

**TÉCNICAS Y APLICACIONES MULTIDISCIPLINARES
DE LOS ISÓTOPOS AMBIENTALES**

TÉCNICAS Y APLICACIONES MULTIDISCIPLINARES DE LOS ISÓTOPOS AMBIENTALES

Editado por:

Paloma Alcorlo
Ramón Redondo
José Toledo



Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid, 2008

Todos los derechos reservados. De conformidad con lo dispuesto en la legislación vigente, podrán ser castigados con penas de multa y privación de libertad quienes reproduzcan o plagien, en todo o en parte, una obra literaria, artística o científica fijada en cualquier tipo de soporte, sin la preceptiva autorización.

© Ediciones UAM, 2008

Diseño y maquetación: Miguel A. Tejedor López

Ediciones Universidad Autónoma de Madrid

Campus de Cantoblanco

C/ Einstein, 1

28049 Madrid

Tel. 914974233 (Fax 914975169)

<http://www.uam.es/publicaciones>

servicio.publicaciones@uam.es

ISBN: 978-84-8344-103-9

Depósito legal:

Printed in Spain - Impreso en España

PREFACIO

Este libro es fruto de la recopilación de los trabajos presentados en las Jornadas sobre “Nuevas técnicas metodológicas aplicadas al estudio de los sistemas ambientales: los isótopos estables” celebradas en la Universidad Autónoma de Madrid a finales de noviembre de 2005 y en las cuales participaron más de ciento cincuenta investigadores y estudiantes.

La obra reúne diecinueve capítulos, cada uno de los cuales presenta un resumen de las principales aplicaciones de los isótopos estables en un área determinada y, en la mayoría de los casos, los resultados obtenidos por los propios autores en su ámbito de especialización.

El objetivo principal de esta publicación es contribuir al conocimiento de los isótopos estables como herramienta de estudio moderna y resolutive, cuya utilización se encuentra en creciente desarrollo en nuestro país. La versatilidad de estos métodos se refleja en el amplio abanico de aplicaciones desarrolladas y la diversidad de áreas de conocimiento de las que proceden los autores. En este sentido cabe destacar que las aplicaciones isotópicas incluidas en este volumen constituyen solamente una muestra, si bien pretende ser representativa, de las múltiples posibilidades que en la actualidad ofrecen estas técnicas. Es por ello que, atendiendo a las limitaciones de espacio y a un cierto enfoque temático ambiental, se ha debido renunciar a la incorporación de algunos temas en los que el empleo de los isótopos es importante o posee un gran potencial, como por ejemplo en los estudios metabólicos en animales y humanos o en el campo de los análisis clínicos.

Los editores desean expresar su profundo agradecimiento a todos los autores que han participado en este proyecto. También queremos destacar el apoyo recibido por parte de la Universidad Autónoma de Madrid y especialmente desde su Servicio de Publicaciones, cuya magnífica labor editorial ha hecho posible la publicación de este libro.

Paloma Alcorlo
Ramón Redondo
José Toledo

ÍNDICE

1. Fundamentos teóricos y técnicos de los isótopos estables. RAMÓN REDONDO ORTEGA	9
2. Relaciones isotópicas de $\delta^{18}\text{O}$ y Deuterio entre las aguas superficiales y subterráneas ISABEL HERRÁEZ	25
3. $\delta^{15}\text{N}$ como trazador de contaminación en el medio acuático ESTÍBALIZ LÓPEZ-SAMANIEGO	43
4. Reconstrucción del ambiente de mamíferos extintos a partir del análisis isotópico de los restos esqueléticos BEGOÑA SÁNCHEZ CHILLÓN	55
5. Reconstrucción de condiciones ambientales a partir de geoquímica de conchas de moluscos y ostrácodos PERE ANADÓN	75
6. Reconstrucciones paleoambientales a partir de estudios paleopalinológicos y precisiones sobre el uso del método de datación por ^{14}C JOSÉ ANTONIO LÓPEZ SÁEZ	107
7. Los isótopos estables en la reconstrucción paleoambiental y como trazadores en el medio kárstico subterráneo JERÓNIMO LÓPEZ MARTÍNEZ	125
8. Discriminación isotópica del carbono durante la fotosíntesis y la respiración SALVADOR NOGUES, IKER ARANJUELO y JOSÉ LUIS ARAUS	143
9. La discriminación isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) y sus aplicaciones al estudio de la variación en la eficiencia en el uso del agua en especies forestales ISMAEL ARANDA, M ^a TERESA CERVERA, RICARDO ALÍA y JUAN MAJADA	167

10. Aplicación del $\delta^{15}\text{N}$ al estudio de la fertilización del arroz EDUARDO FERNÁNDEZ VALIENTE	191
11. Utilización del ^{15}N en la determinación de la eficiencia del N fertilizante por el cultivo de trigo LUIS LÓPEZ BELLIDO, RAFAEL J. LÓPEZ-BELLIDO, RAMÓN REDONDO y FRANCISCO JAVIER LÓPEZ-BELLIDO	211
12. Agricultura y clima en el pasado: inferencias paleoambientales a partir de los isótopos estables en restos vegetales JUAN PEDRO FERRIO, JORDI VOLTAS, RAMÓN BUXÓ y JOSÉ LUIS ARAUS	223
13. Aplicación de los análisis de isótopos estables en la reconstrucción de la dieta de poblaciones humanas antiguas (paleodietas) ELENA GARCÍA GUIXÉ	243
14. Isótopos estables como herramienta forense: Alimentación y fraude alimentario CLEMENTE RECIO	267
15. Estudio de las redes tróficas de ecosistemas acuáticos mediante $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ ANTONIO QUESADA	293
16. Isótopos estables en el estudio de transferencias de elementos en sistemas ave-suelo-planta LUIS VENTURA GARCÍA FERNÁNDEZ	305
17. Aplicación de la técnica de análisis de los isótopos estables en estudios de ecología de aves PAULA DELGADO LARA	325
18. Distintas aplicaciones de isótopos estables ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) en el estudio de ecosistemas acuáticos continentales PALOMA ALCORLO PAGÉS	347
19. Isótopos estables en el estudio de ecosistemas marinos SUSANA GARCÍA TÍSCAR	375



18. Distintas aplicaciones de isótopos estables ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) en el estudio de ecosistemas acuáticos continentales

PALOMA ALCORLO PAGÉS

Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid
Campus de Cantoblanco
C/ Darwin nº 2, E-28049 Madrid
Tlfno: +34-91-497-28-08
e-mail: paloma.alcorlo@uam.es

Abstract

Since the 1970 decade, stable isotope techniques have been widely employed to trace global processes in ecosystems. Concerning freshwater ecosystems, these techniques are currently applied to the study of the structure and functioning of several kinds of continental aquatic systems such as lagoons, lakes, ponds, streams and rivers, and even ecotonal ecosystems as estuaries. The present chapter is focused on a review of how stable isotopes, mainly $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{34}\text{S}$, are used to solve some ecological questions in freshwater ecosystems with successful results. Examples of some of these isotopic applications could be as heterogeneous as to use them for the quantification of the contribution of terrestrial organic matter inputs to lotic systems or the evaluation of the heterotrophic microbial importance in the metabolism of the food webs. Besides, they have been also used to examine the relationships within carbon dynamics by invertebrates in estuaries; to explore the ecological implications of fish migrations; to evaluate the impact of alien and exotic species, and to determine the origin of contaminants and their biomagnification in food webs.

Introducción

La abundancia natural de los isótopos puede ser usada para buscar patrones y mecanismos que operen en los procesos globales que se dan en la naturaleza o en un único organismo, pudiendo ser utilizados para reconstruir paleodietas, para estudiar el reciclado de los elementos en ecosistemas terrestres o marinos y también a la escala de la red trófica (Lajtha & Michener, 1994).

La utilidad de las proporciones isotópicas estables para los ecólogos, se basa en que existe una discriminación isotópica entre los materiales biológicos y los no biológicos apoyada en reacciones físicas predecibles y enzimáticas que conducen a unas composiciones isotópicas diferentes (Lajtha & Michener, 1994). Poseen la capacidad tanto de aportar información del origen (equilibrio) como de los procesos (fraccionamiento) (Peterson & Fry, 1987) y, poco a poco se ha ido implementando, cada vez más, su uso para rastrear y cuantificar los flujos de energía en los ecosistemas (Gannes *et al.*, 1997). Las proporciones naturales de los isótopos estables muestran rápidamente cómo se cicla la materia orgánica en los distintos ecosistemas. Por ejemplo, en los ecosistemas acuáticos, con unas pocas medidas de las composiciones isotópicas de los nutrientes disueltos, de las plantas acuáticas y de los animales, se puede realizar un esquema de la estructura química de la red trófica (Minawada & Wada, 1984; Fry, 1991).

Los isótopos estables más utilizados en los estudios ecológicos son los del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) y azufre ($^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$).

Características generales de los sistemas acuáticos reveladas a través de las razones isotópicas de carbono y nitrógeno:

A partir de los valores $\delta^{13}\text{C}$ se pueden conocer las fuentes de materia orgánica, y con los valores $\delta^{15}\text{N}$, se puede identificar la posición de los distintos organismos en las redes tróficas de los ecosistemas (Hershey & Peterson, 1996). Desde esta perspectiva, se han utilizado los isótopos estables con éxito en la descripción de un amplio abanico de tipos de ecosistemas acuáticos, tales como estuarios (Peterson *et al.*, 1985; Cifuentes *et al.*, 1988; Mulholland & Olsen, 1992; Caraco *et al.*, 1998; Melville & Connolly, 2003), ríos (Rounick & Winterbourn, 1986; Rosenfeld & Roff, 1992; Junger & Planas, 1994; Hershey *et al.*, 1997; Fisher *et al.*, 2001), lagos (Keough *et al.*, 1996; Bernasconi *et al.*, 1997; Yoshii *et al.*, 1999; France, 1999; Grey *et al.*, 2000; Herwig *et al.*, 2004), marismas (Haines, 1976; Carman & Fry, 2002), mares y océanos (Minagawa & Wada 1984; VanDover *et al.*, 1992; Hansson *et al.*, 1997).

