



Editorial de la Universidad
Tecnológica Nacional

Procesos Químicos en Estuarios

Jorge Marcovecchio & Rubén Hugo Freije
[Compiladores]

Universidad Nacional del Sur (UNS)

Laboratorio de Química Ambiental - Depto.de Química - Argentina

Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca
[UTN-FRBB] - Argentina

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - México

Environmental Institute of Scientific Networks [EISN] - Haren/Ems, Alemania

Instituto Argentino de Oceanografía [IADO] - CONICET – UNS

Laboratorio de Oceanografía Química – Argentina

ISBN: 978-987-1896-16-5



2013

Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional – edUTecNe

<http://www.edutecne.utn.edu.ar>

edutecne@utn.edu.ar

© [Copyright] La Editorial de la U.T.N. recuerda que las obras publicadas en su sitio web son *de libre acceso para fines académicos y como un medio de difundir el conocimiento generado por autores universitarios*, pero que los mismos y edUTecNe se reservan el derecho de autoría a todos los fines que correspondan.

Listado de autores

Jorge E. Marcovecchio

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Alfonso Vázquez Botello

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

Gerardo M.E. Perillo

Área de Oceanografía Geológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

María Julia Piovan

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Vanesa L. Negrin

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Sandra E. Botté

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Rubén Hugo Freije

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Diana G. Cuadrado

Área de Oceanografía Geológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Paula D. Pratolongo

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Georgina Zapperi

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Gabriela L. González Trilla

LETyE Laboratorio de Ecología, Teledetección y
Ecoinformática
3iA Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental
Universidad Nacional de San Martín
Peatonal Belgrano 3563, piso 1, San Martín,
Pcia. de Buenos Aires, Argentina

Silvia G. De Marco

Departamento de Biología
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Jerónimo Pan

Departamento de Ciencias Marinas
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Sergio M. Bazzini

CONICET
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3º piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Ana María Martínez

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Cecilia A. Popovich

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur (UNS)
San Juan 670
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Natalia S. Buzzi

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Pia Simonetti

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Federico Delucchi

Planta Piloto de Ingeniería Química
(PLAPIQUI – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 717.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Micaela Vallina

Departamento de Biología
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Dean Funes 3350, 3° piso,
7600 Mar del Plata, Argentina.

Carla V. Spetter

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

John Edison Garzón

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Valeria A. Guinder

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Carla Mazzón

Área de Oceanografía Biológica
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Melisa D. Fernández Severini

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Andrés H. Arias

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Ana Laura Oliva

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Guadalupe Ponce Vélez

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

María Cintia Piccolo

Área de Meteorología
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Bernd Markert

Environmental Institute of Scientific Networks,
(EISN-Institute).
Fliederweg 17
D-49733 Haren (Ems).
Lower Saxony, Germany.

Simone Wünschmann

Environmental Institute of Scientific Networks,
(EISN-Institute).
Fliederweg 17
D-49733 Haren (Ems).
Lower Saxony, Germany.

Xóchitl Guzmán García

Lab. de Ecotoxicología – Área Producción Acuicola
Departamento de Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa
Col. Vicentina, Iztapalapa, México D.F., México

Susana Villanueva Fragoso

Lab. de Contaminación Marina
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL)
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Col. Coyoacán, México D.F., México

Marcelo T. Pereyra

Departamento de Química
Universidad Nacional del Sur (UNS)
Av. Alem 1257
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Matías N. Tartara

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

María Ornella Beltrame

Área de Oceanografía Química
Instituto Argentino de Oceanografía
(IADO – CONICET/UNS)
CCT-CONICET-BBlanca, Casilla de Correo 804.
8000 Bahía Blanca, Argentina.

Soledad Diodato

Centro Austral de Investigaciones Científicas y Técnicas
(CADIC – CONICET)
Bernardo Houssay 200
9410 Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

María Victoria Panebianco

Museo Argentino de Ciencias Naturales *Bernardino
Rivadavia* (MACN – CONICET)
Av Angel Gallardo 470
C1405DJR Buenos Aires, Argentina

Oscar A. Amín

Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

Laura I. Comoglio

Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

PRÓLOGO

Este libro que estamos presentando incluye los aporte realizados por distinguidos investigadores especializados en diferentes aspectos de estudios ambientales, particularmente en estuarios y zonas costeras, provenientes de varios países de la región y del mundo (por ej., Argentina, México, Alemania). Los temas tratados varían desde algunos muy básicos hasta otros claramente aplicados y usualmente transferibles para facilitar la gestión y la toma de decisiones en el tipo de ambientes que aquí se consideran.

Esta obra, básicamente dirigida a estudiantes de grado y posgrado de disciplinas ligadas a las Ciencias Naturales y Ambientales, a jóvenes investigadores que se inician en cualquiera de estas líneas, y al público interesado en conocer algunos aspectos particulares de la temática ambiental, tiene sus orígenes en algunas iniciativas docentes de los editores que comenzaron unos cuantos años atrás. En el 2000 ambos propusimos a las Autoridades del Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur (UNS), de Bahía Blanca, el dictado de un curso de posgrado sobre *Procesos Químicos en Estuarios*, básicamente dirigido a los estudiantes de doctorado en Química y en Biología de dicha Universidad. El curso fue muy exitoso, y nuestra sorpresa fue muy grande cuando en ediciones posteriores se inscribieron estudiantes de otras ciudades y Universidades para tomarlo e incluirlo en sus planes de estudios de posgrado. Este curso se sigue dictando actualmente, y continúa siendo tan exitoso como cuando se inició.

A partir de 2004 uno de los editores del libro (JEM) se incorpora como docente a la Facultad Regional Bahía Blanca de la Universidad Tecnológica Nacional (UTN-FRBB). Desde entonces participa del dictado de la materia *Hidrología y Obras Hidráulicas* (de la carrera de Ingeniería Civil, Depto. de Ingeniería Civil), y tiene a su cargo el seminario sobre *Transporte de contaminantes en Medios Acuáticos* (para estudiantes de la Especialización y de la Maestría en Ingeniería Ambiental), ambos de esa Facultad. En ambos cursos se aplican buena parte de los contenidos del libro, y la interacción de JEM con los estudiantes y otros docentes enriqueció significativamente algunos conceptos que se discuten en la obra.

