foraminíferos y ostrácodos) de dos testigos sedimentarios extraídos de las marismas de la margen derecha de la ría de Gernika (sur del Golfo de Vizcaya). Se han reconocido cuatro episodios sedimentarios con una edad máxima de 6 400 años. El más antiguo muestra esta ría con características marinas y en especial hacia los 5 000 años BP, es decir coincidente con la pulsación que limita los estadios Atlántico y Subboreal. Este episodio finaliza con la pulsación transgresiva descrita en 2 500 años BP en trabajos previos. El segundo episodio (1 960 años BP) señala ambientes estuarinos submareales que van colmatándose paulatinamente hasta que en el episodio tercero aparece ya una marisma alta vegetada. El techo del testigo presenta un sedimento fino y escasa o nula microfauna indicativa del relleno del estuario. Esta marisma ha sido progresivamente aislada de la influencia mareal, bajo la acción antrópica, a partir del siglo XVIII.

Abstract

In this work have been analyzed the sedimentology and micropaleontological content (benthic foraminifers, ostracods) of two cores located at the right margin of the Urdaibai estuary (southern bay of Biscay). Four sedimentary episodes with a maximum age of 6 400 years have been recognized. During the first phase this area was under marine conditions, with a maximum marine influence at around 5 000 years BP, which is coincident with the pulsation described during the Atlantic-Subboreal transition. This episode ends with the transgressive pulsation described in previous works at 2 500 years BP. The second phase (1 960 BP) shows outer estuarine palaeoenvironments that were progressively filled, till the appearance of a vegetated marsh during the third episode. The core top bears fine sediment with very scarce microfauna indicative of the filling of this part of the estuary. This marsh, which is progressively isolated from the tidal influence, was anthropologically transformed from the XVIIIth Century onwards.

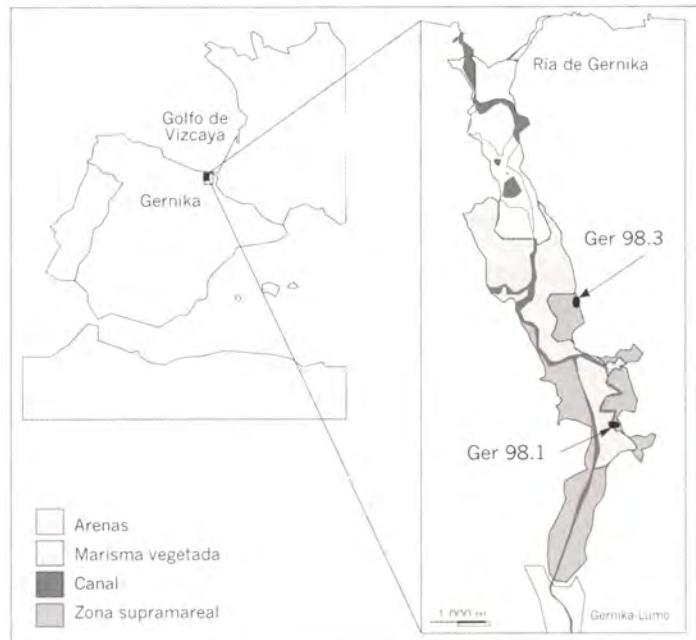
Introducción

La declaración del territorio de Urdaibai como Reserva de la Biosfera, hecha por la Unesco, otorga un régimen especial de protección de la ría de Gernika. Con una longitud de 10.6 km en línea recta (fig.) y una anchura máxima de 1 km, su profundidad media es de 2.6 m, llegando a alcanzar la amplitud mareal los 4 m en su tramo final. Dos tipos de substrato se suceden a lo largo del estuario: las marismas de cabecera con un sedimento limo-arcilloso y las arenas de la desembocadura que forman playas y bancos.

La situación actual protecciónista de la ría contrasta claramente con los datos que se poseen sobre su devenir histórico. Así, las marismas han sufrido descercaciones masivas que coincidieron con la fase de expansión agrícola de finales del siglo XVIII. Al tiempo que se ampliaban las tierras de cultivo, se conseguía erradicar los focos de fiebres palúdicas que desolaban esta región (Meaza & Ugarte, 1988). De esta manera se han desecado a lo largo de la historia unas 500 ha de marismas en la reserva de Urdaibai.

Material y métodos

Se estudian la litología y el contenido micropaleontológico de dos sondeos realizados en la margen derecha del estuario (fig.), extraídos por medio de un perforador modelo "Kullenberg core".



Localización del área de estudio.

Se efectuó un estudio sedimentológico consistente en la descripción del testigo en su apertura (litología, textura, estructuras sedimentarias, fauna, color, ciclicidad, etc.), junto con un análisis de radiografías (Scopix) y la realización de granulometrías por medio de un difractómetro laser Malvern Master Sizer. Los testigos sedimentarios fueron cortados cada centímetro, analizándose la fracción mayor de 63 µm para el análisis micropaleontológico, consistente en la extracción de 300 foraminíferos bentónicos y los planctónicos y ostrácodos presentes. Estos estudios se completaron con la realización de dataciones absolutas con ^{14}C , en conchas de moluscos, a cargo del laboratorio Beta Analytic Inc. en Florida, mediante el AMS (accelerator mass spectrometry).

Asociaciones micropaleontológicas

Tres asociaciones de foraminíferos y ostrácodos están presentes:

- *Cibicides lobatulus*, *Elphidium crispum*, *Rosalina globularis* y *Quinqueloculina seminula* (foraminíferos), *Carinocythereis carinata*, *Costa edwardsii* y *Luxoconcha guttata* (ostrácodos), indicadoras de ambientes marinos costeros ;
- *Ammonia tepida*, *Elphidium articulatum* y *Haynesina germanica* (foraminíferos), *Cythereis fischeri*, *Leptocythere castanea*, *Leptocythere psammophila* y *Luxoconcha elliptica* (ostrácodos), especies de estuarios submareales (Athersuch *et al.*, 1989; Guillaume *et al.*, 1985 ; Murray, 1991 ; Pascual, 1992) ;
- *Jadammina macrescens* y *Trochammina inflata*, foraminíferos de marismas altas vegetadas.

Sondeo Ger 98-3

De 7,11 m de potencia, fue extraído a 750 m del canal principal de mareas a una cota de +3,20 m, en un polder en las coordenadas 43° 22,1' N-2° 40,2'). Se han observado cuatro unidades sedimentarias :

- Unidad 1 (base - 325 cm) : formada por arenas medias amarillas con restos de conchas (280 µm). A partir de los 550 cm se presenta una secuencia granulodecreciente que comienza con un nivel grueso conchífero datado en $5\,010 \pm 60$ años BP, seguida de una sedimentación arena-limosa gris hasta los 280 cm, donde aparece depositada una arcilla-limosa. El análisis radiográfico muestra estructuras netas oblicuas y subhorizontales de 400 a 180 centímetros. En este episodio sedimentario, de gran riqueza y diversidad, es dominante la asociación micropaleontológica indicadora de ambientes marinos costeros ;
- Unidad 2 : de 325 a 312 cm, aparece un limo-arenoso gris con una asociación de estuario submareal, donde disminuye la riqueza y diversidad específica ;
- Unidad 3 (310-115 cm) : hasta los 280 cm aparece depositado limo gris. Por encima, en el seno de una sedimentación fina, se registran dos intercalaciones de arenas finas limosas (263-220 cm y 205-150 cm). Son dominantes las especies de marismas altas vegetadas ;

- Unidad 4 : de 115 cm y a techo no aparece microfauna. El sedimento es más fino con una granulometría media de 12 µm. El análisis radiográfico muestra una red de raíces que desciende hasta los 2 m, pasando a través de estructuras subhorizontales difusas. Se trata de las antiguas marismas transformadas en un polder.

Sondeo Ger 98-1

Con 6 m de potencia, fue extraído a 500 m del canal principal de mareas a una cota de +10 m, en las coordenadas 43° 20,8' N-2° 39,5' W (ver fig). Muestra cuatro unidades sedimentarias :

- Unidad 1 : desde la base hasta 380 cm, se encuentra limo fino gris compacto con algunos fragmentos de conchas de moluscos. La asociación dominante, de baja diversidad específica, la componen en la base ejemplares de plataforma marina interna y hacia techo de ambientes de estuario submareal. Las datación absoluta realizada en el nivel 600 cm revela una edad de 6410 ± 70 años BP y la del nivel 390 cm aporta una edad de 2590 ± 50 años BP ;
- Unidad 2 : de 380 cm a 200 cm y a partir de un contacto erosivo, aparece una secuencia granulodecreciente (paso de arenas medianas y gruesas de color ocre a limo laminado gris con niveles orgánicos). Aparecen especies de estuario submareal, además de algunos ejemplares procedentes de la plataforma y otros de marismas altas vegetadas. Los datos sedimentológicos indican una ritmicidad mareal en un ambiente de estuario. La presencia de abundantes ejemplares de especies bentónicas de plataforma, junto con la existencia de formas planctónicas, señalarían sin embargo, episodios en los que esta zona de cabecera estuvo sometida a una mayor influencia marcal que en el tramo basal. La datación absoluta del nivel 341 cm indica una edad de 1960 + 70 años BP ;
- Unidad 3 : de 200 cm a 100 cm, se desarrolla una secuencia granulodecreciente (de arenas finas grises silíceas a limos grises más claros con algunos restos orgánicos negros). Aquí se registra la presencia en exclusiva de especies aglutinantes. Se trata de un tramo muy pobre en microfauna (desaparecen los ostrácodos). Estos datos indican un medio de marisma alta vegetada restringida, en fase de colmatación (Murray, 1991) ;
- Unidad 4 : desde 100 cm, se registra un paso de limos cada vez más jaspeados a otros de color ocre con presencia de raíces hacia techo. El tramo entre los 100 y los 50 cm es azoico; sin embargo en la superficie aparecen algunos ejemplares aislados de especies de estuario y marismas. Estos datos indican un medio colmatado, supramareal, afectado esporádicamente, sobre todo en los últimos años, por las grandes pleamaras equinocciales.

Interpretación paleoambiental

Las costas con rías se formaron en períodos de bajo nivel del mar, como consecuencia de la erosión de los valles fluviales. Al finalizar la glacación Würm, el nivel marino comienza su ascenso y las rías su proceso de relleno sedimentario. Este relleno comenzó en el sur del Golfo de Vizcaya alrededor de los 8 000 años BP (Cearreta, 1992). El ascenso del nivel marino se pudo dar de forma episódica (Ters, 1973) diferenciándose una serie de períodos de nivel del mar alto, aunque siempre por debajo del nivel actual. Uno de estos episodios, datado en 5 000 años BP, correspondería al paso del estadio Atlántico al Subboreal. Esta pulsación transgresiva parece observarse en el testigo Ger 98-3 donde a 513 cm la datación efectuada en los niveles más marinos de la Unidad 1 arroja una edad absoluta de 5 010 años BP. La sedimentación en ambientes marinos que refleja la Unidad 1, se daba en el estuario al menos desde hace 6 400 años, como lo demuestra la datación de la base del testigo Ger 98-1.

La transgresión marina del estadio Subatlántico (2 500 años BP), ya detectada en trabajos previos (Pascual *et al.*, 1998) es así mismo puesta de manifiesto en el testigo Ger 98-1, donde la datación absoluta efectuada a techo de la unidad 1, indica esa edad. El carácter marino se manifiesta en la presencia de sedimentos groseros y organismos de la plataforma. A continuación, el nivel del mar similar al actual hace que paulatinamente la ría se vaya colmatando sucediéndose ambientes protegidos de estuario, sobre los que se instaura gradualmente la vegetación de marisma, evolucionando a una marisma alta, que en el siglo XVIII es desecada por la acción antrópica.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto Urdaibai PU 97/8, financiado por el Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco.

Referencias bibliográficas

- Athersuch J., Horne D.J., Whittaker J.E., 1989. Marine and brackishwater ostracods. Synop. British Fauna (New Series). Linn. Soc. London, 43, 343 p.
- Cearreta A., 1992. Ecoestratigrafía (foraminíferos bentónicos) del relleno estuarino holoceno en el litoral vasco (Golfo de Bizkaia). Riv. It. Paleontol. Strat., 98(2), 243-266.
- Guillaume M.C., Peypouquet J.P., Tétard J., 1985. Quaternaire et actuel. Atlas des ostracodes de France. Mém. Elf-Aquitaine, 9, 337-377.

- Meaza G., Ugarte F.M., 1988. La transformación del espacio natural por el agrosistema vascocantábrico. Lurralde, 11, 137-147.
- Murray J.W., 1991. Ecology and palaeoecology of benthic foraminifera. Longman Scientific Technical, 397 p.
- Pascual A., 1992. Utilización de los foraminíferos bentónicos para un mejor conocimiento del medio ambiente en los estuarios vizcainos (Gernika y Bilbao). Rev. Esp. Micropaleont., XXIV (1), 33-57.
- Pascual A., Weber O., Rodríguez-Lázaro J., Jouanneau J.M., Pujos M., 1998. Le comblement de la Ría de Gernika (golfe de Gascogne) à l'Holocène terminal. Oceanol. Acta, 21(2), 263-269.
- Ters M., 1973. Les variations du niveau marin depuis 10 000 ans le long du littoral atlantique français. In: Le quaternaire: géodynamique, stratigraphie et environnement. 9^e congrès international Inqua, Christchurch, 114-135.

Water circulation induced by the wind in the inner part of a Galician ría (NW Spain): winter and spring situations

Maite De Castro^(1,2), Moncho Gómez Gesteira^(1,2), Ricardo Prego⁽³⁾,
Juan José Taboada⁽¹⁾, Pedro Montero⁽¹⁾, Vicente Pérez Villar⁽¹⁾

(1) Universidad de Santiago de Compostela, Facultad de Física, Grupo de Física no Lineal,
15706 Santiago, España

(2) Universidad de Vigo, Facultad de Ciencias, Dpto Física Aplicada, Campus de Ourense,
España

(3) Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC, Vigo, España.
uscfmmr@cesga.es

Abstract

The wind effect on water circulation was described by means of hydrodynamical measurements carried out in the Ría de Pontevedra (NW of Spain) from February to July 1998. The samples were measured at an anchored station situated in the inner part of the ría. It was observed a clear predominance of wind in the main estuary axis direction. Wind speeds higher than 4 m.s^{-1} are able to dominate the current at surface layers. Easterly winds force water to leave the estuary at surface layers while westerly winds force water to enter it.

Introduction

The Rías Baixas are located in the NW of the Iberian Peninsula. These rías behave as partially mixed estuaries with a two-layered residual circulation pattern (Prego & Fraga, 1992). They are characterized by a mesotidal and a semidiurnal tide which is the main factor of their dynamics. Typical tidal amplitudes of 2 m and 3 m were measured during neap and spring tides, respectively. In the Rías Baixas, upwelling events occur from April to October (Blanton *et al.*, 1987) when the average winds along the coast exert a southward surface stress causing an Ekman transport offshore. The tide, the freshwater contribution, the wind regime in the rías and the upwelling events control the water exchange between the rías and the shelf.

Due to their economical activity, the Rías Baixas have been extensively studied both by means of *in situ* measurements (Prego, 1990; Fraga, 1996) and by numerical models (Bermúdez *et al.*, 1996; Taboada *et al.*, 1998; Gómez Gesteira *et al.*, 1999).

The aim of this paper is to make a description of the currents measured in the inner part of the Ría de Pontevedra from February to July 1998 to study the wind effects on water circulation. An anchored station was considered in order to measure currents (fig. 1).

Area under scope

The Ría de Pontevedra (fig. 1) has a surface of 141 km², a mean depth of 31 m and a volume of 3.47 cubic kilometres. It is oriented in the SW-NE direction with the Lérez river in the innermost part of the ría and the Onza and Ons islands in the outer part of the estuary. The Ría de Pontevedra communicates with the coastal shelf by means of two entrances.

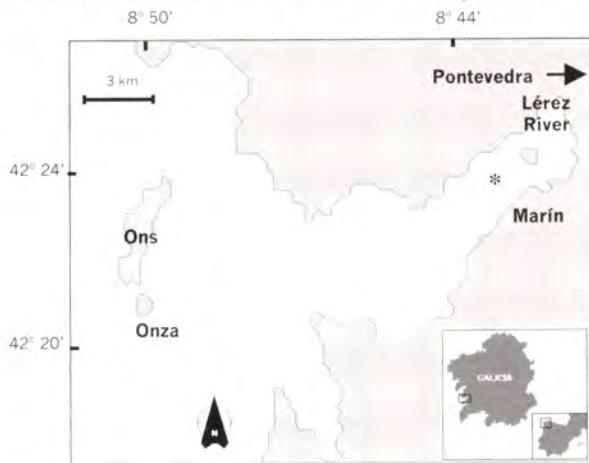


Figure 1 - Scheme of the Ría de Pontevedra. The anchored station is remarked by *.

The municipality of Pontevedra, which is located in the innermost part of the ría, is the biggest and most industrialized city in the area. The most important harbour is located in Marín, in front of Tambo islet in the inner part of the estuary.

The Lérez river is also in the innermost part of the Ría de Pontevedra. This river is the main freshwater input in the estuary. The monthly river run-off ranges from 2 to 80 m^{3.s⁻¹ following a pattern similar to the rainfall one. The monthly average of the river run-off is represented in figure 2 both for the period of measurements and for a period of twelve years (from 1980 to 1992).}

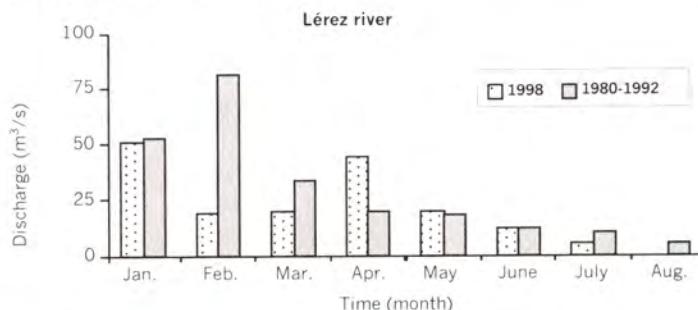


Figure 2 - Monthly average of the Lérez river discharge from 1980 to 1992 and for the period of measurements (January to August 1998). The monthly average for 1998 oscillates between 2 and 80 m^{3.s⁻¹ following a pattern similar to the rainfall one. Data were measured at a station near the river entrance.}

These estuaries are surrounded by steep hills that rise to over 300 m (young estuaries) which force wind to move in one direction. A ten-year average (1986-1996) of the wind regime and the wind regime during 1998 are shown in the compass rose of Pontevedra (fig. 3, a-b) measured at Marín harbour. In both representations, it is possible to observe the predominance of winds in the longitudinal axis of the Ría de Pontevedra. In the compass rose of 1998, NE winds are predominant.

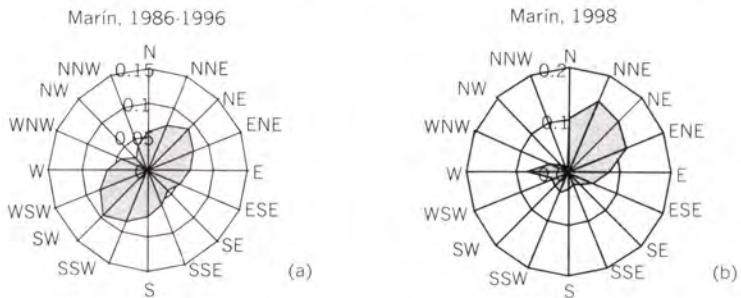


Figure 3 · Compass rose of the Ría de Pontevedra measured at Marín from 1986 to 1996 (a) and during 1998 (b). From a ten-year average, we can observe a predominance of the winds along the main axis of the ría. In (b), NE winds can be observed to be predominant in 1998.

Material and methods

To study the hydrodynamical characteristics of the Ría de Pontevedra a cruise was carried out every two weeks from February to July, 1998 on board the R/V "Mytilus". Hydrodynamical samples were taken at an anchored station located in the inner-middle part of the ría ($42^{\circ} 23.505'$ N and $8^{\circ} 44.290'$ W). The depth at this point was about 26 metres. This station is located at a point under the influence of the river discharge, tide and wind. So, this station is suitable for the study of the main currents in the estuary and the hydrographic response of the system due to changes in the external forcing factors.

To take current samples at the anchored station, the ship was anchored by means of four anchors to avoid drifting. The current samples were taken by means of an electromagnetic current meter (Valeport Model 808) at six different depths during five minutes at each depth. The same protocol was carried out hourly during a tidal cycle (12 hours). The wind regime of the ría was measured *in situ* on top of the main mast on board the R/V "Mytilus" (at a height of 10 m).

Results

The cruises carried out from February to July 1998 can be classified in two typical situations: a winter situation (easterly winds with speeds ranging from 4 to 10 m.s^{-1}) and a spring situation (easterly winds with speeds ranging from 1 to 3.5 m.s^{-1}). Due to the morphology of the estuary

(narrow and elongated), the transversal component of the currents was observed to be negligible.

Winter situation

The cruises carried out on February 10-11, 24-25, March 10-11 and 24-25 show the same characteristic current behaviour. The current on the surface layer is controlled by the wind while the current on bottom layers is controlled by tide. The wind regime measured during these days has an E direction with an average wind speed of 5.7 m.s^{-1} . Due to this wind strength, the surface water leaves the ría during the whole night. As an example of this typical situation, the February 10-11 cruise is shown in more detail. The environmental situation observed in February 1998 is abnormal. A high pressure is present during this month and the river discharge is much smaller than the one observed in figure 2 for a twelve-year period. The wind on the shelf was observed to have an easterly component.

The current pattern observed at the anchored station is represented in figure 4 at six depths during a tidal period at night. At surface layers we can observe a negative current speed which forces water to leave the estuary. This behaviour is independent of tide showing the wind influence. At bottom layers, the current is positive till 03:00 and then, negative till 09:00 following the tidal pattern. The magnitude of currents is smaller at bottom layers than at surface layers due to bottom friction. During the whole night, the current speed ranged from 2 to 16 cm.s^{-1} at surface layers and from 2 to 4 cm.s^{-1} at bottom layers.

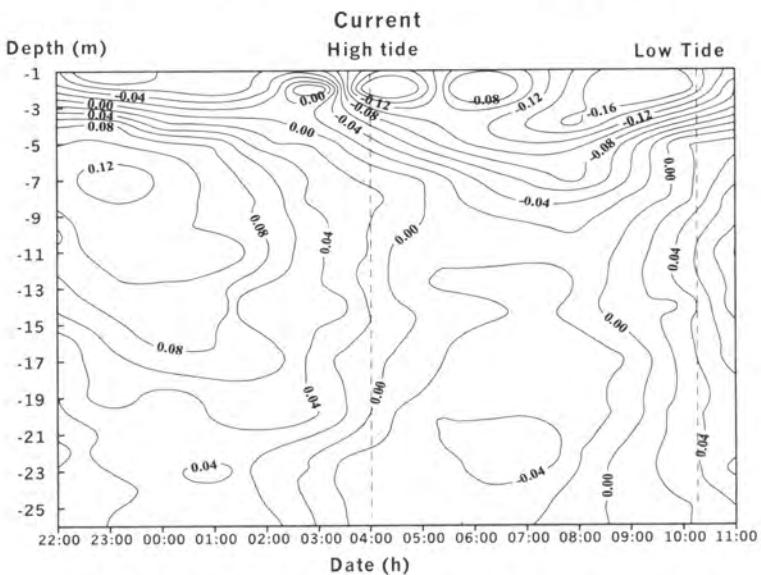


Figure 4 - Current pattern measured at the anchored station at six different depths during February 10-11. At surface layers, water tends to leave the estuary while at bottom layers current follows the tidal regime.

Spring situation

During April, May and June, the wind regime measured on board the ship, was characterized by light and very fluctuating winds with E-SE directions. So, in April 14-15 and 28-29, May 26-27, June 9-10 and 23-24, the current speed was controlled by tide during the whole night and at all depths. As an example of this situation the June 23-24 cruise was selected. The river discharge measured in April 1998 is bigger than the twelve-year averaged discharge shown in figure 2. The wind direction measured at night onboard the ship was E-SE with a very light speed of 1-3.5 m.s⁻¹. During these days, was blowing a NNW wind on the shelf.

In the current speed behaviour shown in figure 5 at six depths during a tidal period at night, it is possible to observe that tide controls the current regime at all depths. The current speed is positive from 22:30 to 05:00 at all depths and then negative till 09:00 following the tidal pattern. Current speed ranges from 2.0 to 8.0 cm.s⁻¹ at surface and bottom layers. Current is slightly slower at bottom layers than at surface layers due to bottom friction.

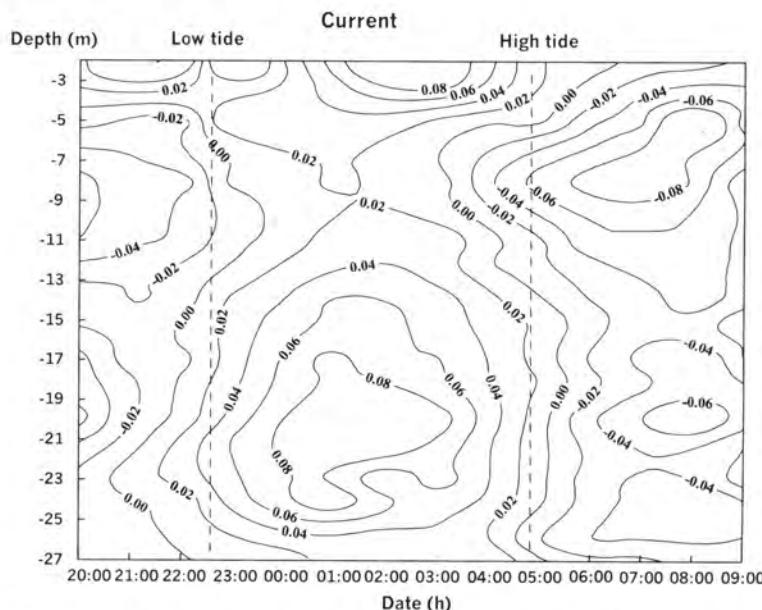


Figure 5. Current pattern measured at the anchored station at six different depths on June 23-24, 1998. Tide controls the currents at all depths.

A summary of current velocities (cm.s⁻¹) at surface and bottom layers averaged during a tidal cycle under persistent winds can be shown on the table.

Velocities (cm/s) at surface and bottom layers averaged during a tidal cycle under persistent winds.

	Light easterly winds		Moderate easterly winds			
	April 14-15	May 26-27	February 10-11	February 24-25	March 10-11	March 24-25
Average velocity at surface layers (0-7 m)	0.7	-0.5	-5.8	-5.1	-4.1	-7.1
Average velocity at bottom layers (19-26 m)	-0.9	-1.1	0.5	0.9	0.8	1.0

Conclusion

The hydrodynamical characteristics of the Ría de Pontevedra were studied from February to July 1998. At an anchored station, hydrodynamical samples were taken during a tidal period at night. Due to the estuary morphology, the transversal component of current speed was observed to be negligible.

From cruises described above, we can conclude that there is a clear predominance of winds in the main estuary axis direction. Wind measurements show that wind direction strongly depends on topography.

Wind speeds higher than 4 m.s^{-1} are able to dominate the current pattern at surface layers. In this case, the current speed induced by wind is bigger than the one induced by tide. Easterly winds were observed in most of the cruises during the whole night while westerly winds were measured in some cruises and at certain time intervals coinciding with the existence of breezes or the presence of a low pressure front on the shelf. Easterly winds higher than 4 ms^{-1} force water to leave the estuary through surface layers while westerly winds force water to enter the estuary. Bottom layers were observed to be mainly controlled by tide. Finally, diurnal breeze effects could only be measured during the cruises (June 9-10 and June 23-24) carried out under diurnal air temperatures reaching 25°C and a stable atmospheric situation.

Acknowledgments

This work was partially supported by Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, under project MAR96-1782. We also want to acknowledge the Marin Harbour Institute, especially F. Linaje and E. Abati, for their inestimable help with wind data.

Bibliographic references

- Blanton J.O., Tenore K.R., Castillejo F., Atkinson L.P., Schwing F.B., Lavin A., 1987. The relationship of upwelling to mussel production in the rías on the western coast of Spain. *J. Mar. Res.*, 45, 79-90.

- Bermúdez A., Dervieux A., Desideri J.A., Vázquez E., 1996. Upwind schemes for the two-dimensional shallow water equations with variable depth using unstructured meshes. *Comput. Method Appl. Mech. Eng.*, 155, 49-72.
- Fraga F., 1996. As Rías. As augas de Galicia. F. Dias Fierros (ed), Consello da Cultura Galega, 215-280.
- Gómez-Gesteira M., Montero P., Prego R., Taboada J.J., Neves R., Pérez-Villar V., 1999. A two-dimensional particle tracking model for pollution dispersion in La Coruña and Vigo Rías (NW, Spain). *Oceanol. Acta.*, 22(2), 167-177.
- Prego R., 1990. Las sales nutritivas en las rías gallegas. *Inf. Técnic. Sci. Mar.*, 157, 31.
- Prego R., Fraga F., 1992. A simple model to calculate the residual flows in a Spanish ría. Hydrographic consequences in the Ría de Vigo. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 34, 603-615.
- Taboada J.J., Prego R., Ruiz-Villarreal M., Gómez-Gesteira M., Montero P., Santos A.P., Pérez-Villar V., 1998. Evaluation of the seasonal variations in the residual pattern of the Ría de Vigo (NW Spain) by means of a 3D baroclinic model. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 47, 661-670.

Chapitre VI

Milieux lagunaires et estuariens : polluants

Variations saisonnières et pluriannuelles des flux d'As, Cd, Cu, Zn, N et P issus de l'estuaire de la Gironde (France)

Pierre Michel, Bernard Boutier, Jean-François Chiffolleau

Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

Pierre.Michel@ifremer.fr

Résumé

Les auteurs ont étudié la variation saisonnière des flux et des concentrations de six éléments (As, Cd, Cu, Zn, N et P) dissous dans l'estuaire de la Gironde (France). Les variations de flux enregistrées pour l'arsenic, le cuivre, l'azote et le phosphore peuvent être multipliées par des facteurs 2 à 4 en relation avec le débit fluvial (400 à 1 600 m³.s⁻¹). Pour le cadmium et le zinc, la variation saisonnière des flux est très faible. Les variations des concentrations en sortie d'estuaire dépendent aussi de chaque élément et peuvent être classées ainsi : N < Zn < As < Cu < P < Cd. La meilleure connaissance de ces variations saisonnières permet une interprétation plus fiable des tendances à long terme.

Abstract

Concentrations and net fluxes of As, Cd, Cu, Zn, N and P have been studied during an annual cycle in the Gironde estuary (France). The variations were related to the season or freshwater flow (400 to 1 600 m³ s⁻¹). Large seasonal variations were noted for As, Cu, N and P, and fluxes differed two- to four-fold according to the sampling month. Seasonal variations in net fluxes for Cd and Zn were slight and relatively insignificant in terms of the confidence interval. Variations in the dissolved concentrations are quite different according to each element: N < Zn < As < Cu < P < Cd. A better knowledge of the seasonal variations makes possible a better evaluation of the long-term trend.

