



Explorando el costo-efectividad de instrumentos basados en el mercado para la mejora de la calidad del agua: una modelación espacial económico-ambiental

Peter C. Roebeling¹

CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

peter.roebeling@ua.pt

Martijn E. van Grieken

CSIRO Sustainable Ecosystems, Private Mail Bag PO, Aitkenvale, QLD 4814, Australia

martijn.vangrieken@csiro.au

Fecha de recepción: 28/05/2008. Fecha de aceptación: 26/09/2009

Resumen

El uso agrícola de la tierra en cuencas costeras conduce a la contaminación del agua y degradación subsecuente de recursos costeros y marinos. Para asegurar el desarrollo económico sostenible de las regiones costeras, es necesario balancear los beneficios marginales de la contaminación (agrícola) del agua con los costos marginales asociados a la degradación de los recursos costeros y marinos. La contaminación del agua en cuencas costeras es usualmente considerada una externalidad, por lo que se podrían utilizar Instrumentos Basados en el Mercado (IBMs) para internalizar esta externalidad, de tal forma que el comportamiento del mercado pueda conducir a un máximo bienestar social. Se emplea un acercamiento espacial económico-ambiental que integra un modelo de uso de la tierra con un modelo hidrológico, para explorar el costo-efectividad de varios IBMs en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para mejorar la calidad del agua. Con base en los costos de disminución, los resultados del estudio de caso demuestran que impuestos y subsidios sobre la emisión de contaminantes son costo-eficientes y, además, más costo-efectivos que los impuestos sobre un proxy de emisión y que los impuestos sobre insumos contaminantes. Finalmente, los impuestos sobre insumos contaminantes son dos veces más costo-efectivos que los impuestos sobre un proxy de emisión.

Palabras clave: Análisis espacial económico-ambiental; eficiencia; costo-efectividad; instrumentos basados en el mercado; calidad del agua.

Abstract

Agricultural land use in coastal catchments is shown to lead to (diffuse source) water pollution and subsequent resource degradation in the downstream coastal and marine environment. To ensure sustainable economic development of coastal regions, we need to balance marginal benefits from terrestrial (agricultural) water pollution and associated marginal costs from coastal and marine resource degradation. Water pollution from coastal catchments is, however, considered an externality and, consequently, market-based instruments can be used to internalize this externality such that market behavior could lead to social welfare maximizing outcomes. We employ a spatial environmental-economic modeling approach that integrates a land use model with a hydrological model, to assess the cost-effectiveness of various market-based instruments in promoting industry adoption of management practices for water quality improvement. Based on abatement costs alone, results from our case-study catchment show that emission based taxes and subsidies are cost-efficient and more cost-effective than emission proxy taxes and input taxes, while input taxes are more than twice as cost-effective as emission proxy taxes.

Key words: Spatial environmental-economic analysis; efficiency; cost-effectiveness; market based instruments; water quality.

¹ Autor de contacto.



1. Introducción

Aunque los ecosistemas costeros y marinos son esenciales tanto desde el punto de vista ambiental como económico (Hodgson y Dixon 1988; Ruitenbeek et al. 1999; Cesar et al. 2002; Gordon 2007), se encuentran bajo constante presión por la polución del agua generada por el cambio en el uso de la tierra en las cuencas costeras (Rogers 1990; Eloffsson et al. 2003). Durante los últimos siglos, el desarrollo agrícola en las cuencas costeras de la región del Arrecife Meso-Americano (AMA) en Centro América y de la región del Gran Barrera de Coral (GBC) en Australia, ha causado un aumento substancial en la contaminación de fuente difusa (sedimentos y nutrientes) en las aguas circundantes a los arrecifes mismos y que llamamos lagunas (Furnas 2003; Thattai et al. 2003). Existe la preocupación de que este nivel de contaminación en las lagunas del AMA y del GBC, es una de las causas principales de la degradación de los arrecifes (Rogers 1990; Harborne et al. 2001; Fabricius 2005) y, por lo tanto, puede afectar las industrias de turismo y pesquería que dependen de estos ecosistemas costeros y marinos para su generación de ingresos (Ruitenbeek et al. 1999; Hart & Brady 2002; Roebeling 2006).