Los editores deseamos agradecer a quienes facilitaron (en realidad “posibilitaron”) que esta obra se materialice, y que pueda hoy ser presentada:

- En primer término a los autores de los capítulos, que son los verdaderos artífices del trabajo, y que con sus conocimientos y espíritu de docentes e investigadores ofrecen una actualización excelente de los temas que tratan. Todos ellos (investigadores de CONICET, de diferentes Universidades y ciudades de nuestro país, de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y del Environmental Institute of Scientific Networks (EISN – Institute), de Haren/Ems, Alemania) están permanentemente en nuestros corazones.

- A las Autoridades de la UTN / FRBB que apoyaron incondicionalmente este proyecto, y lo propusieron generosamente para que sea publicado a través de la Editorial de la Universidad. Particularmente, el Señor Decano de la Facultad *Dr. Ing. Liberto Ercoli* quien apoyó decididamente la edición de esta obra, así como el Señor Director del Departamento de Ingeniería Civil, *Ing. Eduardo Bambill*, y la Señora Directora de la Especialización y Maestría en Ingeniería Ambiental, *Mg. Ing. Aloma Sartor*, quienes siempre impulsaron generosamente esta iniciativa.
- A todos los colegas (de varios países) que leyeron y sugirieron cambios que ayudaron a optimizar los contenidos de los diferentes capítulos. Nuestro reconocimiento por su esfuerzo!!.
- A todos los integrantes del Lab.de Oceanografía Química del IADO y del Lab.de Química Ambiental del Depto.de Química de la UNS, por todo el trabajo, esfuerzos y calidez humana para acompañarnos en este proyecto.
- Finalmente, pero sin perder la prioridad que se merecen, a nuestras familias que nos aguantaron en todo este tiempo de trabajo.

GRACIAS A TODOS!!! Ojalá lo puedan disfrutar y resulte útil para mucha gente.

Bahía Blanca, marzo de 2013.

Jorge E. Marcovecchio

Rubén Hugo Freije

PROCESOS QUÍMICOS EN ESTUARIOS

Jorge Marcovecchio & Rubén Hugo Freije (eds)

1. Introducción general

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Alfonso Vázquez Botello

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS ESTUARIOS

2. Geomorfología y características de los sedimentos estuariales

Diana Cuadrado, Gerardo M.E.Perillo

3. Tipos de estuarios y procesos físicos asociados

Gerardo M.E.Perillo

4. Humedales en los estuarios

Paula Pratolongo, María Julia Piovan, Georgina Zapperi, Vanesa Negrin, Gabriela González Trilla, Sandra Botté

5. La Biodiversidad y su valor en los estuarios

Silvia G.De Marco, Jerónimo Pan, Micaela Vallina, Sergio Bazzini

PROCESOS QUÍMICOS PROPIOS DE LOS ESTUARIOS

6. Comportamiento conservativo y no-conservativo de los constituyentes disueltos durante la mezcla estuarial

Jorge Marcovecchio & Carla V. Spetter

7. Ciclo bio-geoquímico de nutrientes inorgánicos en estuarios

Carla V.Spetter, Rubén H.Freije & Jorge Marcovecchio

8. Ciclo de materia orgánica: producción primaria

Rubén H.Freije, Ana M. Martínez, John E.Garzón

a. El rol del fitoplancton en los procesos biogeoquímicos en estuarios

Cecilia Popovich, Valeria Guinder

b. Producción en las marismas

Vanesa Negrin, Gabriela González Trilla, Sandra Botté, Carla Mazzón

PROCESOS DE CONTAMINACIÓN EN ESTUARIOS

9. Estuarios: ¿ambientes adecuados para realizar estudios de contaminación?

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Alfonso Vázquez Botello

10. Ciclo de metales pesados

Sandra Botté, Jorge Marcovecchio, Melisa Fernández Severini, Vanesa L. Negrin, María Victoria Panebianco, Pia Simonetti, Natalia Buzzi, Federico Delucchi.

11. Compuestos orgánicos persistentes

Andrés Arias, Ana L.Oliva, Alfonso Vázquez Botello, Guadalupe Ponce Vélez, Matías N.Tartara

12. Consecuencias del cambio climático sobre estuarios

María Cintia Piccolo

13. Bioindicadores y biomonitores: definiciones, estrategias y aplicaciones

Bernd Markert, Simone Wünschmann, Jorge Marcovecchio, Silvia G.De Marco

13.a. Moluscos bivalvos como bioindicadores de contaminación

Susana Villanueva, Alfonso Vázquez Botello

13.b. Biomarcadores de contaminación

Alfonso Vázquez Botello, Xochitl Guzmán, Susana Villanueva

14. Estudios ecotoxicológicos con especies estuariales

Natalia Buzzi, Soledad Diodato, Melisa Fernández Severini, Oscar Amin, Laura Comoglio, Jorge Marcovecchio

15. Programas de monitoreo en estuarios: estudios a largo plazo

Jorge Marcovecchio, Rubén H.Freije, Sandra Botté, Carla Spetter, Andrés Arias, Melisa Fernández Severini, Natalia Buzzi, Silvia De Marco, Vanesa Negrin, Pia Simonetti, Valeria Guinder, Cecilia Popovich, Marcelo Pereyra

CAPÍTULO 5

BIODIVERSIDAD EN ESTUARIOS

Silvia G. De Marco, Jerónimo Pan , Sergio Bassini, Micaela Vallina.

INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica comprende las diferentes formas y variedades en que se manifiesta la vida en el planeta Tierra, es decir, desde los seres vivos (organismos biológicos) hasta los ecosistemas (las unidades del paisaje que integran al ambiente con las comunidades biológicas). El concepto biodiversidad (que surge de la conjunción de los términos diversidad biológica) ha sido introducido hace unas pocas décadas para hacer referencia a distintos niveles de la variedad biológica en el planeta. La biodiversidad representa entonces la variedad de la vida en todos los niveles jerárquicos, desde los genes hasta los ecosistemas (Wilson, 1988).

De acuerdo con el Convenio de las Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (Convenio sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, 1992), la biodiversidad es: *“la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”* (Xercavins et al., 2005). De esta definición surge que el concepto biodiversidad contempla varios niveles de organización. Así, es posible mencionar los tres componentes (o niveles de abordaje conceptual) de la biodiversidad (González Barberá y López Bermúdez, 2000):

La diversidad genética: hace referencia a las frecuencias y variantes de los genes que existen dentro del acervo genético de una misma especie biológica.

La diversidad específica: se refiere a la variedad de las especies, las unidades biológicas constituidas por los organismos similares entre sí con capacidad de intercambio genético.