Introduction

La contamination de l'estuaire de la Gironde a fait l'objet de nombreuses études depuis trente ans. Dans le cadre du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), les concentrations en nutriments ont été mesurées (RNO, 1988) et une forte contamination métallique (Cd, Cu, Zn) dans les huîtres a été mise en évidence (Boutier, 1981). Jouanneau *et al.* (1990) ont estimé les flux nets de cadmium dissous et particulaire et identifié une ancienne industrie métallurgique située près de Decazeville (environ 300 km en amont) comme principale source de pollution par ce métal. Les flux nets d'arsenic ont aussi été

mesurés (Michel *et al.*, 1998). S'agissant d'une zone particulièrement contaminée et proche d'un centre important de production ostréicole, les tendances à long terme ont une grande importance, mais elles restent incertaines du fait de la méconnaissance des variations saisonnières. L'objectif de notre étude est donc de préciser ces variations à court terme pour les six éléments étudiés. Cinq campagnes océanographiques réalisées sur une période annuelle ont permis de dégager une composante saisonnière dépendante de l'activité biologique et du régime hydraulique de l'estuaire. La connaissance des variations saisonnières permet ensuite l'examen des tendances à long terme.

Matériel et méthodes

La Gironde est un estuaire macrotidal situé au sud-est de la France (fig. 1). Il est alimenté par la Garonne et la Dordogne et draine les eaux d'un bassin d'environ 80 000 kilomètres carrés. Le débit moyen annuel est de $2,4 \times 10^9 \text{ m}^3$, et les temps de résidence des eaux estuariennes varient entre 20 et 80 jours selon les conditions hydrologiques. Lors des cinq campagnes qui font l'objet de cette étude, les débits moyens d'eau douce étaient (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) : 1220 (4 février 1997), 407 (3 mai 1997), 402 (17 octobre 1997), 1530 (10 janvier 1998) et 830 (28 février 1998).

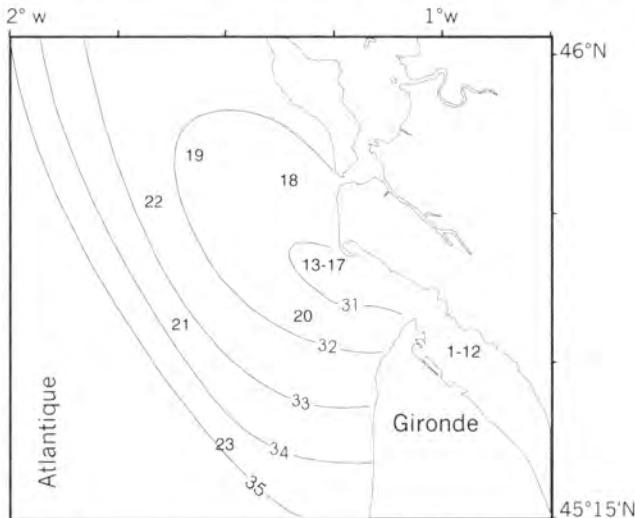


Figure 1 - Position des stations d'échantillonnage et des isohalines (10 janvier 1998).

Les échantillons ont été pompés à un mètre sous la surface, filtrés à bord dans un laboratoire propre pour éviter toute contamination et conditionnés pour analyse ultérieure des éléments traces. Le cadmium, le cuivre et le zinc ont été mesurés par spectrométrie d'absorption atomique dans un four graphite, après extraction liquide-liquide (Danielsson *et al.*, 1982). L'arsenic total a été mesuré par spectrométrie des hydrures volatils

après minéralisation par HClO_4 à 205 °C (Michel *et al.*, 1993). Les nutriments N et P ont été mesurés par la méthode de Strickland & Parsons (1972) ; le phosphore était mesuré immédiatement à bord pour éviter tout problème de conservation des échantillons.

Pour chaque campagne, 20 à 23 prélèvements ont été réalisés à intervalles réguliers dans le gradient de salinité entre 15 et 35. L'estimation des flux a été réalisée selon la méthode de Boyle *et al.* (1974). Lorsqu'un élément a un comportement conservatif dans une certaine gamme de salinité, il est possible par extrapolation de calculer la concentration théorique $[X]_0$ correspondant à une salinité nulle. Les paramètres de la droite de dilution et l'incertitude qui les accompagnent ont été obtenus en effectuant une régression linéaire. L'hypothèse du comportement conservatif a été validée par maximisation du coefficient R^2 pour chaque élément étudié. Ensuite, en multipliant par le flux quotidien d'eau douce correspondant $[Q]$, on peut en déduire le flux instantané de chaque élément :

$$F_X = Q \times [X]_0$$

Les résultats présentés dans le tableau tiennent compte des incertitudes sur les paramètres des droites de dilution et d'une incertitude évaluée à 10 % sur les débits moyens quotidiens d'eau douce.

Variations saisonnières

La variation saisonnière des flux dépend de chaque élément considéré, mais elle est toujours en étroite relation avec le débit fluvial (fig. 2). La saisonnalité existe donc dans la mesure où les débits maximum sont enregistrés en hiver et l'étiage en été, mais des décalages importants peuvent exister certaines années. Par ailleurs, la concentration des éléments dans le panache girondin a aussi son importance en matière de production primaire et de contamination ; nous avons donc calculé, pour chaque campagne, la concentration théorique correspondant à une salinité de 30 ; ceci permet d'examiner un autre type de variation saisonnière (tab.).

Pour le cadmium, la variabilité des flux est faible et non significative si on tient compte de l'incertitude des mesures. Par contre, les concentrations théoriques aux salinités 0 et 30 varient d'un facteur 4,8 et 3,6 respectivement, montrant une forte dilution de cet élément en période de crue.

Les flux de cuivre s'accroissent d'un facteur 3 quand le débit fluvial augmente. Il existe cependant une dilution d'un facteur 2 des concentrations aux salinités 0 et 30 en période de crue.

Les flux de zinc subissent des variations peu significatives compte tenu des incertitudes mesurées, tandis que les concentrations de cet élément sont très légèrement supérieures en période d'étiage. Les flux d'arsenic s'accroissent d'un facteur 3 en période de crue, traduisant les apports liés

au bruit de fond géologique. Cependant, les concentrations atteignent en période d'étiage des valeurs maximales.

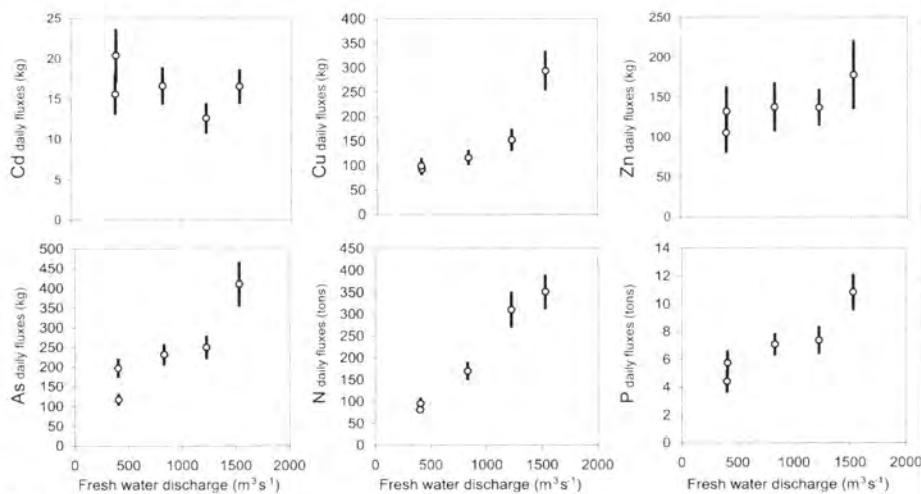


Figure 2 - Variations des flux élémentaires en fonction du débit fluvial.

Les flux d'azote évoluent de manière quasi linéaire avec le débit fluvial et l'amplitude de cette variation atteint un facteur 4. Les concentrations théoriques de cet élément aux salinités 0 et 30 restent quasiment stables. Les flux de phosphore s'accroissent d'un facteur 2 en période de crue, en même temps que les concentrations diminuent sensiblement dans la même proportion.

Tendances à long terme

Les flux actuels de cadmium peuvent être comparés à des données plus anciennes. Pour les années 1984-1985 (Jouanneau *et al.*, 1990), les flux journaliers de cadmium dissous atteignaient 57 kg.j^{-1} . La diminution de la contamination est donc nette, même si les concentrations actuelles dans l'estuaire interne et le panache restent excessives.

Pour l'arsenic, les flux mesurés ici sont comparables à ceux estimés par Michel *et al.* (1998) pour des campagnes réalisées dans le même estuaire en mai 1994 (439 kg.j^{-1}) et mai 1995 (166 kg.j^{-1}), ce qui exclut en première analyse une évolution à long terme de la contamination.

Pour le cuivre et le zinc, l'importance des variations saisonnières, l'incertitude sur l'évaluation des flux et la rareté des données antérieures ne permettent pas la mise en évidence de tendances significatives à long terme.

Pour le phosphore et l'azote dissous, si l'on compare aux données acquises dans le cadre du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO, 1988), on peut noter un accroissement des flux de 40 à 60 % environ.

Équations des droites de dilution pour chaque élément et chaque campagne.

Concentrations calculées pour S = 30 et flux quotidiens avec les incertitudes associées (les unités sont, respectivement, nM et kg.j⁻¹, excepté pour N et P, µM et t.j⁻¹).

Élément	Date	Concentrations <i>versus</i> salinité	R ²	Conc. calc. pour S = 30	Flux quotidien
As	04/02/97	[As] = 31,6 (\pm 0,7) - 0,35 (\pm 0,02) x [S]	98,3	21,2 \pm 0,13	250 \pm 31
	13/05/97	[As] = 44,3 (\pm 1,4) - 0,66 (\pm 0,05) x [S]	98,6	24,7 \pm 0,41	117 \pm 15
	17/10/97	[As] = 75,7 (\pm 2,0) - 1,51 (\pm 0,07) x [S]	99,6	30,3 \pm 0,26	197 \pm 25
	10/01/98	[As] = 41,5 (\pm 1,7) - 0,61 (\pm 0,06) x [S]	96,6	23,3 \pm 0,28	411 \pm 57
	28/02/98	[As] = 43,1 (\pm 1,0) - 0,71 (\pm 0,03) x [S]	99,1	21,7 \pm 0,21	232 \pm 28
Cd	04/02/97	[Cd] = 1,06 (\pm 0,06) - 0,027 (\pm 0,002) x [S]	99,1	0,23 \pm 0,01	12,5 \pm 1,9
	13/05/97	[Cd] = 5,16 (\pm 0,33) - 0,144 (\pm 0,011) x [S]	99,5	0,84 \pm 0,03	20,4 \pm 3,3
	17/10/97	[Cd] = 3,99 (\pm 0,26) - 0,110 (\pm 0,008) x [S]	99,3	0,69 \pm 0,03	15,6 \pm 2,6
	10/01/98	[Cd] = 1,11 (\pm 0,04) - 0,029 (\pm 0,001) x [S]	99,1	0,24 \pm 0,01	16,5 \pm 2,2
	28/02/98	[Cd] = 2,06 (\pm 0,08) - 0,057 (\pm 0,003) x [S]	99,9	0,34 \pm 0,01	16,6 \pm 2,3
Cu	04/02/97	[Cu] = 22,6 (\pm 1,2) - 0,53 (\pm 0,04) x [S]	98,1	6,7 \pm 0,3	152 \pm 24
	13/05/97	[Cu] = 41,2 (\pm 1,3) - 1,04 (\pm 0,05) x [S]	99,6	10,0 \pm 0,2	92 \pm 12
	17/10/97	[Cu] = 44,8 (\pm 3,1) - 1,15 (\pm 0,10) x [S]	99,1	10,2 \pm 0,3	99 \pm 17
	10/01/98	[Cu] = 34,9 (\pm 1,5) - 0,92 (\pm 0,05) x [S]	99,5	7,3 \pm 0,3	293 \pm 42
	28/02/98	[Cu] = 25,4 (\pm 1,0) - 0,62 (\pm 0,04) x [S]	98,7	6,9 \pm 0,2	116 \pm 16
N	04/02/97	[N] = 209 (\pm 7) - 5,92 (\pm 0,24) x [S]	99,4	30,1 \pm 1,8	310 \pm 41
	13/05/97	[N] = 193 (\pm 7) - 5,43 (\pm 0,26) x [S]	99,7	26,5 \pm 0,4	95 \pm 13
	17/10/97	[N] = 166 (\pm 2) - 4,66 (\pm 0,07) x [S]	99,9	31,4 \pm 1,5	81 \pm 9
	10/01/98	[N] = 190 (\pm 3) - 5,29 (\pm 0,09) x [S]	99,9	30,9 \pm 0,6	351 \pm 40
	28/02/98	[N] = 168 (\pm 4) - 4,72 (\pm 0,16) x [S]	99,6	26,6 \pm 1,0	169 \pm 21
P	04/02/97	[P] = 2,25 (\pm 0,09) - 0,060 (\pm 0,003) x [S]	99,0	0,45 \pm 0,02	7,4 \pm 1,0
	13/05/97	[P] = 4,06 (\pm 0,38) - 0,108 (\pm 0,014) x [S]	98,5	1,06 \pm 0,04	4,4 \pm 0,9
	17/10/97	[P] = 5,36 (\pm 0,29) - 0,143 (\pm 0,010) x [S]	99,2	0,80 \pm 0,08	5,8 \pm 0,9
	10/01/98	[P] = 2,65 (\pm 0,06) - 0,069 (\pm 0,002) x [S]	99,6	0,58 \pm 0,01	10,8 \pm 1,3
	28/02/98	[P] = 3,19 (\pm 0,06) - 0,090 (\pm 0,002) x [S]	99,8	0,49 \pm 0,01	7,1 \pm 0,8
Zn	04/02/97	[Zn] = 19,8 (\pm 1,4) - 0,37 (\pm 0,05) x [S]	94,5	8,6 \pm 0,4	137 \pm 24
	13/05/97	[Zn] = 57,5 (\pm 8,1) - 1,51 (\pm 0,26) x [S]	95,6	12,0 \pm 0,7	132 \pm 32
	17/10/97	[Zn] = 46,4 (\pm 6,6) - 1,21 (\pm 0,21) x [S]	95,6	10,2 \pm 0,8	105 \pm 25
	10/01/98	[Zn] = 20,6 (\pm 3,0) - 0,36 (\pm 0,12) x [S]	78,2	9,6 \pm 0,9	178 \pm 43
	28/02/98	[Zn] = 29,3 (\pm 3,7) - 0,67 (\pm 0,14) x [S]	93,9	9,7 \pm 0,9	137 \pm 31

Références bibliographiques

Boutier B., 1981. Synthèse des résultats de la surveillance des micropolutants dans la matière vivante. In: Bull. RNO, 17. Ministère de l'Environnement, DPPN, France.

- Boyle E.A., Collier R., Dengler A.T., Edmond J.M., Ng A.C., Stallard R.F., 1974. On the chemical mass-balance in estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38, 1719-1728.
- Danielsson L.G., Magnusson B., Westerlund S., Zhang K., 1982. Trace metals determinations in estuarine waters by electrothermal atomic absorption spectrometry after extraction of dithiocarbamate complexes into freon. *Anal. Chim. Acta*, 144, 183-188.
- Jouanneau J.M., Boutier B., Chiffolleau J.F., Latouche C., Phillips I., 1990. Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behaviour and flow. *Sci. Total Environ.*, 97/98, 465-479.
- Michel P., Averyt B., Colandini V., 1993. Improvement in arsenic speciation using hydride generation and atomic absorption spectrometry. *Mikrochim. Acta*, 109, 35-38.
- Michel P., Herblant A., Boutier B., Averyt B., Artigas L.P., Auger D., Chartier E., 1998. Behaviour of arsenic on the continental shelf off the Gironde estuary: Role of phytoplankton in vertical flows during spring bloom conditions. *Oceanol. Acta*, 21, 325-333.
- RNO, 1988. Surveillance du milieu marin. Niveaux et tendances des paramètres prioritaires. RNO (Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin), Ifremer, 35 p.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, 167.

Modélisation de la spéciation du cadmium dans l'estuaire de la Gironde

Jean-Louis Gonzalez⁽¹⁾, Catherine Dange⁽¹⁾, Bernard Boutier⁽²⁾,
Bénédicte Thouvenin⁽¹⁾, Dominique Auger⁽²⁾, Émmanuelle Chartier⁽²⁾

(1) Ifremer Toulon, Del/pc, zone portuaire de Brégallion, BP 330, 83507 La Seyne-sur-Mer Cedex, France

(2) Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France
gonzalez@ifremer.fr

Résumé

Un modèle de complexation de surface (MOCO) a été utilisé pour reproduire la spéciation de cadmium au cours du transit estuaire. Le modèle a été bâti à partir des connaissances acquises sur le terrain. L'utilisation de ¹⁰⁹Cd lors d'expérimentations en laboratoire a permis de vérifier la validité des hypothèses et d'évaluer certains paramètres du modèle non mesurables directement. Les résultats des simulations ont été comparés aux mesures (cadmium dissous et particulaire) obtenues lors de campagnes représentatives de différentes conditions hydrologiques. Les résultats de la validation indiquent que, malgré ses simplifications, le modèle reproduit de façon satisfaisante la distribution du cadmium lors du transit estuaire.

Abstract

A surface complexation model (MOCO) was used to describe cadmium speciation during estuarine transit. This model was developed from field data. Laboratory experiments based on the use of ¹⁰⁹Cd enabled checking of certain model simplifications and hypotheses, plus the evaluation of model parameters which could not be measured directly. The results of simulations were compared with measurements (dissolved and particulate cadmium) obtained during cruises representative of various hydrological conditions. The results of this validation show that despite its simplifications, the cadmium distribution is reproduced in a satisfactory manner.

Introduction

En milieu estuaire, le cadmium a un comportement de type non conservatif. Il peut être présent sous différentes espèces : dissoutes (complexes minéraux et organiques), colloïdales, particulières (adsorbé, précipité), ou intégré par différents mécanismes dans les organismes. Cette distribution est le résultat de processus (physiques, chimiques et biologiques) qui sont contrôlés par de très nombreux facteurs (salinité, pH, Eh, nature et concentration des matières en suspension, production primaire...).

La modélisation géochimique est une approche très utile pour comprendre la dynamique de ce type de contaminant, notamment dans les milieux complexes que sont les estuaires. Un modèle de spéciation a été utilisé pour simuler les mesures effectuées (distribution du cadmium dans l'estuaire et le proche plateau) lors de différentes campagnes réalisées, en partie, dans le cadre du chantier « Atlantique » du PNOC. L'utilité et les limites de ce type d'approche sont présentées à travers une application au cadmium, en utilisant comme données de validation les mesures effectuées en Gironde.

Le modèle MOCO : principe et hypothèses

La spéciation de cadmium au cours de son transit estuaire a été simulée grâce à un modèle de complexation de surface. Ce type de modèle traite l'adsorption du cadmium sur les particules comme une formation de complexes avec des groupes fonctionnels de surface (Stumm *et al.*, 1980 ; Davis & Kent, 1990 ; Dzombak & Morel, 1990 ; Thouvenin *et al.*, 1997). Les espèces dissoutes et particulières de cadmium sont calculées à partir de la résolution des équations d'équilibre faisant intervenir simultanément les différents ligands dissous et les particules. Les ligands dissous pris en compte sont les chlorures, les hydroxydes et les sulfates. Les constantes de complexation utilisées sont issues de Comans & Van Dijk (1988) et Dzombak & Morel (1990).

Dans ce travail, les particules sont traitées globalement (utilisation des propriétés moyennes de sorption évaluées sur des particules prélevées en Gironde). L'une des hypothèses de base de ce type d'approche est que les différentes réactions atteignent l'équilibre quasi instantanément et qu'elles sont totalement réversibles.

Le choix des processus modélisés repose sur les travaux portant sur la biogéochimie du cadmium en milieu estuaire. Schématiquement, ces travaux montrent que son comportement est expliqué en grande partie par sa stabilité sous forme de chlorocomplexes et sa désorption rapide lors du transit estuaire (Van der Weidjen *et al.*, 1977 ; Comans & Van Dijk, 1988 ; Boutier *et al.*, 1989 ; Krapiel *et al.*, 1997).

Données nécessaires

Les variables du modèle

Les concentrations des différents ligands dissous considérés sont nécessaires : chlorures (calculés à partir de la salinité), hydroxydes (calculés à partir du pH), sulfates (calculés à partir de la salinité, en les considérant conservatifs et en prenant comme concentrations $3,10^4$ M et 0,02 M pour les limites fluviale et marine, respectivement).

Estimation des paramètres

L'utilisation du concept de complexation de surface nécessite d'évaluer certains paramètres liés aux propriétés de surface des particules naturelles.

La plupart n'étant pas mesurables directement, leur estimation a nécessité la mise en œuvre de différentes approches expérimentales appliquées à des particules prélevées au sein de l'estuaire. Les paramètres utilisés par le modèle sont : la surface spécifique des particules (SSA en m^2/g) ; la concentration totale en sites actifs de surface ([TS] en mol/g de MES), évaluée à partir des mesures de la capacité d'échange cationique et de titrages acido-basiques ; la constante de complexation intrinsèque « globale » ($K_{\text{m}_{\text{int}}}$) de ces sites vis-à-vis du cadmium, obtenue par des expériences basées sur l'utilisation de ^{109}Cd en laboratoire.

Toutes les simulations ont été réalisées en utilisant les valeurs moyennes, minimales et maximales des paramètres de sorption (SSA, [TS], Km) ainsi estimés.

À partir de ces données et de la concentration en cadmium total mesurée (CdT = dissous (CdD)+ particulaire (CdP)), le modèle calcule la concentration des différentes espèces (Cd libre, complexes dissous et Cd adsorbé) à l'équilibre.

Évaluation de la fraction de cadmium particulaire « échangeable »

Le cadmium particulaire calculé par MOCO ne représente que la fraction adsorbée (échangeable) à la surface des particules (CdPE), laquelle ne peut être comparée directement au cadmium particulaire mesuré (CdP) lors des différentes campagnes, constitué aussi d'une fraction « non échangeable » (CdPNE = Cd intégré dans la matrice cristalline, coprécipité ou associé à des sites « profonds »). De plus, le calcul de la concentration des différentes espèces se faisant à partir de CdT, si la fraction CdPNE est importante et que l'on prend tout le cadmium particulaire mesuré pour calculer CdT, on aura une surestimation de la concentration des espèces calculées par le modèle.

La comparaison des coefficients de distribution de cadmium naturel mesuré ($KDCd$ = CdP/CdD) et de ^{109}Cd ($KD^{109}\text{Cd}$ = $^{109}\text{CdP}/^{109}\text{CdD}$) déterminés sur les mêmes échantillons, lors de trois campagnes (Mécagir, Biomet II et III), a permis d'évaluer la fraction de cadmium particulaire échangeable. Les résultats obtenus montrent que, pour les particules transitant dans l'estuaire, la fraction de cadmium particulaire échangeable est de l'ordre de 10 % (du cadmium particulaire total) pour des concentrations en MES supérieures à 100 milligrammes par litre.

Validation du modèle : comparaison des mesures et des simulations

La figure 1 présente les résultats obtenus lors de la campagne Mécagir (avril 1999). La distribution du cadmium dissous mesurée sur le terrain (en tenant compte d'une fraction particulaire échangeable de 10 %) est comparable à celle déterminée par ajout de ^{109}Cd (temps d'adsorption : 24 h) et à celle calculée par MOCO.

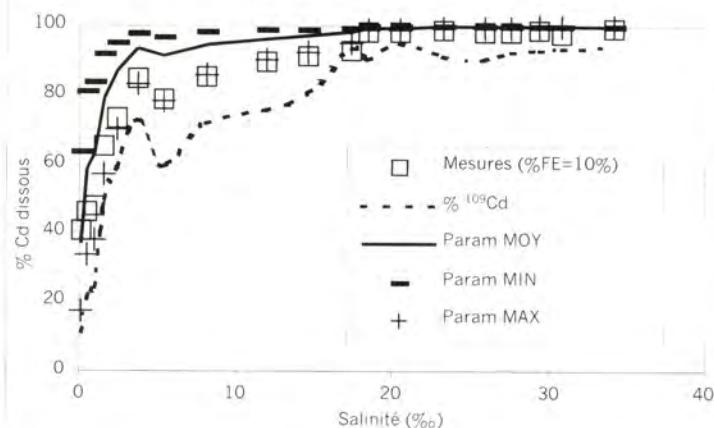


Figure 1 - Campagne Mécagir. Comparaison de la distribution du cadmium dissous mesurée, des résultats obtenus avec ^{109}Cd et des simulations (en utilisant les valeurs moyennes (MOY), minimales (MIN) et maximales (MAX) des paramètres de surface déterminés expérimentalement).

La figure 2 montre, à titre d'exemple, les corrélations entre les concentrations en cadmium mesurées (dissous et particulaire) et simulées lors de trois campagnes réalisées en 1997 (Boutier, comm. pers.). Pour la comparaison des simulations et des mesures de terrain, les résultats du modèle sont exprimés en cadmium dissous total (somme des différentes espèces dissoutes calculées) et cadmium particulaire (Cd adsorbé calculé + Cd non échangeable).

Les données d'une dizaine de campagnes ont été utilisées pour la validation du modèle. Toutes les simulations ont abouti à des résultats comparables à ceux présentés par la figure 2. En ce qui concerne le cadmium dissous, il est à noter que les points qui sont nettement éloignés de la droite 1/1 correspondent aux stations où les concentrations maximales en MFS ont été mesurées. La surestimation (sous-estimation) des concentrations par le modèle peut être liée à la fraction particulaire échangeable trop élevée, prise égale à 10 % pour toutes les simulations, et/ou aux paramètres d'adsorption trop faibles (ou trop forts). Mais, dans l'ensemble, avec les paramètres d'adsorption moyens mesurés, le modèle reproduit correctement la partition de cadmium. La comparaison des concentrations en cadmium particulaire indique aussi un bon accord entre les mesures et les simulations.

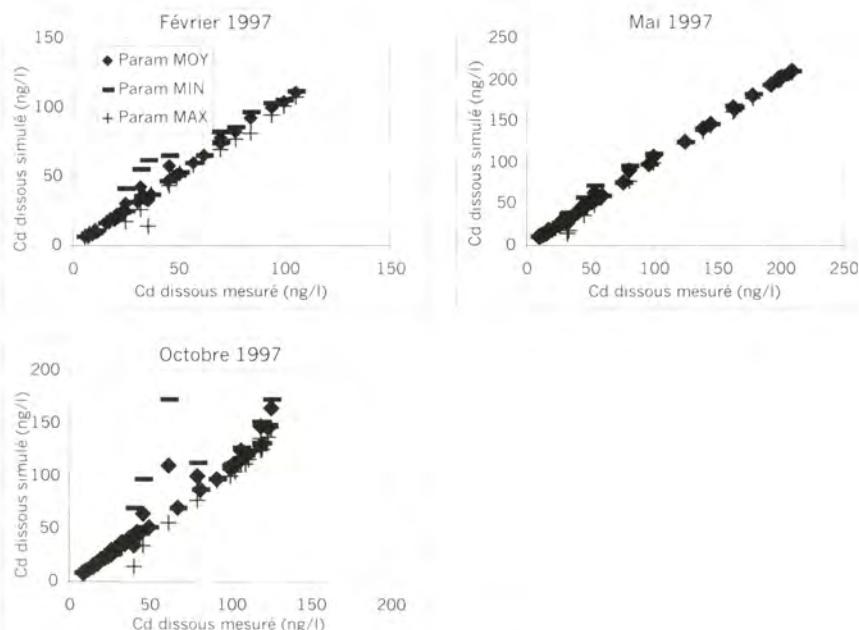


Figure 2 - Corrélation entre les concentrations en cadmium mesurées et simulées par MOCO en utilisant les valeurs moyennes (MOY), minimales (MIN) et maximales (MAX) des paramètres de surface déterminés expérimentalement.

Conclusion

Les résultats de la validation montrent que MOCO, malgré les simplifications, reproduit convenablement, et sans aucune calibration, la spéciation de cadmium dans l'estuaire en ne prenant en compte que des processus d'adsorption-désorption. Les limites du modèle sont inhérentes à une bonne estimation des paramètres d'adsorption (notamment aux faibles salinités) et de la fraction de cadmium particulaire échangeable (notamment aux fortes concentrations en matière en suspension). La même démarche (évaluation indépendante des paramètres de surface et utilisation du modèle) a été réalisée et validée pour l'estuaire de la Seine (Gonzalez *et al*, soumis).

Dans une deuxième étape, le modèle géochimique appliqué au cadmium sera couplé à un modèle de transport hydrosédimentaire multivariable (SAM).

Références bibliographiques

- Boutier B., Jouanneau J.M., Chiffolleau J.F., Latouche C., Phillips I., 1989. La contamination de la Gironde par le cadmium. Éd. Ifremer, Rapp. Sci. Tech., 14, 105 p.

- Comans R.N.J., Van Dijk C.P.J., 1988. Role of complexation processes in cadmium mobilization during estuarine mixing. *Nature*, 336, 151-154.
- Davis J.A., Kent D.B., 1990. Surface complexation modelling in aqueous geochemistry. In: *Mineral-water*. Hochella M.F. & White A.F. (eds), 177-260.
- Dzombak D.A., Morel F.M.M., 1990. *Surface complexation modelling: hydrous ferric oxide*. John Wiley, New York.
- Gonzalez J.L., Thouvenin B., Dange C., Fiandrino A., Chiffolleau J.F., (soumis). Modelling of Cd speciation and dynamics in the Seine estuary (France). *Estuaries*.
- Krapiel A.M.L., Chiffolleau J.F., Matin J.M., Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61, 1421-1436.
- Stumm W., Kummer R., Sigg L., 1980. A ligand exchange model for the adsorption of inorganic and organic ligands at hydrous oxide interfaces. *Croatia Chem. Acta*, 53, 291-312.
- Thouvenin B., Gonzalez J.L., Boutier B., 1997. Modelling of pollutants behaviour in estuaries. *Mar. Chem.*, 58, 147-161.
- Van der Weidjen C.H., Arnoldus M.J.H.L., Meurs C.J., 1977. Desorption of metals from suspended material in the Rhine estuary. *Neth. J. Sea Res.*, 11, 130-145.

Le cadmium dans les espèces planctoniques et suprabenthiques collectées dans l'estuaire et dans le panache de la Gironde

Pierre Miramand, Thierry Guyot, Valérie Huet, Jacques Pigeot

Université de La Rochelle, laboratoire de biologie et environnement marins,
avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex, France
p.miramand@univ-lr.fr

Résumé

Environ 300 échantillons de plancton et d'espèces suprabenthiques ont été collectés sur 60 stations situées le long du gradient de salinité dans l'estuaire et le panache de la Gironde lors de trois campagnes de prélèvements : Biomet II (du 8 au 21 janvier 1998), Biomet III (du 25 février au 11 mars 1998), Mécagir (avril 1999). Les concentrations en cadmium ont été analysées dans le phytoplancton, les copépodes, le microzooplancton, les mysidacés, les isopodes, les amphipodes, les chaetognathes, les crevettes, les œufs et les alevins de poissons, et les poissons suprabenthiques. Les concentrations en cadmium mesurées dans les échantillons récoltés dans le panache de la Gironde restent faibles, globalement inférieures à $1 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec. Au contraire, les échantillons provenant de l'estuaire de la Gironde, essentiellement les crevettes, les copépodes et les poissons suprabenthiques, montrent de fortes concentrations en cadmium par rapport à celles mesurées dans des espèces identiques collectées dans d'autres zones côtières.