El desarrollo económico sostenible requiere balancear los beneficios marginales de la contaminación (agrícola) del agua, con los costos marginales asociados a la degradación de los recursos marino-costeros (Hodgson & Dixon 1988; Ruitenbeek et al. 1999; Roebeling 2006). Sin embargo, frecuentemente la contaminación (agrícola) del agua generada en las cuencas costeras es considerada una externalidad. Para internalizar esta externalidad de tal forma que el comportamiento del mercado pueda conducir a un resultado costo-eficiente (es decir, un resultado que maximiza el bienestar social), se pueden utilizar instrumentos basados en el mercado (IBMs; Shortle et al. 1998; Perman et al. 1999). Con este fin, los IBMs generalmente propuestos son los impuestos y/o subsidios sobre la emisión, sobre un proxy de emisión o sobre el insumo contaminante (Perman et al. 1999). Sin

embargo, no todos los IBMs proporcionan incentivos costo-eficientes para la mejora de la calidad del agua, por lo que es necesario explorar cuales IBMs resultan en la mayor mejora de la calidad del agua al menor costo.

El objetivo de este estudio es explorar el costo-efectividad de los principales IBMs en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua en las zonas costeras². Para esto se emplea un modelo espacial económico-ambiental (EESIP; Roebeling et al. 2006, 2007b), que integra un modelo de uso de la tierra (Smith et al. 2005) con un modelo hidrológico (SedNet/ANNEX; Bartley et al. 2004). Así, se relaciona la selección de la tecnología de producción y la deposición de contaminantes del agua con la localización del uso de la tierra. En este estudio se considera la contaminación del agua por Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) emitida por los sectores agrícolas de la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura en la cuenca del Tully-Murray (Queensland, Australia), mientras los IBMs evaluados incluyen un subsidio sobre la disminución en la entrega de NID, un impuesto sobre la entrega de NID, un impuesto sobre la oferta de NID y un impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno (N).

Este artículo está estructurado de la siguiente manera. La segunda sección proporciona una descripción del modelo espacial económico-ambiental (EESIP), que integra un modelo de uso de la tierra con un modelo hidrológico. En la siguiente sección se parametriza y se aplica el modelo EESIP para el estudio de caso del contaminante del agua NID en la cuenca del Tully-Murray y, a su vez, se explora el costo-efectividad de varios IBMs en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua. Finalmente, en la cuarta sección se especifican las conclusiones y recomendaciones producto de este estudio.

² Los términos calidad del agua, contaminación del agua y mejora de la calidad del agua se relaciona con la entrega de contaminantes del agua a la costa.



2. Un modelo espacial económico-ambiental para explorar el costo-efectividad de instrumentos basados en el mercado

Existen varios estudios exploratorios espaciales en la economía agrícola y ambiental, que relacionan la localización del uso de la tierra y la tecnología de producción con las oportunidades económicas y las consecuencias ambientales (Nelson 2002; Khanna et al. 2003; Rounsevell et al. 2003; Hajkowicz et al. 2005; Jansen et al. 2005). Estos estudios son, sin embargo, relativamente débiles desde un punto de vista económico (indicadores económicos locales agregados hacia el nivel regional) o relativamente débiles desde un punto de vista ambiental (indicadores ambientales locales agregados hacia el nivel regional). Por lo anterior en cambio, se utiliza el modelo 'Environmental Economic Spatial Investment Prioritization' (EESIP; Roebeling et al. 2006, 2007b), que mediante un acercamiento espacial económico-ambiental integra un modelo de uso de la tierra (Smith et al. 2005) con un modelo hidrológico (SedNet/ANNEX; Bartley et al. 2004) que, por lo tanto, relaciona la selección de la tecnología de producción y la deposición de contaminantes del agua con la localización del uso de la tierra.

La anterior metodología toma en cuenta los siguientes aspectos: i) las características biofísicas de la tierra varían según su localización y, a su vez, determinan el potencial de la producción agrícola, ii) las condiciones climáticas y geomorfológicas varían según su localización y, en combinación con el uso de la tierra y la tecnología de producción, determinan la

entrega de contaminantes del agua (de fuente difusa) a la costa, y iii) los productores usan la infraestructura existente para transportar sus productos a la planta de procesamiento o al mercado. Además, se consideran los costos fijos y variables del procesamiento agro-industrial.