La diversidad ecológica: se refiere a la variedad de sistemas ecológicos, los que incluyen las biocenosis (las comunidades biológicas) y sus biotopos (hábitats). Consiste en la diversidad de los sistemas naturales en los que las comunidades de organismos son interdependientes y evolucionan conjuntamente con las características de los biotopos (clima, relieve, topografía, litología, geomorfología, suelos y agua).

Así entonces, el concepto biodiversidad es de amplio alcance e incluye los tres niveles mencionados; recapitulando, biodiversidad es la variedad de la vida en nuestro planeta, que incluye tanto la diversidad dentro de cada especie biológica, las diferentes especies de seres vivos y el aporte relativo de cada una al ecosistema, así como la variedad de los ecosistemas en el planeta. Es un concepto que no sólo hace referencia a los ecosistemas y sus componentes vivos, sino que también involucra una dimensión espacio-temporal definida, resultante de complejas interacciones entre especies, involucradas en procesos de selección natural, adaptación mutua y evolución, en contextos ecológicos variables que los mantienen en funcionamiento.

Sin embargo, la utilización más frecuente del término biodiversidad está relacionada con la variedad de especies en un ecosistema, área o región. Desde este enfoque, la biodiversidad está compuesta por dos elementos conceptuales: la riqueza específica y la

equitatividad (o uniformidad) (Moreno, 2001). La riqueza específica hace referencia al inventario de las especies de un ecosistema. Por su parte, la equitatividad o uniformidad refiere al aporte relativo o abundancia de cada especie en un ecosistema.

Por otra parte, y desde otro enfoque, la diversidad de especies puede evaluarse en tres niveles (Marrugan, 1989; Moreno, 2001; Fernández-Núñez, 2007):

La biodiversidad alfa (α), se define como el número de especies de una comunidad, área o región en particular. La biodiversidad alfa (α) de una región presupone el conocimiento completo de todos los taxones que la integran.

En cambio, la biodiversidad beta (β) o diversidad entre hábitats, consiste en el grado de reemplazo de especies a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972, 1977), entre comunidades o entre hábitats.

La biodiversidad gamma (γ) (Whittaker, 1972), por su parte, se refiere a la biodiversidad a gran escala espacial, esto es, la biodiversidad de un espacio regional (ecorregión, región biogeográfica o país). Se expresa como el número de taxones de una región.

A diferencia de la diversidad alfa (α) y gama (γ) que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta (β) se basa en proporciones o diferencias (Marrugan, 1989) que pueden ser evaluadas mediante índices de similitud o disimilitud a partir de datos de presencia/ausencia. A menor porcentaje de similitud entre comunidades, mayor diversidad beta (β) (Hernández-Ibarra, 2005). La biodiversidad beta (β) puede ser usada para la identificación de “*hot spots*”, literalmente “puntos calientes”, o áreas de interés en cuanto a la heterogeneidad que concentran (Beierkuhnlein, 2000). Se puede decir que tanto la biodiversidad alfa (α), como la beta (β) son conceptos de biodiversidad a nivel ecosistémico.

El valor multidimensional de la biodiversidad

La biodiversidad de genes, especies, ecosistemas y, en definitiva, del planeta todo, constituye un capital de enorme valor económico, ético, científico, ecológico y socio-cultural (González Barberá y López Bermúdez, 2000).

Numerosos estudios indican un papel fundamental de la biodiversidad en el control y la modulación de las funciones y estabilidad ecosistémicas (Emmerson et al., 2001; Singh, 2002, Hooper et al., 2005). A modo de ejemplo, cuanto mayor es la biodiversidad en un ecosistema, este resulta ser más eficiente en la remoción de nutrientes, y las comunidades biológicas que lo componen poseen una mayor oportunidad de nichos ecológicos (Cardinale, 2011).

Una perspectiva reciente, surgida dentro del contexto de las políticas ambientales tratadas en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro en 1992, es la del “enfoque ecosistémico” (*ecosystem approach*), el cual aspira a tratar cuestiones inherentes al funcionamiento y manejo de los ecosistemas desde una perspectiva holística e integradora (Beaumont et al., 2007). En tal sentido, el concepto de servicios ecosistémicos es pilar de este enfoque, y facilita su aplicación a las cuestiones de manejo. Los servicios ecosistémicos son aquellas propiedades que benefician directa o indirectamente a las empresas humanas (Hooper et al., 2005). Los servicios ecosistémicos han sido categorizados como (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005; Beaumont et al. (2007):

- Servicios de producción (e.g., la provisión de alimento y materias primas)
- Servicios de regulación, aquellos que surgen de la regulación de los procesos ecosistémicos (e.g., la regulación del clima y de la composición gaseosa de la atmósfera,

la prevención de perturbaciones ambientales, la disponibilidad de agua, la asimilación de desechos, la biorremediación del ambiente y el control biológico, entre otros (Singh, 2002)

- Servicios culturales, aquellos beneficios no-materiales (e.g., el patrimonio cultural; actividades de recreación y esparcimiento dentro de los ecosistemas)
- Servicios de soporte, es decir aquellos que son necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos (e.g., la resiliencia y resistencia de los ecosistemas, el reciclado de nutrientes).

Esta clasificación no es excluyente, ya que un determinado proceso puede pertenecer a más de una categoría.

La biodiversidad influye sobre numerosos servicios ecosistémicos y consecuentemente, su reducción puede afectarlos (Héctor y Bagchi, 2007). Numerosos trabajos (teóricos y experimentales) se han abocado a estudiar y hasta cierto punto predecir los posibles efectos que los cambios en la biodiversidad tendrían sobre las propiedades de los ecosistemas (Hooper et al., 2005).

Es posible hacer referencia a la diversidad funcional, en términos de las funciones que desempeñan un conjunto de organismos en un ecosistema. Los tipos funcionales (un concepto análogo al de gremio, propio de la ecología de comunidades animales, y al de nicho ecológico) se refieren a las funciones que ciertos grupos de organismos realizan en el ecosistema (e.g., los organismos suspensívoros que se alimentan de material particulado en suspensión en los estuarios). Las propiedades del ecosistema incluyen las dimensiones de sus distintos componentes/compartimentos y las tasas de los procesos operantes. En el contexto del funcionamiento de los ecosistemas y la relación con la biodiversidad, se ha llegado a las siguientes conclusiones generales (Hooper et al., 2005):

Las características funcionales de las distintas especies influyen marcadamente las propiedades de los ecosistemas.