Abstract

About 300 samples of planktonic and suprabenthic species were collected from 60 stations situated along the gradient of salinity in the estuary and the plume of the Gironde during three sampling cruises: Biomet II (from January 8 to 21, 1998), Biomet III (from February 25 to March 11, 1998), Mécagir (April 1999). Cadmium concentrations were analyzed in: phytoplankton, microzooplankton, copepods, mysids, isopods, amphipods, chaetognathes, shrimps, eggs and larvae of fish and suprabenthic fish. The cadmium concentrations measured in species collected in the Gironde plume are still low, globally less than $1 \mu\text{g.g}^{-1}$ dry weight; on the contrary, samples from the Gironde estuary, mainly copepods, shrimps and suprabenthic fish, show high concentrations compared with those measured in comparable species collected in other coastal areas.

Introduction

La présence de quantités importantes de cadmium dans l'estuaire de la Gironde est connue depuis 1989 grâce aux travaux réalisés dans le cadre du Réseau national d'observation mis en place par l'Ifremer (Anon., 1995). Le cadmium provient de rejets de traitements miniers effectués pendant des décennies par l'usine « Vieille Montagne » de Decazeville (Aveyron) dans un affluent du Lot. La pollution de l'estuaire de la Gironde se produit par apport de particules contaminées provenant de l'érosion des fonds. Au contact des eaux salées, le cadmium fixé sur les particules se désorbe et passe à l'état dissous.

Les flux semblent en diminution et sont actuellement estimés entre cinq à sept tonnes par an (Michel *et al.*, 2001). Jusqu'à récemment, les études concernant le devenir biologique de ce cadmium ont surtout porté sur les espèces susceptibles d'être consommées par l'homme, et notamment les huîtres (Boutier *et al.*, 1989). Dans le cadre du Programme national d'océanographie côtière (PNOC, chantier golfe de Gascogne), un programme de recherche a été initié pour calculer les flux et étudier plus en détail le devenir des contaminants métalliques, notamment du cadmium, d'origine girondine sur le plateau continental du golfe de Gascogne et les zones adjacentes, particulièrement le bassin de Marennes-Oléron. Dans ce cadre, nous nous sommes intéressés à l'ensemble des compartiments biologiques de l'écosystème englobant les espèces benthiques et planctoniques. Nous présentons ici les résultats concernant les concentrations en cadmium mesurées dans les principales espèces planctoniques et suprabenthiques prélevées dans l'estuaire et le panache de la Gironde. Bien que le comportement du cadmium sur le plateau continental soit globalement conservatif (Boutier *et al.*, 2001), ces résultats, couplés aux données de la biologie (nature et productivité de l'écosystème planctonique), permettront d'évaluer la part du cadmium susceptible d'être enlevée par les espèces biologiques au cours de son transit sur le plateau entre l'embouchure de la Gironde et l'entrée dans les pertuis Charentais.

Matériels et méthodes

Les échantillons de plancton ont été collectés en hiver 1998 et au printemps 1999 au cours de trois croisières (fig. 1) à l'aide d'un filet WP2 de vide de maille de 200 micromètres. Des traits horizontaux en subsurface (2° à 15°) ont été faits contre le courant à une vitesse maximale de deux nœuds. Pendant toutes les opérations résumées sur la figure 1, des précautions ont été prises afin d'éviter toute contamination métallique des échantillons selon le protocole défini précédemment (Miramand *et al.*, 1993). Les espèces planctoniques et suprabenthiques de taille supérieure à 500 µm ou 1 mm (œufs et alevins de poissons, mysidacés, isopodes, céphalopodes, méduses, chaetognathes, crevettes et poissons suprabenthiques) sont immédiatement collectées à la pince, rincées et congelées (-20 °C). Les copépodes sont le plus souvent mélangés avec des débris et d'autres

mészooplanctons. La fraction contenant les copépodes est, soit immédiatement congélée à -20 °C (après décongélation, les copépodes sont alors triés au laboratoire selon deux techniques : séparation par tamisages successifs sur filtres de nylon afin d'éliminer la quasi-totalité des débris susceptibles de perturber par la suite l'analyse métallique ou tri manuel sous loupe binoculaire), soit placée dans un bac et séparée en utilisant leur phototropisme positif.

Lorsque la séparation des différentes espèces n'était pas possible, les échantillons ne contenant pas de débris ont été analysés sous la dénomination de microzooplankton.

Pour tous les échantillons, le cadmium a été analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme air-acétylène ou four de graphite, selon le protocole décrit précédemment (Fichet *et al.*, 1998). Les résultats sont exprimés en microgrammes par gramme de poids sec ($x \pm \sigma$).

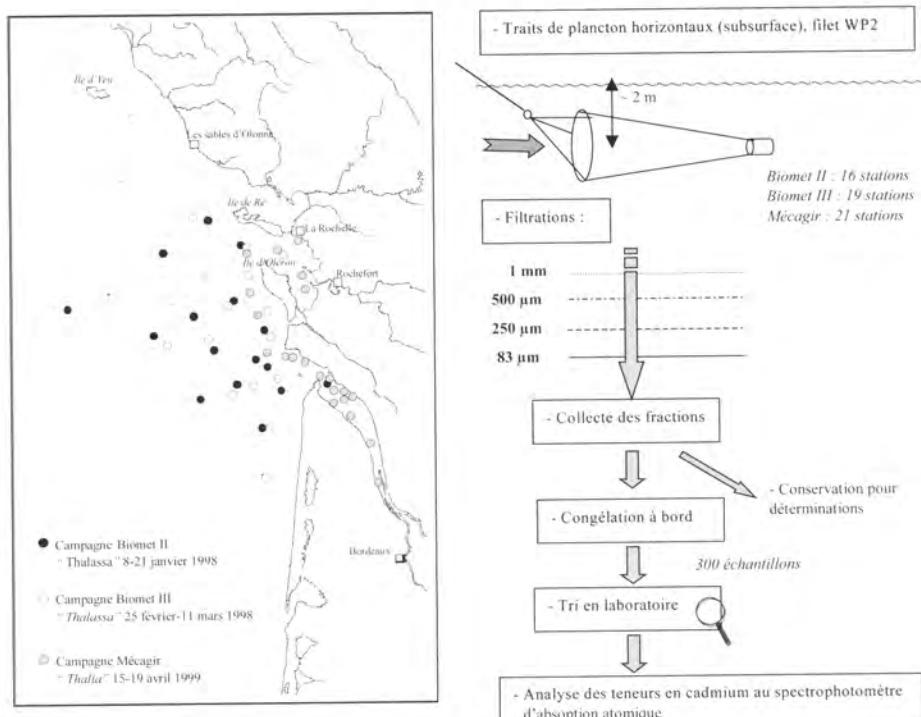


Figure 1 - Localisation des points de prélèvement et méthode de traitement des échantillons.

Résultats et discussion

Les concentrations en cadmium mesurées dans les copépodes collectés le long du gradient de salinité dans l'estuaire et en différents points du panache de la Gironde sont, à titre d'exemple, présentées sur la figure 2. Les plus fortes concentrations en cadmium sont trouvées dans les *Eurytemora affinis* (6 µg.g⁻¹ de poids sec) qui vivent dans la zone oligohaline de

l'estuaire. De tels niveaux peuvent être considérés comme élevés pour des copépodes comparés aux valeurs minimales et maximales trouvées dans la littérature pour ces organismes (fig. 3). Dans le panache, les copépodes présentent des concentrations inférieures, comprises entre 2 et $4 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec. Les concentrations les plus faibles sont trouvées pour les copépodes prélevés en bord de panache ($0,25 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec).

Comparaison des teneurs en cadmium ($\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec) mesurées dans les espèces planctoniques et suprabenthiques collectées dans l'estuaire et le panache de la Gironde avec celles mesurées dans les mêmes organismes collectés dans l'estuaire et la baie de Seine (Miramand *et al.*, 1993, 1998).

	Salinité < 34°/oo		Salinité > 34°/oo	
	Estuaire de la Gironde	Estuaire de la Seine	Panache de la Gironde	Baie de Seine
Phytoplancton	-	-	$1,19 \pm 0,07$	$0,6 \pm 0,3$
Crénaires	$0,35 \pm 0,31$	$0,50 \pm 0,30$	-	-
Méduses	$0,11 \pm 0,07$	-	-	-
Chaetognathes	-	-	$0,5 \pm 0,16$	-
Microzooplancton dominant	-	-	$0,98 \pm 0,52$	$0,90 \pm 0,20$
Copépodes	$3,3 \pm 2,7$	$5,5 \pm 2,1$	$1,17 \pm 0,77$	$0,9 \pm 4$
Larves de décapodes	-	-	$0,32 \pm 0,27$	$0,33 \pm 0,16$
Mysidacés	$0,37 \pm 0,11$	$0,18 \pm 0,2$	$0,23 \pm 0,22$	$0,14 \pm 0,01$
Isopodes	$1,87 \pm 0,42$	-	$0,52$	-
Amphipodes	$1,82 \pm 0,58$	-	-	-
<i>Crangon crangon</i>	$2,34 \pm 0,99$	$0,13$	-	-
<i>Palaemon longirostris</i>	$0,57 \pm 0,11$	$0,11 \pm 0,04$	-	-
Œufs de poissons	-	-	$0,23$	$0,1 \pm 0,05$
Alevins de poissons	$0,12 \pm 0,04$	-	$0,43$	-
Syngnathes	$0,12 \pm 0,05$	$0,16$	-	-
<i>Pomatoschistus microps</i>	$0,13 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,04$	-	-

Pour les autres espèces, les concentrations moyennes en cadmium sont synthétisées dans le tableau ; exceptés les crustacés malacostracés (isopodes, amphipodes et crevettes) collectés dans la zone oligohaline de l'estuaire, qui présentent des concentrations en cadmium comprises entre 2 et $4 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec, toutes les autres espèces planctoniques collectées, que ce soit dans l'estuaire ou le panache de la Gironde, présentent des concentrations en cadmium que l'on peut qualifier de faibles, généralement comprises entre $0,1$ et $1 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec. Comme pour les copépodes, les concentrations les plus fortes sont trouvées pour les organismes collectés en bord de panache. Lors de Biomet II, des stades reproductifs de diatomées ont pu être prélevés ; ils présentent également des concentrations

en cadmium faibles, proches de $1 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec, qui sont comparables à celles mesurées dans les diatomées en baie de Seine.

Les concentrations en cadmium des organismes planctoniques et suprabenthiques collectés dans cette étude peuvent être comparées à celles mesurées dans les mêmes groupes d'organismes prélevés en estuaire ou en baie de Seine (tab.), où les concentrations en cadmium dissous mesurées dans l'eau sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en Gironde (Chiffolleau *et al.*, 1996). Globalement, pour les deux zones, les concentrations sont proches pour la plupart des espèces, à l'exception des espèces suprabenthiques (crevettes et poissons) qui présentent, dans l'estuaire de la Gironde, des concentrations nettement supérieures à celles observées dans l'estuaire de la Seine. Les crevettes et les poissons suprabenthiques présentent en effet des concentrations en cadmium qui atteignent ou dépassent celles relevées dans la littérature pour des organismes comparables prélevés dans d'autres environnements côtiers ou estuariens (fig. 3). Ces concentrations restent néanmoins largement inférieures à la norme européenne de $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec au-dessus de laquelle les produits de la mer ne sont plus commercialisables.

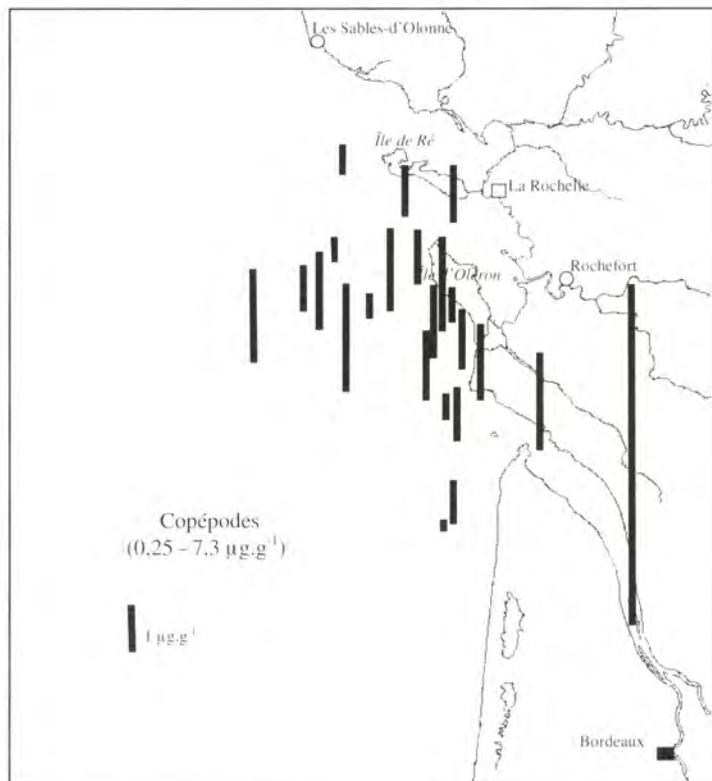


Figure 2 - Concentrations en cadmium ($\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec) mesurées chez les copépodes prélevés dans l'estuaire ou le panache de la Gironde lors des campagnes Biomet II et III et Mécagir.

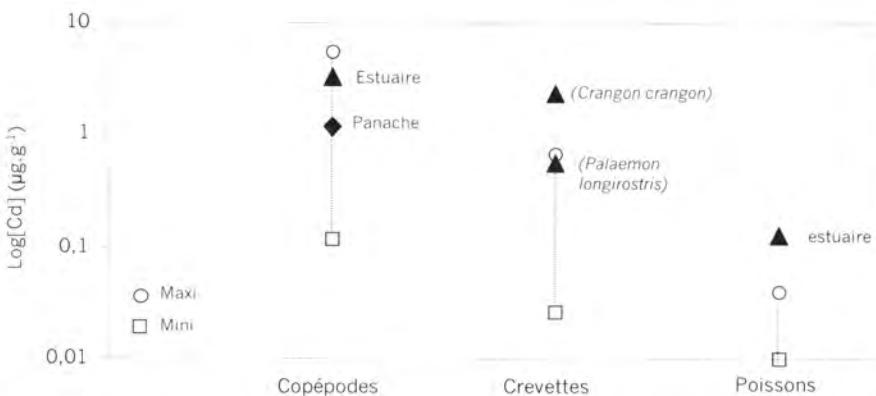


Figure 3 : Niveaux de contamination en cadmium des copépodes, crevettes et poissons suprabenthiques collectés dans l'estuaire ou le panache de la Gironde, comparés à des valeurs minimales et maximales d'après des données de Amiard *et al.*, 1980 ; Amiard-Triquet *et al.*, 1980 ; Cossa *et al.*, 1990 ; Greig *et al.*, 1977 ; Hardstedt-Roméo & Laumond, 1980 ; Miramand, unpublished data, Miramand *et al.*, 1991, 1998 ; Ritterhoff & Zauke, 1997 ; Zauke *et al.*, 1996.

Conclusion

Les teneurs en cadmium mesurées dans les organismes planctoniques et suprabenthiques collectés dans l'estuaire et le panache de la Gironde peuvent être directement reliées aux apports en cadmium de la Gironde mais, hors estuaire, l'influence de ces apports reste faible.

Les données acquises dans ce travail vont permettre d'estimer :

- les flux de cadmium transitant dans les réseaux trophiques planctoniques de la Gironde et de les comparer à ceux d'autres estuaires, celui de la Seine en particulier ;
- le rôle et l'importance du compartiment planctonique dans l'enlèvement du cadmium dans le panache de la Gironde, ce qui était un des objectifs principaux du chantier «golfe de Gascogne» du Programme national d'océanographie côtière.

Remerciements

Les auteurs remercient les équipages des navires océanographiques de l'Ifremer, la «Thalassa» et la «Thalia». Ces recherches ont été effectuées dans le cadre du chantier «atlantique» du Programme national d'océanographie côtière.

Références bibliographiques

- Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Métayer C., Marchand J., 1980. Étude du transfert de Cd, Pb, Cu et Zn dans les chaînes trophiques néritiques et estuariennes. I. État dans l'estuaire de la Loire (France) au cours de l'été 1978. Water Res., 14, 665-673.

- Amiard-Triquet C., Métayer C., Amiard J.C., 1980. Étude du transfert de Cd, Pb, Cu et Zn dans les chaînes trophiques néritiques et estuariennes. II. Accumulation biologique chez les poissons planctonophages. *Water Res.*, 14, 1327-1332.
- Anon., 1995. Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Édition 1995. Ifremer-ministère de l'Environnement, 32 p.
- Boutier B., Chiffolleau J.F., Jouanneau J.M., Latouche C., Philippot L., 1989. La contamination de la Gironde par le cadmium, origine, extension, importance. Éd. Ifremer, Rapp. Sci. Tech., 14, 105 p.
- Boutier B., Michel P., Chiffolleau J.F., Auger D., Chartier E., 2001. Comportement du cadmium issu de la Gironde sur le plateau continental. Influence des apports girondins sur les zones côtières adjacentes. In: Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 2-6 avril 2000. Elbée J. (d') & Prouzet P. (coord.). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 66-71.
- Chiffolleau J.F., Michel P., Cossa D., Auger D., Averty B., Chartier E., Sanjuan J., Truquet I., 1996. Distribution des contaminants métalliques dans l'estuaire de la Seine en période de crue (février 1995). Programme scientifique Seine-Aval, thème chimie des contaminants, Rapports 1995/Fin-3, Rouen, 38.
- Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J., Sanjuan J., 1990. Niveaux de concentrations en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française. Éd. Ifremer, 60 p.
- Fichet D., Radenac G., Miramand P., 1998. Experimental studies of impacts of harbour sediment resuspension to marine invertebrates larvae: bioavailability of Cd, Cu, Pb, Zn and toxicity. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(7-12), 509-518.
- Greig R.A., Adams A., Wenzloff G.R., 1977. Trace metal content of plankton and zooplankton collected from the New-York Bright and Long Island Sound. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 18(1), 3-8.
- Hardstedt-Roméo M., Laumond F., 1980. Zinc, copper and cadmium in zooplankton from the NW Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, 11, 133-138.
- Michel P., Boutier B., Chiffolleau J.F., 2001. Variations saisonnières et pluviannuelles des flux d'As, Cd, Cu, Zn, N et P issus de l'estuaire de la Gironde (France). In: Océanographie du golfe de Gascogne. VII^e Colloq. Int., Biarritz, 2-6 avril 2000. Elbée J. (d') & Prouzet P. (coord.). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 31, 277-282.

- Miramand P., Lafaurie M., Fowler S.W., Lemaire P., Guary J.C., Bentley D., 1991. Reproductive cycle and heavy metals in the organs of red mullet, *Mullus barbatus* (L.) from the North-West Mediterranean. Sci. Total Envir., 103, 47-56.
- Miramand P., Bentley D., Guary J.C., Brylinski J.M., 1993. Rôle du plancton dans le cycle biogéochimique du cadmium et du vanadium en baie de Seine orientale : premiers résultats. Oceanol. Acta, 16(5-6), 625-632.
- Miramand P., Fichet D., Bentley D., Guary J.C., Caurant F., 1998. Concentrations en métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) observées le long du gradient de salinité dans le réseau trophique pélagique de l'estuaire de la Seine. C. R. Acad. Sci., Sér. II A, 327, 259-264.
- Ritterhoff J., Zauke G.P., 1997. Trace metals in field samples of zooplankton from the Farm Strait: the Greeland Sea. Sci. Total Envir., 199, 255-270.
- Zauke G.P., Krause M., Weber A., 1996. Trace metals in mesozooplankton of the North Sea: concentrations in different taxa and preliminary results on bio-accumulation in Copepod collectives (*Calanus finmar-chicus/C. belgolandicus*). Int. Rev. Gesamp Hydrobiol., 81, 141-160.

Evidence for the non-conservative behaviour of uranium in the Gironde estuary (France) during low river discharge

Kilian J. Smith, Catherine Organo, Luis León Vintró,
Peter I. Mitchell

National University of Ireland, Department of Experimental Physics, Belfield, Dublin 4,
Ireland
luis.leon@ucd.ie

Abstract

Preliminary data on the behaviour of dissolved ($<0.45\text{ }\mu\text{m}$) uranium isotopes in the Gironde estuary mixing zone, gathered in the course of a research expedition (SWAMGIR-1) in summer 1999, are presented in this paper. Our data clearly show uranium in the estuary to behave non-conservatively during periods of low river discharge, with removal taking place at salinities in the range 0–16‰. As in other estuaries exhibiting non-conservative behaviour, the mechanism responsible for this removal is thought to be the salt-induced coagulation of riverine colloidal material.

Résumé

Les résultats préliminaires d'une étude du comportement de l'uranium dissous ($<0.45\text{ }\mu\text{m}$) dans la zone de mélange de l'estuaire de la Gironde sont présentés ici. Ils concernent des données récoltées au cours de la mission Swamgir-1 durant l'été 1999. Nos résultats indiquent clairement que l'uranium se comporte d'une manière non conservative en période d'étiage, avec un piégeage observé pour des salinités comprises entre 0 et 16 pour mille. Le mécanisme responsable de ce phénomène pourrait être lié aux processus de coagulation du matériel colloïdal d'origine fluviale à l'interface eau douce-eau salée, comme cela a été rapporté pour d'autres estuaires où un comportement non conservatif a également été observé.

Introduction

Rivers represent the main source of dissolved uranium to the oceans. The supply of this element through a particular estuary, however, is regulated by geochemical reactions that take place at the freshwater-seawater interface. Further, data from various studies show that the behaviour of uranium can vary from "conservative" to highly "non-conservative" within the mixing zone, being functionally dependent on a number of factors including the prevailing discharge rate (Borole *et al.*, 1982; Sarin & Church, 1994; Swarzenski *et al.*, 1995; Windom *et al.*, 2000).

In this paper, new data on the distribution of dissolved uranium along the Gironde estuary (SW France) are presented and interpreted in an attempt to improve our understanding of the physical and chemical transformations controlling the fate of dissolved uranium within the estuary's mixing zone. The Gironde estuary is the product of the confluence of the Garonne and Dordogne rivers. Mean annual water discharge is $24 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{yr}^{-1}$, and solid discharge 2.2×10^{12} grammes per year. The Gironde can be considered as a partially mixed, macrotidal estuary with a relatively long flushing time (ranging from 20 days in flood to 86 days during low water discharge). Hydrodynamic mechanisms in the Gironde estuary produce a well-developed turbidity maximum, with suspended matter concentrations ranging from 0.1 to 10 gramme per litre. During certain periods, a fluid mud layer, where turbidity reaches 400 g l^{-1} , accumulates on the estuary bottom. The total sediment mass of these two turbidity accumulations is twice the annual riverine solid discharge, and greatly favours solid-liquid interactions (Elbaz-Poulichet *et al.*, 1984; Krapf *et al.*, 1997).

Material and methods

Water samples were collected in the course of a sampling campaign (Swamgir-1) in the Gironde estuary in late June 1999. The location of the sampling stations in the estuary are shown in figure 1.

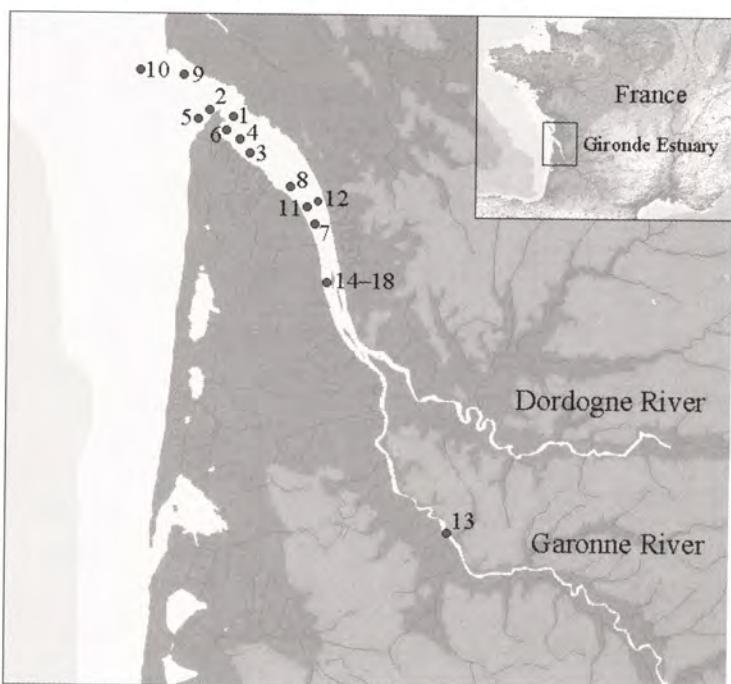


Figure 1 · Sampling stations in the Swamgir-1 campaign.

Following retrieval, near-surface water samples (75 l) were promptly filtered through membrane filters (0.45 µm) and uranium pre-concentrated in 25 l sub-samples by co-precipitation with Fe(OH)₃ for total dissolved uranium determination. Measurement of colloidal uranium was carried out on the remaining 50 l of microfiltered water by tangential-flow ultrafiltration using polysulphone membrane cassettes with cut-offs corresponding to nominal molecular weight limits (NMWLS) of 10 kDa. Uranium was separated from the Fe(OH)₃ co-precipitate and purified using standard radiochemical techniques (León Vintró & Mitchell, 2000). Uranium sources were prepared by electrodeposition onto stainless-steel discs and counted for periods of 10–20 days in a low-background alpha spectrometric system equipped with 24 passivated ion-implanted planar silicon (PIPS) detectors.

Results and discussion

The ²³⁸U and ²³⁴U concentrations at each of the sampling stations, together with the corresponding ²³⁴U/²³⁸U activity ratios, are given in the table. The dissolved ²³⁸U concentration for the Garonne river (Stn. 13), at 0.63 ± 0.06 dpm l⁻¹ ($\pm 2\sigma$) is consistent with the value of 0.49 dpm l⁻¹ reported by Martin *et al.* (1978) for the same river, and with the range of various world-wide riverine 'end-members' reported by Carroll & Moore (1994). This value, which can be taken as representative of the zero salinity 'end-member', is four times lower than that measured at the mouth of the estuary (Stn. 10); the latter, at 2.6 ± 0.2 dpm l⁻¹ ($\pm 2\sigma$) is typical of open-ocean water concentrations (Ku *et al.*, 1977) and, thus, defines the seawater end-member.

²³⁴U, ²³⁸U concentrations ($\pm 2\sigma$) in filtered water sampled along the salinity gradient of the Gironde estuary (Swamgir-1 expedition, 21st – 29th June 1999).

Station Code	Latitude (N)	Longitude (W)	Salinity (‰)	²³⁸ U (dpm l ⁻¹)	²³⁴ U (dpm l ⁻¹)	²³⁴ U / ²³⁸ U
13	44°39.123'	0°21.016'	0	0.63 ± 0.06	0.67 ± 0.06	1.07 ± 0.08
16	45°11.220'	0°43.156'	1.4	0.44 ± 0.03	0.49 ± 0.03	1.12 ± 0.06
15	45°11.179'	0°43.156'	1.8	0.53 ± 0.04	0.58 ± 0.04	1.08 ± 0.06
17	45°11.220'	0°43.156'	2.2	0.50 ± 0.03	0.57 ± 0.04	1.14 ± 0.06
14	45°11.179'	0°43.156'	4.0	0.61 ± 0.04	0.72 ± 0.04	1.14 ± 0.06
18	45°11.179'	0°43.156'	4.0	0.63 ± 0.04	0.70 ± 0.04	1.14 ± 0.04
07	45°19.886'	0°46.993'	7.7	0.83 ± 0.05	0.91 ± 0.06	1.10 ± 0.06
12	45°21.861'	0°45.071'	8.5	0.81 ± 0.06	0.90 ± 0.06	1.11 ± 0.04
11	45°21.342'	0°47.820'	9.5	0.95 ± 0.06	1.07 ± 0.06	1.13 ± 0.06
08	45°24.980'	0°51.475'	11.6	0.93 ± 0.06	1.10 ± 0.08	1.18 ± 0.06
03	45°30.502'	0°59.169'	14.5	1.28 ± 0.10	1.45 ± 0.12	1.13 ± 0.06
04	45°32.264'	1°01.300'	16.0	1.33 ± 0.12	1.57 ± 0.14	1.18 ± 0.06
06	45°33.455'	1°02.038'	19.0	1.77 ± 0.14	2.02 ± 0.16	1.14 ± 0.04
01	45°33.049'	1°01.006'	20.6	1.92 ± 0.12	2.18 ± 0.14	1.14 ± 0.04
02	45°34.413'	1°04.612'	22.0	1.92 ± 0.16	2.17 ± 0.18	1.13 ± 0.04
05	45°33.938'	1°06.224'	25.3	1.8 ± 0.2	2.1 ± 0.2	1.17 ± 0.06
09	45°38.830'	1°07.717'	27.9	2.05 ± 0.10	2.26 ± 0.12	1.11 ± 0.04
10	45°38.471'	1°20.106'	34.0	2.6 ± 0.2	3.0 ± 0.3	1.15 ± 0.04

A plot comparing ^{238}U concentrations along the Gironde salinity gradient with the theoretical dilution line of seawater by river water inputs clearly shows that, at the time of sampling, dissolved uranium in the Gironde estuary behaved non-conservatively, with removal taking place at salinities in the range 0-16‰ (fig. 2). This contrasts with previous observations by Martin *et al.* (1978), which found uranium in the Gironde estuary to behave conservatively. It is important to note, however, that while our sampling took place during a period of relatively low river discharge, sampling by Martin *et al.* took place during the winter months, when discharges are significantly greater. Indeed, other studies have suggested that the non-conservative behaviour of uranium along estuaries is a seasonal feature related to the river discharge regime prevailing at the time of sampling (Maeda & Windom, 1982; Sarin & Church, 1994).

As in other estuaries which exhibit non-conservative behaviour, the mechanism responsible for the removal of uranium at low salinities is likely to be the salt-induced coagulation of riverine colloidal material (Boyle *et al.*, 1977; Swarzenski *et al.*, 1995; Sañudo-Wilhelmy *et al.*, 1996). In the Gironde estuary, coagulation has been shown to take place at salinities between 0.1 and 1‰ (Gibbs *et al.*, 1989). Uranium concentrations, however, only gradually approach the ideal dilution line in the mid-salinity region, suggesting that flocculation may extend up to 16 per thousand. The elevated suspended matter concentrations in this (intermediate salinity) turbidity zone may account for the removal of uranium at these relatively high salinities (Swarzenski *et al.*, 1995).

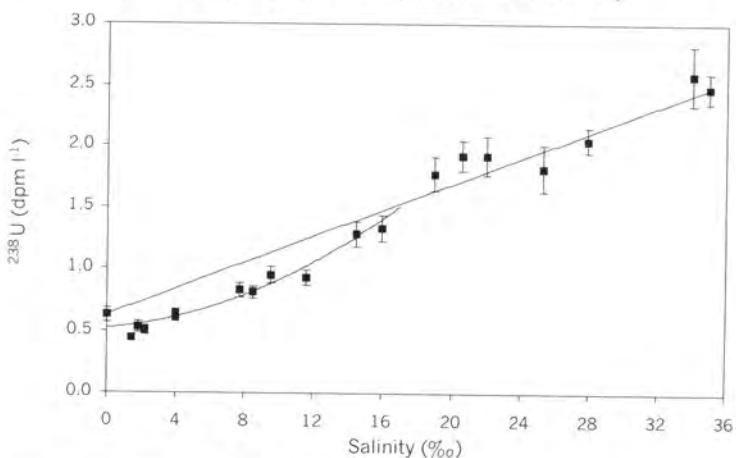


Figure 2. ^{238}U salinity profile in the Gironde estuary (non-conservative behaviour).