El Carbono se fracciona isotópicamente en los primeros momentos en los que tiene lugar su incorporación al sistema a través de la fotosíntesis — ^{13}C se difunde y reacciona más despacio que el ^{12}C cuando atraviesa los estomas de las plantas— (Hershey & Peterson, 1996). Así las plantas contienen menos ^{13}C que el CO_2 del aire porque los procesos implicados en la difusión del CO_2 y en las reacciones enzimáticas discriminan en contra del $^{13}\text{CO}_2$ (Lajtha & Michener, 1994). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los árboles suelen ser -27 o -28 ‰, valores inferiores al del CO_2 atmosférico (-8 ‰) (Hershey & Peterson, 1996). Las señales isotópicas de las plantas difieren en función de su ruta fotosintética, las plantas C_3 suelen tener un rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ que varía entre -32 y -22 ‰ mientras que las plantas C_4 suelen estar entre -23 y -9 ‰ (ver Nogués *et al.* este volumen, para una discusión más extensa). Los animales, durante la respiración, utilizan preferentemente CO_2 ligeramente empobrecido en ^{13}C respecto al de sus tejidos

(DeNiro & Epstein, 1978). La discriminación en contra del isótopo pesado (^{13}C) durante la oxidación del piruvato de la lipogénesis hace que los tejidos lipídicos estén empobrecidos en ^{13}C (DeNiro & Epstein, 1977). En general, el fraccionamiento isotópico del C que existe entre un consumidor y su fuente de C, es muy pequeño o despreciable (Gearing *et al.*, 1984; France & Peters, 1997).

En los sistemas acuáticos la fotosíntesis está condicionada por la difusión del CO_2 , además de por la luz disponible. Por este motivo la actividad fotosintética de las algas bentónicas está condicionada por la cantidad de CO_2 disponible ya que el acceso al ^{12}C del CO_2 no es fácil. En cambio las algas planctónicas tienen fácil acceso al CO_2 y pueden discriminar contra el ^{13}C . Estas diferencias en la accesibilidad al CO_2 entre ambos tipos de algas se traducen en que las algas bentónicas resulten enriquecidas en ^{13}C respecto a las planctónicas, pudiéndose transmitir estas diferencias a los consumidores (France, 1995).

En los macrófitos sumergidos las proporciones isotópicas de C son notablemente superiores a las de las plantas superiores terrestres C_3 —diferencia debida a que existe una resistencia distinta a la difusión del CO_2 entre los medios terrestre y acuático— y a las proporciones encontradas en el sedimento. Suelen estar correlacionadas con el carbono inorgánico disuelto del agua (CID), lo que indica que la principal fuente de C que utilizan los macrófitos es el CID del agua. Por lo tanto, los valores de las razones $\delta^{13}\text{C}$ de los macrófitos pueden proporcionar una estima del origen terrestre o autóctono del carbono (LaZerte & Szalados, 1982).

En los lagos y arroyos el valor $\delta^{13}\text{C}$ del carbono inorgánico disuelto en el agua es muy variable porque las aguas no están en equilibrio con la atmósfera (LaZerte & Szalados, 1982). En los sistemas acuáticos la señal isotópica del carbono de los productores primarios depende de una multitud de factores como, la clorofila a, el contenido en fósforo, las concentraciones de CO_2 (Yamamuro *et al.*, 1995; Gu *et al.*, 1996; Legget *et al.*, 1999), la intensidad de la luz y la velocidad del agua (Finlay *et al.*, 1999), el carbono orgánico disuelto (France, 1999; 2000); el carbono inorgánico disuelto (Keough *et al.*, 1998), y recursos de carbono bacterianos (Hall & Meyer, 1998).

En los microorganismos y las plantas existe un fraccionamiento muy pequeño del nitrógeno, a veces ocurre durante la fijación del nitrógeno y se pueden encontrar valores $\delta^{15}\text{N}$ cercanos al 0 ‰ que existe en la concentración atmosférica. Sin embargo, los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación, y los procesos que tienen lugar en el metabolismo animal, fraccionan los isótopos suficientemente, de modo que todos los ecosistemas contienen componentes con variaciones significativas en las proporciones de los isótopos estables de N (>1 ‰) (Hershey & Peterson, 1996).

En los animales el fraccionamiento entre los isótopos de N (^{14}N y ^{15}N) ocurre durante la asimilación de la comida (DeNiro & Epstein, 1981). El esquema del metabolismo general del nitrógeno es el siguiente: las proteínas introducidas en el tracto digestivo son transformadas en sus aminoácidos y sufren una desaminación antes de entrar en el sistema de reciclaje metabólico. El nitrógeno así generado es excretado en forma de amonio (NH_4^+ , preferentemente las for-

mas ligeras ^{14}N) por la mayor parte de los animales acuáticos y ácido úrico en el caso de animales más desarrollados (Winagawa & Wada, 1984). Como resultado se va acumulando la forma pesada ^{15}N en los tejidos. Este enriquecimiento está ampliamente distribuido entre la mayor parte de los animales de los distintos ecosistemas, incluso si pertenecen a distintos niveles tróficos. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se van incrementando progresivamente desde los autótrofos terrestres (0 ‰) a los acuáticos (3 ‰) y a los marinos (6 ‰) (France, 1999) y de ellos a sus consumidores. Los animales que viven en los ecotonos (p.ej. estuarios) y que ocupan la misma posición trófica pueden tener distintos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dependiendo del balance relativo que exista en su dieta (France & Peters, 1997).

Aplicaciones

A continuación, se expone una revisión de algunos resultados obtenidos mediante el empleo de isótopos estables para responder a determinadas cuestiones sobre el funcionamiento ecológico de los sistemas acuáticos continentales.

Por un lado, los isótopos estables son muy utilizados para abordar procesos que tienen lugar a una escala global, tales como:

- Evaluar la contribución de los aportes de los materiales orgánicos de origen terrestre a los sistemas acuáticos lóticos (ríos)
- Evaluar la contribución del metabolismo de las comunidades de microorganismos a las redes tróficas
- Estudiar el funcionamiento ecológico de los estuarios
- Estudiar las implicaciones ecológicas de las migraciones de peces

Por otro lado, se revisan también otras cuestiones derivadas de la influencia antropogénica y su impacto generado en los ecosistemas, tales como:

- Evaluar el origen de los contaminantes y de su bio-magnificación en las redes tróficas
- Analizar la influencia de las especies exóticas introducidas (EEI)

Trofodinámica de los sistemas acuáticos: evaluar la contribución de los aportes de materiales orgánicos de origen terrestre a los sistemas acuáticos lóticos

El carbono orgánico que llega a los ríos procede de dos fuentes principales, material de origen terrestre (alóctono) y el producido por los productores primarios del sistema (autóctono). Los aportes alóctonos suelen ser dominantes en los tramos donde existen bosques de ribera, aunque en algunos ríos existan importantes contribuciones de ambas fuentes. El análisis de la contribución del carbono orgánico autóctono vs alóctono se ha realizado tradicionalmente mediante el análisis estomacal de los invertebrados, técnica muy costosa en esfuerzo y tiempo, cuyos resultados están sesgados por la capacidad de identificación de los restos encontrados en función de su palatabilidad y grado de asimilación de las últimas presas o recursos que han ingerido en un momento dado (Fry, 1991; Yoshii *et al.*, 1999).

Los isótopos de carbono han sido empleados para evaluar la contribución de las entradas de materia orgánica terrestre a los sistemas acuáticos continentales (Rounick & Winterbourn, 1986; Rosenfeld & Roff, 1992) y marinos (Fry & Sherr, 1984). La utilización de $\delta^{13}\text{C}$, facilita la posibilidad de detectar el origen de los recursos basales, y si además se combina con la medición de $\delta^{15}\text{N}$, se puede obtener un valor integrado de la dieta de los consumidores en el tiempo y facilitar la obtención de datos para estimar la producción secundaria de los ríos.

Por ejemplo, para evaluar la influencia de la presencia de bosques de ribera en la producción secundaria de los tramos altos de los ríos, Rosenfeld & Roff (1992) compararon los valores $\delta^{13}\text{C}$ de los invertebrados y peces de ríos (Limestone Creek, Ontario, Canadá) con vegetación de ribera y sin ella. Las señales isotópicas de las algas que midieron fueron más ligeras ($\delta^{13}\text{C} = -35.5\text{‰}$) que las del carbono de origen terrestre (hojarasca procedente de la vegetación riparia, $\delta^{13}\text{C} = -27\text{‰}$). Los invertebrados de la cabecera sin vegetación, mostraron una señal claramente dependiente del carbono autóctono. En la cabecera con vegetación, aunque consumían indistintamente ambos tipos de materia orgánica, muchos de los taxones de invertebrados utilizaban preferentemente los recursos autóctonos durante la primavera. En cambio, los peces de ambos tipos de cabeceras obtenían el carbono de los recursos alóctonos.

También se ha comprobado que existe una influencia estacional en la contribución de los distintos tipos de materia orgánica que entran al sistema, terrestre o acuática, que son usados de distinta manera por consumidores. McArthur & Moorhead (1996) midieron las razones isotópicas de carbono, nitrógeno y azufre de varias especies de macrófitos y del bosque de ribera en distintos tramos de un río de Carolina del Sur (EE.UU) durante diferentes estaciones del año para medir los aportes de distintas fuentes de materia orgánica a los detritus del río y sus pozas. Estos autores encontraron, mediante el uso combinado de los tres isótopos, que la contribución que realizaba cada especie de árbol del bosque de ribera al detritus, dependía de la estación y de la localización de los puntos de muestreo en los distintos tramos del río.

Contribución microbiana a las redes tróficas

La biomasa microbiana y la materia orgánica detrítica constituyen importantes fuentes de alimento para los organismos detritívoros y filtradores de los sistemas acuáticos. El origen del carbono orgánico de estos recursos es consecuencia de la actividad fotosintética de los productores primarios, mientras que el nitrógeno orgánico procede de dos fuentes. Por un lado, resulta de la asimilación de nitrógeno inorgánico (DIN) por los microorganismos autotróficos (AAD), y por otro, de la asimilación realizada por los microorganismos heterotróficos (MAD). Se suele asumir que los aportes de N orgánico por parte de la ADD al sistema, son más importantes que los de la MAD, y en los modelos del ciclo del nitrógeno se suele despreciar la contribución de éstos últimos microorganismos aunque se desconozca la magnitud de sus aportes. Caraco *et al.* (1998) evaluaron

la contribución de la asimilación del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) por los microorganismos heterótrofos (MAD) al resto de la red trófica en el estuario del río Hudson (EE.UU) mediante la medición de sus valores $\delta^{15}\text{N}$. Incubaron paquetes de detrito (*litter bags*) que contenían hojas de roble durante tres meses en el río. Los valores $\delta^{15}\text{N}$ de las hojas incubadas mostraron un enriquecimiento del 15 ‰ como consecuencia de su descomposición por los microorganismos heterotróficos. Los valores isotópicos medidos en los autótrofos del río indicaban que la señal isotópica de la reserva de DIN era pesada, por lo que la utilización de esta reserva por parte de los microorganismos heterotróficos contribuía al incremento en los valores $\delta^{15}\text{N}$ medido en las hojas.