Algunas propiedades ecosistémicas son, en principio, insensibles a la pérdida de especies, ya sea porque (a) los ecosistemas poseen múltiples especies que llevan a cabo roles funcionales similares y/o presentan patrones análogos de uso de los recursos (complementariedad de especies); (b) algunas especies pueden contribuir relativamente poco a las propiedades funcionales del ecosistema; o (c) las propiedades del ecosistema pueden estar principalmente controladas por las condiciones abióticas del ambiente.

El funcionamiento ecosistémico puede ser potenciado por un incremento en la diversidad; un mecanismo para ello implica que la riqueza específica o funcional puede generar un aumento en algunas propiedades del ecosistema, a través de interacciones positivas entre las especies, la complementariedad de especies y la facilitación ecológica.

La composición de especies de un ecosistema regula la susceptibilidad del mismo ante la invasión por especies exóticas.

La existencia de un rango de especies que responde de forma diferencial a las perturbaciones ambientales puede conllevar a una estabilización de los procesos ecosistémicos en respuesta a disturbios y variaciones en las condiciones abióticas.

Un incremento en la diversidad conlleva a una disminución en la variabilidad de las propiedades ecosistémicas, bajo aquellas condiciones en las que las especies responden asincrónicamente a la variación temporal de las condiciones ambientales.

Por otra parte, las respuestas de las propiedades ecosistémicas a la variación de la composición y diversidad de organismos consumidores son más complejas que en los casos en los que sólo se varía la diversidad de los productores primarios. Por ejemplo, en los ecosistemas acuáticos, cambios en el número y composición de especies en los niveles

tróficos superiores (que en general tienen menor diversidad y por lo tanto, menor complementariedad de especies) conllevan a cambios marcados en la composición de la comunidad y productividad de los niveles tróficos inferiores (Hooper et al., 2005).

En síntesis, la pérdida de biodiversidad puede afectar las funciones y los servicios de los ecosistemas (Héctor y Bagchi, 2007).

La biodiversidad en números

Una pregunta que se les suele realizar a los científicos vinculados al tema y que en principio puede interpretarse como una forma de cuantificación grosera de la biodiversidad, es ¿cuántas especies hay en el planeta? Esta pregunta no tiene una respuesta precisa. En efecto, la cantidad de especies en el planeta podría comprender entre 5 y 50 millones (Singh, 2002). Sin embargo, los números son meras especulaciones, ya que se estima la biodiversidad total del planeta en relación con las especies ya identificadas. Por otra parte, y a pesar de los esfuerzos científicos, no resulta posible acceder a un resultado satisfactorio, ya que las especies no sólo se han extinguido en el pasado y lo siguen haciendo, sino que también los mecanismos de especiación y otros procesos evolutivos dan lugar a nuevos taxones. Abordando la pregunta anterior desde otra perspectiva, resulta fácil comprender que el conocimiento científico sobre la diversidad biológica es inabarcable, motivo por el cual la ciencia se resigna a asumir un conocimiento apretado de la misma.

Distribución global de la biodiversidad en los océanos

La biodiversidad está distribuida de manera heterogénea en el planeta. Dicha distribución está relacionada con factores climáticos, geológicos y biogeográficos, entre otros. El análisis de la distribución de la biodiversidad en el océano global, no se explicaba hasta hace poco por un patrón definido, contrariamente a lo que ocurre en los continentes. Sin embargo, un análisis reciente sobre la distribución de la biodiversidad marina, muestra dos patrones emergentes fundamentales: las especies costeras muestran un máximo de diversidad en el Pacífico Occidental, mientras que los grupos oceánicos muestran su máximo asociado a franjas de latitudes medias en todos los océanos (Tittensor et al., 2010). Los patrones de diversidad marina global podrían ser explicados de manera consistente por la temperatura superficial de las aguas y, en el caso de las especies costeras, la disponibilidad de hábitat y factores históricos serían también condicionantes de su distribución (Gaston, 2000; Tittensor et al., 2010). Otro factor que regula la distribución de la biodiversidad en el océano es la profundidad. En efecto, ésta parece declinar sustancialmente con el aumento de la profundidad (Webb et al., 2010).

Un concepto importante en relación con la distribución de la biodiversidad es el de zonas o puntos calientes (en inglés, "hot spots"). El concepto (Myers, 1988) se refiere a áreas particularmente ricas en especies, tanto abundantes como raras y amenazadas, poseedoras de una concentración excepcional de especies endémicas, o alguna combinación de estos atributos (Reid, 1998). Algunas de estas regiones están experimentando una significativa pérdida de hábitat y constituyen una prioridad para el establecimiento de las estrategias de conservación (Myers et al., 2000).

Factores que condicionan la biodiversidad en los estuarios

Las especies verdaderamente estuariales (que no suelen ser muchas) son aquellas

que desarrollan todo su ciclo de vida en las aguas de transición entre los ambientes marinos y dulceacuícolas, propiamente dichos. Aquellas que habitan de manera permanente los estuarios son las especies más resistentes al *stress* salino, capaces de tolerar tanto cambios importantes de salinidad (Bas y Spivak, 2000) como elevados niveles de material particulado en suspensión (Dunlop et al., 2005). El patrón típico de distribución de especies en estuarios consiste en una dominancia de especies dulceacuícolas y un gradual reemplazo por especies marinas, a medida que se manifiesta el gradiente creciente de salinidad (McLusky, 1989). En su clásico trabajo abocado al zoobentos estuarial, Remane (1934) describe cómo la diversidad específica varía a lo largo de un gradiente de salinidad y establece que las especies verdaderamente estuariales se encuentran a salinidades intermedias. Recientemente, Whitfield et al. (2012) realizaron una revisión del trabajo de Remane, y, sobre la base de ejemplos de organismos estuariales pertenecientes a varios taxa, postularon las siguientes generalidades:

- (1) en los estuarios, la riqueza de especies dulceacuícolas es menor a la riqueza de especies marinas
- (2) la mayoría de las especies dulceacuícolas no penetran las aguas salinas, sino que se encuentran mayormente confinadas al dominio de aguas dulces
- (3) las especies marinas suelen extender su distribución a las regiones estuariales oligohalinas e incluso a las de agua dulce, pero representan un número relativamente pequeño en comparación con la diversidad de especies que se encuentran en regiones de mayor salinidad
- (4) los índices de biodiversidad comienzan a decaer con salinidades de ~40 en los estuarios, y la mayoría de las especies no son capaces de sobrevivir en áreas con salinidades >50.

Un estudio sobre la distribución de nematodos (gusanos redondos) a lo largo del gradiente de salinidad del estuario del río Támesis mostró que tanto la densidad como la diversidad de los mismos fue menor en las secciones medias del estuario, asociadas con los mayores rangos de salinidad. Aunque la diversidad alfa en cada estación de muestreo fue relativamente baja, el recambio de especies a lo largo del estuario contribuyó a que la diversidad gama o regional fuera elevada (Ferrero et al., 2008).