El uso de la tierra y las tecnologías de producción son asignados al nivel regional con base en aquel uso de la tierra y tecnología de producción, en la localización, que más contribuye ingreso agrícola regional. El ingreso agrícola regional es definido como el valor total de la producción (basado en productos finales) menos los correspondientes costos fijos y costos variables de producción, de transporte, y de procesamiento. El modelo matemático, que se soluciona usando GAMS 2.50 – CONOPT 3 (Brooke et al. 1998), es estructurado de la siguiente manera.

El área agrícola total a en la región se divide en parcelas de tierra uniformes $L_{i,j,k}$. Cada parcela de tierra es: i) referida geográficamente por una etiqueta de identificación específica del sitio (i), ii) usada para cultivar un producto específico (j), y iii) usando una tecnología de producción específica (k). Cada parcela de tierra $L_{i,j,k}$ es caracterizada por una distancia específica hacia la planta de procesamiento o al mercado por carretera d_i^{road} o ferrocarril d_i^{rail} (en km), las características específicas del suelo, los correspondientes rendimientos agrícolas $y_{i,j,k}$ (en t/ha), y los costos específicos de producción $q_{i,j,k}$ (en A\$/ha) (basado en Roebeling et al. 2007a). La región maximiza el ingreso regional agrícola π , de modo que

$$\begin{aligned}
 Max_{L_{i,j,k}} \pi = & \sum_{i,j,k} (p_j h_j y_{i,j,k} L_{i,j,k} - q_{i,j,k} L_{i,j,k}) \\
 & - \left[\sum_{i,j,k} (v^{road} d_i^{road} y_{i,j,k} L_{i,j,k}) \right]_{j=1..n} - \left[\sum_{i,j,k} (v^{rail} d_i^{rail} y_{i,j,k} L_{i,j,k}) \right]_{j=n+1..N} \\
 & - \sum_{i,j,k} (v^{proc} y_{i,j,k} L_{i,j,k}) - f^{rail} - f^{proc}
 \end{aligned}
 \tag{1}$$



donde p_j es el precio del producto final j (precio de mercado en A\$/t), h_j es la fracción del producto final por unidad de rendimiento, v^{oad} y v^{rail} son los costos variables de transporte por carretera y ferrocarril (en A\$/tkm), v^{proc} son los costos variables de procesamiento (en A\$/t), y donde f^{rail} y f^{proc} son los costos fijos totales asociados con la infraestructura del ferrocarril y la planta de procesamiento (en A\$). Se observa que para cada cultivo j el modo de transporte se preddefine a ser por carretera ($j = 1..n$) o ferrocarril ($j = n+1..N$). La función objetivo se maximiza sujeto al tamaño de la parcela y el área de producción, que se dan respectivamente por

$$\sum_{j,k} L_{i,j,k} \leq a_i \quad (2)$$

$$\sum_{i,k} L_{i,j,k} \leq a_j \quad (3)$$

donde a_i es el tamaño de la parcela (en ha) y a_j el área máxima de producción (en ha)³.

La entrega de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID; en t) a la costa, que se origina del uso de la tierra y tecnologías de producción en la parcela i , se estima usando SedNet/ANNEX (véase Prosser et al. 2001; Bartley et al. 2004) en combinación con estimaciones de la oferta del NID originando de la parcela c^{NID} para los diferentes usos de la tierra j y tecnologías de producción k (véase Roebeling et al. 2007a), tal que

$$D_i^{NID} = \sum_{j,k} \chi_i^{NID} c_{i,j,k}^{NID} L_{i,j,k} \quad (4)$$

donde χ_i^{NID} es la fracción de la oferta de NID originando de la parcela i que termina en la costa. La entrega total de NID a la costa originado por todos los usos de la tierra y tecnologías de producción en la cuenca, es dada por la suma de las entregas de NID para todas las parcelas i en dicha cuenca.

³ El área máxima de producción a_j corresponde al área del sector agrícola en la cuenca.