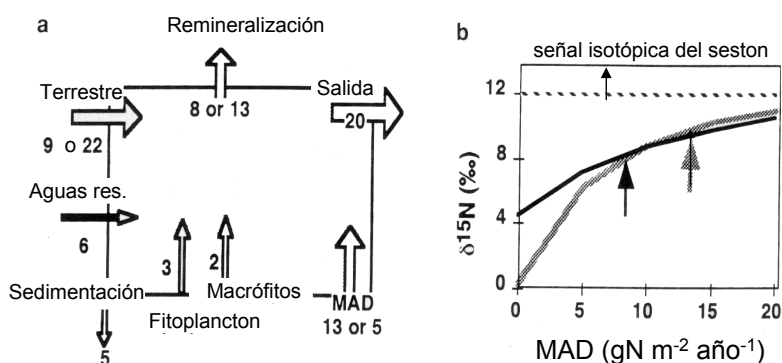


Figura 1. Contribución de la asimilación de DIN por los microorganismos heterotróficos a las redes tróficas y reserva de N del estuario del río Hudson. a) Reservorio de N en ecosistema del estuario del río Hudson según dos escenarios de aportes terrestres, *escenario 1*: Aportes terrestres (hojas), Primer nº mencionado; *escenario 2*: Aporte materiales terrestres formado por materia orgánica de suelos muy alterados (gNm⁻²año⁻¹). b) Implicaciones de diferentes cantidades de la asimilación microbiana heterotrófica (MAD) para las predicciones de los valores $\delta^{15}\text{N}$ del material orgánico exportado desde el río Hudson. Escenario 1 (línea gris), escenario 2 (línea negra). Las flechas representan las mejores estimas de MAD. Tomado de Caraco *et al.*, 1998.

El análisis del contenido en N del río a nivel ecosistémico sugería que el N orgánico producido por la asimilación microbiana heterotrófica era mayor que el producido por el fitoplancton (Figura 1a). Además, el patrón que seguía el ^{15}N del seston mostraba una clara tendencia a concentrarse siguiendo el gradiente del río aguas abajo, debido a que los aportes de los materiales terrestres que se iban incorporando al sistema se fueran enriqueciendo en microorganismos heterotróficos a medida que fluían aguas abajo (Figura 1b).

La alta tasa de descomposición encontrada en este río, comparada con otros sistemas, puede ser consecuencia de la alta actividad microbiana, lo que manifiesta su importancia en el procesado de los nutrientes de la materia orgánica, y no dependía tanto del origen de los mismos (terrestres o no). De hecho, el carbono orgánico de origen terrestre asimilado por los consumidores tenía mu-

cha importancia, mientras que la mayor parte del nitrógeno orgánico que consumían, procedía más bien de la asimilación heterotrófica que de la autotrófica.

Por otro lado, también se ha comprobado la importancia de la contribución de las bacterias metanotróficas a la dieta de algunos invertebrados detritívoros bentónicos, como los quironómidos. Recientemente, Grey & Deines (2005) han observado que dos especies de quironómidos, que coexisten en los sedimentos de pequeños lagos de Inglaterra, tienen distintos hábitos tróficos midiendo sus señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{34}\text{S}$. *Chironomus plumosus*, además de ser filtrador de algas, basa gran parte de su dieta en la asimilación de bacterias metanotróficas, como muestran sus señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ ($<-50\text{‰}$), mientras que *C. anthracinus* en cambio, parece asimilar mayor cantidad de quimioautótrofos que su congénere, como muestran sus valores de $\delta^{34}\text{S}$ más ligeros (-2.1 a -3.1‰ en *C. anthracinus* y $+0.6$ a -1.4‰ en *C. plumosus*).

Ecología de estuarios

En los sistemas acuáticos se ha considerado que el flujo de carbono a través del ecosistema tiene mayor movilidad que en los sistemas terrestres porque el agua puede actuar como vector del carbono orgánico particulado (Carr *et al.*, 2003). En los sistemas marinos existe una alta producción secundaria en la zona litoral cercana a las aguas que llegan desde el continente con una alta productividad primaria, lo que ha originado que se genere una teoría acerca de los flujos a gran escala del carbono desde el continente hacia el mar (Odum *et al.* 1979). Dentro del estuario, se han analizado los flujos del carbono midiendo las señales isotópicas del carbono ($\delta^{13}\text{C}$) de los productores y consumidores primarios, y se ha encontrado que los invertebrados basan su alimentación en recursos basales locales (Deegan & Garritt, 1997; Bouillon *et al.* 2004). Teniendo en cuenta estos resultados, Guest *et al.* (2004) propusieron un modelo de funcionamiento de los estuarios.

Sin embargo, a medida que se ha ido profundizando en el estudio del funcionamiento ecológico de los estuarios, se han encontrado resultados contradictorios que ponen de manifiesto la necesidad de aumentar la escala de detalle del análisis del flujo del carbono en estos ecosistemas. En esta línea de trabajo, Connolly *et al.* (2005) examinaron las relaciones entre la dinámica del carbono y su asimilación por los invertebrados sedentarios de los distintos hábitats de los estuarios del Sur de Australia. La producción primaria en estos hábitats es realizada por autótrofos con distinta señal isotópica: las llanuras intermareales de inundación con algas bentónicas ($\delta^{13}\text{C} = -22.6\text{‰}$) y las praderas de fanerógamas sumergidas con algas epifíticas asociadas ($\delta^{13}\text{C} = -9.8\text{‰}$). La señal de la materia orgánica particulada recolectada en la superficie de los sedimentos fue similar a la encontrada en los animales ($\delta^{13}\text{C} = -11.1\text{‰}$). Encontraron que no existía ninguna relación significativa entre la señal isotópica de los invertebrados y su localización a lo largo del transecto de hábitats del estuario estudiado, lo que parecía indicar que no basaban su dieta en los autótrofos de sus alrededores

inmediatos. Estos resultados indican que el carbono se mueve desde las praderas de fanerógamas sumergidas hacia las llanuras intermareales donde es asimilado por los invertebrados, de manera directa (poliquetos detritívoros) o indirecta (poliquetos carnívoros) (Figura 2), lo que resulta sorprendente porque, en teoría, el carbono en estos sistemas fluye desde las llanuras intermareales hacia las aguas abiertas oceánicas según los modelos propuestos hasta el momento, como el de Guest *et al.* (2004).

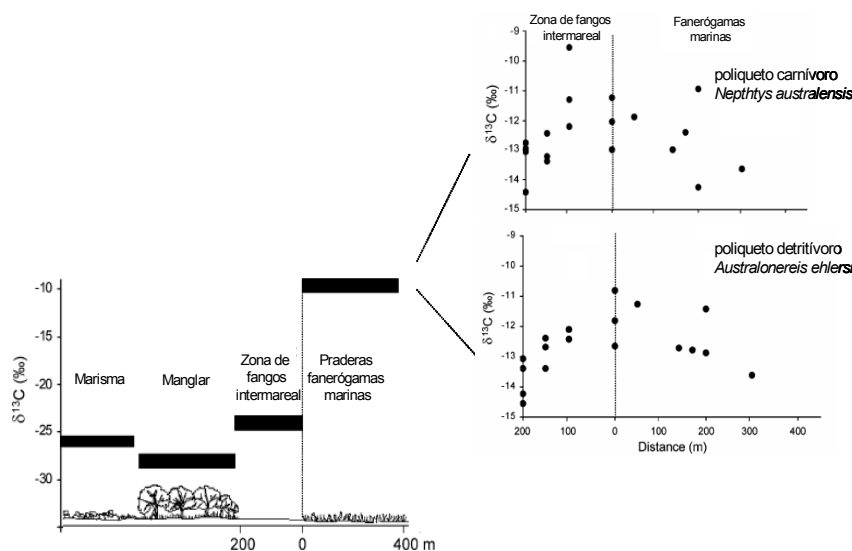


Figura 2. Esquema de los valores $\delta^{13}\text{C}$ para los productores primarios del transecto de los hábitats existentes desde la marisma de influencia mareal a las zonas sumergidas permanentemente en el estuario de St Vincente, Sur de Australia. Modificado a partir de Connolly *et al.* (2005)

Implicaciones ecológicas de las migraciones de peces

Tradicionalmente se ha contemplado la interacción entre los ambientes costero marino y de agua dulce desde un punto de vista unidireccional en el que los ríos actuaban como un sistema de transporte mecánico y biótico pasivo hacia los estuarios, que a su vez, exportaban materia orgánica al ambiente marino (Garman & Macko, 1998). Sin embargo, todavía permanecen muchas incógnitas acerca de ciertos aspectos de la interacción entre los dos ecosistemas, como por ejemplo de la contribución del agua dulce a la producción de los hábitats litorales e intermareales, y la importancia del flujo de intercambio de materia y energía entre los dos ecosistemas (Thorp & Delong, 1994) como hemos comentado anteriormente. Además, existen numerosas especies migratorias de peces que actúan como intercambiadores de materia orgánica entre los ecosistemas, y conocer la magnitud de este intercambio puede ayudarnos a entender mejor el funcionamiento de estas interacciones.

El empleo de isótopos estables puede ayudarnos a abordar algunas de estas cuestiones, ya que existen distintas señales isotópicas de carbono entre los medios acuáticos de agua dulce y los marinos (Craig, 1953; Peters *et al.* 1978), nitrógeno (Peters *et al.* 1978; Owens 1987), y azufre (Mekhtiyeva *et al.* 1976), siendo, normalmente, más pesadas en el mar (Peterson & Fry, 1987).