Above 16‰, dissolved uranium concentrations are essentially indicative of conservative mixing. Such behaviour extends to open ocean salinities and has been previously observed in other estuarine systems (Sarin & Church, 1994; Swarzenski *et al.*, 1995). A likely explanation for this observation lies

in the completion of particle-colloid surface reactions (i.e., precipitation and coagulation) at intermediate salinities.

Conclusion

Our data indicate that dissolved uranium in the Gironde estuary behaves non-conservatively, at least during periods of low river discharge, with preferential removal at low salinities. This contrasts with previous observations carried out during periods of high river discharge, which showed an essentially conservative behaviour for this element (Martin *et al.*, 1978). Together, these two sets of data reinforce the view that the non-conservative behaviour of uranium along estuaries is a seasonal feature related to the river discharge regime. Analysis of the component of uranium in a colloidal form at each of the stations discussed in this paper is now under way, and should help clarify the mechanisms responsible for the observed removal of uranium during estuarine mixing in the Gironde.

Acknowledgments

This study was made possible by the generous support provided by the European Commission within the framework of the EC's Training and Mobility of Researchers Programme, 1998-2001 (SWAMIEE Project; Contract No. ERBI/MRXCT97-0111). It could not have been undertaken without the cooperation of the University of Bordeaux. We are indebted to them, to our colleagues and to the captain and crew of the R/V "Côte d'Aquitaine", for their support while on station.

Bibliographic references

- Borole D.V., Krishnaswami S., Somayajulu B.L.K., 1982. Uranium isotopes in rivers, estuaries and adjacent coastal sediments of western India: their weathering, transport and oceanic budget. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46, 125-137.
- Boyle E.A., Edmond J.M., Sholkovitz E.R., 1977. The mechanism of iron removal in estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 41, 1313-1324.
- Carroll J.L., Moore W.S., 1994. Uranium removal during low discharge in the Ganges-Brahmaputra mixing zone. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 4987-4995.
- Elbaz-Poulichet F., Holliger P., Huang W.W., Martin J.-M., 1984. Lead cycling in estuaries, illustrated by the Gironde estuary, France. *Nature*, 308, 409-414.
- Gibbs R.J., Tshudy D.M., Konwar L., Martin J.-M., 1989. Coagulation and transport of sediments in the Gironde estuary. *Sedimentology*, 36, 987-999.

- Kraepiel A.M.L., Chiffolleau J.-F., Martin J.-M., Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde Estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61, 1421-1436.
- Ku T.-L., Knauss K.G., Mathieu G.G., 1977. Uranium in open ocean: concentration and isotopic composition. *Deep Sea Res.*, 24, 1005-1017.
- León Vintró L., Mitchell P.J., 2000. Determination of actinides and other alpha emitters in environmental samples. In: *Encyclopaedia of analytical chemistry: instrumentation and applications*. Meyers R.A. (ed.), John Wiley & Sons.
- Maeda M., Windom H.L., 1982. Behaviour of uranium in two estuaries of the southeastern United States. *Mar. Chem.*, 11, 427-436.
- Martin J.-M., Nijampurkar V., Salvadori F., 1978. Uranium and thorium isotope behaviour in estuarine systems. In: *Biogeochemistry of estuarine sediments*. Goldberg E.D. (ed.), Unesco, Paris, 111-127.
- Sañudo-Wilhelmy S.A., Rivera-Duarte I., Flegal A.R., 1996. Distribution of colloidal trace metals in the San Francisco bay estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 4933-4944.
- Sarin M.M., Church T.M., 1994. Behaviour of uranium during mixing in the Delaware and Chesapeake estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 39, 619-631.
- Swarzenski P.W., McKee B.A., Booth J.G., 1995. Uranium geochemistry on the Amazon shelf: Chemical phase partitioning and cycling across a salinity gradient. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 7-18.
- Windom H., Smith R., Niencheski F., Alexander C., 2000. Uranium in rivers and estuaries of globally diverse, smaller watersheds. *Mar. Chem.*, 68, 307-321.

Distribution and speciation of mercury in the Adour estuary and several bays of the Basque coast

Teodor Stoichev⁽¹⁾, Eftim Efremov⁽¹⁾, Nathalie Molenat⁽¹⁾,
Julio C. Wasserman⁽²⁾, Alberto De Diego⁽³⁾, David Amouroux⁽¹⁾,
Gilles Bareille⁽¹⁾, Olivier F.X. Donard⁽¹⁾

(1) Université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS/LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées,
64053 Pau, France

(2) University of Federal Fluminense, Dept. of Geochemistry, Niteroi, Brazil

(3) Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, 48080 Bilbao, España
David.Amouroux@univ-pau.fr

Abstract

Speciation of mercury compounds and their distribution between the dissolved and the particulate phases in the Adour estuary and several areas of the Basque coast have been investigated. The measurements, most of which have been carried out in the Adour, indicate a well-pronounced seasonal cycle of mercury biogeochemistry, as well as local contamination sources.

Résumé

La spéciation des formes chimiques du mercure ainsi que leur distribution entre les phases dissoute et particulaire dans l'estuaire de Adour et plusieurs baies de la Côte basque ont été étudiées. Les principaux résultats, obtenus dans l'Adour, indiquent un cycle saisonnier très marqué pour la biogéochimie du mercure, ainsi que des sources locales de contamination.

Introduction

The magnitude of the mercury contamination along the Basque coast is not sufficiently known. In the case of the Adour estuary, biological monitoring (RNO, 1999) has shown that this estuary could be one of the most polluted by mercury in France. We present here some preliminary results on mercury distribution and chemical speciation in surface waters of the Adour estuary and several bays of the Basque coast. Most of the measurements focused on the Adour estuary, where the samples have been collected along the salinity gradient and on a seasonal basis.

Methods

All samples have been collected during three cruises on board research vessels (*Côte d'Aquitaine*, *Côte de la Manche*, CNRS/INSU) and following clean procedure for water sampling and sample treatment (i.e. filtration, storage). Surface sediments were taken and immediately frozen. Between

1.5 and 3 litres of water samples were filtered through 0.45 µm pore-size acid-cleaned filters. The determination of inorganic mercury (Hg(II)) and methyl-Hg (MMHg) in the dissolved phase and suspended particles or sediments has been performed by hydride generation or ethylation, cryogenic trapping, gas chromatography and detection by atomic absorption or fluorescence spectrometry. All analytical methods are described in detail elsewhere (Tseng *et al.*, 1998; Tseng, 2000).

Results and discussion

The table gives the main results (average values) on mercury speciation in the studied areas. The range is given in italic font. In the Adour estuary, both speciation and phase distribution present high variability according to the season investigated. Since the hydrodynamic regime in Adour for the three sampling dates is almost the same (the average river discharge for February 1998, July 1998 and September 1999 is 172 m³.s⁻¹, 164 m³.s⁻¹ and 173 m³.s⁻¹, respectively), the differences in the mercury species concentrations are mostly due to the anthropogenic inputs and seasonal biological turnovers.

Summary table of mercury speciation and distribution in the Basque coast (mean values, Intervals, n is the number of the samples).

Estuary or bay	Date	Hg _T ng l ⁻¹	Hg(II) _D ng l ⁻¹	Hg(II) _P µg g ⁻¹ (dry wt)	MMHg _D ng l ⁻¹	MMHg _P ng g ⁻¹ (dry wt)	% Hg _P	% MMHg Total	Hg _{SED} µg g ⁻¹ (dry wt)
Adour (n=15)	Feb. 98	31.1 <i>6-211</i>	0.9 <i>0.4-2</i>	2.0 <i>0.1-11.3</i>	< DL	10.7 <i>0.96</i>	94 <i>57-100</i>	0.8 <i>0-11</i>	0.18 <i>0.07-0.24</i>
Adour (n=12)	July 98	24.3 <i>0.73</i>	9.2 <i>0-22.9</i>	3.0 <i>0-13.9</i>	0.9 <i>0-4.9</i>	< DL	71 <i>41-100</i>	11.5 <i>0-100</i>	-
Adour (n=24)	Sept. 99	27.6 <i>11-111</i>	2.1 <i>0-7.5</i>	4.4 <i>1.4-11.9</i>	0.1 <i>0-0.9</i>	165.6 <i>23-602</i>	92 <i>59-100</i>	3.7 <i>0-6-12</i>	-
Nervión (n=13)	July 98	45.6 <i>15-158</i>	11.4 <i>0-20.0</i>	7.1 <i>0-23.3</i>	1.6 <i>0-8.3</i>	< DL	72 <i>16-100</i>	5.7 <i>0-33</i>	5.08 <i>0.12-12</i>
Pasajes (n=2)	July 98	25.3	4.9	3.4	< DL	< DL	77	-	6.9
Mun-daka (n=2)	July 98	1.0	1.0	< DL	< DL	< DL	-	-	0.16
Gironde (Tseng, 2000)	96-98	79.4	1.5	0.8	0.1	10.6	93	2.0	-

The mercury concentrations in the surface sediments from the Adour show a slight contamination of this estuary, whereas for the Nervión river the reported values show a very high pollution (tab.). Similar values have been found in the surface sediments from the Seine estuary (Cossa & Ficht, 1999).

The comparison of the average mercury species concentration and distribution between the Adour and the other areas investigated shows that other zones of the Basque coast (in contrast to the Gironde, tab.) are

also affected by Hg contamination (especially the Nervión estuary). The Adour and Nervión belong with other polluted rivers, like the Seine, the Scheldt and the Elbe (Cossa & Ficht, 1999). Highest dissolved Hg(II) and MMHg were observed during warm seasons. MMHg usually represents several percents of the total Hg (tab. 1) and is higher during warm seasons, a possible effect of the increase in methylation rates during summer (Coquery *et al.*, 1997; Tseng, 2000). Along the salinity gradient, various spikes in total Hg(II) (dissolved + particulate) concentration (fig. 1, 2) confirm that several anthropogenic inputs take place in the estuarine mixing zone of the Adour (especially at middle salinity approx. 10-20), as observed with other heavy metals. As reported for other estuaries (Coquery *et al.*, 1997; Tseng, 2000), most of the mercury is in the particulate phase (tab. 1) and correlates with the organic carbon content (POC). Although significant MMHg concentrations in the particles are observed in the upstream part of the estuary, high MMHg formation or inputs are occurring seaward in the dissolved phase (fig. 2). It is possible that a solubilization of the organic matter, occurring in the estuary, is responsible for the observed MMHg_p drop at higher salinity and the seaward increase of the dissolved MMHg (fig. 2).

This preliminary study demonstrates that Hg contamination in the Basque coast and particularly in the Adour estuary should now be taken into consideration and further investigated.

Acknowledgments

This work is a part of the Ecoman Project, supported by the Aquitaine-Euskadi Cooperation Fund.

Bibliographic references

- Coquery M., Cossa D., Sanjuan J., 1997. Speciation and sorption of mercury in two macrotidal estuaries. Mar. Chem., 58(1-2), 213-227.
- Cossa D., Ficht A., 1999. La dynamique du mercure. Éd. Ifremer, Progr. Sci. Seine-Aval, 11, 25 p.
- RNO, 1999. Rapport annuel, Ifremer-Mate.
- Tseng C.M., De Diego A., Pinaly H., Amouroux D., Donard O.F.X., 1998. Cryofocussing coupled to atomic absorption spectrometry for rapid and simple mercury speciation in environmental matrices. J. Anal. At. Spectrom., 13(8), 755-764.
- Tseng C.M., 2000. Développements analytiques et spéciation en milieu estuarien. Thèse de doctorat, cycle Biogéochimique du mercure dans l'environnement, université de Pau et des Pays de l'Adour, 289 p.

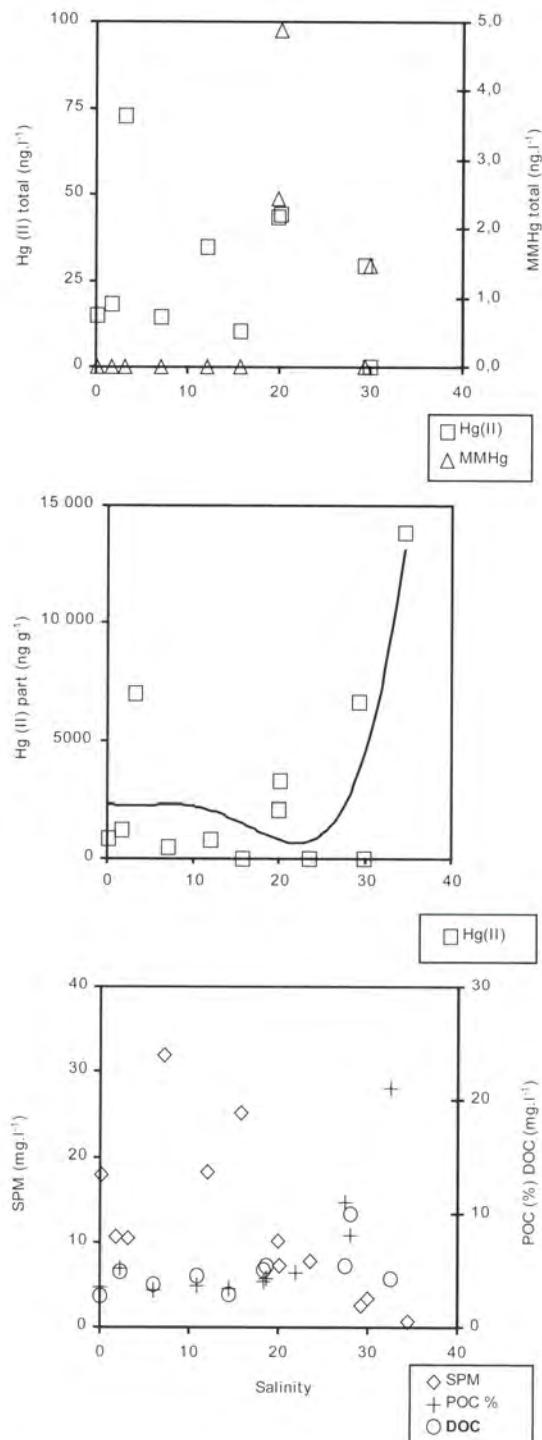


Figure 1 - Mercury speciation and distribution in the Adour estuary (July 1998).

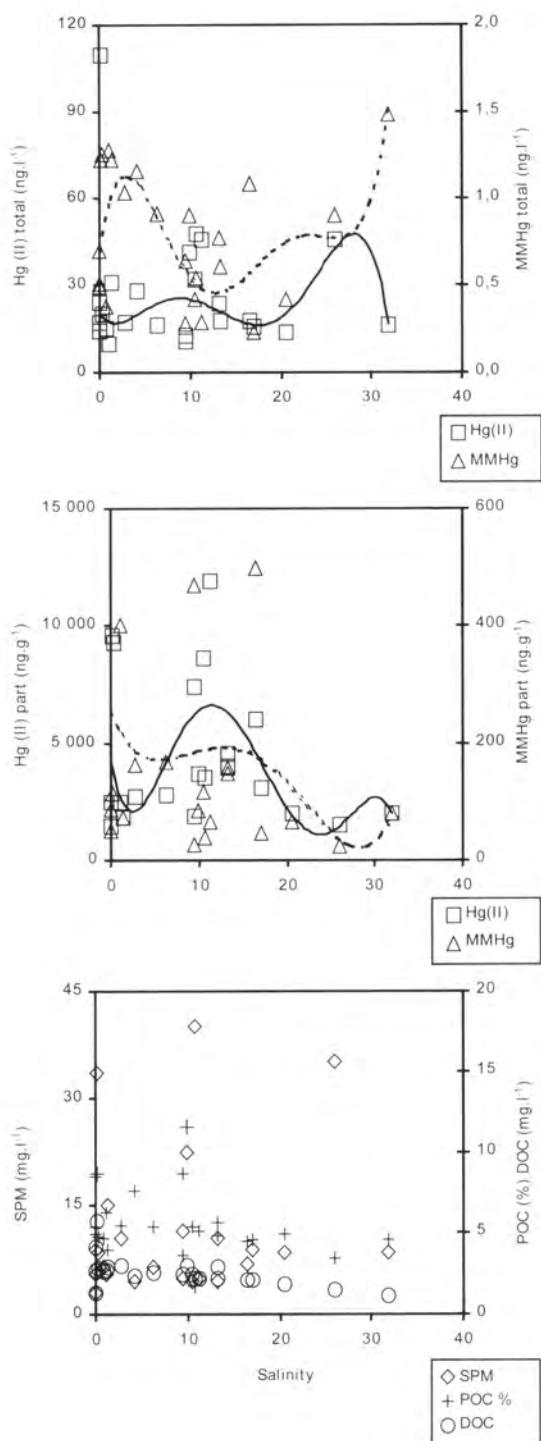


Figure 2 - Mercury speciation and distribution in the Adour estuary (September 1999).

Mercury and methylmercury contamination in the Nervión estuary (Ría de Bilbao)

Teodor Stoichev⁽¹⁾, Nathalie Molenat⁽¹⁾, Alberto De Diego⁽²⁾, David Amouroux⁽¹⁾

(1) Université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS/LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France

(2) Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, 48080 Bilbao, España
David.Amouroux@univ-pau.fr

Abstract

During one year, an investigation has allowed to monitor the distribution and chemical speciation of mercury at several sampling stations in the Nervión estuary (Basque Country, Spain). The mercury levels have shown an important seasonal variability. High concentrations have been obtained for both inorganic ($Hg(II)$) and methylmercury (MMHg); they suggest that mercury contamination in this estuary is matter of concern.

Résumé

Durant une année, une étude a permis d'effectuer le suivi de la distribution et de la spéciation chimique du mercure sur plusieurs stations d'échantillonnage dans l'estuaire du Nervión (Pays basque, Espagne). Les teneurs en mercure ont montré une importante variabilité saisonnière. De très fortes concentrations ont été observées, à la fois en mercure inorganique ($Hg(II)$) et en méthylmercure (MMHg), et suggèrent que la contamination en mercure dans cet estuaire est préoccupante.

Introduction

Because of the high industrialisation and urbanisation of the Ría de Bilbao, the estuary of the Nervión river and its tributaries are subject to important anthropogenic inputs (Cearreta *et al.*, 2000). Among the major contamination sources in this area are the metallurgical and paper industries. To assess the potential mercury pollution in the Nervión estuary with regard to the seasonal variability six water sampling campaigns (November 1998, January 1999, March 1999, May 1999, July 1999 and October 1999), presenting various hydrological regimes (fig. 1), have been performed within the estuary and upstream. Collected waters were filtered after sampling to allow the determination of the mercury species in both of the dissolved and of the particulate phase.

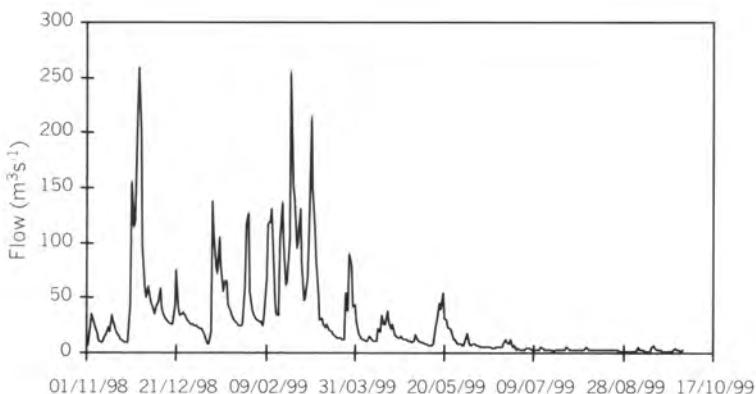


Figure 1 - Nervión-Ibaizabal river discharge: seasonal variability.

Methods

According to the quantity of suspended particulate matter (SPM), between 0.05 and 1.25 L of the water sample was filtered on 0.45 µm pore-size filters. The determination of inorganic Hg (Hg(II)) and methyl-Hg (MMHg) in the dissolved phase and suspended particles has been performed by hydride generation or ethylation, cryogenic trapping, gas chromatography and detection by atomic absorption or fluorescence spectrometry. All analytical methods are described in detail elsewhere (Tseng *et al.*, 1998; Tseng, 2000).

Results and discussion

The table gives the main results (average values) on Hg speciation. The range is given in italic font.

These results first evidence the high average of total mercury concentrations in surface waters for all investigated sampling stations, ranging between 460 and 4 200 nanogrammes per litre. Concentrations were generally higher in the estuarine samples compared with the river samples. The distribution of mercury between dissolved and particulate phases shows that only 29% to 64% of the mercury is bound to the suspended matter. This is a distinguishing feature of the Nervión estuary and its tributaries because usually more than 90% of the mercury is bound to SPM (Coquery *et al.*, 1997; Tseng, 2000).

In the dissolved phase, average concentrations of Hg(II) and MMHg range between 241 and 1150 ng/l, and 120 and 500 ng/l, respectively. In the particulate phase, the average concentrations of Hg(II) and MMHg range between 3.2 and 293 µg/g, and 4.7 and 30 µg/g, respectively (tab.). The total methylmercury (dissolved + particulate) represents 20% to 38% of the total mercury (tab.). This result contrasts with the values reported for other estuaries, where the methylmercury is usually below 10% of the total mercury (Coquery *et al.*, 1997; Tseng, 2000). First, it is clear that important and continuous anthropogenic mercury loads are

transported into the estuary. Second, it seems that only direct anthropogenic sources of methylmercury can explain the high proportion of this toxic compound. Additionally, the highest average concentrations of methylmercury were obtained in the middle and lower sections of the Nervión estuary for the dissolved phase and in the upper section for the particulate phase.

Mercury distribution and speciation in the Nervión river and its tributaries during the period November 1998 to October 1999 (n is the number of the samples).

Stations	SPM mg l ⁻¹	Hg(II) D ng l ⁻¹	MMHg D ng l ⁻¹	Hg(II) P µg g ⁻¹ dry wt.	MMHg P µg g ⁻¹ dry wt.	Hg T ng l ⁻¹	%Hg P	% MMHg Total
1. Nervión low estuary (Galindo) n=6	99.8 6-385	1150 21-7057	402 0-2055	79.8 7-374	17.8 0.3-107	4195 236-10779	64 15-95	21 3-38
2. Nervión middle estuary (Zorrotza) n=6	11.9 4.2-16.4	846 0-3977	501 8-2604	48.6 0-191	4.7 0-13	1996 38-9813	47 16-79	34 8-100
3. Nervión upper estuary n=6	15.2 0.8-53.3	466 9-971	190 14-462	292.6 0.8-1848	29.0 0-123	1251 60-3058	44 12-71	32 11-56
4. Nervión river n=6	9.4 4.5-17.8	419 1-1320	284 7-738	21.4 0-46	10.9 0-26.3	988 54-2655	38 0-85	31 5-55
5. Nervión river (Arrigorriaga) n=5	6.1 0.7-8.9	241 7-624	169 0-578	18.9 0-80	17.8 0-57	505 45-1463	37 5-81	38 0-66
6. Ibaizabal n=6	10.0 2.6-20.9	739 0-2582	199 0-653	25.3 1.6-141	7.1 0-17.7	1101 32-3413	40 5-100	20 0-49
7. Kadagua n=6	5.3 3-11.4	304 0-1303	119 0-592	3.2 0-14.4	8.3 0-38.7	463 18-2056	29 0-97	36 0-94

The mercury species concentrations vary significantly during the sampling period. Maximal concentrations were obtained in May 1999 for the estuarine samples and in March 1999 for the Ibaizabal and Kadagua rivers (tributaries) (fig. 2). For all samples, the maximums for the Hg(II) and MMHg concentrations do not correspond to the peak of the river discharge, but were found two months after the flood periods. It is suggested that the higher river discharge has a dilution effect, like in the Seine estuary (Coquery *et al.*, 1997), which is then followed by a remobilization and accumulation period at low river discharge (Tseng, 2000). Both Hg(II) and MMHg usually present similar seasonal trends, indicating that they have both identical pollution pathways.

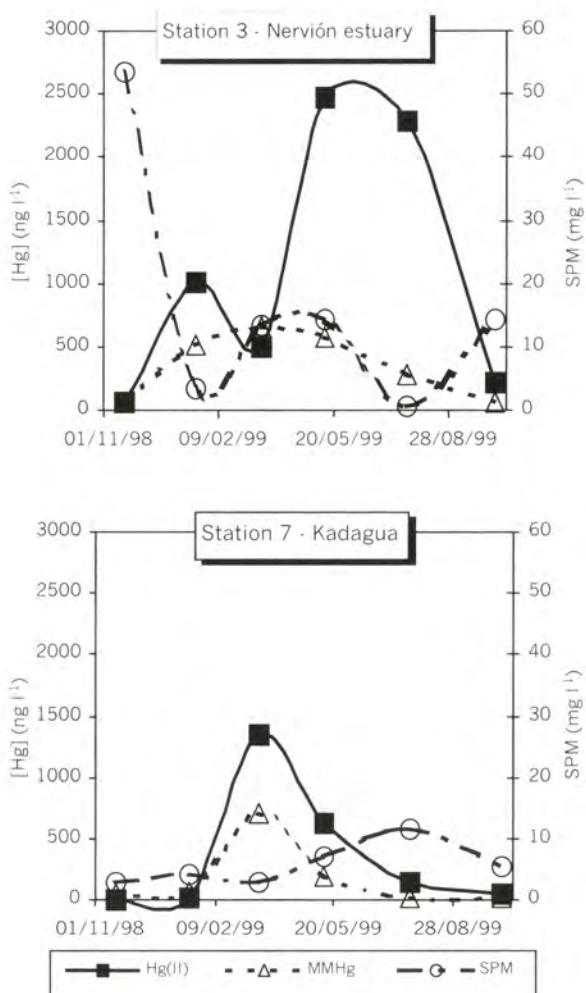


Figure 2 · Seasonal variability of the Hg species (dissolved + particulate) and SPM.

Conclusion

Preliminary estimation indicates that during 1999 approximately 0.5 ton of mercury have flowed into the Nervión estuary, which is equivalent to the river input into major European estuaries (Tseng, 2000). The nature of the anthropogenic sources of mercury in the estuary is now under investigation. Finally, further validation of these data has to be done and the strong seasonal variation, observed in 1999, has to be confirmed during the next sampling period in 2000.

Acknowledgments

This work is a part of the Ecoman Project, supported by the Aquitaine-Euskadi Cooperation Fund.

Bibliographic references

- Cearreta A., Irabien M.J., Leorri E., Yusta I., Croudace I.W., Cundy A.B., 2000. Recent anthropogenic impacts on the Bilbao estuary (Northern Spain): geochemical and microfaunal evidence. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 50(4), 571.
- Coquery M., Cossa D., Sanjuan J., 1997. Speciation and sorption of mercury in two macrotidal estuaries. *Mar. Chem.*, 58(1-2), 213-227.
- Tseng C.M., De Diego A., Pinaly H., Amouroux D., Donard O.F.X., 1998. Cryofocussing coupled to atomic absorption spectrometry for rapid and simple mercury speciation in environmental matrices. *J. Anal. At. Spectrom.*, 13(8), 755-764.
- Tseng C.M., 2000. Développements analytiques et spéciation en milieu estuaire. Thèse de doctorat, cycle Biogéochimique du mercure dans l'environnement, université de Pau et des Pays de l'Adour, 289 p.

Acumulación de contaminantes en los sedimentos superficiales del estuario del Nervión (golfo de Bizkaia)

Oihana Solaun, María Jesús Belzunce, Javier Franco,
Victoriano Valencia, Ángel Borja

AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
osolaun@azti.es

Resumen

Este trabajo presenta los resultados obtenidos del estudio que se realizó en los sedimentos superficiales del estuario del río Nervión. Las muestras se tomaron en 70 estaciones y para todas ellas se determinó la granulometría, el potencial redox y el contenido en materia orgánica, COP y NOP; además, en 25 de las estaciones también se realizaron análisis de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn) y compuestos orgánicos (PCBs, PAHs, pesticidas). Se ha observado que la parte central del estuario es la que presenta mayores concentraciones de contaminantes, siendo especialmente altas para As, Hg, Cd y Cu. Se ha encontrado una relación positiva entre la textura fina del sedimento, sus propiedades anóxicas, el contenido en materia orgánica y la concentración de contaminantes. Por otro lado, en función de las recomendaciones para la gestión del material dragado en puertos españoles, la mayoría de los sedimentos del estuario del Nervión se clasificaron en las categorías II y IIIa.

Abstract

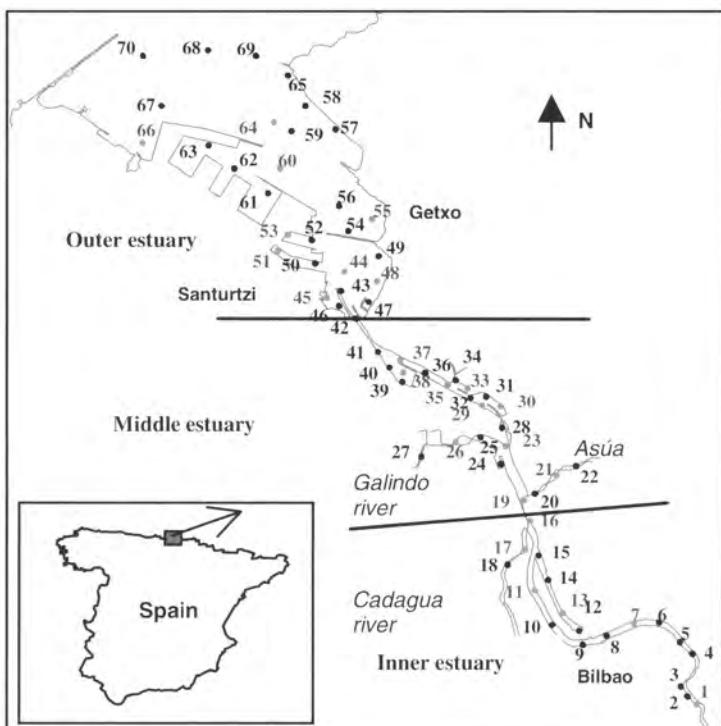
The results obtained in a sampling survey of surface sediments covering the entire estuary of the Nervión river are presented in this work. Samples for grain size distribution, redox potential, organic matter, carbon and nitrogen content were taken in 70 stations; in 25 selected locations, also heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn) and organic compounds (PCBs, PAHs, pesticides) analyses have been made. The highest pollutant levels have been observed in the middle reaches of the estuary, being specially high for As, Hg, Cd and Cu. A clear positive relation between the fine texture of the sediments, the anoxic properties, the content of organic matter and the concentration of contaminants has been found. According with Spanish recommendations for sediment management, the sediments of the Nervión estuary were mainly classified into categories II and IIIa.

Introducción

La Ría de Bilbao, donde se sitúa el estuario del Nervión, ha sido, desde el siglo pasado, un área de gran actividad industrial, lo que ha supuesto una gran cantidad de vertidos industriales y urbanos al río. Sin embargo, en las últimas décadas, el interés por su recuperación ha ido en aumento, lo que ha dado lugar a distintos proyectos de saneamiento que se han reflejado en una mejora de la calidad de sus aguas y en la revitalización de la zona.

Una vez mejorada la calidad del agua del estuario, el interés se centra en los sedimentos, debido a la posibilidad de que al mejorar la oxigenación del agua, los contaminantes puedan removilizarse y pasar del sedimento a la columna de agua.