Los estuarios son el hábitat tanto de especies permanentes como de otras que sólo pasan parte de su ciclo de vida. Por ejemplo, los organismos anádromos desovan en agua dulce y se alimentan y crecen en el mar, en tanto que los organismos catádromos desovan en el mar y se alimentan y crecen en aguas dulces. En los estuarios, la abundante disponibilidad de alimento y la relativa ausencia de especies predatoras, favorecen el desove y desarrollo de estadios larvales y/o juveniles de muchos grupos taxonómicos cuyos adultos viven en condiciones de altas salinidades.

En las latitudes tropicales y subtropicales, los estuarios suelen estar dominados por manglares en las zonas intermareales, y por praderas de pasto marino (*Zostera marina*) en el submareal. Estos dos ambientes proveen refugio a las larvas y juveniles de muchas especies. Alfaro (2006) trabajó en distintos hábitats de manglar y pasto marino dentro de un estuario tropical en Nueva Zelanda, comparando la diversidad de organismos bentónicos entre ellos, y encontró diferencias en la abundancia y la riqueza específica, lo que indica el nivel de complejidad espacial que pueden albergar hábitats análogos dentro de los estuarios.

La biodiversidad en los estuarios puede verse afectada por una variedad de factores, incluyendo escala espacial, provisión y retención de nutrientes, complejidad de la circulación de las aguas, variedad y extensión de los sedimentos y rango de mareas. La naturaleza de

los sedimentos y la disponibilidad de oxígeno son los condicionantes principales de la distribución y abundancia de los organismos bentónicos (Carriker, 1967). Tomiyama et al. (2008) estudiaron la distribución espacial y la abundancia de bivalvos y poliquetos infaunales y encontraron que los patrones de asociaciones faunísticas estaban determinados por el contenido de fango, la elevación relativa del sustrato y la salinidad. Asimismo, los patrones de asociación del macrobentos difirieron no sólo entre las estaciones de muestreo, sino también entre distintos cuadrantes dentro de una misma estación, lo que refleja la complejidad estructural de las asociaciones de invertebrados bentónicos en los estuarios.

Los índices de biodiversidad en los estuarios constituyen una estimación sensible de la salud y el balance de estos ecosistemas. Por ejemplo, la carga antrópica de nutrientes provenientes del drenaje continental (e.g. escorrentía urbana, influjo de aguas pluviales, cloacales e industriales) en los estuarios puede conducir a una elevada biodiversidad (Cloern y Dufford, 2005). Sin embargo, cuando las cargas de nutrientes aumentan o se tornan excesivas, pueden conllevar a un aumento en la biomasa de ciertos productores oportunistas, a cambios en la distribución y la estructura de las comunidades y consecuentemente a una reducción en la biodiversidad.

En el estuario del río Mondego, se cuantificó el funcionamiento ecosistémico a partir de los rasgos funcionales de los miembros de la comunidad macrobentónica submareal luego de que se implementaran medidas de restauración ecológica en dicho estuario (Verissimo et al., 2012). En un período de 5 años, se encontró que la función ecosistémica de los organismos bentónicos se mantuvo constante, más allá de haberse registrado cambios marcados en la composición taxonómica, lo que indica la habilidad que tienen distintas especies de llevar a cabo funciones similares en el ecosistema (Hooper et al., 2005).

La biodiversidad taxonómica en los estuarios

En los estuarios, la biodiversidad está ampliamente representada tanto por grupos biológicos marinos, como dulceacuícolas y terrestres, pertenecientes a la mayoría de los grupos taxonómicos y de todos los niveles tróficos (Lalli y Parsons, 1997). Éstos pueden desarrollar allí parte de o todo su ciclo de vida (estos últimos, son los verdaderamente estuariales).

Bacterias, protozoos, hongos, algas, una gran variedad de vegetales como gramíneas acuáticas, tanto marinas como dulceacuícolas, plantas terrestres, halófitas y psamófilas, utilizan como hábitat los estuarios (Stutz y Prieto, 2003). También habitan los estuarios la mayoría de los grupos de animales invertebrados, como poríferos (esponjas), cnidarios (medusas, pólipos coloniales, anémonas), moluscos (mejillones, almejas, navajas, caracoles, lapas), platelmintos (gusanos chatos), nematodos (gusanos redondos o cilíndricos), nemertinos (gusanos acintados), anélidos poliquetos (gusanos segmentados), crustáceos (langostinos, camarones, cangrejos, copépodos, anfípodos), entre otros (Anger et al., 1994; Spivak 1998; Bas y Spivak, 2000; Ituarte et al., 2005, entre otros). Entre los vertebrados, el ambiente estuarial alberga numerosas especies de peces y de aves (Iribarne, 2001 y referencias allí citadas). Asimismo, los mamíferos están representados por especies dulceacuícolas, marinas y estuariales (Bastida et al., 2007) y terrestres relacionadas a suelos inundables y salobres (Bó et al., 2002).

Sin embargo, y como en todo ecosistema, es la diversidad funcional o ecológica de sus comunidades biológicas la que reviste importancia y explica tantos los atributos de los

estuarios como los servicios ecológicos que éstos proveen.

La biodiversidad ecológica o funcional de los estuarios

Existen múltiples maneras de clasificar la biodiversidad en términos funcionales. Una de ellas puede ser de acuerdo al hábitat en el que los organismos se encuentren. Así, se puede considerar en primer lugar al plancton (del griego *plánktos*, errante) que es el conjunto de organismos que viven en la columna de agua, y cuya movilidad está dada predominantemente por las masas de agua. El necton (del griego *nēktón*, que nada) está integrado por los organismos que nadan activamente. Sus representantes más conspicuos son los peces. Finalmente, el bentos (del griego *benthos*, fondo marino) es el grupo de organismos que vive asociado al fondo.

Otro criterio de clasificación considera los grupos funcionales de acuerdo a un criterio trófico. Así, se reconocen a los productores (aquellos que sintetizan materia orgánica a expensas de inorgánica), los consumidores (heterótrofos), que pueden pertenecer a distintos niveles tróficos, y a los descomponedores, responsables del reciclado de nutrientes, y que juegan un papel clave en los ciclos biogeoquímicos.