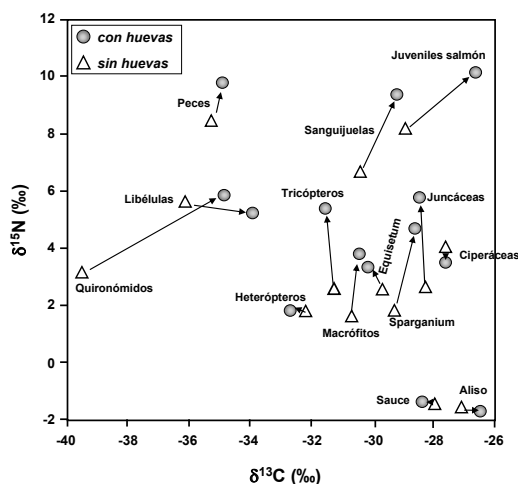
Muchos ríos costeros del mundo experimentan las entradas de los peces anádromos una vez al año. El ciclo de vida de estas especies se inicia en aguas continentales y posteriormente migran al mar, lugar donde crecen y se desarrollan hasta que alcanzan su madurez sexual, etapa durante la que vuelven a sus cursos de origen completando su ciclo con el proceso reproductivo, como los salmones. Estos movimientos migratorios muchas veces suponen una entrada importante de nutrientes a los ríos. En distintas especies de salmónidos se han estudiado las razones isotópicas de carbono (Bunn *et al.* 1989), nitrógeno y azufre (Doucett, 1999; McCarthy & Waldron, 2000), que resultan más pesadas que las encontradas en las especies de agua dulce porque han pasado la mayor parte de su vida en mar y han adquirido su señal isotópica pesada. Las señales $\delta^{13}\text{C}$ de los salmones del Atlántico (*Salmo salar*) que nacen en los ríos se corresponden con señales típicamente marinas (-20 a -21.8 ‰) cuyo origen se explica por la influencia materna de las hembras que regresan de los océanos. Después de un periodo corto de crecimiento rápido durante el verano (2 meses) consumiendo los recursos del río, se produce un empobrecimiento en la señal del carbono y adquieren valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -24.6 y -27 ‰ (Doucett *et al.* 1996).

Las poblaciones anádromas de los salmones pueden actuar como importadores de nutrientes en las cabeceras de los ríos, inyectando C y N de origen marino, cuando remontan los ríos para reproducirse y morir poco después (Kline *et al.* 1989). Estos nutrientes son posteriormente incorporados a las redes tróficas de los ríos y la vegetación riparia (Bilby *et al.* 2003). Hicks *et al.* (2005) estudiaron la contribución de los nutrientes derivados de las puestas de origen marino del salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) de Alaska a las redes tróficas de los ríos de Alaska central. Observaron, a través de la medición de las razones de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de los invertebrados y salmones, que las puestas contribuían en un 35 % del contenido en carbono y nitrógeno que necesitan los juveniles de salmón en su dieta mediante la ingesta de las puestas y los cadáveres de los adultos (calculados a través del modelo de mezcla IsoSource de Phillips & Gregg, 2003). Además, los invertebrados acuáticos del río asimilaron C y N de origen marino que entraron a formar parte de las redes tróficas de los ríos, contribuyendo a mantener la productividad de los ecosistemas donde vive el salmón coho (Figura 3).

Otro ejemplo de intercambio de nutrientes y de energía entre el océano y los ríos se observó también para los peces piscívoros que habitan las cabeceras de los ríos de Wards Creek, Virginia, y se alimentan de los clupeidos anádromos (*Alosa* spp.) que migran desde la costa Atlántica de EE.UU remontando los ríos para desovar. La señal $\delta^{13}\text{C}$, de estos piscívoros se corresponde con la de la materia orgánica disuelta producida durante las migraciones de los clupeidos. La incorporación de esta señal en los tejidos de los depredadores tiene lugar a través de varias vías de

depredación sobre los individuos (*Alosa*), sobre sus puestas o sobre sus cadáveres, luego la migración de los clupeidos contribuye a la importación de materia orgánica de origen oceánico que se traduce en un aumento de la producción secundaria en los ríos (Garman & Macko, 1998).

Figura 3. Valores isotópicos de peces, invertebrados y plantas acuáticas de pozas del río Copper, Alaska. Las flechas indican la dirección de la respuesta isotópica de un mismo recurso en charcas sin puestas de salmón (triángulos) y con puestas (círculos) de: Hicks *et al.* (2005)



El comportamiento de las especies catádromas también ha sido estudiado con isótopos estables. Las especies catádromas son aquellas que inician su ciclo de vida en el mar, desde donde luego migran a cursos de agua dulce para crecer y desarrollarse, y cuando alcanzan su madurez sexual, regresan a las aguas marinas de origen, para completar su proceso reproductivo, como la anguila. Harrod, *et al.* (2005) estudiaron la plasticidad ecológica de la anguila europea (*Anguilla anguilla*) en una gradiente de salinidades de 1-30 g/l en el lago Ahalia (oeste de Irlanda). Encontraron tres grupos de anguilas en función de las señales isotópicas medidas ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$), las de agua dulce, las de agua salobre y las marinas. Además, estos autores encontraron que una proporción significativa de las anguilas se movía entre los hábitats de agua dulce y los salobres.

También existen diferencias isotópicas a escalas locales y regionales que se reflejan en que los nutrientes de los recursos tengan diferentes composiciones y, por ende, la asimilación de los mismos puede servir para identificar los patrones de movimiento. Por ejemplo, se pueden trazar las rutas seguidas por una misma especie de gobio dentro de un lago (Maruyama *et al.* 2001). Del mismo modo, se utilizan los isótopos estables para identificar la localización de los comederos de aves marinas, en zonas continentales o en el mar abierto (Hobson *et al.* 1994).

Por último, se está comenzando a estudiar los patrones migratorios de los peces utilizando isótopos estables como marcadores combinados con otras técnicas de teledetección (Cunjak *et al.* 2005).

Contaminación

La disminución de la calidad del agua de los estuarios, ríos y lagos está íntimamente ligada al aumento de las poblaciones humanas y el uso del suelo

derivado de sus actividades. Concretamente en los estuarios, la eutrofización producida por el aumento de nutrientes de origen antropogénico, y particularmente el N, puede producir blooms de algas fitoplanctónicas y microalgas que compitan negativamente con las praderas de fanerógamas sumergidas (*seagrasses*) (Duarte, 1995). Esta pérdida de hábitats repercute en la disminución de las poblaciones de bivalvos, cangrejos, y otros moluscos y peces asociados a las *seagrasses* que se traduce en importantes pérdidas económicas. De ahí que se busquen indicadores de la eutrofización útiles y tempranos para poder tomar a tiempo medidas de gestión adecuadas.

En este sentido han sido varios los estudios que han probado la eficacia de las medidas de $\delta^{15}\text{N}$ de distintos organismos como indicadores de contaminación, ya que los fraccionamientos encontrados en los distintos organismos respecto al N pueden servir no sólo para explicar la posición trófica, como ya se ha explicado (Quesada, este volumen) sino también para rastrear el origen de los aportes de N a los sistemas objeto de estudio. Los vertidos residuales de origen humano suelen estar enriquecidos en ^{15}N respecto al ambiente (Kendall, 1998; Valiela *et al.*, 2000). El N procedente de las aguas residuales que aparece en las aguas subterráneas suele tener una $\delta^{15}\text{N}$ de +10 a +22 (‰) como consecuencia de la alta posición trófica de los humanos, y de la desnitrificación y volatilización del amonio en las depuradoras (Macko & Ostrom, 1994). Este rango es mayor que el encontrado en $\delta^{15}\text{N}$ del N procedente de la deposición atmosférica natural (+2 a +8 ‰) y de los fertilizantes (-3 a +3 ‰) (Cole *et al.* 2004).

Entender el origen de los aportes antropogénicos de nitrógeno en las cuencas que contienen lagos, charcas y ríos puede proporcionar información muy importante para el manejo y regulación del enriquecimiento en nutrientes. Los organismos acuáticos que están expuestos a este tipo de efluentes de aguas residuales, suelen mostrar estos cambios de una manera predecible en sus razones $\delta^{15}\text{N}$. El aumento de las razones $\delta^{15}\text{N}$ en la biota suele estar relacionado con el aumento en la densidad de las poblaciones humanas en las cuencas hidrográficas, y por ende, el aumento de la carga de sus residuos (Cabana & Rasmussen, 1996). De esta manera, las razones isotópicas del nitrógeno en la biota se pueden considerar como una herramienta funcional para cuantificar la contribución de las aguas residuales y otros vertidos derivados del uso del suelo al nitrógeno asimilado por los organismos (DeBruyn & Rasmussen, 2002) y pueden proporcionar señales de alerta de una incipiente eutrofización antes de que sus efectos dramáticos sean más evidentes. Se han utilizado estas razones como rastreadores del origen de la contaminación con éxito en macrófitos y microalgas de diferentes lagos y estuarios del continente americano (McClelland & Valiela, 1998; Cole *et al.*, 2004) y en invertebrados consumidores primarios de vida media larga, como los moluscos de varios lagos, lagunas costeras y charcas de Rhode Island, EE.UU (Fry, 1999; Lake, *et al.* 2001; McKinney, *et al.* 2002).

Los bivalvos filtradores de lagos y charcas han sido muy utilizados como bioindicadores de base de $\delta^{15}\text{N}$ del ecosistema, por su capacidad de integrar la información del mismo, al ocupar siempre una posición trófica baja en la red

trófica cerca de la base y encontrarse en la zona litoral (Cabana & Rasmussen, 1996; Vander-Zanden & Rasmussen, 1999). Por ejemplo, la especie exótica de bivalvo (*Potamocorbula amurensis*) se utiliza desde hace tiempo como bioindicador de las diferencias espaciales y temporales en la materia orgánica que soportan las redes tróficas del estuario de la Bahía de San Francisco (EE.UU) mediante la medición de sus razones isotópicas de carbono y nitrógeno (Fry, 1999). Esta especie exótica asiática se introdujo en estas costas en 1986 con las aguas de lastre de los barcos y pronto colonizó todo el estuario hasta llegar a ser el organismo bentónico dominante de este sistema alimentándose de fitoplancton y bacterias (Cole, *et al.* 1992). El estuario recibe las aguas de distintos tributarios con diferente carga en nutrientes de los cultivos del valle Central de California. Las señales de los bivalvos reflejan la influencia de los distintos tributarios en el estuario, en función de la concentración de nutrientes ($\delta^{15}\text{N}$) y del estado hidrológico ($\delta^{13}\text{C}$) (Figura 4).