El objetivo de este trabajo fue identificar y cuantificar los contaminantes de los sedimentos estuáricos y obtener conclusiones sobre la gestión de dichos sedimentos contaminados.



Mapa del área de estudio y localización de las estaciones de muestreo.

Material y métodos

Se tomaron 70 muestras de sedimentos superficiales (0-10 cm) con una draga Van Veen a lo largo del estuario del Nervión, situado en la cornisa cantábrica (posición geográfica: 43° 20' N, 3° 1' W), en el norte de España (fig.). Para estas muestras se determinó la granulometría (por

tamizaje seco), el potencial redox (mediante un electrodo de platino conectado a un pH-metro/voltímetro digital), el contenido en materia orgánica (midiendo la pérdida de peso por ignición) y el contenido en C orgánico y N orgánico (mediante un analizador elemental Perkin-Elmer). Además, en 25 de estas muestras también se realizaron análisis de metales pesados (por aspectrofotometría de absorción atómica tras digestión ácida con HCl+HNO₃ 1:1) y análisis de compuestos orgánicos (por cromatografía líquida y de gases).

Resultados

Tamaño de grano, materia orgánica, NOP, COP, C/N y potencial redox

En cuanto a la distribución granulométrica se observa que el sedimento más fino (<63 µm) se acumula principalmente en la zona media del estuario (95,6 % en la estación 35) y en las dársenas (dársena de Udondo - estación 33, 93,4 % - y Axpe - estación 30, 92,9 %), que son zonas de baja hidrodinámica y, por lo tanto, zonas de deposición de dicho material. Por el contrario, la zona exterior del estuario, con clara influencia marina, se caracteriza por la abundancia de sedimento más grueso (hasta 99% de arenas).

Los mayores valores de contenido en materia orgánica, 13-28%, se encuentran en los sedimentos de los principales afluentes y disminuyen hacia el exterior del estuario. Cabe señalar que dichos afluentes, Galindo (estaciones 25, 26, 27), Cadagua (estaciones 17, 18) y Asúa (estaciones 20, 21, 22), son ríos que soportan importantes vertidos industriales.

La relación C/N sigue una distribución similar a la de la materia orgánica, disminuyendo el contenido en C y N desde el interior (7,95 y 0,54 mg·kg⁻¹, respectivamente) al exterior (1,90 y 0,01 mg·kg⁻¹, respectivamente). Los altos valores de la relación C/N en la zona exterior (entre 114,22 y 173,09 mg·kg⁻¹) se deben a que el contenido en NOP en dichas zonas es muy bajo (alrededor de 0,02 mg·kg⁻¹).

Las condiciones reductoras en los sedimentos se dan en las zonas interna y media del estuario (con valores medios de -179,3 y -90,8 mV, respectivamente), donde hay un déficit de O₂, pasando a ambiente óxico en la zona externa (con un valor medio de 78,5 mV).

Metales pesados y compuestos orgánicos

En general, todos los metales muestran una distribución similar, con valores muy altos en los sedimentos de los principales afluentes (Asúa, Galindo y Cadagua) y en la zona central del estuario, especialmente en la dársena de Udondo (estación 33, con concentraciones de 324 y 6,8 mg·kg⁻¹ de Cu y Hg, respectivamente) y aguas abajo de la zona donde vertía Altos Hornos (estación 37, con concentraciones de 1380 y 561 mg·kg⁻¹ de Pb y Cu, respectivamente) que son zonas de acumulación de finos.

Valores medios y rango en los sedimentos de las zonas interior, media y exterior del estuario: composición granulométrica, contenido en materia orgánica (MO), potencial redox, contenido en COP y NOP, relación C/N, concentración de metales pesados y de compuestos orgánicos (peso seco).

	Interior		Media		Exterior	
	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango
Gravas (%)	7,57	0,20-48,67	6,90	0,08-36,78	6,30	0,01-85,64
Arenas (%)	50,22	5,37-99,19	19,97	1,27-73,57	46,19	2,79-99,10
Finos (%)	42,22	0,11-93,77	73,13	25,71-98,51	47,51	0,01-97,19
MO (%)	9,44	2,53-28,04	10,48	3,49-26,58	6,81	1,25-15,91
Redox (mV)	-179,30	-254,00- -18,90	-90,82	-243,00-219,00	78,55	-189,00-230,00
COP (mg·kg ⁻¹)	4,30	1,85-7,95	4,57	2,16-11,12	3,61	1,90-6,13
NOP (mg·kg ⁻¹)	0,25	0,08-0,54	0,26	0,13-0,60	0,10	0,01-0,23
C/N	22,22	15,64-36,86	20,86	16,26-27,61	71,48	15,52-173,09
As (mg·kg ⁻¹)	11,03	6,50-17,00	40,28	9,30-210,00	40,33	17,00-100,00
Cd (mg·kg ⁻¹)	5,33	0,21-18,00	6,79	1,80-13,00	1,69	0,26-3,70
Cu (mg·kg ⁻¹)	146,00	46,00-194,00	213,90	80,00-561,00	109,33	50,00-219,00
Cr (mg·kg ⁻¹)	176,83	53,00-284,00	162,00	109,00-216,00	66,67	29,00-142,00
Fe (mg·kg ⁻¹)	36383,33	30900,00-40400,00	49270,00	28700,00-98900,00	58333,33	32200,00-102300,00
Hg (mg·kg ⁻¹)	1,66	0,41-3,70	4,02	1,00-12,00	1,70	0,66-5,10
Mn (mg·kg ⁻¹)	378,50	300,00-449,00	409,60	215,00-944,00	785,56	352,00-1740,00
Ni (mg·kg ⁻¹)	46,67	26,00-57,00	47,60	36,00-86,00	30,00	19,00-39,00
Pb (mg·kg ⁻¹)	174,67	73,00-318,00	333,30	105,00-1380,00	162,11	81,00-344,00
Zn (mg·kg ⁻¹)	820,00	221,00-2090,00	823,80	388,00-1510,00	437,44	231,00-695,00
PCBs (μg·kg ⁻¹)	91,03	10,35-173,20	139,24	17,85-362,30	63,92	8,90-250,54
DDT (μg·kg ⁻¹)	3,78	1,80-6,42	4,82	1,04-11,01	2,87	1,80-7,53
HCB (μg·kg ⁻¹)	2,36	<0,10-7,84	2,67	<0,10-9,35	0,32	<0,10-0,32
Dieldrin (μg·kg ⁻¹)	<0,30		<0,30		<0,30	
Aldrin (μg·kg ⁻¹)	0,78	<0,30-1,83	0,53	<0,30-1,40	0,32	<0,30-0,47
T-nona (μg·kg ⁻¹)	<0,20		<0,20		<0,20	
HCH (μg·kg ⁻¹)	0,99	0,52-1,53	1,96	<0,20-7,76	0,46	<0,20-0,43
PAHs (μg·kg ⁻¹)	1505,95	35,20-6764,00	1217,68	210,00-6062,00	974,54	22,40-3258,00

La clasificación de los sedimentos en función de su contenido en metales, se ha realizado mediante los índices de carga contaminante (Müller, 1979), que se calculan a partir de la media geométrica del factor de enriquecimiento para cada metal. A su vez, el factor de enriquecimiento se calcula dividiendo la concentración del metal analizado por su valor de fondo (calculados por AZII para los sedimentos de la costa cantábrica) (Franco *et al.*, en preparación).

De esta manera se ha determinado una contaminación moderada por metales (índices entre 3 y 12) a lo largo del estuario, exceptuando la zona central, que presenta contaminación fuerte (índices entre 12 y 48), y la zona más externa, que está ligeramente contaminada (índices entre 1 y 3). Las recomendaciones para la gestión del material dragado en puertos españoles (Cedex, 1994) establecen dos niveles de acción (NA1 y NA2) para cada metal, que permiten clasificar los sedimentos en tres categorías que definen su posible gestión :

- Categoría I: sedimentos cuya concentración en metales es menor al NA1 y pueden ser vertidos al mar libremente, ya que no suponen un riesgo potencial;
- Categoría II: la concentración de metales en los sedimentos se encuentra entre el NA1 y NA2, por ellos sus vertidos han de ser controlados (se necesita una autorización de vertido);
- Categoría III: la concentración de metales es superior al NA2 y los sedimentos tienen que ser aislados. Los sedimentos que presentan una concentración de metales superior al NA2 e inferior a 8 veces dicho nivel pertenecerán a la categoría IIIa y serán necesarios métodos de aislamiento blando en su gestión. Por otro lado, los sedimentos cuya concentración en metales sea superior a 8 veces el NA2 pertenecerán a la categoría IIIb y el método de aislamiento a utilizar será duro.

En función de esta clasificación, se observó que la mayoría de los sedimentos del estuario del Nervión pertenecen a las categorías II y IIIa, mientras que los únicos de categoría I (se podrían verter libremente) son los de la zona más externa (estaciones 55, 60, 64 y 66).

En cuanto al contenido en compuestos orgánicos, las mayores concentraciones se dan en la zona central del estuario (en la dársena de Axpe, estación 30, las concentraciones de PCBs, DDT y HCB alcanzan valores de 362,30, 11,01 y 9,35 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente) y en los afluentes (en el Asúa, estación 21, los HCH presentan una concentración de 7,76 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), donde se ha encontrado una concentración significativa, disminuyendo hacia el exterior del estuario (así se observa en la estación 66, donde la concentración de PCBs es de 8,90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Conclusion

El estuario del Nervión es uno de los más contaminados de la cornisa cantábrica y presenta elevados valores de metales pesados y compuestos orgánicos, lo que está directamente relacionado con el hecho de ser una zona muy industrializada y urbanizada.

La textura fina de los sedimentos, sus propiedades anóxicas y el elevado contenido en materia orgánica son indicadores de posibles zonas de contaminación.

Las elevadas concentraciones de As, Hg, Cr, Cd y Cu en la zona central dan lugar a índices de contaminación fuerte, mientras que hay una contaminación moderada en el resto del estuario y contaminación ligera en la zona más externa.

La gestión de la mayoría de los sedimentos a dragar en este estuario debe hacerse bajo condiciones controladas y realizando un estudio previo de la zona de vertido. Además, para los sedimentos de la zona central, pertenecientes a la categoría IIIa, será necesario su aislamiento.

Referencias bibliográficas

- Cedex, 1994. Recomendaciones para la gestión de los materiales de dragado en los puertos españoles, Madrid.
- Franco J., Rouzic I., Uriarte A., Valencia V., Castro R., Borja A. (en preparación). Heavy metals in sediments from the Basque Coast: concentrations, background levels and temporal trend.
- Müller G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins. Veränderungen seit. Umschau, 79, 78-783.

Chapitre VII

Milieux lagunaires et estuariens : biologie

La crépidule *Crepidula fornicata* (Linné, 1758) dans le bassin d'Arcachon : caractérisation du stock

Xavier de Montaudouin, Dorothée Labarraque, Karen Giraud,
Guy Bachelet

Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805,
2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
x.de-montaudouin@biocean.u-bordeaux.fr

Résumé

Le bassin d'Arcachon est le dernier grand centre conchylicole atlantique français dont le stock de crépidule, gastéropode suspensivore introduit accidentellement en France dans les années quarante et signalé localement dès 1969, n'avait pas encore été évalué. Un échantillonnage stratifié, réalisé à la drague sur 205 stations, a permis d'évaluer la biomasse totale (poids frais) de crépidule dans le bassin à 155 t (intervalle de confiance : 72 t) réparties sur 2,4 kilomètres carrés. La valeur modeste de la présente estimation, en comparaison avec les autres sites conchyliques, peut être mise en relation avec les caractéristiques hydrosédimentaires du bassin d'Arcachon (rareté des substrats disponibles) ainsi qu'avec les techniques de pêche locales (interdiction des engins traînans). Une étude granulométrique et topographique a également mis en évidence la responsabilité des crépidules dans l'exhaussement des fonds.

Abstract

Arcachon Bay is the last important shell culture area on the French Atlantic coast where the living stock of the slipper limpet *Crepidula fornicata* has not been estimated so far. This suspension-feeding gastropod was accidentally introduced in France in the 1940's and recorded at Arcachon for the first time in 1969. Following a stratified sampling strategy, 205 stations were sampled in the bay with a dredge. The total biomass (fresh weight) of *C. fornicata* was estimated at 155 t (confidence limits: 72 t) scattered over 2.4 square kilometres. This low stock, comparatively to other sites, can be related to the hydrological and sedimentary characteristics of the Arcachon Bay (scarcity of available substratum) and to particularities in the local fishing techniques (trawling and dredging prohibited). A grain-size and topographic analysis also highlighted the role of *C. fornicata* in sedimentation processes.

Introduction

Parmi les nombreuses espèces introduites accidentellement par le biais du commerce ostréicole (Gruet *et al.*, 1976), la crépidule *Crepidula fornicate* (mollusque gastéropode) est certainement l'espèce dont l'expansion a été la plus impressionnante. Depuis son apparition sur les côtes françaises dans les années quarante, la crépidule a successivement envahi la rade de Brest (Chauvaud, 1998), la baie de Saint-Brieuc (Dupouy & La-trouite, 1979) et la baie de Marennes-Oléron (Sauriau *et al.*, 1998). Cette affinité pour les sites semi-abrités à vocation conchylicole a motivé le lancement d'une estimation de stock sur le seul site où aucune valeur de biomasse n'était disponible, le bassin d'Arcachon, bien que Bachelet *et al.* (1980) y aient signalé cette espèce dès 1969. Cette biomasse sera ensuite comparée à celles des autres centres conchylicoles et l'on tentera de dégager les caractères originaux du bassin d'Arcachon susceptibles d'influencer la dispersion et la prolifération de la crépidule.

Matériel et méthodes

Site d'étude

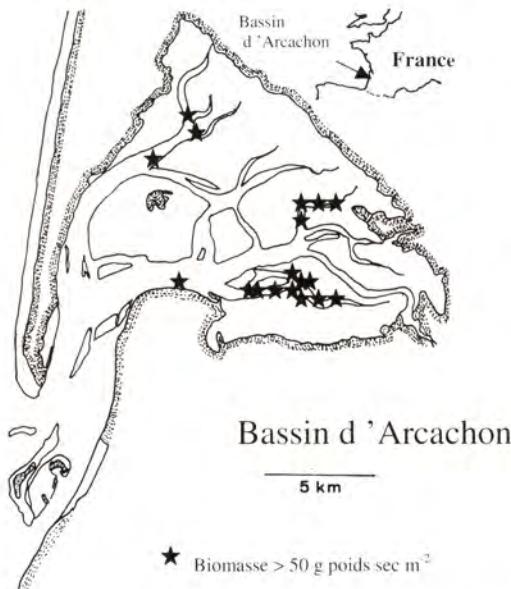


Figure 1 : Stations ayant les biomasses de *Crepidula fornicate* les plus élevées dans le bassin d'Arcachon.

Le bassin d'Arcachon est une lagune macrotidale de 156 km², drainée par 44 km² de chenaux de marée qui ne découvrent pas à basse mer (fig. 1). À l'extrême sud-ouest, le bassin communique avec l'océan par

deux passes navigables séparées par des bancs de sable. Suivant les coefficients de marée, 130 à 400 10⁶ m³ d'eau oscillent, induisant un marge de 1,10 à 4,95 mètres. Par ailleurs, les apports d'eau douce par la rivière Eyre et d'autres sources plus modestes sont estimés à 2,5-3,7.10⁶ m³ j⁻¹. Des études antérieures (Bachelet *et al.*, 1996) ont montré l'absence de crépidules sur les axes de ces chenaux, dont la plupart ont une profondeur comprise entre 5 et 10 mètres. Dans la présente étude, l'échantillonnage a donc été concentré sur les talus des chenaux, entre les isobathes 0 et -2 m par rapport au zéro des cartes marines.

Estimation du stock

En février et mars 1999, 205 stations ont été échantillonnées au hasard sur l'ensemble de la strate 0/-2 m du bassin d'Arcachon. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une drague de type Charcot, sur une surface de 9 m² contrôlée par la vitesse du bateau et un DGPS. Chaque station a fait l'objet de deux prélèvements (unité d'échantillonnage : 18 m³). Les crépidules ont été comptées et mesurées au millimètre près, et les biomasses en poids sec et en poids humide déduites de relations d'allométrie (de Montaudouin & Sauriau, 1999).

Production

Cinq stations du bassin d'Arcachon, aux paramètres biotiques et abiotiques différents, ont été échantillonnées en mars 1999, en plongée. Sur chaque station, quatre réplicats de 0,25 m² ont été prélevés. Les échantillons ont été traités selon le protocole décrit par Deslous-Paoli (1985) pour le calcul des productions accumulées. Cependant, contrairement à Deslous-Paoli, qui a basé ses calculs sur les longueurs curvilignes des crépidules et uniquement sur les chaînes primaires, nous avons pris en compte les individus de toutes les chaînes en mesurant les longueurs droites des coquilles.

Impact sur la nature des sédiments

Au niveau d'une station intertidale (La Canelette), les crépidules sont groupées en « taches » de quelques mètres de diamètre et d'une trentaine de centimètres de hauteur maximum. Afin de caractériser l'environnement sédimentaire, six carottes de 28 cm de profondeur ont été prélevées selon un transect sur une tache de 8 m de diamètre. Chaque carotte a été découpée en quatre strates de 7 cm et les fractions obtenues ont été analysées afin de déterminer la médiane granulométrique autour, dans et sous la tache.

Résultats

Stock de crépidules

Des crépidules ont été collectées sur 80 des 205 stations échantillonnées, mais des biomasses supérieures à 50 gps m⁻² n'ont été trouvées que dans

19 stations (fig. 1). Le stock total de crépidule est de 155 t (i.e. = 72 t) réparti sur 2,4 km², c'est-à-dire sur 5 % de la surface des sédiments subtidaux du bassin. Le gisement le plus important de crépidule (59 % de la biomasse totale) s'étend sur 34 % des sédiments subtidaux du chenal de Gujan, dans la partie sud-est du bassin.

Production

Selon les stations, la production accumulée augmente linéairement avec la biomasse instantanée, de 8 à 58 gps m⁻² an⁻¹ pour des biomasses de 21 à 256 gps m⁻², respectivement (fig. 2).

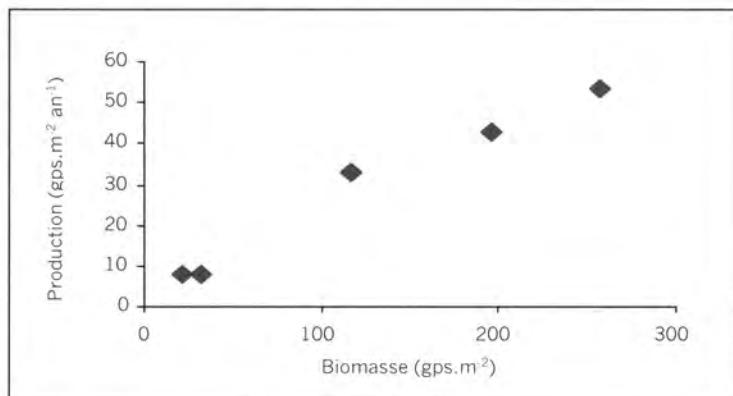


Figure 2 - Production annuelle de *C. fornicata* en fonction de la biomasse, dans cinq stations du bassin d'Arcachon.

Impact sur la nature des sédiments

Le gisement de crépidules étudié repose sur des sables moyens dépourvus de coquilles de crépidules (fig. 3). Au centre, une accumulation de 30 cm de sables fins envasés mêlés à des coquilles vides de crépidules a été mesurée, les crépidules vivantes formant un lit uniforme en surface.

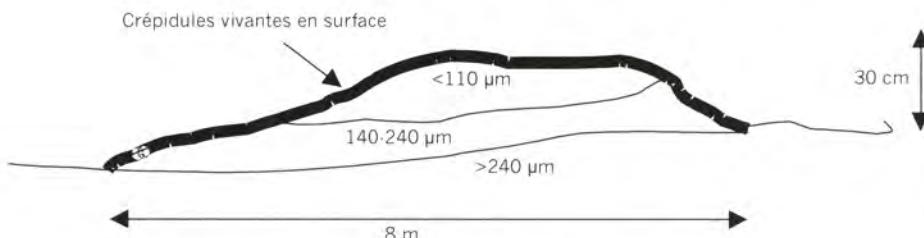


Figure 3 - Profil de la médiane sédimentaire (µm) sous et autour d'une population intertidale de *C. fornicata*.

Discussion

Sur le littoral atlantique, le bassin d'Arcachon est donc actuellement le centre conchylicole supportant le plus faible tonnage de crépidule (155 t en poids frais). Cet état ne peut être expliqué ni par une date d'introduction

tardive, ni par une surface colonisable potentiellement faible, en comparaison avec les autres centres (tab.). La plupart des chenaux du bassin d'Arcachon ont une profondeur comprise entre 5 et 10 m, ce qui n'est pas non plus incompatible avec le développement des populations de crépidules. En revanche, bien que cette espèce soit échantillonnée sur des sédiments de granulométrie variée, les biomasses les plus élevées reposent généralement sur des fonds vaseux. Or, en milieu subtidal, les vases occupent moins de 8 % de la surface des sédiments du bassin d'Arcachon et sont souvent déjà colonisées par les herbiers de *Zostera marina*. Cette étude montre aussi que les crépidules apparaissent à l'origine d'un envasement important des sédiments ; elles pourraient donc progressivement transformer l'habitat dans un sens qui leur est favorable.

Date de première signalisation, surface subtidale (avec pourcentage de surface occupée par *C. fornicate*) et stock de *C. fornicate* dans les principaux sites conchyliologiques des côtes atlantiques françaises.

Site	Date de signalisation	Surface de la zone subtidale (% occupé par <i>C. fornicate</i>)	Stock de <i>C. fornicate</i> (poids frais en t)
Bassin d'Arcachon	1969 (Bachelet <i>et al.</i> , 1980)	44 km ² (5 %)	155 (cette étude)
Baie de Marennes-Oléron	1969 (Lubet & Le Gall, 1972)	60 km ² (13 %)	5 000 (Sauriau <i>et al.</i> , 1998)
Rade de Brest	1949 (Cole, 1952)	150 km ² (61 %)	18 500 (Chauvaud, 1998)
Baie de Saint-Brieuc	1974 (Dupouy & Latrouïte, 1979)	800 km ² (25 %)	250 000 (Hamon, 1996)

Plusieurs études ont suggéré que la dispersion rapide et intense des crépidules était exacerbée par les engins traînants (chaluts, dragues : action mécanique, création de sillons dans le sédiment qui deviennent des sites privilégiés de colonisation) et par le tri et le rejet des crépidules à bord des navires en route. La réglementation en vigueur interdit l'utilisation des engins traînants dans le bassin d'Arcachon, ce qui représente une différence essentielle avec la baie de Saint-Brieuc, la rade de Brest ou la baie de Marennes-Oléron.

References bibliographiques

- Bachelet G., Cazaux C., Gantès H., Labourg P.-J., 1980. Contribution à l'étude de la faune marine de la région d'Arcachon. Bull. Cent. Études Rech. Sci., 13, 45-64.
- Bachelet G., Montaudouin X. (de), Dauvin J.-C., 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon

- Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. Estuar. Coast. Shelf Sci., 42, 371-391.
- Chauvaud L., 1998. La coquille Saint-Jacques en rade de Brest : un modèle biologique d'étude des réponses de la faune benthique aux fluctuations de l'environnement. Thèse de doctorat, université de Bretagne occidentale.
- Cole H.A., 1952. The American slipper limpet (*Crepidula fornicate* L.) on Cornish oyster beds. Fish. Invest., 17, 1-13.
- Deslous-Paoli J.-M., 1985. *Crepidula fornicate* L. (gastéropode) dans le bassin de Marennes-Oléron : structure, dynamique et production d'une population. Oceanol. Acta, 8, 453-460.
- Dupouy H., Latrouite D., 1979. Le développement de la crépidule sur le gisement de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc. Sci. Pêche, 292, 13-19.
- Gruet Y., Héral M., Robert J.-M., 1976. Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* (Thunberg), importé sur la côte atlantique française. Cah. Biol. Mar., 27, 173-184.
- Hamon D., 1996. Peuplements benthiques des fonds meubles : distribution de la faune benthique. Distribution de la crépidule (*Crepidula fornicate*). In: Atlas thématique de l'environnement marin en baie de Saint-Brieuc (Côtes-d'Armor). Augris C. & Hamon D. (éds), Éd. Ifremer, Atlas & Cartes, 46-71.
- Lubet P., Le Gall P., 1972. Recherches préliminaires sur la structure des populations de *Crepidula fornicate* Philb., mollusque mésogastéropode. Bull. Soc. Zool. Fr., 97, 211-222.
- Montaudouin X. (de), Sauriau P.-G., 1999. The proliferating Gastropoda *Crepidula fornicate* may stimulate macrozoobenthic diversity. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 79, 1069-1077.
- Sauriau P.-G., Pichocki-Seyfried C., Walker P., Montaudouin X. (de), Palud C., Héral M., 1998. *Crepidula fornicate* L. (mollusque gastéropode) en baie de Marennes-Oléron : cartographie des fonds par sonar à balayage latéral et estimation du stock. Oceanol. Acta, 21, 353-362.

Implication des parasites digènes dans la mortalité des coques (*Cerastoderma edule*) et mécanismes de favorisation

Céline Desclaux, Xavier de Montaudouin, Guy Bachelet

Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805,
2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
c.desclaux@biocean.u-bordeaux.fr

Résumé

Le parasitisme en tant que facteur de mortalité chez les invertébrés marins a été peu étudié. Dans la présente étude, ont été considérés deux parasites digènes, *Himastbla* sp. et *Labratrema minimus*, et un bivalve endogé, la coque *Cerastoderma edule*, hôte de ces parasites. Un suivi, effectué tous les deux jours de janvier 1999 à février 2000, a permis de mettre en évidence un flux régulier de remontée de coques vers la surface du sédiment (28 coques/7 jours), ces coques disparaissant rapidement. En laboratoire, la mortalité de coques « de surface » et « de profondeur » a été mesurée sur sept jours. Les coques « de surface » ont, tout au long de l'année, une mortalité plus élevée que les coques « de profondeur ». La mortalité est maximale en août avec 84 % pour les coques « de surface » et 33 % pour les coques « de profondeur ». La période estivale correspond également à l'augmentation de l'infestation des coques en *Himastbla* sp. Néanmoins, il n'y a pas de différences significatives des charges parasitaires entre coques « de surface » et « de profondeur ». La théorie de « favorisation », selon laquelle les parasites induiraient la remontée des coques à la surface du sédiment afin d'être ingérés par les prédateurs (hôtes définitifs), ne semble ainsi pas vérifiée dans le cas de ces deux digènes.

Abstract

Parasitism, as a mortality factor in marine invertebrates, has received little interest. In the present study, two digenetic parasites, *Himastbla* sp. and *Labratrema minimus*, and their host, the infaunal bivalve *Cerastoderma edule*, were selected. An annual survey from January 1999 to February 2000, conducted at 2-day intervals, showed a regular flow of cockles towards the sediment surface (28 cockles/7 days) which quickly disappeared. In the laboratory, the mortality of both "unburrowed" and "burrowed" cockles was measured within 7-day periods. During the whole year, mortality of "unburrowed" cockles was higher than that of "burrowed" cockles. Maximum mortality occurred in August, with 84% and 33% for "unburrowed" and "burrowed" cockles, respectively. Summer also was the season when infection of cockles in *Himastbla* sp. increased. Nevertheless,

parasite load did not significantly differ between "unburrowed" and "burrowed" cockles. The "favorization theory", suggesting that parasites would induce the migration of cockles towards the sediment surface to be ingested by predators (definitive hosts), does not fit with the present data.

Introduction

Hormis la pêche, les bivalves littoraux subissent des mortalités « naturelles » plus ou moins massives, décelables par la présence de coquilles à la surface du sédiment. Ces mortalités sont le plus souvent imputables à la prédation (Sánchez-Salazar *et al.*, 1987a, b) ou à des mouvements sédimentaires (Deltreil & His, 1972 ; de Montaudouin, 1995), mais rarement à un facteur pourtant omniprésent : le parasitisme. Ce dernier peut agir de façon directe, entraînant la mort des bivalves (Deltreil & His, 1970 ; Jonsson & André, 1992), ou de façon indirecte en modifiant le comportement de l'hôte afin d'augmenter les chances de rencontre des stades parasites infestants et des hôtes-cibles (Combes, 1980). Combes (1980) parle alors de mécanisme de « favorisation ». Nombreux sont les auteurs qui décrivent ce phénomène de favorisation, notamment chez les bivalves (Bartoli, 1976 ; Lauckner, 1983 ; Bowers *et al.*, 1996 ; Jensen *et al.*, 1999). En revanche, peu d'auteurs infirment cette hypothèse. Néanmoins, Mouritsen (1997) a montré que la position inversée de *Macoma balthica* dans le sédiment, le rendant plus visible aux prédateurs, était en fait un comportement non induit par les parasites. Aussi, cette étude abordera le problème de la favorisation en estimant tout d'abord le flux de coques (*Cerastoderma edule*) remontant à la surface du sédiment (comportement anormal), puis en caractérisant ces coques en termes de charge parasitaire et de mortalité. Les parasites pris en compte dans cette étude ont été choisis à la suite d'un recensement des trématodes digènes au sein du bassin d'Arcachon par de Montaudouin *et al.* (2000).

Matériel et méthodes

Le bassin d'Arcachon ($44^{\circ}40'N$, $1^{\circ}10'W$) est une lagune macrotidale semi-fermée. La station d'étude (La Canelette) est située à l'intérieur du bassin près du port d'Arcachon (fig. 1), dans une zone à forte influence anthropique. L'estran, constitué de sables moyens (médiane 225 µm) avec des teneurs moyennes en pélites de 5,5 % et en matière organique de 0,7 %, est recouvert dans sa partie inférieure par un herbier de *Zostera noltii* au-dessus duquel se trouve une population de coques.

Deux suivis ont été menés simultanément, de janvier 1999 à février 2000 :

- Un suivi mensuel où la densité et la structure de taille de la population de coques ont été déterminées à l'aide d'un quadrat ($1/4\text{ m}^2$) et d'un tamis de maille 1 millimètre.
- Le second suivi a consisté à échantillonner l'estran, divisé en quatre zones de 920 m^2 , avec respectivement pour chaque zone un pas d'échantillonnage de 2, 7, 14 et 28 jours. Lors de ces prélèvements, toutes les coques présentes

à la surface du sédiment étaient collectées (coques « de surface »), ainsi qu'un nombre équivalent de coques de même taille, normalement enfouies (coques « de profondeur »). Les coques « de surface » ont permis d'estimer le flux de remontée (pour quelque raison que ce fut) des coques vers la surface du sédiment. Au laboratoire, ces coques ont été maintenues en stabulation pendant une semaine afin de déterminer le taux de mortalité en sept jours. Puis, toutes les coques, quelle que soit leur position dans le sédiment, ont été disséquées, les parasites identifiés et dénombrés à la loupe binoculaire. Ainsi, la diversité parasitaire mais aussi les intensités d'infestation (nombre moyen d'un parasite par coque) et les prévalences parasitaires (% de coques parasitées par parasite) ont été déterminées.