Los organismos procariontes (bacterias) son un componente significativo de la biomasa en los ecosistemas estuarios y juegan un papel preponderante en los procesos biogeoquímicos de reciclado de materia y transformación de energía (Danovaro y Pusceddu, 2007). Otros organismos que están en el rango menor de tamaño como el microzooplancton actúan de nexo entre los procariontes y los niveles tróficos superiores (Fenchel, 1988; Finlay y Fenchel, 1996).

A partir de numerosos estudios realizados en la Bahía de San Francisco, Cloern y Dufford (2005) enumeraron los procesos que determinan la organización de las comunidades de productores primarios planctónicos en los sistemas estuarios: (1) la heterogeneidad del hábitat que determina cambios en la dinámica de las poblaciones, (2) la mezcla turbulenta de las aguas como un factor físico que selecciona especies en base a su forma y tamaño, (3) la predación, (4) la capacidad de mixotrofismo que permite a ciertas especies de microalgas funcionar en múltiples niveles tróficos, (5) los ciclos de vida específicos de cada taxón, incluyendo la alternancia entre estadios vegetativos y de reposo, y (6) la interpretación del ambiente pelagial como un sistema abierto en el que las comunidades fitoplanctónicas están reorganizándose continuamente por procesos de inmigración y emigración.

Retomando los dos primeros y el último punto mencionados más arriba, Ferreira et al. (2005) concluyen que la biodiversidad del fitoplancton está principalmente determinada por el grado de recambio de agua (o desde otra perspectiva, el tiempo de residencia del agua) en los estuarios. La capacidad de las especies algales de crecer a una tasa más elevada que el recambio producido por cuestiones físicas, es determinante.

Muyllaert et al. (2009) estudiaron los patrones de diversidad y composición de la comunidad del fitoplancton a lo largo del *continuum* generado entre el estuario del río Schelde y la zona costera adyacente, y encontraron un recambio gradual en la composición de la comunidad fitoplanctónica dentro del estuario, en base a los distintos rangos de salinidad óptima a los que estaban adaptadas las distintas comunidades. En la zona de transición del estuario, el patrón de recambio de comunidades fue más marcado (un modelo de ecoclina). Al contrario de lo que indican muchos estudios basados en macrobentos o comunidades de peces, la diversidad alfa (α) del fitoplancton no presentó un mínimo en el área de mayor

gradiente de salinidad, debido a la naturaleza errante de las comunidades fitoplanctónicas (Cloern y Dufford, 2005) y al aporte de componentes alóctonos a la diversidad del fitoplancton. Por su parte, la diversidad beta (β) mostró un máximo en la zona de mayor gradiente de salinidad.

Además del fitoplancton, el microfitobentos representa una porción significativa de los productores primarios. Debido al alto contenido de material particulado en suspensión el microfitobentos estuarial está limitado a las capas superiores de los sedimentos intermareales que quedan expuestos a la radiación solar durante marea baja. Forster et al. (2006) estudiaron patrones de diversidad y producción primaria en las diatomeas bentónicas formadoras de biofilms en el estuario del río Westerschelde. La composición específica de diatomeas varió significativamente a lo largo del gradiente de salinidad del estuario, y la biomasa estuvo inversamente correlacionada con la diversidad del biofilm contrariamente a lo que ocurre en las comunidades del fitoplancton, una baja biomasa no se correlaciona con una baja diversidad alfa (α).

El zooplancton juega un papel predominante en la predación y estructuración de las comunidades planctónicas. A modo de ejemplo, Tan et al. (2004) estimaron la abundancia y el impacto del ramoneo de los componentes dominantes del meso y macrozooplancton del estuario del río Pearl. Los copépodos mesozooplanctónicos ($> 200 \mu\text{m}$) fueron dominantes en densidad y en cuanto a la riqueza específica (un 73% del total), y sus elevadas tasas de predación llegaron a consumir un 75% de la biomasa fitoplanctónica (o el equivalente a un 104% de la producción diaria) en el verano.

Otros grupos de importancia mencionados previamente son los organismos del bentos. Los consumidores bentónicos comprenden una amplia diversidad de grupos taxonómicos. En general, pueden ser agrupados en tres tipos funcionales preponderantes: alimentadores de depósito, suspensívoros y predadores. En el primer grupo se encuentra una variedad de gusanos (e.g. poliquetos, nematodos, nemertinos) y moluscos bivalvos, que ingieren grandes cantidades de sedimento y extraen la materia orgánica mediante varios complejos enzimáticos (Mayer et al., 1997; Mayer et al., 2002). En este proceso, los alimentadores de depósito también re trabajan el sedimento, oxigenando estratos profundos (Rice y Rhoads, 1989).

Los organismos suspensívoros del fondo (e.g. esponjas, poliquetos, moluscos bivalvos) y de la columna de agua (e.g. crustáceos del zooplancton; algunos peces como los engráulidos y los clupeidos, Elliott et al., 2007) hacen uso del abundante material (orgánico e inorgánico) en suspensión en los estuarios, y suelen establecer densas poblaciones. Los organismos suspensívoros bentónicos en particular, llegan a alcanzar altas densidades poblacionales y proveen una serie de servicios ecosistémicos positivos, como la reducción de la turbidez y el consecuente incremento en la penetración de luz; la prevención del desarrollo de floraciones algales nocivas; la remoción de nutrientes a través de la compactación del nitrógeno y fósforo adquirido a través de la dieta, en forma de biodepositos (pellets fecales o aglomeraciones de partículas con moco); estos y otros procesos a escala ecosistémica han sido tratados por Prins et al. (1998), Newell (2004) y Prins y Escaravage (2005).

Los predadores bentónicos incluyen, entre otros muchos taxa, peces (Bellegia et al., 2008; Ruoco et al., 2008; Blasina et al., 2010) y crustáceos (Cuesta et al., 1996). En el caso de los peces, muchas especies bentónicas o demersales se alimentan del zoobentos epi- o infaunal (Elliott et al., 2007).

Servicios ecosistémicos de los estuarios

Como ya se ha mencionado, son múltiples los servicios ecosistémicos de los estuarios que están íntimamente vinculados con la biodiversidad funcional. A modo de ejemplo, Sequeira et al. (2008) realizaron un meta-análisis comparativo entre estuarios europeos y chinos, en los últimos de los cuales predominan las prácticas de cultivo de especies de bivalvos nativos por sobre las poblaciones naturales. En los estuarios europeos considerados la densidad de las poblaciones naturales fue, en promedio, 6 veces mayor que en los chinos, lo que se tradujo en una capacidad de filtración del sistema aproximadamente 5 veces mayor que en los chinos. Cuando el recurso alimento estuvo distribuido entre poblaciones naturales y cultivadas, la reducción de la biodiversidad (debido a una reducción de la equitatividad dada por las prácticas de acuicultura) resultó en una disminución de la productividad secundaria de los bivalvos (Sequeira et al., 2008).