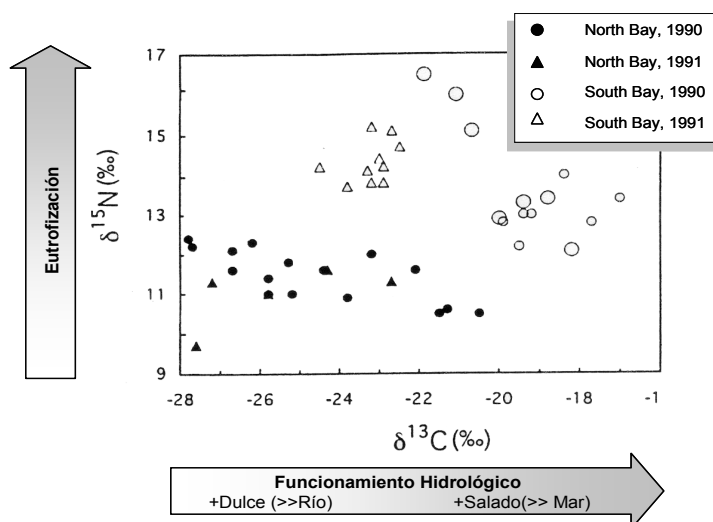


Figura 4. Valores isotópicos de *Potamocorbula amurensis* en la Bahía de San Francisco. Los valores de nitrógeno corresponden al tributario con mayor concentración en nutrientes. Los valores de carbono están relacionados con el funcionamiento hidrológico. Modificado de Fry (1999).

La señal de $\delta^{13}\text{C}$ de estos bivalvos depende de la señal del alimento, fitoplancton, que fracciona el C del carbono inorgánico disuelto (DIC) durante la fotosíntesis. Los valores de DIC dependen de la entrada de agua dulce desde el río, encontrándose los valores más bajos cuando los aportes de agua dulce son mayores (época de lluvias). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ son muy elevados comparados con los encontrados en otros invertebrados de la zona (0 a 8 ‰) y están relacionadas con las entradas de N de origen antropogénico, como muestran los

altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados en el tributario más contaminado (South Bay, Figura 4).

Los buenos resultados encontrados con las señales isotópicas de los bivalvos como bioindicadores, han suscitado que se hayan combinado estos análisis con técnicas de análisis de información geográfica con el objetivo de proporcionar nuevas herramientas para los planes de gestión y monitoreo de la contaminación y los usos del suelo en determinados lugares. Un buen ejemplo de esta aproximación, es la realizada por McKinney *et al.* (2002) en un exhaustivo trabajo en el que midieron los valores $\delta^{15}\text{N}$ de las poblaciones de los moluscos unióidos (*Elliptio* spp.) de 19 lagos de Rhode Island, Nueva York (EE.UU) localizados a lo largo de un gradiente de ocupación humana, que iba de una muy alta ocupación urbanizada a una rural muy dispersa. Examinaron varias correlaciones entre los valores $\delta^{15}\text{N}$ y los patrones de uso del suelo dentro de áreas de amortiguamiento (*buffer*) de distintos tamaños, y también dentro de la cuenca de drenaje de cada lago o charca. Esos datos fueron utilizados para realizar un modelo de regresión para predecir las razones isotópicas de los moluscos basadas en los distintos tipos de usos del suelo y de las cuencas. Observaron que sus señales isotópicas (4.9-12.6 ‰) se correlacionaban significativamente con el contenido en las concentraciones de nitrato presentes en los lagos (23-327 $\mu\text{g/l}$) y con la existencia de una zona *buffer* de desarrollo residencial de 100 a 200 m alrededor de los lagos. De este modo se podía concluir que los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los moluscos estaban influenciados por el nitrógeno procedente de las actividades antrópicas en las cuencas de los lagos, y que éstos actuaban como integradores de las señales isotópicas de los productores primarios a largo plazo. Además, los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los moluscos se correlacionaban negativamente con la zona de amortiguamiento de 200 m con presencia de vegetación natural, lo que indicaba que la vegetación riparia situada en las proximidades de los lagos actuaba como sumidero de nitrógeno.

La eficacia de los productores primarios como bioindicadores de contaminación mediante el análisis de sus razones de isótopos estables ha sido probada recientemente. En el trabajo de Cole *et al.* (2004), los autores midieron las razones $\delta^{15}\text{N}$ de plantas acuáticas sumergidas, macroalgas y materia orgánica particulada (POM) de un amplio abanico de lagos y estuarios del EE.UU y Brasil para evaluar si esta señal está correlacionada con dos de los indicadores de la eutrofización, el porcentaje de N de origen terrestre presente en las aguas residuales y el nitrógeno inorgánico disuelto en el agua, en un marco geográfico amplio. La contribución del N de las aguas residuales la analizaron de manera indirecta combinando los datos aportados por el análisis de los usos del suelo de las cuencas hidrográficas implicadas mediante SIG, con un modelo de carga de nitrógeno (*N-loading model*, Valiela, *et al.* 2000). Encontraron que los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los macrófitos en general para todo el área de estudio, eran un buen indicador de la cantidad de N que se

recibía a través de las aguas residuales ($R^2 = 0.54$, $p < 0.05$) especialmente las macroalgas ($R^2 = 0.91$, $p < 0.05$, Figura 5).

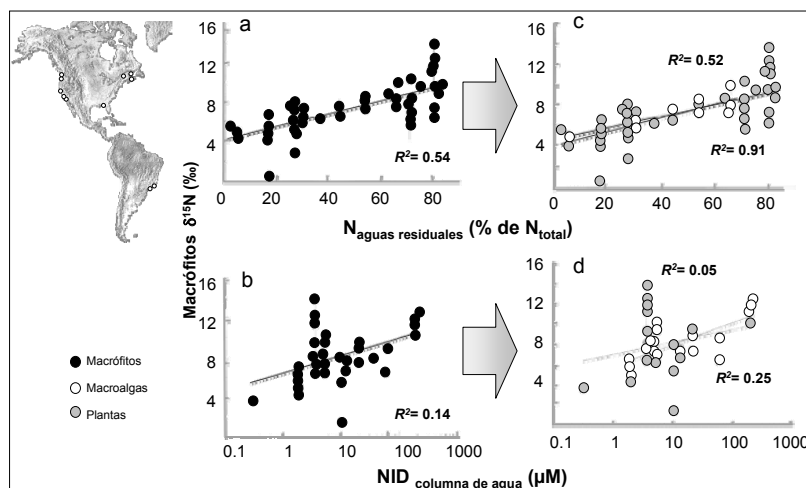


Figura 5. Relación entre porcentaje de la carga de N modelada según Valiela *et al.* (2000) y $\delta^{15}\text{N}$ de todas las macrofitas (a) de distintos lagos y estuarios de América y por separado en macroalgas y plantas (c) Relación entre Nitrógeno Inorgánico Disuelto de la columna de agua (DIN) y $\delta^{15}\text{N}$ de todas las macrofitas (b) de distintos lagos y estuarios de América y por separado en macroalgas y plantas (d).

En cambio para el DIN, sólo los valores $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas servirían para rastrear el N inorgánico disuelto en el agua, incluso cuando las concentraciones eran bajas (Cole *et al.*, 2004). Este comportamiento se explica porque las macroalgas pueden utilizar sólo el N que está disuelto en el agua, mientras que las plantas vasculares sumergidas, pueden obtenerlo también del sedimento (Duarte, 1995).

Los vertebrados, y en concreto, los peces, han sido menos utilizados como trazadores de este tipo de contaminación en comparación con los productores primarios y consumidores primarios de bajas posiciones tróficas. Sin embargo, los peces son muy buenos indicadores por varias razones. Tienen unas tasas de renovación de los tejidos menores que las de los invertebrados y microalgas (Hesslein *et al.*, 1993) y una vida media más larga. Esto posibilita que integren la información ambiental durante largos periodos de tiempo evitando así la variabilidad temporal de $\delta^{15}\text{N}$ típica de los organismos con altas tasas de renovación (Cabana & Rasmussen 1996). La información ecológica contenida en la composición isotópica de los tejidos de los peces integra la transferencia del nitrógeno procedente de los residuos a través de la red trófica. Este comportamiento supone una ventaja para la utilización de esta técnica en ambientes fluctuantes, tales como los estuarios. De hecho, ha posibilitado que se hayan utilizado con éxito como bioindicadores de contaminación en ambientes de

estuarios subtropicales de Australia (Schlader *et al.*, 2005), donde se encontraron diferencias contrastadas entre las razones $\delta^{15}\text{N}$ de 19 especies de peces y 6 de gambas comunes y presentes en tres estuarios cercanos geográficamente pero con distinto grado de contaminación (Figura 6). Las razones en los estuarios más contaminados eran sustancialmente más altas, independientemente de la estación del año (lluviosa o seca) (ANCOVA, $P_{(2)}$ efecto lugar ≤ 0.001).

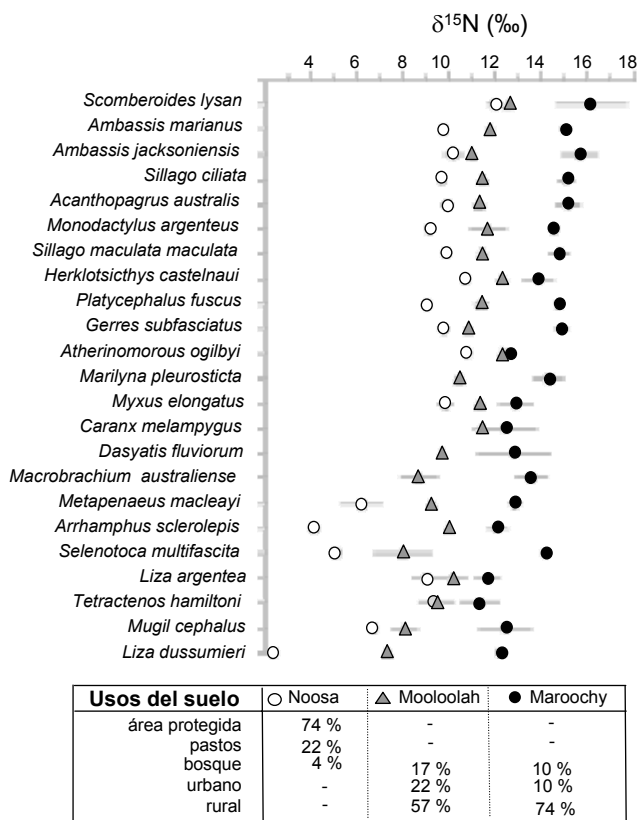


Figura 6. Relación entre $\delta^{15}\text{N}$ de 19 especies de peces y de 6 crustáceos en tres estuarios de la costa Este de Australia y la contaminación presente en cada uno de ellos (modificado de Schlader, *et al.* 2005)

Otros estudios donde se ha comprobado que la señal de las aguas residuales se transfiere a través de la red trófica son los estudios de Hansson *et al.* (1997) en el Mar Báltico (Suecia); McClelland & Valiela (1998) en Waquoit Bay, Cape Cod (EE.UU); Ulseth & Hershey (2005) en ríos de Carolina del Norte (EE.UU). Incluso en algunas aves que viven en los bosques de ribera y se alimentan de insectos terrestres y acuáticos, como las golondrinas (*Tachycineta*

bicolor) del oeste de Canadá, sus valores de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{34}\text{S}$ reflejaban la influencia que ejercían los efluentes de una papelería y de las aguas residuales de las poblaciones cercanas (Wayland & Hobson, 2001).