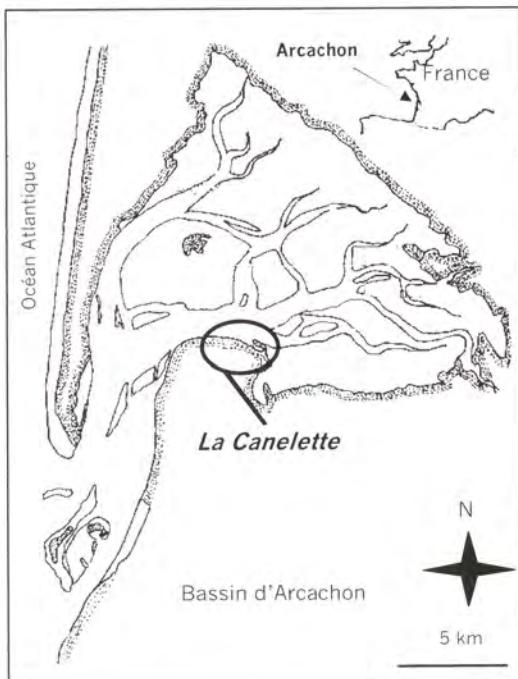


Figure 1 - Site d'étude.

Résultats

Flux de remontée des coques à la surface du sédiment

Dans la zone échantillonnée tous les 28 jours, le nombre de coques « de surface » était inférieur à celui des coques « de surface » présentes dans la zone échantillonnée tous les deux jours (fig. 2). Cela signifie qu'un flux constant de coques remonte en surface et disparaît rapidement.

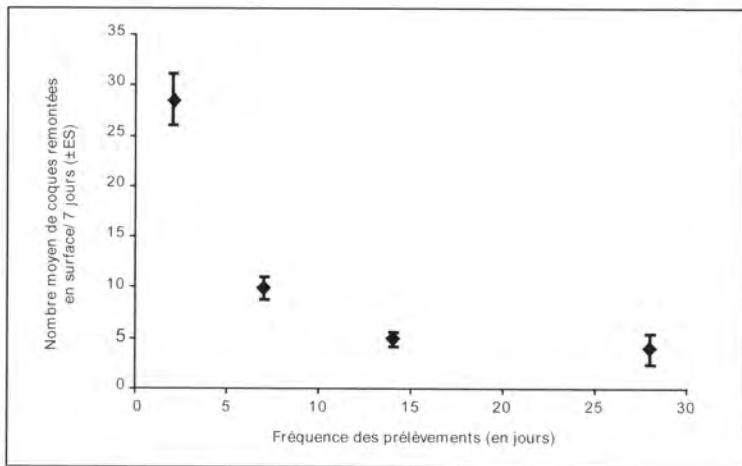


Figure 2 - Flux de remontée des coques à la surface du sédiment, ramené à 7 jours, selon différents pas d'échantillonnage (tous les 2, 7, 14 ou 28 jours).

Mortalité des coques sur 7 jours

Les coques « de surface » meurent toute l'année en proportion supérieure à celle des coques « de profondeur ». La mortalité est maximale en août, avec 84 % pour les coques « de surface » et 33 % pour les coques « de profondeur » (fig. 3).

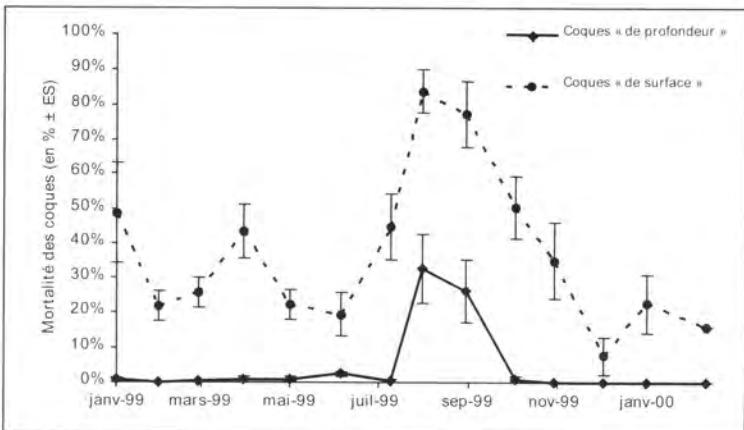


Figure 3 - Mortalité des coques « de surface » et de « de profondeur » de janvier 1999 à février 2000.

Comparaison des charges parasitaires des coques « de surface » et « de profondeur »

a) *Himasthla* sp.

De janvier à avril 1999, les coques, quelle que soit leur position dans le sédiment, possédaient moins de 5 kystes d'*Himasthla* sp. par coque (fig. 4).

Dès le mois de mai, une infestation estivale a eu lieu dans les mêmes proportions pour toutes les coques, et ce jusqu'en juillet. À partir de cette date, le nombre de kystes des coques « de surface » a fluctué autour de 35 kystes par coque. En revanche, les coques « de profondeur » ont continué à s'infester, jusqu'à un maximum de 60 kystes par coque. Malgré cette divergence, il n'y a pas de différence significative (test de Kolmogoroff-Smirnov) des infestations entre les coques « de surface » et « de profondeur ».

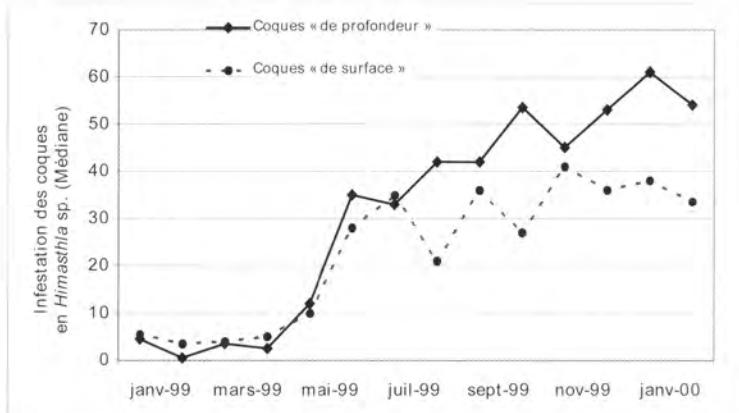


Figure 4 - Intensité d'infestation des coques « de surface » et « de profondeur » en *Himastula* sp. (médiane du nombre de kystes par coque), de janvier 1999 à février 2000.

b) *Labratrema minimus*

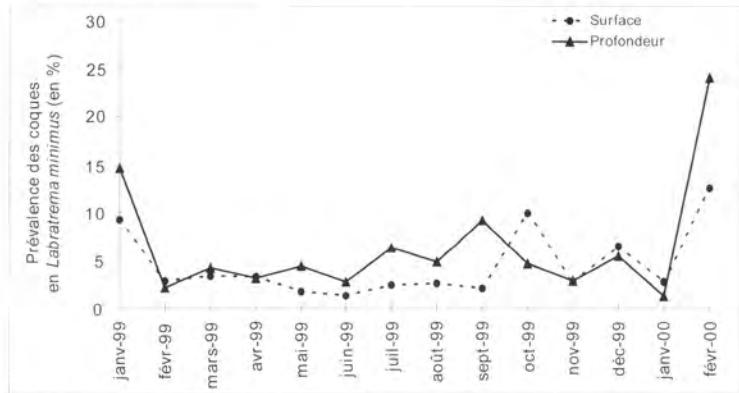


Figure 5 - Prévalences d'infestation des coques « de surface » et « de profondeur » en *Labratrema minimus* de janvier 1999 à février 2000 (en % de coques infestées).

Les prévalences ont fluctué entre 2 et 10 % d'infestation en *L. minimus*, excepté en janvier 1999 et février 2000. De plus, il n'y a pas de différence significative des prévalences d'infestation entre les coques « de surface » et « de profondeur » (Anova, $F=3$ et $p=0,08$).

Discussion

Les coques de La Canelette remontent régulièrement à la surface du sédiment, mais disparaissent rapidement. Plusieurs hypothèses se présentent pour expliquer ces disparitions : une émigration (peu probable en raison de la taille des coques supérieure à 22 mm), un ré-enfouissement des coques (cependant, il a été prouvé en laboratoire que 63 % des coques « de surface » restaient en surface du sédiment), une mortalité par dessiccation, par prédatation, ou une mortalité induite par les parasites. La mortalité plus importante des coques « de surface » apparaît comme une conséquence logique de cette position anormale signifiant, pour ces organismes endogés, un affaiblissement, une pathologie. Cet affaiblissement pourrait expliquer la divergence des tendances d'infestation entre coques « de surface » et « de profondeur ». En effet, l'infestation des coques par les larves de ces parasites dépend de leur capacité de filtration (de Montaudouin *et al.*, 1998). Aussi, des coques affaiblies voient leur capacité de filtration réduite et les chances pour les parasites de pénétrer dans l'hôte diminuent. Ceci expliquerait la divergence des infestations en *Himasthla* sp., où les coques « de profondeur » sont plus infestées. Cependant, les deux digénés n'expliquent pas à eux seuls de tels taux de mortalité. En effet, le parasite n'agit pas seul, mais probablement en association avec des facteurs abiotiques tels que le taux d'oxygénation (Wegeberg & Jensen, 1999), et la température (Lauckner, 1983; Greve, 1997) et/ou des facteurs biotiques (interactions parasites-macroalgues, parasites-bactéries, parasites-parasites). Néanmoins, ces deux espèces de digénés prises individuellement et dans le cadre de cette étude n'induisent pas de modification du comportement des coques en les faisant remonter à la surface et modèrent ainsi la théorie de « favorisation ».

Références bibliographiques

- Bartoli P., 1976. Modification de la croissance et du comportement de *Venerupis aurea* parasité par *Gymnophallus fossarum* P. Bartoli, 1965 (Trematoda, Digenea). *Halictis*, 7, 23-28.
- Bowers E.A., Bartoli P., Russell-Pinto F., James B.L., 1996. The metacercariae of sibling species of *Metogymnophallus*, including *M. nebecqui* comb. nov. (Digenea: Gymnophallidae), and their effects on closely related *Cerastoderma* host species (Mollusca: Bivalvia). *Parasitol. Res.*, 82, 505-510.
- Combes C., 1980. Les mécanismes de recrutement chez les métazoaires parasites et leur interprétation en termes de stratégies démographiques. *Vie Milieu*, 30, 55-63.

- Deltreil J.P., His E., 1970. Sur la présence d'une cercaire de trématode chez *Cardium edule* L. dans le bassin d'Arcachon. Rev. Trav. Inst. Pêches Marit., 34, 225-232.
- Deltreil J.P., His E., 1972. Évolution d'un gisement de *Cardium edule* LMK dans le bassin d'Arcachon. Rev. Trav. Inst. Pêches Marit., 36, 301-308.
- Greve T., 1997. Interaktioner mellem den marine parasit *Himastbla elongata* og dennes anden mellemvert den almindelige hjertmusling (*Cerastoderma edule*). Master Thesis, Univ. Aarhus.
- Jensen K.T., Fernández Castro N., Bachelet G., 1999. Infectivity of *Himastbla* spp. (Trematoda) in cockle (*Cerastoderma edule*) spat. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 79, 265-271.
- Jonsson P.R., André C., 1992. Mass mortality of the bivalve *Cerastoderma edule* on the Swedish west coast caused by infestation with the digenetic trematode *Cercaria cerastodermae* I. Ophelia, 36, 151-157.
- Lauckner G., 1983. Diseases of Mollusca: Bivalvia. In: Diseases of marine animals. Kinne O. (ed.). Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, 477-961.
- Montaudouin X. (de), 1995. Étude expérimentale de l'impact de facteurs biotiques et abiotiques sur le recrutement, la croissance et la survie des coques *Cerastoderma edule* (mollusque bivalve). Thèse de doctorat, université de Bordeaux 1.
- Montaudouin X. (de), Wegeberg A.M., Jensen K.T., Sauriau P.G., 1998. Infection characteristics of *Himastbla elongata* cercaria in cockles as a function of water current. Dis. Aquat. Org., 34, 63-70.
- Montaudouin X. (de), Kisielewski I., Bachelet G., Desclaux C., 2000. A census of macroparasites in an intertidal bivalve community. Arcachon Bay, France. Oceanol. Acta, 23, 453-468.
- Mouritsen K.N., 1997. Crawling behaviour in the bivalve *Macoma balthica*: the parasite-manipulation hypothesis revisited. Oikos, 79, 513-520.
- Sánchez-Salazar M.E., Griffith C.L., Seed R., 1987a. The effect of size and temperature on the predation of cockles *Cerastoderma edule* (L.) by the shore crab *Carcinus maenas* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 111, 181-193.
- Sánchez-Salazar M.E., Griffith C.L., Seed R., 1987b. The interactive roles of predation and tidal elevation in structuring populations of the edible cockle, *Cerastoderma edule*. Estuar. Coast. Shelf Sci., 25, 245-260.
- Wegeberg A.M., Jensen K.T., 1999. Reduced survivorship of *Himastbla* (Trematoda, Digenea)-infected cockles (*Cerastoderma edule*) exposed to oxygen depletion. J. Sea Res., 42, 325-331.

Spatial and temporal variability of zooplankton populations in Arcachon bay (bay of Biscay) during oyster breeding

Dorothée Vincent⁽¹⁾, Christophe Luczak⁽²⁾, Benoît Sautour⁽¹⁾

(1) Université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,
UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

(2) IUFM Nord/Pas-de-Calais, UPRES-A CNRS ELICO, station marine, BP 80,
62930 Wimereux, France
d.vincent@biocean.u-bordeaux.fr

Abstract

Spatial and temporal short-term variations of zooplankton populations were studied during oyster breeding in the most inner part of Arcachon bay. This environment is submitted both to oceanic (bay of Biscay) and continental (Leyre) inputs and its continental marshes are intensively exploited for oyster farming.

This study is a first attempt to describe the zooplanktonic environment of oyster larvae. Correspondence analyses showed that the mesozooplankton composition resulted from the mixing of several communities dominated by copepods throughout the study ($64.3 \pm 3.5\%$ of total abundance). Appendicularians and polychete larvae were the two other dominant taxa ($14.8 \pm 6.0\%$ and $7.15 \pm 3.8\%$, respectively). Three distinct communities were observed:

- (i) an autochthonous community with essentially *Acartia discaudata*, *Acartia grani* and *Isias clavipes*;
- (ii) an inner community characterized by *Acartia bifilosa* and *Acartia tonsa*;
- (iii) a neritic assemblage characterized by *Paracalanus parrus* and *Penilia avirostris*.

Spatial and temporal variations of the communities were closely linked to variations of environmental factors (temperature, salinity and hydrology) and particularly to changes in weather conditions. A storm event during mid-August had an effect on the hydrodynamics in the bay with subsequent changes in the zooplankton community structure. This event resulted in a large scattering of holo- and meroplanktonic organisms (and among them bivalve larvae).

Introduction

The knowledge of coastal ecosystems requires the study of ecological processes as well as the investigation of community structures. Zooplankton is an important biological component in semi-enclosed littoral systems since both its high biomass and production rates can enhance

primary production. It also contributes to the link between benthic and pelagic organisms.

Arcachon bay is a macrotidal triangular embayment of 155 km² located on the south-western Atlantic coast of France. Previous studies were devoted to both zooplankton and meroplankton of the three characteristic water masses of this bay, namely external, intermediate and inner water masses (Castel & Courties, 1982; d'Elbée & Castel, 1991, 1995). The present study is devoted to zooplankton communities of the innermost part of the bay, classically called intermediate neritic waters and inner neritic waters (Bouchet, 1968). Sampling was carried out during summer in order to monitor the evolution of zooplankton communities during a period when (i) freshwater inputs are strongly reduced, (ii) oyster breeding occurs (iii) small phytoplankton cells are dominating. The main objective of this study is to find out whether and how zooplanktonic communities change during oyster breeding and what part the environmental factors play in these changes.

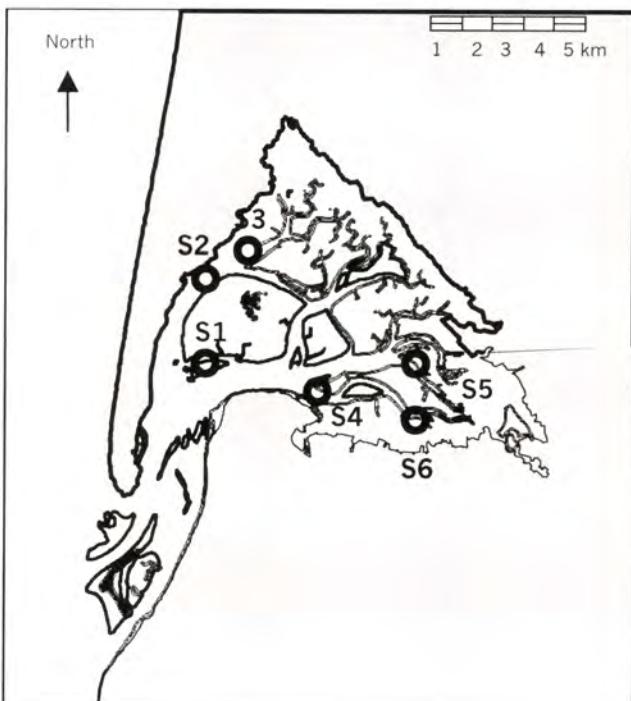


Figure 1 - Arcachon bay: sampling sites.

Material and methods

Six stations positioned in the northern (S1, S2 and S3) and the southern (S4, S5 and S6) part of the bay were sampled from July to September 1986 with a 3 to 5 day-periodicity.

Weather conditions were recorded (Météo France) as well as seawater temperature and salinity. Zooplankton was sampled at subsurface (1 m) by means of a pump. Samples were then filtered on a 200 µm mesh sieve and stored in 4% buffered formalin. At the laboratory, organisms were identified to the species level and counts were done on triplicate samples. A correspondence analysis (Benzécri, 1984) was applied to the whole data set of zooplankton in order to identify major communities in the bay. A factorial map of the stations' scores in the plane of the first two axis of the correspondence analysis was then drawn to study the evolution patterns of those communities. The species abundance was finally mapped to specify the contribution of each species in the structuring of zooplankton communities.

Results

The first plane of the correspondence analysis describes 43.5% of the total inertia. The "horseshoe" positioning of both samples (fig. 2A), and sites (fig. 2B) also called Guttman effect, allowed the discrimination between the northern and the southern part of the bay.

Axis I has a spatial feature since it is made up by the southernmost stations (S4, S5 and S6). Along this axis, stations S5 and S6 as well as the species *Acartia bifilosa* (A.BI) and *Acartia tonsa* (A.TON) show high negative scores.

Axis II illustrates both space and time features. Samples from the northern stations (S1, S2 and S3) essentially form this axis. It marks the opposition between northern stations sampled at the beginning of the study with *Acartia discaudata* (A.DIS) and *Acartia grani* (A.GRA) which have negative scores along this axis and, northern stations sampled at the end of the study period with *Penilia avirostris* (P.AVI), *Paracalanus parrus* (PARAC) and *Oncaea venusta* (ONC.V) which show high positive scores.

Two zooplankton communities were clearly identified in Arcachon bay during summer; i.e. an inner community characterized by the estuarine species *Acartia bifilosa* and *Acartia tonsa* and, an autochthonous community in which *Acartia discaudata* and *Acartia grani* were dominant.

It appears that before and after mid-August the whole zooplankton structure (northern and southern communities) remained quite stable for several weeks.

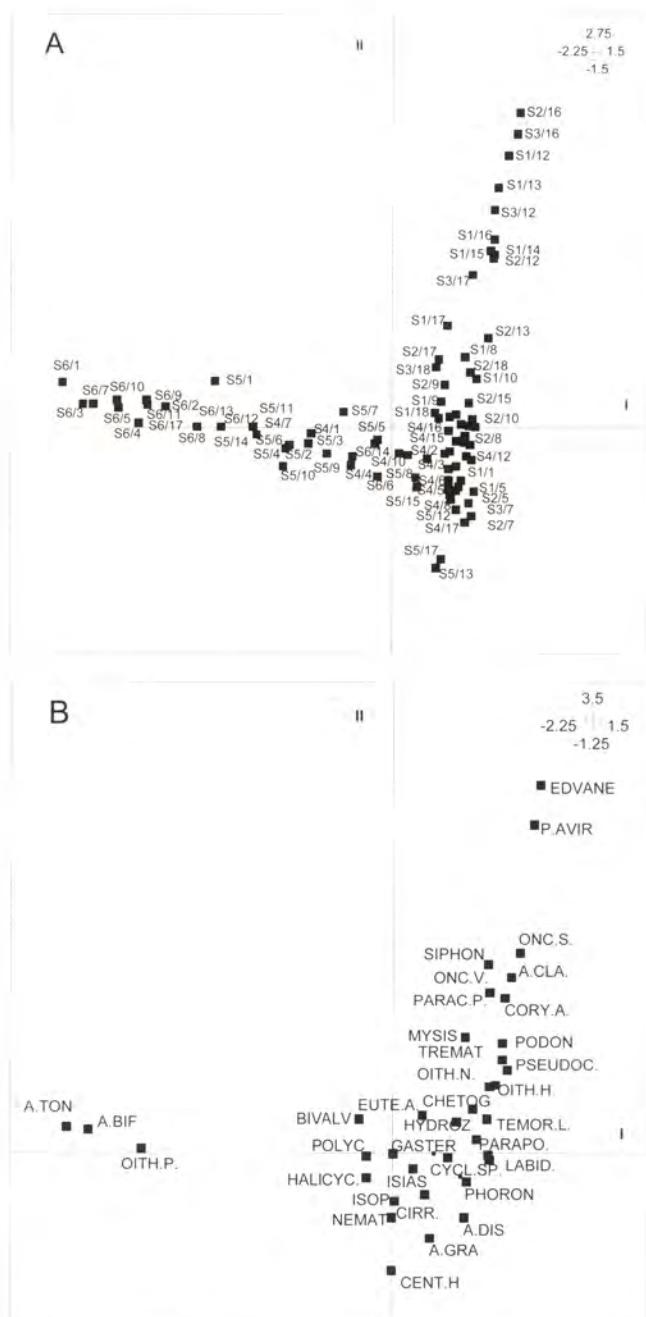


Figure 2 - Correspondence analysis: plane of the two first axes (I-II). Projection of sites (A) and species (B).

However, in mid-August, a sudden change occurred in both community structures: southern communities tended towards the northern autochthonous patterns observed at the beginning of the study (fig. 3). The northern communities tended also towards another community pattern, distinct from the one observed at the beginning of the study.

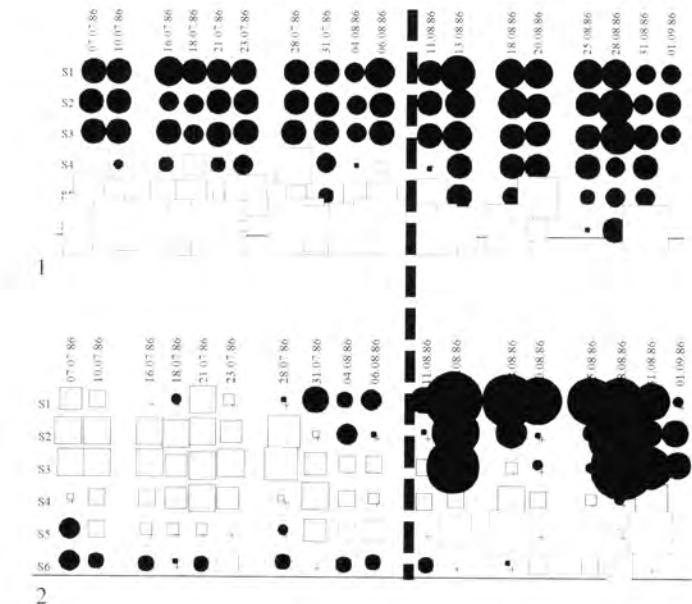


Figure 3 - Factorial map of the stations scores in the plane 1-2 of the correspondence analysis. (1: Axis I; 2: Axis II; strait dotted line: mid-August)

This evolution in community structure is explained by changes in species abundance. From the beginning of the study until mid-August, communities of southern stations were mainly made up by the estuarine species cited above.

After mid-August, species such as *Acartia discaudata* and *Acartia grani* appeared in southern stations which therefore tended towards a more autochthonous pattern. As far as the northern stations are concerned, mid-August marked a drastic decrease in autochthonous species and the appearance of more neritic ones such as *Penilia avirostris* and *Paracalanus parvus*.

Discussion

Taxa living in the innermost part of this ecosystem may be grouped in three distinct assemblages: (a) an inner community with *Acartia bifilosa* and *Acartia tonsa* observed in the southernmost part of the bay (S4, S5 and S6); (b) an autochthonous community characterized by *Acartia discaudata* and *Isias claripes* and (c) an neritic community in which *Paracalanus parvus* and *Penilia avirostris* are the most abundant species. The coexistence of distinct zooplankton communities has already been observed in

Arcachon bay. Working on three stations placed from the outside to the innermost part of the bay, Castel & Courties (1982) clearly identified an outer, an intermediate, and an inner neritic community. These authors suggest that the community structure is affected by the salinity-temperature gradient and the variability of hydrodynamical factors, especially in the inner bay.

The great change in community structures observed in our study can be explained to a large extent by a sporadic climatic event appearing at this time of the survey. Two-day lasting strong north-westerly winds led to a sharp decrease in temperature (approx. 2°C) and to a movement of water masses towards the south of the bay. As a consequence, the autochthonous northern community also moved towards the south and was replaced in the north by an essentially neritic community. D'Elbée & Castel (1995) have already emphasized the importance of environmental conditions and particularly of temperature in the temporal succession and density of zooplankters. Our results further strengthen the view that temperature, salinity and especially climatic conditions (e.g. winds) are responsible for spatio-temporal variability of zooplanktonic populations, even at relatively short space and time scales.

Bibliographic references

- Benzécri J.P. 1984. L'analyse des données. II. L'analyse des correspondances. Dunod, Paris, 619 p.
- Bouchet J.M. 1968. Étude océanographique des chenaux du bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat, université de Bordeaux 1.
- Castel J., Courties C., 1982. Composition and differential distribution of zooplankton in Arcachon bay. *J. Plankton Res.*, 4(3), 417-433.
- Elbée J. (d'), Castel J., 1991. Zooplankton from the continental shelf of the southern bay of Biscay: exchange with Arcachon basin, France. *Ann. Inst. Océanogr.* Paris, 67, 35-48.
- Elbée J. (d'), Castel J., 1995. Évolution spatio-temporelle du zooplancton dans le bassin d'Arcachon : le rôle des variables du milieu. *Cah. Biol. Mar.*, 36, 33-45.

Comportement migratoire et structures hydrodynamiques : suivi individuel par pistage des saumons atlantiques dans l'Adour

Marie-Laure Bégout-Anras⁽¹⁾, Jean-Paul Lagardère⁽¹⁾,
Claude Gosset⁽²⁾, Jacques Rives⁽²⁾, Patrick Prouzet⁽³⁾

(1) Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

(2) Ifremer, station d'hydrobiologie, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

(3) Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France
mlbegout@ifremer.fr

Résumé

De mi-juin à fin juillet 1999, des saumons ont été suivis depuis leur entrée dans l'estuaire, où ils ont été capturés aux filets dérivants, jusqu'en partie haute de l'Adour et dans les Gaves Réunis. Deux méthodes de pistage, acoustique et radio, ont été associées afin d'obtenir une image plus complète de cette migration. Nous avons, d'une part, obtenu des détails sur les mouvements dans la zone estuarienne car les poissons marqués en acoustique étaient positionnés en trois dimensions et en continu pendant 48 h et, d'autre part, le radiopistage a rendu possible une mesure de la distribution à grande échelle : trois poissons ont été localisés sur les frayères, à plus de 150 km de la mer, six mois après leur marquage.

Au total, sur les 25 individus étudiés, 14 sont vraisemblablement retournés en mer et 11 ont effectué une migration de plus de 20 km vers l'amont sur une durée assez courte (24 à 72 h). Leur suivi a montré un déplacement « non linéaire » vers l'amont : d'importants mouvements de va-et-vient synchronisés sur le cycle des marées ont été observés dans la partie basse du fleuve.

Abstract

From mid-June to the end of July, 25 salmonids were tracked from their entrance in the estuary where they were caught using drift nets, until they reached the freshwater habitats of the Adour and Gaves Réunis. Two tracking methods were associated, acoustic and radio, in order to obtain a full-scale description of this migration route. Acoustically-tagged fish were followed in 3D continuously for 48 hours and allowed a precise determination of estuarine movements whereas radio-tagged fish were followed on a wider scale: three of them were located on spawning grounds more than 150 km from the sea, six months after their being tagged. Finally, from the 25 individuals we studied, 14 went back to the sea and 11 migrated more than 20 km upstream in a relatively short period of time (24

to 72 h). Their tracking illustrated a non-linear upstream progression: important back and forth movements synchronized with the tidal cycle were observed in the lower region of the river Adour.

Introduction

Le radiopistage, qui ne peut être utilisé qu'en eau douce, et le pistage acoustique, qui opère en eau douce et en eau de mer sont les seules techniques de télémétrie qui permettent de suivre avec précision le déplacement des poissons dans leur milieu naturel et d'obtenir ainsi une mesure de leur comportement individuel en relation avec les conditions environnementales.

Dans le cadre du programme « Amphihalins Adour », l'objectif principal de cette étude sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) est de déterminer la durée et les modalités de la migration dans l'Adour et les Gaves Réunis pour des castillons ayant passé seulement un hiver en mer. Cette connaissance permettra de déterminer les périodes et les décalages optimaux de relève des filets sur les pêcheries successives de l'Adour, de valider les indices d'abondance donnés par le premier comptage de Sordes-L'Abbaye, situé à 44 km de la mer, et d'aider à la mise au point d'un modèle de captures successives dont une des hypothèses est la régularité et l'homogénéité de la vitesse de migration.

Le suivi par radiopistage

Du 22 juin au 30 juillet 1999, 18 saumons adultes ont été capturés à la barre de l'Adour par les pêcheurs professionnels et équipés d'un micro-émetteur radio soit par insertion stomachale, soit par attachement externe dorsal. Ces poissons ont ensuite été relâchés devant le port du Boucau et suivis au cours de leur migration amont à l'aide de récepteurs mobiles équipés d'antennes directives et de stations réceptrices fixes donnant la date et l'heure de passage en divers points de l'itinéraire de remontée. Les points choisis étaient les suivants : Chipiène, Le Miey et Le Cout sur l'Adour, Can de l'Aygues sur les Gaves Réunis, et Portuberria sur la Nive. Les pêcheurs ont participé à ce suivi qui a été mené sur 36 km environ, de Bayonne à Sordes-L'Abbaye.

Les déplacements de huit poissons ont pu être reconstitués d'une manière satisfaisante (fig. 1). Des remontées relativement rapides (1 à 4 jours) et effectuées d'une façon irrégulière, au rythme des marées, ont été observées dans l'Adour, jusqu'au Bec du Gave, tandis que des périodes d'arrêt plus ou moins marquées ont eu lieu dans les Gaves Réunis ou le gave d'Oloron dans les environs de Sordes. On a pu également constater que plusieurs saumons ont marqué un temps d'arrêt avant d'entrer dans les Gaves Réunis (l'un d'eux a même fait une incursion dans l'Adour en amont du Bec du Gave) et/ou ont effectué des déplacements de va-et-vient dans la partie basse des Gaves Réunis.