Otro estudio mostró que la introducción de cultivos de la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* en estuarios del NO de Europa indujo grandes cambios en los ecosistemas receptores relacionados con su capacidad de ingeniería ecosistémica (heterogeneidad del hábitat) y con cambios en la composición del plancton, la biodiversidad, la capacidad de carga y las tramas tróficas. Este caso ilustra cómo una especie invasora puede contribuir a la complejidad ecológica (Troost, 2010).

Un estudio llevado a cabo en estuarios que desembocan en la Bahía del Monte Saint Michel (Francia) mostró que la intensificación de la agricultura no necesariamente conlleva a cambios en la biodiversidad. Burel et al. (1998) estimaron parámetros de biodiversidad como la riqueza específica y otros índices, comparativamente en sistemas estuarios bajo la influencia de un gradiente de intensidad en las prácticas agrícolas. Se encontró que las respuestas funcionales de los distintos grupos taxonómicos fueron variadas entre taxa, siendo los invertebrados más sensibles a la dinámica del ambiente que los vertebrados o las plantas, lo que evidencia que los distintos grupos funcionales responden de diversos modos a las perturbaciones antrópicas.

Son múltiples los procesos que a diferentes escalas generan cambios en la biodiversidad de los estuarios. Entre ellos, Widdicombe y Spicer (2008) indican que la absorción a una tasa (sin precedentes) del CO₂ antropogénico por parte de los océanos ya ha alterado significativamente la química del Carbono en aguas marinas a escala global. Este fenómeno es conocido como acidificación oceánica. Las implicancias de este proceso para la biodiversidad marina (incluida la estuarial) y para las funciones ecosistémicas son difíciles de predecir. Los efectos resultantes probablemente estén gobernados por factores que tienen que ver con el nicho y la función ecosistémica de los organismos (e.g. infaunal vs. epifaunal, profundo vs. somero, alimentador de depósito vs. suspensívoro). Asimismo, ello conlleva a un considerable grado de incertidumbre por parte de los científicos, al intentar proyectar o predecir el papel que jueguen la adaptación evolutiva y la aclimatación fisiológica de los organismos (plasticidad fenotípica) en relación a los cambios a largo plazo que introduce la acidificación oceánica.

REFERENCIAS

- Alfaro AC 2006. Benthic macro-invertebrate community composition within a mangrove/seagrass estuary in northern New Zealand. *Est. Coast Shelf Sci* 66: 97-110.
- Anger, K., Spivak E., Bas C., Isamel D., Luppi T. 1994. Hatching rhythms and dispersion of decapod crustacean larvae in a brackish coastal lagoon in Argentina. *Helgoland Mar. Res.* 48 445- 466.

- Bas C., Spivak E.. 2000. Effect of salinity on embryos of two southwestern atlantic estuarine grapsid crab species cultured *in vitro*. *J. of Crust. Biol.* 20: 647-656.
- Bastida R., Rodríguez D., Secchi E., da Silva V. 2007. *Mamíferos acuáticos de Sudamérica y Antártida*. Vázquez Manzini (Ed), Buenos Aires, Argentina, 366 pp.
- Beaumont NJ, Austen MC, Atkins JP, Burdon D, Degraer S, Dentinho TP, Derous S, Holm P, Horton T, van Ierland E, Marboe AH, Starkey DJ, Townsend M, Zarzycki T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Mar. Poll. Bull.* 54: 253-265.
- Beierkuhnlein C. 2000. Spatial application of beta-diversity analysis. an interactive approach to characterize landscape heterogeneity. *Proceedings IAVS Symposium*: 5-8.
- Belleggia M., Barbini S., Scenna L., Figueroa D., Díaz de Astarloa J.M. 2008. Unusual first record of *Torpedo puelcha* (Chondrichthyes, Torpedinidae) in an Argentinean coastal lagoon. *J. Appl. Ichthyol.* 24: 348-350.
- Blasina G., Barbini S. A., Díaz de Astarloa J.M. 2010. Trophic ecology of the black drum, *Pogonias cromis* (Sciaenidae, Pisces) in a southwestern Atlantic coastal lagoon. *J. Appl. Ichthyol.* 26: 528-534.
- Bó M.S., Isaach J.P., Malizia A.I., Martinez M.M. 2002. Lista comentada de los mamíferos de la Reserva de Biosfera mar Chiquita, Prov. de Buenos Aires, Argentina. *Mastozool. Neotrop* 9: 5-11.
- Burel F, Baudry J, Butet A, Clergeau P, Delettre Y, Le Coeur D, Dubs F, Morvan N, Paillat G, Petit S, Thenail C, Brunel E, Lefeuvre J-C 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19: 47-60.
- Cardinale B.J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472: 86-89.
- Carriker M. R. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. En: *Estuaries*. Lauff (ed.), Am. Ass. for the Adv. of Science. Washington.
- Cloern J.E., Dufford R. 2005. Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay. *Mar Ecol Progr. Ser* 285: 11-28.
- Convenio sobre Diversidad Biológica de las Naciones Unidas, 1992. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>, 32 pp.
- Cuesta J.A., Serrano L., Bravo M.R., Toja J. 1996. Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain) including an introduced species. *Limnetica*. 12: 41-45.
- Danovaro R, Pusceddu A. 2007. Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: does microbial diversity play any role?. *Estuar Coast Shelf Sci* 75: 4-12.
- Dunlop J., McGregor G., Horrigan N.. 2005. Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems. Characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. 72 pp.
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG, Harrison TD. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fisheries* 8: 241-268.
- Emmerson M.C., Solan M., Emes C., Paterson D.M., Raffaelli D. 2001. Consistent patterns and the idiosyncratic effects of biodiversity in marine ecosystems. *Nature* 411: 73-77.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente Oficina Regional para América Latina y el Caribe. 43 pp.
- Fenchel T 1988. Microfauna in pelagic food chains. En: *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. Blackburn, Sørensen (eds.) John Wiley & Sons. pp. 59-65.
- Fernández-Núñez M.E. 2007. Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D Don y *Betula alba* L en Galicia: productividad, biodiversidad y sumideros de carbono. PhD Univ. Santiago de Compostela Lugo. España.
- Ferreira JG, Wolff WJ, Simas TC, Bricker SB. 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecol Modelling* 187: 513-523.
- Ferrero TJ, Debenham NJ, Lamshead PJ. 2008. The nematodes of the Thames estuary: assemblage structure and biodiversity, with a test of Attrill's linear model. *Est. Coast Shelf Sci* 79: 409-418.
- Finlay BJ, Fenchel T. 1996. Ecology: role of ciliates in the natural environment. En: *Ciliates: cells as organisms* Hausmann, Bradbury (eds.). Gustav Fischer Verlag. pp. 417-440.
- Forster RM, Créach V, Sabbe K, Vyverman W, Stal LJ. 2006. Biodiversity-ecosystem function relationship in microphytobenthic diatoms of the Westerschelde estuary. *Mar Ecol Prog Ser* 311: 191-201.
- Gaston K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- González Barberá J., López Bermúdez F. 2000. Conservación y uso sostenible de la diversidad biológica. En *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la región de Murcia*. Calvo Sendin, López Bermúdez(eds.) Inst. del Agua y del Medio Amb. Univ.Murcia.
- Héctor A., Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188-190.
- Hernández-Ibarra X. 2005. Biodiversidad de la herpetofauna del municipio de Guadalcázar, San Luis Potosí, México. *Bol. Soc. Herpetol. Mex.* 14: 29-30.

- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DA. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol Monogr* 75: 3-35.
- Iribarne O.S. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Ed. Martín, Mar del Plata, 320 pp.
- Ituarte R.B., Spivak E.D., Anger K. 2005. Effects of salinity on embryonic development of *Palaemonetes argentinus* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) cultured in vitro. *Invert. Reprod. & Develop.* 47: 213-223
- Lalli CM, Parsons TR. 1997. Biological Oceanography, an introduction. 2nd Ed. Elsevier Butterworth-Heinemann. Burlington, MA. 314 pp.
- Marrugan A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medicion*. Ed. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Mayer LM, Jumars PA, Bock MJ, Vetter Y-A, Schmidt JL. 2002. Two roads to sparagmos: extracellular digestion of sedimentary food by bacterial inoculation versus deposit-feeding. *En Organism-Sediment interactions*: Aller, Woodin, Aller (eds.). Univ. of South Carolina Press. pp 335-347.
- Mayer LM, Schick LL, Self RFL, Jumars PA, Findlay RH, Chen Z, Sampson S. 1997. Digestive environments of benthic macroinvertebrate guts: enzymes, surfactants and dissolved organic matter. *J Mar Res* 55: 785-812.
- McLusky, D.S. 1989. *The Estuarine Ecosystem*, 2nd Ed. Chapman & Hall, London. 327 pp.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para definir la biodiversidad. *Manuales y tesis SEA V.1*, Zaragoza, 84 pp.
- Muyllaert K, Sabbe K, Vyverman W. 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Est. Coast Shelf Sci* 82: 335-340.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 1-20.
- Myers N, Russell A, Mittermeier C.G, Mittermeier G.A., da Fonseca B, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Newell R.I.E. 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *J Shellfish Res* 23: 51-61.
- Prins T, Escaravage V. 2005. Can bivalve suspension-feeders affect pelagic food web structure? *En: The comparative roles of suspension-feeders in ecosystems*. Dame, Olenin (eds.). Springer. pp. 31-51.
- Prins TC, Smaal AC, Dame RF. 1998. A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquat Ecol* 31: 349-359.
- Reid W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecol. & Evol.* 13: 275-280.
- Remane A. 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhand. Der Deutschen Zoolog. Gesellschaft* 36: 34-74.
- Rice DL, Rhoads DC. 1989. Early diagenesis of organic matter and the nutritional value of sediment. *En: Ecology of marine deposit feeders*. Lopez, Taghon, Levinton (eds.) Springer, N.Y. pp. 59-97.
- Ruocco N.L, Barbini S., Mabrugaña E., Figueroa D.E., Díaz de Astarloa J.M. 2008. First documented occurrence of *Selene comor* (Carangidae) in Mar Chiquita Coastal Lagoon, Argentina. *Cybiu* 32: 341-342.
- Sequeira A, Ferreira JG, Hawkins AJS, Nobre A, Lourenço P, Zhang XL, YanX, Nickell T. 2008. Trade-offs between shellfish aquaculture and benthic biodiversity: a modelling approach for sustainable management. *Aquaculture* 274: 313-328.
- Singh J.S. 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. *Curr. Sci.* 82: 638-647.
- Spivak E. 1998. Cangrejos estuariales del Atlántico sudoccidental (25°-41°S) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Invest. Mar.*, Valparaíso 25: 105-120.
- Stutz S, Prieto AR. 2003. Modern pollen and vegetation relationships in Mar Chiquita coastal lagoon area, southeastern Pampa grasslands, Argentina. *Rev Palaeobot Palynol* 126: 183-195.
- Tan Y, Huang L, Chen Q, Huang X. 2004. Seasonal variation in zooplankton composition and grazing impact on phytoplankton standing stock in the Pearl River Estuary, China. *Cont Shelf Res* 24: 1949-68.
- Tittensor D.P., Mora C., Jetz W., Heike K, Lotze K, Ricard D., Vanden Berghe E., Worm B. 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466, 1098-1101.
- Tomiyaama T, Komizunai N, Shirase T, Ito K, Omori M. 2008. Spatial intertidal distribution of bivalves and polychaetes in relation to environmental conditions in the Natori River estuary, Japan. *Est. Coast Shelf Sci* 80: 243-250.
- Troost K. 2010. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J Sea Res* 64: 145-165.
- Verissimo H, Bremner J, Garcia C, Patrício J, van der Linden P, Marquesa JC. 2012. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. *Ecol Indicators* 23: 312-322.

- Webb T.J., Vanden Berghe E., O'Dor R. 2010. Biodiversity's big wet secret: The Global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the Deep Pelagic Ocean. *PLoS ONE* 5: e10223. doi:10.1371/journal.pone.0010223.
- Whitfield AK, Elliott M, Basset A, Blaber SJM, West RJ. 2012. Paradigms in estuarine ecology -a review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Est.Coast Shelf Sci* 97: 78-90.
- Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* 10: 1-67.
- Widdicombe S, Spicer J.I. 2008. Predicting the impact of ocean acidification on benthic biodiversity: What can animal physiology tell us? *J Exp Mar Biol Ecol* 366: 187-197.
- Xercavins J., Cayuela D., Cervantes G., Sabater A. 2005. *Desarrollo sostenible*. Ed. EPC. 217 pp.