También se han aplicado los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los consumidores finales de las redes tróficas como valores que han integrado la información de los niveles tróficos con los que han interactuado a lo largo de su existencia, para buscar correlaciones entre las $\delta^{15}\text{N}$ de los tejidos y los contaminantes en estudio de bioacumulación de organoclorados (Cabana & Rasmussen, 1994; Kidd *et al.*, 1995; Vander Zanden & Rasmussen, 1996; Berglund *et al.*, 2001) y de metales pesados (Quinn *et al.*, 2003).

Por ejemplo, en la Tabla 1 se presenta un resumen de los parámetros que analizan la relación entre concentraciones de varios tipos de organoclorados acumulados en los distintos tejidos de los componentes de la red trófica de un lago de la región ártica de Yukon, Canadá, y sus razones $\delta^{15}\text{N}$, encontrando una alta y significativa correlación en todos los casos (Kidd *et al.*, 1995). Las pendientes de las regresiones de $\delta^{15}\text{N}$ *vs* organoclorados se pudieron utilizar como indicadores de la biomagnificación de los contaminantes y además reflejaron que éstos no se biomagnificaban de la misma manera (ΣHCH menos que ΣDDT y ΣCHB).

Tabla 1. Resumen de las regresiones entre $\delta^{15}\text{N}$ y los organoclorados (expresados como valores log ΣHCH , ΣDDT y ΣCHB , ng/g) a través de la red trófica del lago Laberge, Yukon (Kidd *et al.* 1995)

Grupo	Log compuesto (ng/l)	Pendiente (\pm E.S.)	R^2	P
Peso fresco tejido	ΣHCH	0.16 ± 0.02	0.67	<0.01
	ΣDDT	0.32 ± 0.03	0.81	<0.01
	ΣCHB	0.29 ± 0.03	0.80	<0.01
Peso fresco lípidos	ΣHCH	0.05 ± 0.02	0.27	<0.05
	ΣDDT	0.20 ± 0.03	0.65	<0.01
	ΣCHB	0.18 ± 0.02	0.70	<0.01

En los lagos de Ontario, Canadá, también se ha estudiado la influencia de los PCB en función de la posición trófica que ocupan los peces depredadores de posiciones últimas utilizando $\delta^{15}\text{N}$ (Vander Zanden & Rasmussen, 1996). A partir de los coeficientes de fraccionamiento existentes entre cada posición trófica de las especies de peces depredadoras, según sus valores $\delta^{15}\text{N}$, estos autores calcularon unos coeficientes de biomagnificación de 7.9 para los PCB, y de 6.5 para el Hg en las truchas.

Influencia de las especies exóticas

La introducción de especies exóticas invasoras (EEI) es, junto a la pérdida y alteración de hábitats una de las principales amenazas de la biodiversidad. El impacto causado por la introducción de EEI en los ecosistemas acuáticos y sus redes tróficas asociadas ha comenzado a estudiarse utilizando isótopos estables desde los años '90, realizando aproximaciones experimentales, como ya se ha co-

mentado en el capítulo de Quesada (este volumen). La pérdida de biodiversidad en las comunidades de lagos invadidos por peces exóticos es desgraciadamente un fenómeno conocido en muchos puntos del globo. En algunos lagos de Canadá se han utilizado isótopos estables de carbono para estudiar el impacto de las EEI en las redes tróficas. Vander Zanden *et al.* (1999) analizaron el impacto de dos centrárquidos (*Micropterus dolomieu* y *Ambloplites rupestris*) comparando las señales de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las redes tróficas de los lagos invadidos respecto a los que permanecían sin invadir. Encontraron que la presencia de las EEI se traducía en que existiese un aumento de los valores $\delta^{13}\text{C}$ de las truchas nativas (*Salvelinus namaycush*) que son los depredadores que ocupan las posiciones tróficas finales, de -27.4 ‰ a -29.2 ‰, y que además disminuyesen sus posiciones tróficas de 3.9 a 3.3. Estos autores explican la disminución de la posición trófica estimada mediante $\delta^{15}\text{N}$, por la disminución del número de presas (p. ej. peces litorales) y el subsiguiente cambio de la dieta de la trucha de los peces litorales hacia zooplancton.

En nuestro país se puede apreciar un incremento continuado de especies exóticas en todos los grupos taxonómicos, tanto de plantas como de animales (Vilà *et al.*, 2001). Los datos más recientes revelan proporciones alarmantes de especies naturalizadas en algunos grupos, como es el caso de los peces de agua dulce, de los cuáles se han introducido al menos 25 especies en los últimos 75 años (Elvira & Almodóvar, 2001), siendo los ecosistemas acuáticos continentales los más afectados por las EEI (Cursach, 2003). Una de las especies de invertebrados que ha obtenido mayor éxito en su expansión, es el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*). Se ha analizado su papel trófico en los brazos fluviales del Bajo Guadalquivir (Suroeste de España) que ha invadido mediante la caracterización isotópica de las redes tróficas ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) (Alcorlo & Baltanás *in prep.*). Se ha observado que las posiciones tróficas para los invertebrados de estos ecosistemas acuáticos, incluidos los cangrejos, son bajas, lo que indica la importancia de la omnivoría en estos sistemas y la existencia de un continuo trófico más que niveles tróficos discretos. A partir de la información obtenida mediante el análisis de los contenidos estomacales, se concluye que son omnívoros (aparecen restos de detritus, sedimento, animales y plantas) (Alcorlo *et al.* 2004). Sin embargo, las señales isotópicas medidas indican que ocupan una posición trófica típica de depredadores, de acuerdo con el uso predominante de los recursos animales en su dieta (Figura 7). En los sistemas que han invadido ocupan una posición central en la red trófica, estableciendo numerosas interacciones con el resto de los compartimentos biológicos. Según las señales isotópicas, los cangrejos promueven una vía detritica en los sistemas acuáticos con sedimentos limo-arcillosos ricos en materia orgánica, canalizando el detritus sedimentado hacia posiciones más elevadas en la red trófica (sistemas 1 y 2 Figura 7), evento que no ocurre en los sistemas con fondos arenosos (sistema 3, Figura 7).

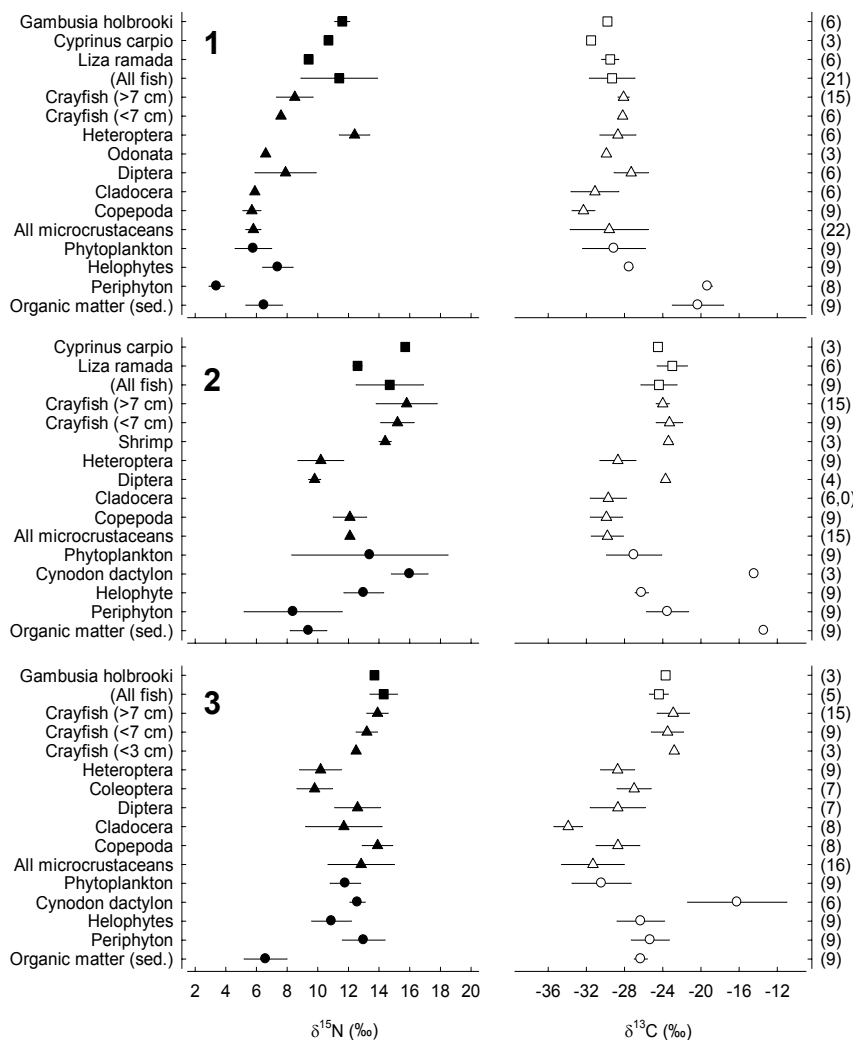


Figura 7. Representación de las composiciones isotópicas de las redes tróficas de tres brazos fluviales del Bajo Guadalquivir colonizados por *Procambarus clarkii*. □ Vertebrados, Δ Invertebrados, ○ Productores primarios (Alcorlo & Baltanás *en prep.*).