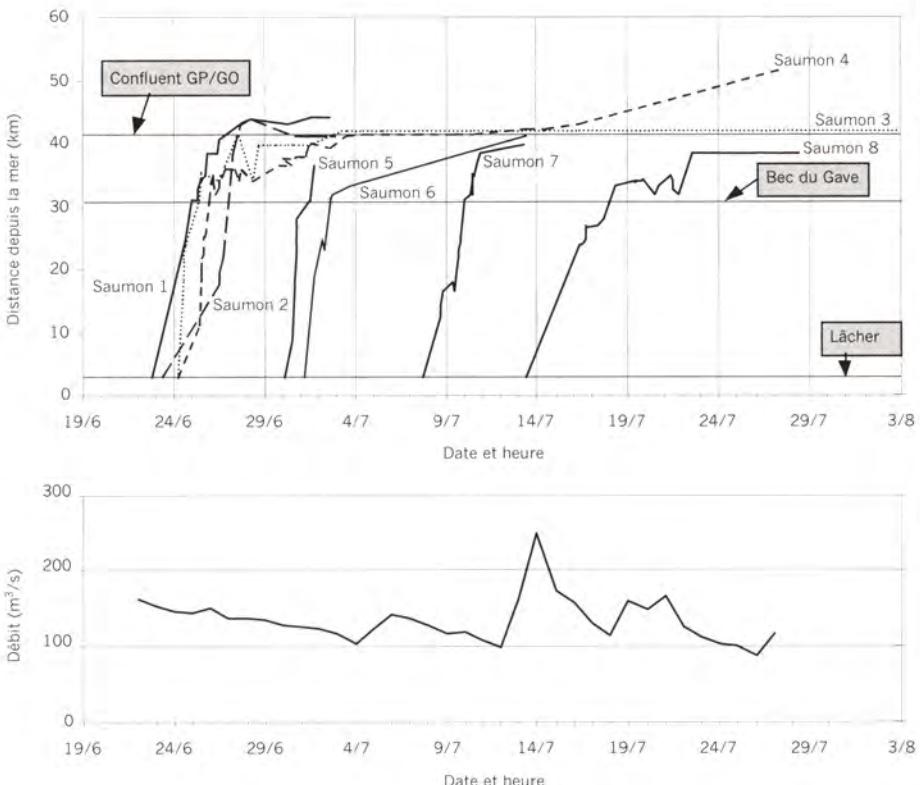


Figure 1 · Parcours de huit saumons radiomarqués et évolution du débit de l'Adour.

Aucun repérage n'a pu être effectué sur huit saumons : ils ont probablement dévalé en mer, après le marquage. Ce type de comportement a été confirmé, d'une part, par le pistage acoustique et, d'autre part, par la recapture de l'un d'eux à la Barre, lors de la marée qui a suivi le lâcher. Enfin, deux poissons lâchés le 15 juillet se trouvaient encore en estuaire le 30 juillet.

Les comportements de remontée les plus spectaculaires ont été observés sur les saumons lâchés entre le 22 et le 30 juin, alors que la température de l'eau, à la Barre, était inférieure à 21 °C. Les temps de migration sont hétérogènes : 1 à 4 jours dans l'Adour, 12 heures à 7 jours dans les Gaves Réunis. Les dévalaisons après marquage se sont produites sur des poissons lâchés en juillet (température de l'eau : 21 à 22 °C). L'augmentation de débit de l'Adour le 14 juillet ne semble pas avoir favorisé la remontée. Enfin, il est intéressant de signaler que trois saumons ont été repérés sur des frayères fin novembre et début décembre : deux dans le gave d'Oloron (Préchac et Moumour), un dans le Saison (Libarrenx).

Le suivi par pistage acoustique

Du 17 juin au 12 juillet 1999, sept saumons adultes ont été capturés à la barre de l'Adour par des pêcheurs professionnels et équipés, sous anesthésie légère, d'un émetteur d'ultrasons fixé en position dorsale. Relâchés à la barre de l'Adour, les poissons marqués étaient alors positionnés en trois dimensions et en continu pendant au moins 48 heures. Deux outils de pistage acoustique ont été utilisés simultanément : d'une part, deux stations réceptrices fixes ont été installées à la barre de l'Adour et à la confluence de l'Adour et de la Nive, d'autre part, un bateau a été équipé d'une station de poursuite afin de suivre en temps réel le déplacement des poissons dans la rivière. Ces méthodes de pistage acoustique adaptées aux milieux marin et saumâtre ont permis d'obtenir des détails sur les mouvements dans la zone côtière, la partie estuarienne et jusqu'au Bec du Gave.

Les suivis de trois saumons ont montré un déplacement non linéaire vers l'amont : des arrêts et des mouvements de va-et-vient synchronisés sur le cycle des marées ont été observés dans la partie basse de l'estuaire (fig. 2). Des analyses complémentaires suggèrent une importante utilisation des courants portants pour progresser dans la rivière. Une liaison apparaît entre la vitesse de progression des saumons et celle du courant local moyen sur la colonne d'eau.

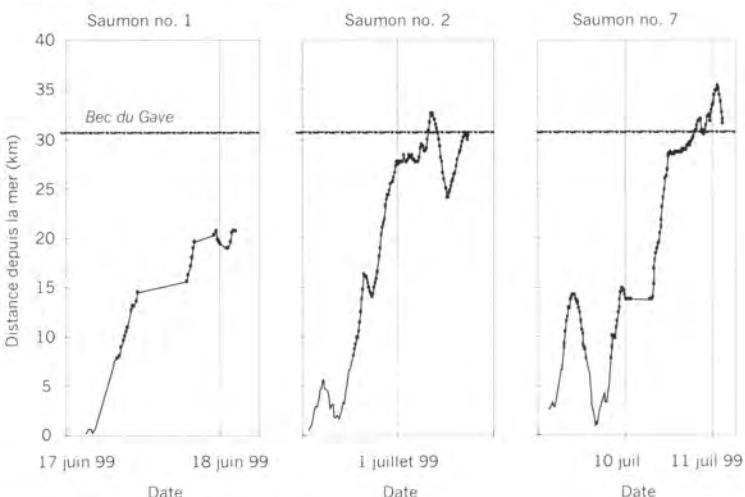


Figure 2 - Parcours de trois saumons dans l'Adour.

Les quatre autres saumons pistés sont retournés en mer immédiatement ou au moment de la marée descendante suivante. Deux saumons ont pu être suivis dans la zone côtière ; leurs déplacements se sont faits dans des directions opposées et leurs profondeurs de nage se caractérisent par des oscillations entre surface et fond (fig. 3). Enfin, un autre saumon parti en mer a été capturé par un pêcheur au sud de Capbreton.

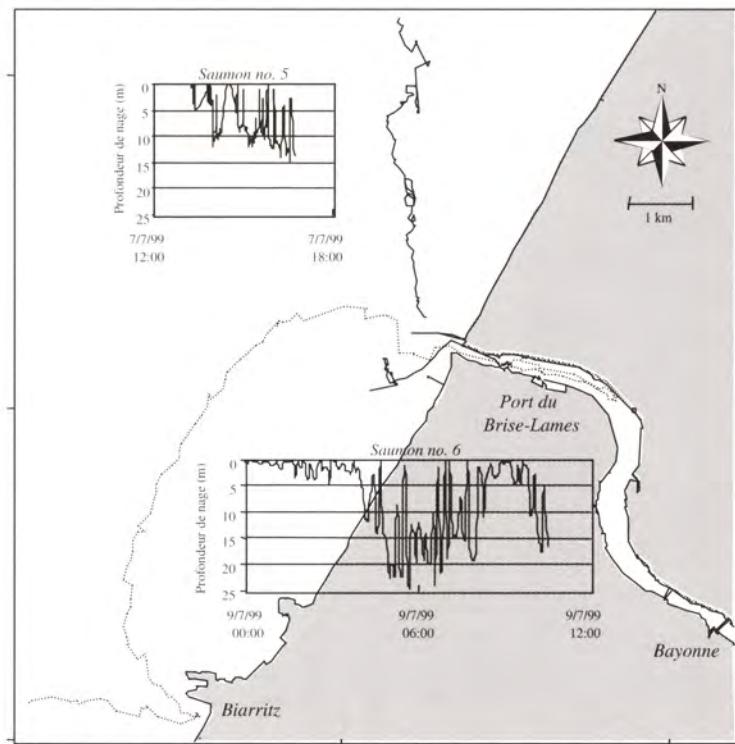


Figure 3 - Mouvements dans l'estuaire et en mer de deux saumons avec indication de la profondeur.

Premières conclusions de la campagne 1999

Sur un total de 25 saumons marqués avec les deux méthodes (fig. 4), nous avons observé :

- des comportements similaires : une proportion pratiquement identique d'individus a entamé une migration vers l'amont en marquage acoustique (3/7) et en marquage radio (8/18) ;
- des temps de migration hétérogènes : ils varient de 1 à 4 jours dans l'Adour et de 12 heures à plus de 7 jours dans les Gaves Réunis ;
- une entrée dans les Gaves Réunis qui ne s'est pas effectuée de manière franche ;
- une progression non linéaire : alternance d'arrêts et de pics d'activité liée au cycle des marées ;
- une liaison entre la vitesse de progression, la vitesse et la direction du courant local.

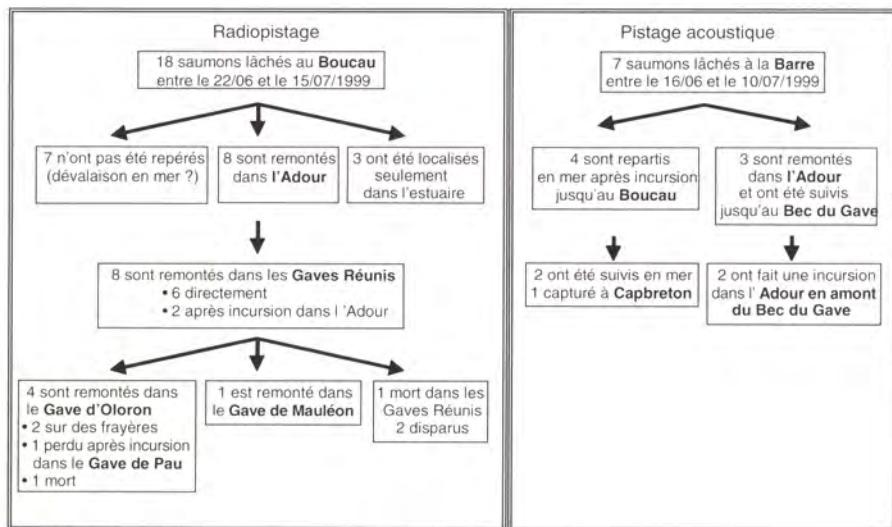


Figure 4 - Présentation synthétique des migrations observées pendant la campagne 1999.

Cette première étude associant les deux types de pistage nous a permis d'obtenir une image plus complète de cette migration et d'accroître nos connaissances sur les liens entre le comportement migratoire du saumon atlantique et les caractéristiques hydrodynamiques de la partie estuarienne de l'Adour, pendant cette phase critique d'adaptations physiologiques et comportementales.

La répétition de cette campagne de mesures permettra de mieux apprécier :

- le temps de résidence du saumon dans la couche d'eau superficielle, zone où il est vulnérable aux filets dérivants ;
- la vitesse de migration vers l'amont, qui conditionne la durée de présence dans les secteurs prospectés par la pêche estuarienne et les pêcheries séquentielles ;
- les exigences de l'espèce sur la qualité des eaux de l'Adour et des Gaves en période estivale.

L'analyse en cours de l'ensemble de ces informations permettra de mieux gérer cette population dans le cadre du plan de gestion agréé par le Cogepomi Adour.

Suivi du recrutement de civelles (*Anguilla anguilla* L.) dans l'estuaire de l'Adour

Marie-Noëlle De Casamajor⁽¹⁾, Noëlle Bru⁽²⁾, Patrick Prouzet⁽¹⁾,
Florence Sanchez⁽¹⁾

(1) Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

(2) Université de Grenoble, laboratoire de statistique, BP 47, 38040 Grenoble, France
decasa@st-peee.inra.fr

Résumé

Des campagnes de pêche expérimentales sont mises en place depuis la saison 1996-1997. Elles permettent d'étudier, à partir des variations de densité en surface et en profondeur, le comportement de la civelle dans un objectif de quantification des flux en migration et d'évaluation du taux d'exploitation. Les résultats montrent que la migration des civelles est fortement dépendante des conditions hydroclimatiques. La migration verticale, dans la colonne d'eau, est influencée par la luminosité nocturne et la turbidité de l'eau. La progression des civelles entrant dans l'estuaire est fonction de l'intensité du débit fluvial et du coefficient de marée.

En parallèle, les caractéristiques biométriques des civelles échantillonnées (taille, poids et stade pigmentaire) ont été étudiées. Des conditions hydrologiques défavorables à la migration induisent des variations pondérales supplémentaires qui se surimposent à la diminution globale de la taille et du poids. Pour préciser les tendances observées et pour mieux caractériser ce que représente un flux de civelles, des études concernant les paramètres physiologiques seront entreprises.

Abstract

Experimental sampling data have been collected in the Adour estuary since 1996/1997. The variability of observed densities of glass-eels in near shore and surface layers has allowed us to quantify their run-flow and to evaluate their rate of exploitation. Results show that glass-eels migration is largely controlled by hydroclimatic conditions. Vertical migration depends on night brightness and turbidity; speed of horizontal migration in estuary depends on river flow and tide coefficient level.

Concurrently, glass-eels morphometric characteristics were sampled: length, weight and pigmentary age. Adverse hydrological conditions for migration induced additional weight modifications to the seasonal decrease in weight and length. In order to complete these results and to achieve a better characterization of eel flow, physiological examination will be undertaken.

Introduction

Sur l'estuaire de l'Adour, comme sur l'ensemble des estuaires européens, on constate une diminution des prises de civelles (Dekker, 1997). Les captures de la pêcherie professionnelle de l'Adour ne prélèvent que les civelles migrant en surface. Or, il ressort de l'analyse des séries de données que les déplacements des individus vers la surface sont fortement dépendants des conditions environnementales (Bru *et al.*, 1996 ; de Casamajor *et al.*, 1996). Les captures par unité d'effort (captures moyennes par sortie) calculées à partir des carnets de pêche depuis le début des années quatre-vingt ne reflètent qu'une partie de la variabilité de l'abondance des remontées de civelles. Pour évaluer l'intensité des phénomènes migratoires, des échantillonnages sont réalisés en surface et en profondeur à l'aide de moyens expérimentaux adaptés (de Casamajor, 1998).

Le comportement lucifuge des civelles est connu ; cependant, l'effet lunaire est assimilé aux variations de l'amplitude des marées au cours d'un cycle de 28 jours (Cantrelle, 1981) et la luminosité induite par la lune est le plus souvent négligée. De même, la turbidité n'est pas prise en compte alors qu'elle conditionne la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Les conditions hydrodynamiques sont prises en compte pour caractériser les déplacements des flux de civelles. Pour compléter ces informations, les caractéristiques biologiques des individus sont examinées. Les civelles diminuent en taille et en poids et se pigmentent au cours de la saison (Boëtius & Boëtius, 1989 ; McCleave, 1980). La dissociation des flux de civelles entrant en estuaire devrait être possible à partir des variations des caractéristiques biométriques. Ce travail est inclus dans un cadre plus général d'estimation quantitative des flux en migration dans l'estuaire de l'Adour à partir d'une meilleure compréhension des phénomènes migratoires.

Matériel et méthodes

Cadre géographique

L'estuaire de l'Adour est situé dans le sud-ouest de la France ($43^{\circ}30' N$, $1^{\circ}32' W$) (fig. 1). L'influence des milieux naturels sur son hydrologie est très forte. L'océan Atlantique et la chaîne des Pyrénées provoquent une augmentation des précipitations du nord au sud et d'ouest en est. Ces apports d'eau douce permettent à l'Adour de garder un débit moyen soutenu toute l'année ($> 300 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Les cinq stations prospectées au cours des pêches expérimentales se situent entre 10 et 22 km de la limite transversale de la mer (fig. 1).

Protocole de prélèvement des individus dans l'estuaire

Deux saisons de migration ont été étudiées : 1996-1997 et 1997-1998. Le rythme des sorties est de deux par semaine, la nuit, au moment de la renverse des courants de marée et pendant le flot. Nous progressons en bateau de l'aval vers l'amont en réalisant trois traits de tamis de cinq minutes

par station, un sur chaque rive et un au milieu de l'estuaire, en surface et au fond, à cap et à vitesse constants. Deux tamis d'un maillage carré de un millimètre assurent les prélèvements des individus en surface et en profondeur.

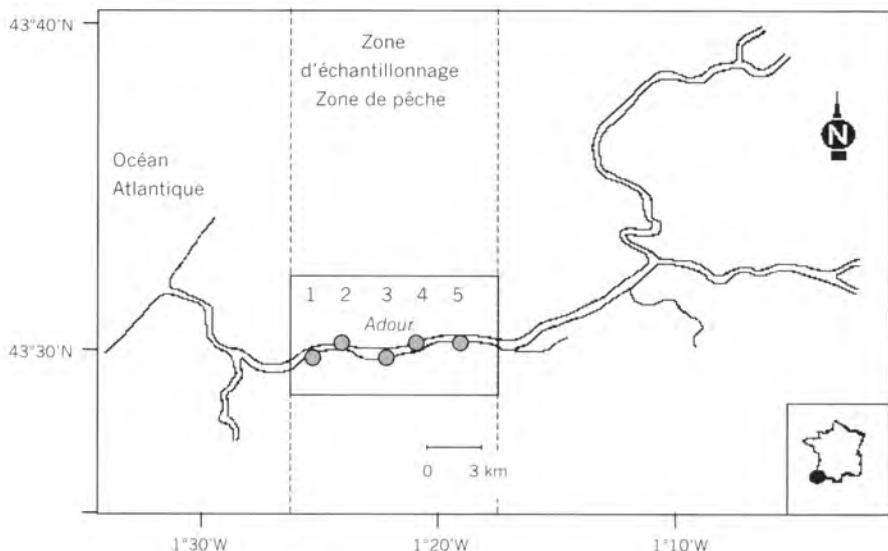


Figure 1 · Localisation de la zone d'échantillonnage dans l'estuaire de l'Adour.
○ Stations d'échantillonnage dans l'estuaire de l'Adour.

Paramètres environnementaux mesurés

L'hydrologie est prise en compte à partir du courant résultant de l'intensité du débit et de la marée avec un modèle hydrodynamique (Lazure, 1998). Une sonde fixée au tamis de fond mesure la température et la salinité en fonction de la profondeur pendant le trait. Au cours de chaque trait, un « flowmetre » mesure, à l'entrée du filet de surface, la vitesse du courant pour calculer le volume filtré par l'engin et déterminer la densité de civelles (en g/100m³) dans la colonne d'eau. La turbidité est mesurée sur chaque station.

Protocole de collecte des données biologiques

L'évolution conjointe de la taille et du poids des civelles au stade 5_B au cours des sorties est étudiée. La taille et le poids frais individuel sont relevés, le stade pigmentaire déterminé selon des critères établis (Élie *et al.*, 1982 ; Grellier *et al.*, 1991). Les individus pigmentés ne sont pas pris en compte car ils reflètent la présence d'individus appartenant à différents flux. Ainsi, la variabilité liée au mélange des civelles est éliminée au maximum mais, une part de celle-ci ne peut être supprimée en raison de la précision de l'échantillonnage (sorties deux fois par semaine alors que les civelles sont recrutées tous les jours au rythme des marées).

Traitements statistiques des données

Nous ne présentons pas ici les résultats détaillés, largement décrits dans de Casamajor (1998) et de Casamajor *et al.* (2000). Il s'agit d'une synthèse des résultats obtenus à partir d'un modèle comportemental de migration de la civelle intégrant débit, coefficient de marée, turbidité, phase lunaire et nébulosité.

- Comportement migratoire : le comportement vertical est étudié à partir des variations de densité en surface et au fond et d'un estimateur rapport (densité fond/densité totale) qui représente la proportion de civelles en profondeur. Les données recueillies au cours des campagnes sont traitées par le modèle linéaire généralisé. Le comportement horizontal est étudié à partir des variations de densité saisonnières amont-aval de civelles en relation avec les vitesses de courant calculées par le modèle de propagation de marée (Lazure, 1998).
- Identification des flux en migration : les flux sont étudiés à partir des variations des coefficients d'allométrie et de celles de l'indice de similarité (De Casamajor *et al.*, 2000) pour caractériser les liens existant entre le poids et la longueur des individus échantillonnes à un moment donné et les modifications relatives entre ces deux caractéristiques biologiques. Une relation d'allométrie de type puissance est définie après transformation logarithmique des variables.

Résultats et discussion

Identification des flux

L'originalité de ce travail est d'analyser les caractéristiques des civelles selon un plan d'échantillonnage bien adapté à la dynamique des masses d'eau et sur l'ensemble de la tranche d'eau (De Casamajor, 1998). Cette précision des données permet d'identifier des modifications métriques et pondérales liées à la traversée du milieu océanique et des fluctuations liées au passage dans la partie basse du fleuve. L'étude est réalisée dans une partie de l'estuaire où les individus sont acclimatés à l'eau douce, mais ne se nourrissent pas. Elle est complémentaire des travaux déjà effectués sur ce bassin (Charlon & Blanc, 1982).

Les résultats obtenus confirment une diminution de la taille et du poids des civelles au cours de la saison de migration, phénomène mentionné antérieurement sur de nombreux estuaires (Boëtius & Boëtius, 1989 ; Desaunay & Guérault, 1997). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces résultats : l'élosion des œufs, qui se fait sur plusieurs mois, pourrait induire différentes vagues de leptocéphales. Les fluctuations pourraient ainsi être liées aux conditions de migration transocéanique, censées être meilleure, en début qu'en fin de saison (Bast & Strehlow, 1990 ; Lecomte-Finiger, 1994). Les travaux montrent également l'existence de groupes homogènes en taille et en poids dont la distinction peut être accentuée par deux sources de variations. La première concerne la métamorphose et la durée de la traversée du plateau continental, proche de 33 jours

(Guérault *et al.*, 1992 ; Lecomte-Finiger, 1992). Dans le cas de l'Adour, on peut considérer que les pertes énergétiques et les sources de variations sont faibles en raison de la largeur réduite du plateau. Il reste donc la deuxième source : la traversée de l'estuaire. Les conditions de traversée sont très variables et peuvent induire des variations pondérales non liées à des variations de longueur.

Comportement en migration

- **Dans la composante longitudinale.** En l'absence d'événements hydroclimatiques, quand les débits sont faibles ou moyens, la marée dynamique se propage amplement dans la zone étudiée, les civelles pénètrent dans l'Adour au rythme de chaque marée (fig. 2). Elles utilisent le courant de flot pour optimiser leurs déplacements vers l'amont. Ce comportement s'explique par les caractéristiques physiologiques des civelles non pigmentées. L'arrêt de l'alimentation implique pour les civelles des réserves énergétiques limitées ; les fibres musculaires sont peu développées et la vessie gazeuse n'est pas encore fonctionnelle ; l'absence de gaz se traduit par une flottabilité négative (Hickman, 1981).

L'augmentation de la durée du flot permettrait aux civelles de migrer plus longtemps vers l'amont (Desaunay *et al.*, 1993). Les conditions de blocage hydrodynamique correspondent en général à la conjonction de petits coefficients de marée et de forts débits fluviaux. Pendant les crues, les courants sont dirigés de l'amont vers l'aval pendant la marée montante et sont compris entre 0,2 et 0,6 m.s⁻¹. Les civelles restent bloquées en aval de la zone échantillonnée où elles s'accumulent au rythme des marées. La force du courant est telle qu'elles ne peuvent lutter, et sont absentes de la colonne d'eau. Les résultats obtenus montrent que les densités sont nulles dès que les vitesses du courant (de l'amont vers l'aval) sont supérieures à 0,2 mètre par seconde. Ils sont validés en situation expérimentale (Roget, 1998). Pour Barbin & Krueger (1994), l'arrêt de la migration se produit dès que la vitesse du courant est supérieure à 0,25 m/s ; pour McCleave (1980), dès 0,36 mètre par seconde.

La marée dynamique se propage à nouveau dès que le débit diminue et les coefficients augmentent. Les civelles, accumulées en aval de l'estuaire pendant le blocage, arrivent en forte densité dans la zone prospectée (fig. 2). Dans les travaux antérieurs, chacune des deux composantes hydrodynamiques est étudiée indépendamment, alors que c'est l'interaction des deux paramètres qui permet la compréhension des phénomènes comportementaux.

- **Dans la composante verticale.** Les facteurs environnementaux influant sur les déplacements verticaux de poissons (stratification du milieu et localisation des ressources trophiques) ne peuvent intervenir dans le cadre de notre étude. Toutefois, nous confortons l'hypothèse de l'effet lumière sur les déplacements de civelles en relation avec leur comportement lucifuge (Blaxter, 1984). Ce paramètre est important car il conditionne l'accessibilité des individus aux engins de pêche sur l'Adour. En période de nouvelle lune, quelles

que soient les conditions de turbidité, les civelles sont réparties dans toute la colonne d'eau. La proportion d'individus à proximité du fond s'accroît lorsque la clarté lunaire diffuse fortement dans la masse d'eau. C'est le cas, particulièrement, en période de pleine lune avec une turbidité faible (fig. 2). De nombreux travaux assimilent l'influence du cycle lunaire à celui du cycle de marée (Cantrelle, 1981) sans considérer l'effet lumière. Les fluctuations des coefficients de marée suivent celles du cycle lunaire avec un décalage de deux jours. Elles modifient la vitesse du courant en fonction du débit fluvial. Ce paramètre influence la présence et le déplacement des civelles dans l'estuaire, mais reste un facteur de migration verticale secondaire. L'analyse des carnets de pêche montre que l'augmentation des captures professionnelles de surface, en zone fluviale, est fortement corrélée aux périodes de nouvelle lune (Bru *et al.*, 1996 ; de Casamajor *et al.*, 1996). En pleine lune, elles sont absentes en surface, mais les densités sont importantes en profondeur. Nos résultats confirment ceux de Jellyman (1979) sur *Anguilla* spp. et de Tzeng (1985) sur *Anguilla japonica*.

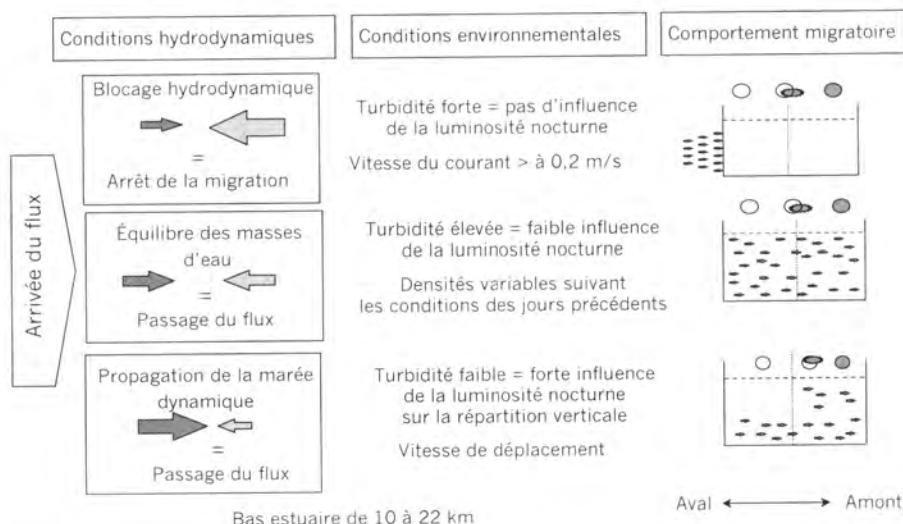


Figure 2 - Modèle comportemental de la civelle en fonction des facteurs environnementaux.

La turbidité, en atténuant la quantité de lumière pénétrant en profondeur, joue un rôle prépondérant sur la localisation des civelles dans la colonne d'eau. Cela est particulièrement visible en période de pleine lune, dernier quartier et premier quartier, quand la quantité de lumière est importante. Les observations de nébulosité montrent qu'il existe des situations différentes de couverture nuageuse entre les deux périodes lors des sorties : ciel dégagé en premier quartier, ciel couvert en dernier quartier. Les civelles sont d'autant plus au fond que la nébulosité est faible. Gibson (1978) évoque la couverture nuageuse comme un facteur contrôlant les mouvements migratoires de l'anguille en modulant l'intensité de la lumière lunaire. La turbidité est peu étudiée, si ce n'est à travers les fluctuations du débit fluvial

(McGovern & McCarthy, 1992). Cependant, les débits modifient d'autres facteurs du milieu tels que la vitesse du courant et la température de l'eau. En outre, sur l'Adour, les relations entre débits et captures par unité d'effort ne sont pas clairement démontrées (Bru *et al.*, 1996 ; de Casamajor *et al.*, 1996).

Conclusion et perspectives

Les campagnes expérimentales permettent l'identification des facteurs d'importance majeure dans le comportement du flux de civelles lors de sa traversée de l'estuaire. Les conditions environnementales étudiées considèrent la migration longitudinale dans l'estuaire par l'intermédiaire de la vitesse du courant pendant le flot qui conditionne les variations d'abondance dans la zone prospectée. Il faut ajouter aux mouvements des masses d'eau les fortes influences de la luminosité nocturne et de la turbidité qui modulent le comportement de migration verticale, en conditionnant la localisation du passage du flux. Ceci est important du point de vue de l'accèsibilité des civelles aux engins de pêche pour les pêcheurs professionnels exerçant leur activité en surface uniquement.

Les flux de civelles sont identifiés à travers les variations de longueur et de poids mais la fluctuation de ces mesures s'avère parfois difficile à interpréter. Les blocages hydrodynamiques entraînent un fractionnement du flux et un mélange des individus appartenant à différents flux. Ainsi, au cours de la saison de migration 1999-2000, il est envisagé d'approfondir ces aspects de la migration à partir du calcul de l'indice de condition (rapport ADN/poids sec) et de l'étude détaillée des otolithes de civelles. Des individus seront capturés en mer pour être comparés avec les civelles d'estuaire afin que l'on puisse quantifier les pertes énergétiques et déterminer la durée des phases de vie larvaire.

Références bibliographiques

- Barbin G.P., Krueger W.H., 1994. Behaviour and swimming performance of elvers of the American eel, *Anguilla rostrata*, in an experimental flume. *J. Fish Biol.*, 45, 111-121.
- Bast H.-D., Strehlow B., 1990. Length composition and abundance of eel larvae, *Anguilla anguilla* (Anguilliformes: Anguillidae), in the Iberian Basin (northeastern Atlantic) during July-September, 1984. *Helgol. Meeresunters.*, 44, 353-361.
- Blaxter J.H.S., 1984. The role of light in the vertical migration of fish: a review. In: Light as an ecological factor. Evans G.C. & Bainbridge R. (eds). Blackwell, 189-210.

- Boëtius I., Boëtius J., 1989. Ascending elvers, *Anguilla anguilla*, from five European localities. Analyses of pigmentation stages, condition, chemical composition and energy reserves. Dana, 7, 1-12.
- Bru N., Dossou-Gbété S., Truong-Van B., 1996. Analyse exploratoire des captures de civelles d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans l'estuaire de l'Adour. Lab. Math. Appl., UPPA, 32 p.
- Cantrelle I., 1981. Étude de la migration et de la pêche des civelles (*Anguilla anguilla* L. 1758) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat 3^e cycle, université de Paris 6, 238 p.
- Casamajor M.-N. (de), 1998. Comportement migratoire de la civelle d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans l'estuaire de l'Adour en fonction de la variabilité des conditions environnementales. Thèse de doctorat, université de Pau et Pays de l'Adour, 138p.
- Casamajor M.-N. (de), Bru N., Prouzet P., 1996. La civelle d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) dans le bassin de l'Adour : production et influence des conditions environnementales sur sa capturabilité. Rapp. Intern. Ifremer, 41 p.
- Casamajor M.-N. (de), Prouzet P., Lazure P., 2000. Identification des flux de civelles d'anguille (*Anguilla anguilla* L.) à partir des relations d'allométrie en fonction des conditions hydrodynamiques de l'estuaire de l'Adour. Aquat. Living Res. (sous presse).
- Charlon N., Blanc J.M., 1982. Étude des civelles d'*Anguilla anguilla* L. dans la région du bassin de l'Adour. Caractéristiques biométriques de longueur et de poids en fonction de la pigmentation. Arch. Hydrobiol., 93, 238-255.
- Dekker, 1997. Long-term trends in the glass-eels immigrating at Den Oever, the Netherlands. EIFAC/ICCS, IJmuiden, 23-27 septembre 1996.
- Desaunay Y., Guérault D., Lecomte-Finiger R., 1993. Variation of the oceanic larval migration of *Anguilla anguilla* (L.) glass-eels from a two years study in the Vilaine estuary (France). 8th session of the EIFAC working on eel, 7p.
- Desaunay Y., Guérault D., 1997. Seasonal and long-term changes in biometrics of eel larvae: a possible relationship between recruitment variation and North Atlantic ecosystem productivity. J. Fish Biol., 51, 317-339.
- Élic P., Lecomte-Finiger R., Cantrelle I., Charlon N., 1982. Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla* L. (Poisson téléostéen anguilliforme). Vie Milieu, 32, 149-157.
- Gibson R.N., 1978. Lunar and tidal rhythms in fish. In: Rhythmic activity of fishes. J.E. Thorpe, London, New York, San Francisco, 212 p.

- Gould S.J., 1971. Geometric similarity in allometric growth: a contribution to the problem of scaling in the evolution of size. Amer. Naturalist, 105(942), 113-136.
- Grellier P., Huet J., Desaunay Y., 1991. Stades pigmentaires de la civelle *Anguilla anguilla* (L.) dans les estuaires de la Loire et de la Vilaine. Rapp. Intern. Ifremer Nantes, Drv/rh, 91-14, 18p.
- Guérault D., Lecomte-Finiger R., Desaunay Y., Biagiotti-Risbourg S., Beillois P., Grellier P., 1992. Glass-eel arrivals in the Vilaine estuary (northern bay of Biscay) in 1990: demographic features and early life history. Irish Fish. Invest. Ser. A (Freshw.), 36, 5-14.
- Hickman R.A., 1981. Densities and swimbladder development of juvenile American eels, *Anguilla marmorata* (Lesueur) as related to energetics of migration. J. Fish Biol., 18, 507-517.
- Jellyman D.J., 1979. Upstream migration of glass-eels (*Anguilla* spp.) in the Waikato river. NZ J. Mar. Freshw. Res., 13, 13-22.
- Lazure P., 1998. Mise en œuvre du modèle hydrodynamique 1D. Rapp. Intern. Ifremer Brest, 7 p.
- Lecomte-Finiger R., 1992. Growth history and age at recruitment of European eels (*Anguilla anguilla*) as revealed by otolith microstructure. Mar. Biol., 114, 205-210.
- Lecomte-Finiger R., 1994. Contribution de l'otolithométrie à l'étude de la dynamique de la migration larvaire de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. Bull. Fr. Pêche Piscic., 335, 17-31.
- McCleave J.D., 1980. Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)). J. Fish. Biol., 16, 445-452.
- McGovern P., McCarthy T.K., 1992. Elvers migration in the River Corrib system, western Ireland. Irish Fish. Invest. Ser. A (Freshw.), 36, 25-32.
- Roget C., 1998. Observations préliminaires sur l'activité de nage des civelles d'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.) en ruisseau artificiel. Mémoire de maîtrise, Inra-Uppa, 21p.
- Tzeng W.-N., 1985. Immigration timing and activity rhythms of the eel *Anguilla japonica*, elvers in the estuary of northern Taiwan, with emphasis on environmental influences. Bull. Jpn. Soc. Fish. Oceanogr., 47/48, 11-28.

Grados de concordancia en los resultados del seguimiento del bentos según métodos de muestreo y resolución taxonómica

Santiago Pagola Carte, Javier Urkiaga Alberdi, María Bustamante,
José Ignacio Saiz Salinas

Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA/Zoología, Apdo 644,
48080 Bilbao, España
ggbpacas@lg.ehu.es

Resumen

Se ha estudiado el efecto relativo de la aplicación de tres tipos de medida y diferentes niveles de resolución taxonómica a los programas de seguimiento del macrozoobentos de sustrato rocoso en el Abra de Bilbao, mediante técnicas multivariantes “de segunda generación”. El tipo de medida tiene un efecto mayor sobre los resultados que el nivel taxonómico utilizado. La concordancia entre los resultados de los diferentes análisis es máxima en la zona submareal.

Abstract

The relative effect on the results of macrozoobenthic monitoring programmes by the application of different types of measures and taxonomic aggregation levels on “Abra de Bilbao” hard bottoms has been studied by means of “second stage” multivariate analyses. The measure type has a greater effect on the results than the selected taxonomic level. The highest concordance among the results from different analyses occurs in the subtidal zone.

Introducción

Un gran número de programas de seguimiento ambiental marinos utiliza la estructura y composición de las comunidades béticas para la detección de los efectos del estrés antrópico sobre la biota. Concretamente, las comunidades de sustrato rocoso ofrecen grandes posibilidades para el estudio de sus organismos. Estos programas exigen una previa toma de decisiones relativas al componente biótico (macrobentos, meiobentos, fauna, flora...) a estudiar, al tipo de medida (abundancia, biomasa, producción, cobertura...) y grado de resolución taxonómica (especie, familia, phylum...) a emplear, así como a la zona o nivel mareal (diferentes alturas en el intermareal, diferentes profundidades en el submareal...) a muestrear (Warwick, 1993). Posteriormente convendría evaluar las consecuencias derivadas de dichas decisiones. Sin embargo, son muy escasos los trabajos que han desarrollado una autocritica sobre estos aspectos.

La bahía conocida como “Abra de Bilbao” está situada en la provincia de Bizkaia (N. Península Ibérica) y es un medio alterado antrópicamente por el efecto de la descarga de grandes cantidades de material particulado (desechos urbanos e industriales) procedentes del río Nervión, el cual desemboca en el punto más interior de aquella. Así, el factor determinante en la simplificación de la estructura del macrozoobentos de sustrato rocoso en el Abra de Bilbao es la turbidez (Saiz-Salinas & Isasi Urdangarín, 1994; Saiz-Salinas & Urkiaga-Alberdi, 1999; Pagola-Carte & Saiz-Salinas, en prensa). No obstante, en las dos últimas décadas, el área está experimentando un proceso de recuperación biológica, debido a la recepción industrial y a la aplicación de un Plan de Saneamiento (Gorostiaga & Diez, 1996).

El objetivo del presente trabajo es establecer el efecto relativo del nivel de resolución taxonómica y del tipo de medida empleados en los muestrazos del macrozoobentos de sustrato rocoso del Abra de Bilbao, mediante la exploración de los grados de concordancia existentes entre los resultados de diferentes análisis o estudios.

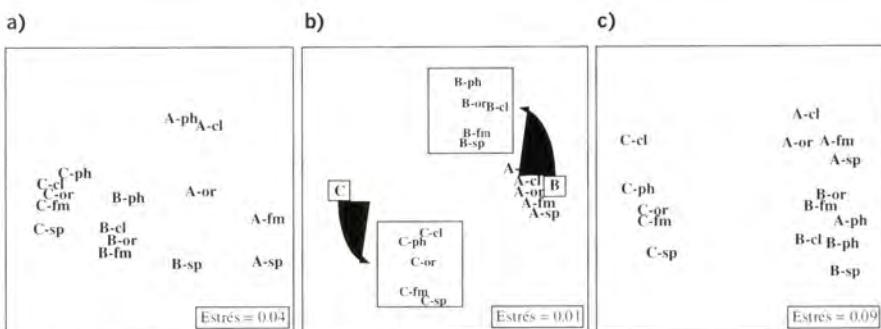
Material y métodos

Se han utilizado datos de abundancia, biomasa y cobertura (Gorostiaga *et al.*, 1998 ; Pagola-Carte & Saiz-Salinas, en prensa) de la macrofauna de sustrato rocoso de zonas fotófilas obtenidos en siete estaciones del Abra de Bilbao. Estas estaciones fueron muestradas en el verano de 1997 en tres zonas costeras (submareal, intermareal inferior e intermareal superior), identificando los organismos hasta especie. Posteriormente se han agregado los datos a los niveles taxonómicos de familia, orden, clase y phylum.

Se ha llevado a cabo un análisis de ordenación de las estaciones (MDS “de primera generación”), para cada tipo de medida y nivel de agregación taxonómica, y para cada zona de muestreo (Clarke & Warwick, 1994). A partir de las matrices de similitud de cada uno de estos análisis se ha construido una nueva matriz triangular para cada zona muestreada. Estas matrices se componen de los coeficientes de correlación de Spearman entre cada par de matrices de primera generación. Los análisis de ordenación basados en dichas matrices (MDS “de segunda generación”) representan para cada zona de muestreo los 15 tipos diferentes de análisis desarrollados (Somerfield & Clarke, 1995; Olsgard *et al.*, 1997). Con el fin de obtener una medida objetiva del grado de dispersión de estos 15 elementos se ha utilizado el programa MVDISP (paquete estadístico PRIMER). Para el resto de análisis también se ha utilizado el PRIMER (programas CLUSTER, MDS y RELATE) (Clarke & Warwick, 1994).

Resultados y discusión

La figura muestra el MDS "de segunda generación" obtenido para cada zona muestreada. La tabla resume los resultados del análisis de dispersión multivariante (MVDisp). El estrés asociado a las representaciones es generalmente muy bajo, lo que indica una óptima disposición bidimensional de los resultados. En los tres casos se pueden reconocer dos patrones de distribución de los elementos: uno horizontal, que distribuye los tipos de medida, y otro vertical, que reparte los niveles de resolución taxonómica desde especie (abajo) hasta phylum (arriba). Los análisis realizados sobre la base de medidas de abundancia y biomasa están más próximos entre sí que respecto a aquellos que parten de estimas de cobertura, salvo en la zona submareal, donde la distribución es la más equitativa. Esto indicaría una mayor concordancia entre los análisis basados en los diferentes tipos de datos para dicha zona.



Resultados del análisis ordenación (MDS) "de segunda generación", para las zonas : a) submareal ; b) intermareal inferior ; c) intermareal superior. Los símbolos representan : A=Abundancia; B= Biomasa ; C=Cobertura ; sp=especie ; fm=familia ; or=orden ; cl=clase ; ph=phylum.

Asimismo, los resultados muestran que el efecto de la disminución en la resolución taxonómica es menor que el derivado del uso de diferentes tipos de medida (mayor dispersión horizontal que vertical). Se puede afirmar que los análisis basados en medidas de abundancia son los que pierden mayor información con la agregación taxonómica, pues en los tres casos su dispersión relativa (DR) es la de mayor valor (ver parte sup. de la tabla). En relación con la dispersión de los análisis para cada nivel taxonómico, el medio submareal es la única zona muestreada en la que, a medida que aumentamos la categoría taxonómica, los análisis para las diferentes medidas cada vez se parecen más entre sí (véase el orden que siguen los valores de dispersión relativa en la parte inf. de la tabla). Este hecho apunta hacia la consideración del submareal (en principio menos estresado de forma natural) como el medio más propicio para el desarrollo de programas de seguimiento ambiental, con menor riesgo de introducir como fuentes de variación las debidas al tipo de medida o nivel taxonómico empleados (Pagola-Carte & Saiz-Salinas, en prensa).

Resultados del análisis de dispersión multivariante (MVDISP) según los tipos de medida (parte sup.) y niveles de agregación taxonómica (parte inf.), siguiendo un orden creciente de los valores de dispersión relativa (DR).

Submareal		Intermareal Inferior		Intermareal Superior	
Análisis	DR	Análisis	DR	Análisis	DR
Cobertura	0.59	Cobertura	0.38	Cobertura	0.77
Biomasa	0.97	Biomasa	1.03	Biomasa	1.01
Abundancia	1.44	Abundancia	1.59	Abundancia	1.22
Phylum	0.75	Orden	0.96	Orden	0.75
Clase	0.92	Especie	1	Familia	0.88
Orden	1.08	Clase	1	Clase	0.92
Familia	1.08	Phylum	1	Especie	1.21
Especie	1.17	Familia	1.04	Phylum	1.25

Conclusiones

El efecto de la elección de un tipo de medida u otro sobre los resultados de los estudios de seguimiento o monitoring es mayor que el derivado del empleo de un determinado nivel de resolución taxonómica.

Los análisis basados en medidas de biomasa y cobertura están menos afectados por la disminución en el nivel de resolución taxonómica que los basados en medidas de abundancia, que pierden más información con este tipo de agregación de los datos.

El medio submareal presenta la mayor concordancia entre los diferentes tipos de análisis, lo que puede estar en relación con la mayor estabilidad ambiental a la que están sometidas sus comunidades. Este hecho apunta hacia su consideración como el medio más propicio para desarrollar programas de seguimiento ambiental, con menor riesgo de introducir como fuentes de variación las debidas al tipo de medida o al nivel taxonómico empleados.

Agradecimientos

Queremos agradecer a los miembros del Dpto de Biología Vegetal y Ecología que nos han acompañado y ayudado en los muestreos. Durante la realización de este estudio, S. Pagola-Carte disfrutó de una beca predoctoral del Gobierno Vasco.

References bibliográficas

- Clarke K.R., Warwick R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK.

- Gorostiaga J.M., Diez I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 130, 157-167.
- Gorostiaga J.M., Saiz Salinas J.I., Bustamante M., Díez I., Pagola S., Santolaria A., Secilla A., Urkiaga J., 1998. Plan de vigilancia biológica del puerto de Bilbao, período 1994-1997. Informe, UPV/EHU, Bilbao.
- Olsgard F., Somerfield P.J., Carr M.R., 1997. Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 149, 173-181.
- Pagola Carte S., Saiz Salinas J.I. (en prensa). A pilot study for the monitoring of zoobenthic communities on the rocky shores of "Abra de Bilbao" (N. Spain). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*.
- Saiz Salinas J.I., Isasi Urdangarin I., 1994. Response of sublittoral hard substrate invertebrates to estuarine sedimentation in the outer harbour of Bilbao. *PSZNI. Mar. Ecol.*, 15, 105-131.
- Saiz Salinas J.I., Urkiaga Alberdi J., 1999. Faunal responses to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). *Mar. Environ. Res.*, 47, 331-347.
- Somerfield P.J., Clarke K.R., 1995. Taxonomic levels, in marine studies, revisited. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 127, 113-119.
- Warwick R.M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.*, 18, 63-80.



Participants

Abadie Stéphane, Lasagcc/UPTA-ISA, BTP, 64600 Anglet, France

Abel Karine Hocer, 38 rue Jim Sévellec, 29200 Brest, France

Aguirrezzabalaga Florence, Sociedad Cultural Insub, C/Zemoria 12, 20013 San Sebastián, España

Alonso Carolina, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Alvarez Paula, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Amouroux David, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France

Anschutz Pierre, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Artigas Luis Felipe, université du Littoral Côte d'Opale, maison de la recherche en environnement naturel, UPRES-A 8013 Elico, 32 avenue Foch, 62930 Wimereux, France

Artetxe Inaki, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Augris Claude, Ifremer Brest, D9/gm, BP 70, 29280 Plouzané, France

Bachelet Guy, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-IPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

Bald Juan, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Bailleille Gilles, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France

Barrouillet Marie-Pierre, université de Bordeaux 2, 233 rue Saint-Girons, 40700 Hagetman, France

Bégout-Anras Marie-Laure, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

Bellec Valérie, université de bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Belzunce María Jesus, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Bertignac Michel, Ifremer La Rochelle, BP 7, 17137 L'Houmeau, France

Blanc Gérard, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Blanchard Fabian, Ifremer Brest, Drv/rh, BP 70, 29280 Plouzané, France

Bode Antonio, Instituto Español de Oceanografía, Promontorio de S. Martín s/n, 39080 Santander, España

- Borja Ángel, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Boucher Jean, Ifremer Brest, Drv/rh, BP 70, 29280 Plouzané, France
- Bourillet Jean-François, Ifremer Brest, Dro/gm, BP 70, 29280 Plouzané, France
- Boutier Bernard, Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France
- Boyra Guillermo, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Bustamante María, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA/Zoología, Apdo 644, 48080 Bilbao, España
- Bustamante Paco, université de La Rochelle, département biologie, pôle Sciences et Technologies, avenue Marcillac, 17042 La Rochelle Cedex 1, France
- Cagnon Christine, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie moléculaire, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Caill-Milly Nathalie, Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3, 64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France
- Carbonel Pierre, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Carlos García Soto, Instituto Español de Oceanografía, Promontorio de S. Martín s/n, 39080 Santander, España
- Carlotti François, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyer, 33120 Arcachon, France
- Casarez P. María, Sociedad de Oceanografía de Guipuzcoa, pl. Carlos Blasco de Imaz s/n, 20003 San Sebastián, España
- Castaing Patrice, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Castège Iker, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Castro Raúl, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Cazalis Valérie, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Cerberio Argiloa, Sociedad Cultural Insub, C/Zemoria 12, 20013 San Sebastián, España
- Cermenó Pablo, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España
- Chaillou Gwenaelle, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Chiffolleau Jean-François, Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

Cirac Pierre, université de bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Clavé Bérengère, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Collins Michael, University of Southampton, School of Ocean and Earth Science,
European Way, Southampton SO14 3ZH, United Kingdom

Corbari Laure, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,
UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

Cruz Juanotena Igor, Sociedad Cultural Insub, C/Zemoria 12, 20013 San Sebastián, España

Cussatlegras Anne-Sophie, Institut de recherche de l'École navale (IRENav),
Lanvéoc-Poulmic, BP 600, 29240 Brest Naval, France

Daniault Nathalie, université de Bretagne occidentale, CNRS/LPO, UFR Sciences,
29200 Brest Cedex, France

De Casamajor Marie-Noëlle, Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3,
64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

De Castro Maite, Universidad de Santiago de Compostela, Facultad de Física,
Grupo de Física no lineal, 15706 Santiago, España

De Diego Alberto, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, 48080 Bilbao,
España

Delmas Daniel, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France

Desclaux Céline, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,
UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

Desprat Stéphanie, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Deweze Alexandre, Gefma, Capitainerie du Port, 40430 Capbreton, France

Díaz Estibaliz, Universidad del País Vasco/EHU, Laboratorio Ecología, 48080 Bilbao,
España

Díaz Jean-Marie, université de Pau et des Pays de l'Adour, 64000 Pau, France

Diez Guzman, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España

Diez San Vincente Isabel, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Biología Vegetal
y Ecología, 48080 Bilbao, España

Donard Olivier FX., université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE,
Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France

Druon Jean-Noël, Ifremer Brest, Del/ec, BP 70, 29280 Plouzané, France

Duguy Raymond, 5 rue de Norvège, 17000 La Rochelle, France

Durand Françoise, 60 rue des Queyries, 33100 Bordeaux, France

- Duringues David, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Elbée Jean (d'), Laphy, CERS/Musée de la mer, BP 89, 64202 Biarritz, France
- El Himri Mamoune, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIF, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France
- Falati Sean, Universita di Ferrara, Dipartimento di Geologia, Corso, 44100 Ferrera, Italia
- Faugères Jean-Claude, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Fontanier Christophe, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Froidefond Jean-Marie, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Franco Javier, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- García Castrillo Gerardo, Museo Marítimo del Cantábrico, San Martín de Bajamar s/n, 39004 Santander, Cantabria, España
- Garren Francois, Ifremer La Rochelle, BP 7, 17137 L'Houmeau, France
- Geffard Olivier, Ifremer Arcachon, Del/pc, quai Commandant Silhouette, 33120 Arcachon, France
- Gil Julio, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
- Gómez Eva, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España
- Gómez Oscar, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Gómez Gesteira Moncho, Universidad de Santiago de Compostela, Física no lineal, 15706 Santiago, España
- Gonthier Éliane, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Gonzalez Jean-Louis, Ifremer Toulon, Del/pc, zone portuaire de Brégallion, BP 330, 83507 La Seyne-sur-Mer Cedex, France
- Gonzalez Manuel, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Gonzalez-Oreja José Antonio, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA Zoología, Apdo 644, 48080 Bilbao, España
- Gonzalez Ramon, Ciacomar, Universidade do Algarve, Olhao 8 700 311, Portugal
- Grenade Mathieu, 6 avenue de Pestre, 64200 Biarritz, France
- Guichard Sophie, Biosub, résidence du Parc d'Atys F162, 33600 Pessac, France
- Harrizabalaga Haritz, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España

- Hémery Georges, Muséum national d'histoire naturelle, centre de recherches sur la biologie des populations d'oiseaux, station maritime, plateau de l'Atalaye, 64202 Biarritz, France
- Herblant Alain, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France
- His Édouard, Ifremer Arcachon, Del/pc, quai Commandant Silhouette, 33120 Arcachon, France
- Jarry Marc, université de Pau et des Pays de l'Adour, laboratoire écologie moléculaire, IEM-IBEAS, avenue de l'Université, 64000 Pau, France
- Jégou Anne-Marie, Ifremer Brest, Del/ao, BP 70, 29280 Plouzané, France
- Jorissen Franciscus, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Jouanneau Jean-Marie, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Kapsimalis Vasilis, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Labry Claire, université du Littoral Côte d'Opale, maison de la recherche en environnement naturel, 32 avenue Foch, 62930 Wimereux, France
- Lagardère Françoise, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France
- Lalanne Yann, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Lampert Luis, Shom/CMO/CM, 13 rue du Chatellier, BP 426, 29275 Brest Cedex, France
- Laprida Cécilia, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Larrang Céline, 13 rue de Hillans, 64100 Bayonne, France
- Lauga Béatrice, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie moléculaire, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Léauté Jean-Pierre, Ifremer La Rochelle, Drv/rh, BP 7, 17137 L'Houmeau, France
- Le Cann Bernard, université de Bretagne occidentale, UFR Sciences, CNRS-LPO, 29285 Brest Cedex, France
- Le Gall Pierre, université La Rochelle, département biologie, 17000 La Rochelle, France
- Leconte Michel, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, station marine d'Arcachon, 33120 Arcachon, France
- Lissardy Muriel, CNRS & université de Bordeaux 1, France
- Loyer Sophie, Ifremer Brest, Del/cc, BP 70, 29280 Plouzané, France
- Lucio Paulino, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España
- Mader Julien, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

- Mallet Cyril, University of Plymouth, Institute of Marine Studies, Drake Circus, Plymouth PL4 8AA, United Kingdom
- Manning Andrew James, University of Plymouth, Institute of Marine Studies, Drake Circus, Plymouth PL4 8AA, United Kingdom
- Mantilla Aldana Leonardo, Universidad de Vigo, Laboratorio de Anatomía Animal, Dpto Ecología y Biología, Facultad de Ciencias, 36200 Vigo, España
- Mariette Vincent, Epshom/CMO-CM, 13 rue du Chatellier, BP 426, 29275 Brest Cedex, France
- Maron Philippe, Lasagec/UPTA, ISA-BTP, 64600 Anglet, France
- Marquiegui Mikel A., Sociedad Cultural Insub, C/Zemoria 12, 20013 San Sebastián, España
- Martinez de Murguia Amalia, Sociedad de Oceanografía de Guipuzcoa, pl. Carlos Blasco de Imaz s/n, 20003 San Sebastián, España
- Masero Munin Rakel, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, Laboratorio Ecología, 48080 Bilbao, España
- Massé Laurent, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Merchemerk Nacira, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Michel Denis, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
- Michel Pierre, Ifremer Nantes, Del/pc, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France
- Miramand Pierre, université de La Rochelle, laboratoire de biologie et environnement marins, avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex, France
- Moguedet Philippe, Ifremer La Rochelle, BP 7, 17137 L'Houmeau, France
- Montaudouin Xavier (de), université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-EPOC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
- Motos Lorenzo, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Mouchès Claude, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie moléculaire, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Mourguialt Philippe, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Muchit Stéphanie, université de Pau et des Pays de l'Adour, UFR Sciences et Technologies, laboratoire d'écologie, Parc Montaury, BP 155, 64601 Anglet, France
- Murua Hilario, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
- Olaso Ignacio, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
- Orive Emma, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, 48080 Bilbao, España

Organo Catherine, National University of Ireland, Department of Experimental Physics,
Belfield, Dublin 4, Ireland

Pagola Carte Santiago, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA/Zoología,
Apdo 644, 48080 Bilbao, España

Paireau Osanne, University of Southampton, School of Ocean and Earth Science, European
Way, Southampton SO14 3ZH, United Kingdom

Paquignon Guillaume, Institut des milieux aquatiques (IMA), plateau de l'Atalaye, BP 89,
64202 Biarritz, France

Pascual Ana, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, Dpto de Estratigrafía
y Paleontología, Apdo 644, 48080 Bilbao, España

Pérez Victor, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Pichon Annick, Epsom/CMO-CM, 13 rue du Chatellier, 29275 Brest Cedex, France

Pigeot Jacques, université de La Rochelle, laboratoire de biologie et environnement marins,
avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex, France

Point David, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées,
64053 Pau, France

Poulard Jean-Charles, Ifremer Nantes, Drv/rh, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 3, France

Prouzet Patrick, Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3,
64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

Punzon Merine Antonio, Instituto Español de Oceanografía,
Promontorio de S. Martín s/n, 39080 Santander, España

Quéro Jean-Claude, Muséum d'histoire naturelle, 28 rue Albert 1^{er}, 17000 La Rochelle,
France

Quincoces Inaki, AZTI, Isla de Txatxarramendi s/n, 48395 Sukarrieta, España

Raphoz Patrice, DDE64-CQFI, Subdivision de Saint-Jean-de-Luz, 64500 Ciboure, France

Raposo Juan Carlos, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, Apdo 644,
48080 Bilbao, España

Robert Sébastien, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-EPOC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Rodríguez Cabello Cristina, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240,
39080 Santander, España

Sagarminaga Yolanda, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Saiz Salinas José Ignacio, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA/Zoología,
Apdo 644, 48080 Bilbao, España

Sanchez Florence, Adera-Ifremer, laboratoire halieutique d'Aquitaine, BP 3,
64310 Saint-Pée-sur-Nivelle, France

- Sánchez Francisco, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
Sánchez Ricardo, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240, 39080 Santander, España
Santolaria Alberto, Universidad del País Vasco/EHU, Laboratorio de Botánica, Apdo 644, 48080 Bilbao, España
Santurtun Marina, AZII, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
Sanz Jon, Universidad del País Vasco/EHU, Facultad de Ciencias, Apdo 644, 48080 Bilbao, España
Sauriau Pierre-Guy, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France
Sautour Benoît, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-IPHC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
Savary Manuel, Crema L'Houmeau, BP 5, 17137 L'Houmeau, France
Schaefer J., université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPHC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
Seguignes Michel, université de La Rochelle, laboratoire biologie et environnement marin, avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex, France
Solaun Oihana, AZII, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero, Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
Sorbe Jean-Claude, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-IPHC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
Sorhouet Sara, AZII, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España
Sottolichio Aldo, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPHC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
Sourisseau Marc, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique, UMR-CNRS-IPHC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France
Stoichev Teodor, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France
Tastet Jean-Pierre, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPHC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
Tessier Emmanuel, université de Pau et des Pays de l'Adour, CNRS-LCABIE, Hélioparc Pau-Pyrénées, 64053 Pau, France
Touratier Franck, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie, UMR-CNRS-IPHC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France
Troncoso Jeses S., Universidad de Vigo, Dpto Ecología y Biología Animal, 36200 Vigo, España

Truong-van Benoît, Insa, département mathématiques, laboratoire de statistique et probabilité, 31077 Toulouse, France

Uriarte Andres, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Uriarte Adolfo, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España⁴

Uriarte Ainhize, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Urkiaga Alberdi Javier, Universidad del País Vasco/EHU, Dpto Zoología y DCA/Zoología,
Apdo 644, 48080 Bilbao, España

Valencia Victoriano, AZTI, Instituto Tecnológico Alimentario y Pesquero,
Dpto de Oceanografía y Medio Ambiente Marino, Avda Satrústegui 8,
20008 San Sebastián, España

Velasco Inigo, AZTI, Avda Satrústegui 8, 20008 San Sebastián, España

Velasco Francisco, Instituto Español de Oceanografía, Apdo 240,
39080 Santander, España

Vincent Dorothée, université de Bordeaux 1, laboratoire d'océanographie biologique,
UMR-CNRS-IPHC 5805, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon, France

Weber Olivier, université de Bordeaux 1, département géologie et océanographie,
UMR-CNRS-IPHC 5805, avenue des Facultés, 33405 Talence Cedex, France

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)
Achievé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISSN 0761-3962
ISBN 2-84433-054-1 - Dépôt légal - 2^e trimestre 2001

© 2001, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle,
par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Océanographie du golfe de Gascogne

(VII^e colloque, Biarritz, 4-6 avril 2000)

Organisé par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en collaboration avec le laboratoire d'analyses de prélèvements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, le VII^e colloque international d'Océanographie du golfe de Gascogne a réuni à Biarritz (France), du 4 au 6 avril 2000, environ 200 participants venus de différents pays d'Europe.

Ces actes rassemblent une soixantaine de contributions présentées lors de cette manifestation. Une première partie de l'ouvrage aborde le milieu marin proprement dit sous ces différents aspects : océanographie physique, benthologie, planctonologie et halieutique. La deuxième partie consacrée aux milieux lagunaires et estuariens traitent les thématiques suivantes : hydrogéologie, action des polluants, et biologie.

Mots-clés : golfe de Gascogne, océanographie, biologie, polluants.

Oceanografía del Golfo de Vizcaya

(VII^o coloquio, Biarritz, 4-6 abril 2000)

El VII^o Coloquio internacional de oceanografía del Golfo de Vizcaya fue organizado por el Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer), en colaboración con el laboratoire d'analyses de prélèvements hydrobiologiques (Laphy) de Biarritz, del 4 al 6 de Abril de 2000. Acudieron a Biarritz unos 200 participantes procedentes de varios países de Europa.

Estos actos reunen unas sesenta contribuciones, presentadas durante esta manifestación. La primera parte de este volumen trata del mismo medio ambiente marino bajo varios aspectos: oceanografía física, bentología, planctonología y ciencias pesqueras. La segunda parte, dedicada a las lagunas y a los estuarios, trata de los siguientes tópicos: hidrogeología, acción de las contaminantes y biología.

Palabras clave : Golfo de Vizcaya, oceanografía, biología, contaminantes.

Organisateurs

Ifremer



Financeurs



Ifremer

actes de colloques

31

Éditions Ifremer
BP 70, 29280 Plouzané, France
tél. 02 98 22 40 13
fax 02 98 22 45 86
mél : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest
Service Logistique
3, rue Edouard Belin - BP 23
29801 Brest Cedex 9
tél. 02 98 02 42 34
fax. 02 98 02 05 84
mél : alt.belin@wanadoo.fr

ISSN 0761-3962
ISBN 2-84433-054-1

53,36 € - 350 F

9 782844 330543