Conclusiones

La utilización de los isótopos estables para responder a muchas de las cuestiones que nos planteamos para comprender la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos es una herramienta cada vez más utilizada y con gran potencial. De hecho, en esta pequeña revisión se ha puesto de manifiesto la

utilidad de los mismos como herramienta de monitoreo en planes de prevención y control de la contaminación, y de manejo y gestión de recursos naturales.

No obstante, para una correcta interpretación de las medidas obtenidas y de los modelos isotópicos generados, se requiere conocer bien los coeficientes de fraccionamiento que existen entre los procesos que estamos estudiando y que no siempre son conocidos. Aunque cada vez se conocen las señales isotópicas de un mayor número de ecosistemas y especies, a menudo se emplean 'fraccionamientos teóricos' para explicar las diferencias encontradas entre las distintas posiciones tróficas. La generalización del uso de estos fraccionamientos para todo tipo de ecosistemas puede dar lugar a interpretaciones erróneas de los modelos isotópicos que se generen. En algunas ocasiones se ha observado que se han quedado obsoletos, como por ejemplo la utilización de $\Delta = 3.4\text{‰}$ para ^{15}N de Minawada & Wada (1984) cuando se aplica entre invertebrados acuáticos, ya que actualmente se ha comprobado que 2.3‰ se ajusta mejor a la realidad (McCutchan *et al.* 2003). Es necesario, por lo tanto, que a la hora de plantear un nuevo estudio se tengan en cuenta estos aspectos y se intenten calcular los fraccionamientos adecuados para mejorar las estimas de los modelos isotópicos.

Referencias

- Alcorlo, P.; Geiger, W. & M. Otero. 2004. Feeding preferences and food selection of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in habitats differing in food item diversity. *Crustaceana* 44(4): 435-453.
- Berglund, O.; P. Larsson & D. Broman. 2001. Organochlorine accumulation and stable isotope ratios in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) population from the Baltic Sea. *The Science or the Total Environment* 281: 141-151.
- Bernasconi, S. M.; Barbieri, A. & M. Simona. 1997. Carbon and nitrogen isotope variations in sedimenting organic matter in Lake Lugano. *Limnology and Oceanography* 42: 1755-1765.
- Bilby, R.E.; Beach, E.W.; Fransen, B.R.; Walter, J.K. & P.A. Bisson. 2003. Transfer of nutrients from spawning salmon to riparian vegetation in western Washington. *Trans Am Fish Soc* 132: 733-745.
- Bouillon, S.; Koedam, N.; Baeyens, W.; Satyanarayana, B. & Dehairs, F. 2004. Selectivity of subtidal benthic invertebrate communities for local microalgal production in an estuarine mangrove ecosystem during the post-monsoon period. *J Sea Res* 51: 133-144.
- Bunn, S.E.; Barton, D.R.; Hynes, H.B.N.; Power, G. & Pope, M.A. 1989. Stable isotope analysis of carbon flow in a tundra river system. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1769-1775.

- Cabana, G. & J.B. Rasmussen. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Cabana, G. & J.B. Rasmussen. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America* 93: 10844-10847.
- Caraco, N.F.; G. Lampman; J.J. Cole; K.E. Limburg; M.L. Pace & D. Fischer. 1998. Microbial assimilation of DIN in a nitrogen rich estuary: implications for food quality and isotope studies. *Marine Ecology Progress Series* 167: 59-71.
- Carman, K.R. & B. Fry. 2002. Small-sample methods for $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis of the diets of marsh meiofaunal species using natural abundance and tracer-addition isotope techniques. *Marine Ecology Progress Series* 240: 85-92.
- Carr, M.H.; Neigel, J.E.; Estes, J.A.; Andelman, S.; Warner, R.R. & J.L. Largier. 2003. Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecol. Appl.* 13(Supp): 90-107.
- Cifuentes, L.A.; Sharp, J.H. & M.L. Fogel. 1988. Stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry in the Delaware estuary. *Journal of The North American Benthological Society* 33: 1102-1115.
- Cole, B.E.; Thompson, J.K. & J.E. Cloern. 1992. Measurement of filtration rates by infaunal bivalves in a recirculating flume. *Mar. Biol.* 113: 219-225.
- Cole, M.L.; I. Valiela; K.D. Kroeger; G.L Tomasky; J. Cebrian; C. Wigand; R.A. McKinney; S.P. Grady & M.H. Carvalho da Silva. 2004. Assessment of $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *J. Environ. Qual.* 33: 124-132.
- Connolly, R.M.; Gorman, D. & M.A. Guest. 2005. Movement of carbon among estuarine habitats and its assimilation by invertebrates. *Oecologia* 144: 684-691.
- Craig, H. 1953 The geochemistry of stable-carbon isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 3: 53-92.
- Cunjak, R.A.; J.-M. Roussel; M.A. Gray; J.P. Dietrich; D.F. Cartwright; K.R. Munkittrick & T.D. Jardine. 2005. Using stable isotope analysis with te-

- lemetry or mark-recapture data to identify fish movement and foraging. *Oecologia* 144: 636-646.
- Cursach, B. 2003. Una amenaza para la biodiversidad. *Ambienta* 23: 58-65.
- DeBruyn, A.M.H. & J.B. Rasmussen. 2002. Quantifying assimilation of sewage-derived organic matter by riverine benthos. *Ecological Applications* 12(2): 511-520.
- Deegan, L.A. & R.H. Garritt. 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 147: 31-47.
- DeNiro, M.J. & S. Epstein. 1977. Mechanisms of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. *Science* 197: 261-263.
- DeNiro, M. J. & S. Epstein .1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 42: 495-506.
- DeNiro, M.J. & S. Epstein. 1980. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 45: 341-351.
- Doucett, R.R.; Booth, R.K.; Power, G.; & McKinley, R.S. 1999. Effects of the spawning migration on the nutritional status of anadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*): insights from stable-isotope analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2172-2180.
- Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia. Vol.* 41: 87-112.
- Elvira, B. & Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59: 323-331.
- Finlay, J.C.; Power, M.E. & G. Cabana. 1999. Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: implications fro river food web studies. *Limnology and Oceanography* 44: 1198-1203.
- Fisher, S.J.; M.L. Brown & D.W. Willis. 2001. Temporal food web variability in an upper Missouri River backwater: energy origination points and transfer mechanisms. *Ecology of Freshwater Fish* 10: 154-167.
- France, R.L. 1995. Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography* 40 (7): 1310-1313.

- France, R. L. 1999. Relationships between DOC concentration and epilithon stable isotopes in boreal lakes. *Freshwater Biology* 41: 101-105.
- France, R.L. 2000. Comparing $\delta^{13}\text{C}$ among littoral foodwebs using lake DOC. *Aquat. Ecol.* 34: 445-448.
- France, R.L. & R.H. Peters. 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment of ^{13}C in aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1255-1258.
- Fry, B. 1991. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* 72: 2293-2297.
- Fry, B. 1999. Using stable isotopes to monitor watershed influences on aquatic trophodynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 : 2167-2171.
- Fry, B. & E.B. Sherr. 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contributions in Marine Science* 27: 13-47.
- Gannes, L.Z.; O'Brien, D.M. & C. Martínez del Río. 1997. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78 (4): 1271-1276.
- Garman, G.C. & S.A. Macko. 1998. Contribution of marine-derived organic matter to an Atlantic coast, freshwater, tidal stream by anadromous clupeid fishes. *Journal of The North American Benthological Society* 17 (3): 277-285.
- Gearing, J.N.; P.J. Gearing; D.T. Rudnick; A.G. Requejo & M.J. Hutchins. 1984. Isotopic variability of organic carbon in a phytoplankton-based temperate estuary. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 48: 1089-1098.
- Grey, J.; R.I. Jones & D. Sleep. 2000. Stable isotope analysis of the origins of zooplankton carbon in lakes of differing trophic structure. *Oecologia* 123: 232-240.
- Grey, J. & P. Deines. 2005. Differential assimilation of methanotrophic and chemoautotrophic bacteria by lake chironomid larvae. *Aquatic Microbial Ecology* 40: 61-66.

- Gu, B.; Schelske, C.L. & M. Brenner. 1996. Relationship between sediment and plankton isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) and primary productivity in Florida lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 875-883.
- Guest, M.A.; Connolly, R.M. & N.R. Loneragan. 2004. Carbon movement and assimilation by invertebrates in estuarine habitats occurring at a scale of metres. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278: 27-34
- Haines, E.B. 1976. Relation between the stable carbon isotope composition of fiddler crabs, plants, and soils in a salt marsh. *Limnology and Oceanography* 21: 880-883.
- Hall, R.O.Jr. & J.L. Meyer. 1998. The trophic significance of bacteria in a detritus based stream food web. *Ecology* 79: 1995-2012.
- Hansson, S.; J.E. Hobbie; R. Elmgren; U. Larsson; B. Fry & S. Johansson. 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology* 7: 2249-2257.
- Harrod, C.; J. Grey & T.K. McCarthy. 2005. Stable isotope analyses provide new insights into ecological plasticity in a mixohaline population of European eel. *Oecologia* 144: 673-683.
- Hershey, A.E.; Pastor, J.; Peterson, B.J. & G.W. Kling. 1993. Stable isotopes resolve the drift paradox for Baetis mayflies in an arctic river. *Ecology* 74: 2315-2325.
- Hershey, A.E. & B.J. Peterson. 1996. Stream food webs. En: F.R. Hauer, and G.A. Lamberti (Eds). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, California: 511-529.
- Herwig, B.R.; D.A. Soluk; J.M. Dettmers & D.H. Wahl. 2004. Trophic structure and energy flow in backwater lakes of two large floodplain rivers assessed using stable isotopes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 12-22.
- Hesslein, R.H.; K.A. Hallard & P. Ramlal. 1993. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 20: 2071-2076.
- Hicks, B.J.; M.S. Wipfli; D.W. Lang & M.E. Lang. 2005. Marine-derived nitrogen and carbon in freshwater-riparian food webs of the Copper River Delta, southcentral Alaska. *Oecologia* 144: 558-569.

- Hobson, K.A.; J.F. Piatt & J. Pitocchelli. 1994. Using stable isotopes to determine seabirds trophic relationships. *Journal of Animal Ecology* 63: 786-798.
- Junger, M. & D. Planas. 1994. Quantitative use of stable carbon isotope analysis to determine the trophic base of invertebrate communities in a boreal forest lotic system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 52-61.
- Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. En: Kendall, C. & J.J. McDonnell (eds). *Isotope tracers in catchment hydrology*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands: 519-579 pp.
- Keough, J.R.; M.E. Sierszen & C.A. Hagley. 1996. Analysis of a Lake Superior coastal food web with stable isotope techniques. *Limnology and Oceanography* 41 (1): 136-146.
- Kidd, K.A.; D.W. Schindler; R.H. Hesslein & D.C.G. Muir. 1995. Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentration of organochlorines in biota from a freshwater food web. *The Science or the Total Environment* 160/161: 381-390.
- Kline, T.C.; Goering, J.J.; Mathisen, O.A. & P.H. Hoe. 1989. Recycling of elements transported upstream by runs of Pacific salmon: I. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ evidence in Saskin Creek, Southeastern Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 136-144.
- Lajtha, K. & R.H. Michener. 1994. Introduction. En. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific Publications, London, U.K.
- Lake, J.J.; McKinney, R.A.; Osterman, F.A.; Pruell, R.J.; Kiddon, J.; Ryba, S.A. & A.D. Libby. 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 58: 870-878.
- LaZerte, B.D. & J.E. Szalados. 1982. Stable carbon isotope ratio of submerged freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography* 27: 413-418.
- Leggett, M.F.; Servos, M.R.; Hesslein, R.; Johannsson, O.; Millard, E.S. & D.G. Dixon. 1999. Biogeochemical influences on the carbon isotope signatures of Lake Ontario biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2211-2218.
- Macko, S.A. & N.E. Ostrom. 1994. Pollution studies using stable isotopes. En. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific Publications, London, U.K.: 45-62 pp.

- Maruyama, A.; Yamada, Y.; Yuma, M. & R. Rusuwa. 2001. Stable nitrogen and carbon isotope ratios as migration tracers of a landlocked goby, *Rhinogobius* sp. (the orange form), in the Lake Biwa water system. *Ecol. Res.* 16: 697-73
- McCarthy, I.D. & S. Waldron. 2000. Identifying migratory *Salmo trutta* using carbon and nitrogen stable isotope ratios. *Rapid Commun. Mass Sp.* 14: 1325-1331.
- McClelland, J. & I. Valiela. 1998. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 168 : 259-271.
- McCutchan, J.H.; Lewis, W.M.; Kendall, C. & C.C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102: 378-390
- McKinney, R.A.; J.L. Lake; M.A. Charpentier & S. Ryba. 2002. Using mussel isotope ratios to assess anthropogenic nitrogen inputs to freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 74: 167-192.
- Mekhtiyeva, V.L.; Pankina, R.G. & Y. Gavrilov. 1976. Distributions and isotopic compositions of forms of sulfur in water animals and plants. *Geochem. Int.* 13: 82-87.
- Melville, A.J. & R.M. Connolly. 2003. Spatial analysis of stable isotope data to determine primary sources of nutrition for fish. *Oecologia* 136 : 499-507.
- Minagawa, M. & E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 48: 1135-1140.
- Mulholland, P. & C.R. Olsen. 1992. Marine origin of Savannah River estuary sediments: evidence from radioactive and stable isotope tracers. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 34: 95-107.
- Odum, W.E.; Fisher, J.S. & J.C. Pickrel. 1979. Factors controlling the flux of particulate organic carbon from estuarine wetlands. En: Livingston R.J. (ed) *Ecological processes in coastal and marine systems*. Plenum, New York, pp 69-79.
- Owens, N.J.P. 1987. Natural variations in ^{15}N in the marine environment. *Advances in Marine Biology* 24: 389-451.

- Peters, K.E.; Sweeney, R.E.; and Kaplan, I.R. 1978. Correlation of carbon and nitrogen stable isotope ratios in sedimentary organic matter. *Limnol. Oceanog.* 23: 598-604.
- Peterson, B.J. & B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 18: 293-320.
- Peterson, B.J.; Howarth, R.W. & R.H. Garritt. 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. *Science* 227: 1361-1363.
- Quinn, M.R.; X. Feng; C.L. Folt & C.P. Chamberlain. 2003. Analyzing trophic transfer of metals in stream food webs using nitrogen isotopes. *The Science or the Total Environment* 317: 73-89.
- Rosenfeld, J.S. & J.C. Roff. 1992. Examination of the carbon base in southern Ontario streams using stable isotopes. *Journal of The North American Benthological Society* 11 (1): 1-10.
- Rounick, J.S. & M.J. Winterbourn. 1986. Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *Bioscience* 36 (3): 171-177.
- Schlader, T.A.; B. Liddle; T.F. Gaston & M. Schlader-Hoenlinger. 2005. Fish track wastewater pollution to estuaries. *Oecologia* 144: 570-584.
- Stern, M.K.; Day, J.W. & K. Teague. 1991. Nutrient transport in a riverine-influenced, tidal freshwater bayou in Louisiana. *Estuaries* 14: 382-394.
- Thorp, J. & M. Delong. 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305-308.
- Valiela, I.; Geist, M.; McClelland, J. & G. Tomasky. 2000. Nitrogen loading from watersheds to estuaries: verification of the Waquoit Bay nitrogen loading model. *Biogeochemistry* 49: 277-293.
- Van Dover, C.; Grassle, J.F.; Fry, B.; Garritt, R.H. & V.R. Starczak. 1992. Stable isotope evidence for entry of sewage-derived organic material into a deep-sea food web. *Nature* 360: 153-156.
- Vander Zanden, M.J.; J.M. Casselman & J.B. Rasmussen. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401: 464-469.

- Vilà, M.; García-Berthou, E.; Sol D. & J. Pino. 2001. Survey of the naturalized plants and vertebrates in peninsular Spain. *Ecologia Mediterranea* 27: 55-67.
- Yamamuro, M.; Kayanne, H. & M. Minagawa. 1995. Carbon and nitrogen stable isotopes of primary producers in coral reef ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 40: 617-621.
- Yoshii, K.; Melnik, N.G.; Timoshkin, O.A.; Bondarenko, N.A.; Anoshko, P.N.; Yoshioka, T. & E. Wada. 1999. Stable isotope analyses of the pelagic food web in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 44: 502-511.



19. Isótopos estables en el estudio de ecosistemas marinos

SUSANA GARCÍA TISCAR

*Departamento de Ecología UAM
Campus Cantoblanco
e-mail: susana.tiscar@uam.es*

Abstract

Stable isotopes analyses have become an important tool to investigate different aspects of marine systems during the last years. This technique is particularly useful in studies of coastal ecosystems where physical processes and mobile consumers link the dynamics of terrestrial and marine systems.

Trophic relationships of marine animals have been traditionally assessed studying the stomach content of captured individuals. This approach, however, is not always feasible due to logistic restrictions (capture deep living species is not easy), or for conservation reasons (marine mammals, sharks, and many fish species are protected, so they can not be captured even for scientific purposes). In marine mammals' studies, data obtained in that way may be biased because of the bad or stressed condition of animals that eventually become stranded. Under such circumstances stable isotopes analysis emerges as a helpful alternative given that the isotopic composition of a predator is related to that of its prey. In marine ecosystems this technique has been successfully used for the identification of the origin, inshore vs. offshore, of the food sources of several species.

In addition, stable isotopes studies allow for description of migratory behaviour of marine mammals and fish species with high commercial value and pelagic habits like red tuna or sword fish. With traditional approaches like mark-recapture methods, several encounters with the same individual are required to obtain information about animal movements. Values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ measured in tissues like teeth, otoliths, baleens or hair with continuous growing, allow accurate descriptions of these animals' migratory habits with just one encounter.

Introducción

El análisis de los perfiles de isótopos estables en los sistemas marinos se utiliza de modo muy similar a como se utiliza en sistemas terrestres o de aguas continentales, análisis de redes tróficas, contaminantes, paleoceanografía (Marshall, 2003), análisis de cambio climático, etc. También se utiliza para averiguar el origen del agua de precipitación durante los monzones asiáticos (Ichiyangi *et al.*, 2005) o para probar que los monzones en Asia son fenómenos que se producen desde hace unos diez millones de años (Dettman *et al.*, 2001).

Esta técnica es de particular interés en estudios de ecosistemas costeros en los que los procesos físicos existentes y los organismos móviles ligan la dinámica de los ecosistemas marinos con el funcionamiento de otros terrestres. Los valores $\delta^{13}\text{C}$ de consumidores en redes tróficas basadas en fitoplancton marino resultan enriquecidos en ^{13}C cuando se comparan con aquellos de consumidores de redes tróficas basadas en plantas con fotosíntesis C_3 . Sin embargo presentan valores $\delta^{13}\text{C}$ menores que aquellos organismos consumidores de redes tróficas en las que la mayor parte de la fijación del C se hace a través de plantas con fotosíntesis C_4 o CAM (Metabolismo ácido de las crasuláceas) (Hobson *et al.* 1996). El fraccionamiento de los isótopos de carbono se estima en aproximadamente un 1 ‰ entre la fuente y el consumidor (presa-depredador, o productor primario-consumidor) por lo que el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de un organismo servirá para identificar el origen de la producción primaria en la red trófica en la que se ubica ese determinado organismo. La magnitud precisa de este cambio dependerá de cómo se incorpora o elimina el isótopo pesado ^{13}C durante procesos metabólicos. En la respiración se excreta selectivamente el isótopo ligero ^{12}C con el CO_2 de modo que los isótopos pesados ^{13}C se acumulan en los tejidos que son después consumidos por otros animales de nivel trófico más alto. El fraccionamiento de los isótopos de nitrógeno se estima en valores que oscilan entre 3 y 4 ‰ entre una fuente y su consumidor por lo que se utilizan habitualmente para describir los niveles tróficos de los organismos. Durante los procesos de transaminación y desaminación se excreta preferentemente el isótopo ligero de modo que se produce un enriquecimiento en ^{15}N en cada nivel trófico (Hobson *et al.*, 1996). Dada su capacidad para identificar fuentes de materia orgánica y elucidar aportes de nutrientes de unos sistemas a otros, cada vez más trabajos examinan el intercambio de nutrientes y energía entre ecosistemas marinos y terrestres utilizando esta herramienta (Hobson & Ramsay, 1991; Pond & Gilmour, 1997; Cree *et al.* 1999).

Ecología de sistemas costeros

Un ejemplo interesante de este tipo de utilidades del análisis de isótopos estables en ecosistemas costeros es el trabajo de Stapp *et al.* de 1999. En este caso, utilizan los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para evaluar los aportes de nutrientes desde el sistema marino al sistema terrestre en islas frente a Baja California en México.