Para explorar el costo-efectividad de los instrumentos basados en el mercado (IBMs) en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua, se cambian los valores de los parámetros (por ejemplo, en el caso del impuesto sobre el insumo contaminante) o se agregan líneas adicionales a la función objetivo (por ejemplo, en el caso de un impuesto sobre la contaminación del agua o un subsidio sobre la disminución en la contaminación del agua), para reflejar los cambios causados por la introducción del IBM. Los IBMs evaluados incluyen un subsidio sobre la disminución en la entrega de NID, un impuesto sobre la entrega de NID, un impuesto sobre la oferta de NID y un impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno (N). Con este fin se agregan las líneas siguientes a la función objetivo (ingreso regional agrícola π – véase Eqn 1) para los primeros tres instrumentos

- Subsidio sobre disminución en entrega de NID:

$$+ s^{NID} \left([D^{NID}]_{Base} - \sum_{i,j,k} (\chi_i^{NID} c_{i,j,k}^{NID} L_{i,j,k}) \right)$$

- Impuesto sobre la entrega de NID:

$$- p^{NID} \sum_{i,j,k} (\chi_i^{NID} c_{i,j,k}^{NID} L_{i,j,k})$$

- Impuesto sobre la oferta de NID:

$$- p^{NID} \sum_{i,j,k} (c_{i,j,k}^{NID} L_{i,j,k})$$

donde s^{NID} es el subsidio sobre la disminución en la contaminación del agua (en A\$/t), p^{NID} el impuesto sobre la contaminación del agua (en A\$/t) y $[D^{NID}]_{Base}$ la entrega de NID en el escenario base (en t). El impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno se refleja por un cambio en los costos de producción $q_{i,j,k}$ (véase Eqn 1) de acuerdo con el impuesto sobre el fertilizante.



3. El costo-efectividad de los instrumentos basados en el mercado para la mejora de la calidad del agua en la Cuenca del Tully-Murray

En esta sección se parametriza y se aplica el modelo EESIP (descrito en la Sección 2) para explorar el costo-efectividad de instrumentos basados en el mercado (IBMs) en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua. Se considera la contaminación del agua por Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) emitidas por los sectores agrícolas de la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura en la cuenca del Tully-Murray, Queensland, Australia. El modelo EESIP está parametrizado y calibrado usando precios constantes del 2005 para insumos y precios constantes promedios de 2003 a 2005 para precios de productos, así como, combinaciones detalladas de insumo-producto para los usos de la tierra y tecnologías de producción en la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura (Roebeling et al. 2007a) en combinación con información sobre elevación (QLUMP 2004), calidad de suelo (basado en Murtha & Smith 1994)⁴ y distancias por carretera y ferrocarril (Roebeling et al. 2006). Con respecto a las combinaciones de insumo-producto para los usos de la tierra y las tecnologías de producción, se debe observar que el análisis incluye: 576, 54, 660 y 6 tecnologías de producción para: la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura, respectivamente (véase Roebeling et al. 2007a). Las secciones siguientes proporcionan una descripción del escenario base y de los escenarios alternativos a la implementación de diferentes instrumentos basados en el mercado (IBMs).

3.1 Resultados para el escenario base

Los resultados del escenario base por sector agrícola y las correspondientes tecnologías de producción en la cuenca del Tully-Murray se muestran, respectivamente, en la Tabla 1 y

⁴ La distribución del área agrícola entre las calidades de suelo S1 a S4 es 27,377 ha de la clase S1, 18,880 ha de la clase S2, 321 ha de la clase S3 y 26,782 ha de la clase S4.

en la Figura 1. El uso agrícola de la tierra en la cuenca del Tully-Murray es de 72.000 has, con la caña de azúcar y la ganadería cubriendo, respectivamente, cerca del 50% y 30% del área agrícola total. La horticultura y la silvicultura cubren solamente el 12% y 8% del área agrícola.

Sin embargo, desde el punto de vista económico la caña de azúcar y la horticultura son los sectores agrícolas más importantes en la cuenca del Tully-Murray. La caña de azúcar y la horticultura generan, respectivamente, cerca del 50% y el 40% del ingreso regional agrícola, mientras que la ganadería y la silvicultura generan, respectivamente, el 7% y el 3%. El ingreso regional agrícola en la cuenca del Tully-Murray es de A\$125 millones por año.

La entrega de NID por los sectores agrícolas de la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura es, aproximadamente, proporcional a la distribución relativa del uso de la tierra por cada uno de dichos sectores en la cuenca del Tully-Murray. La entrega total de NID es de 650 t/año, pero se observa que la caña de azúcar y la horticultura contribuyen hasta un 20% más a la entrega de NID, en comparación con su distribución relativa del uso de la tierra.

3.2 Resultados para los escenarios de instrumentos basados en el mercado

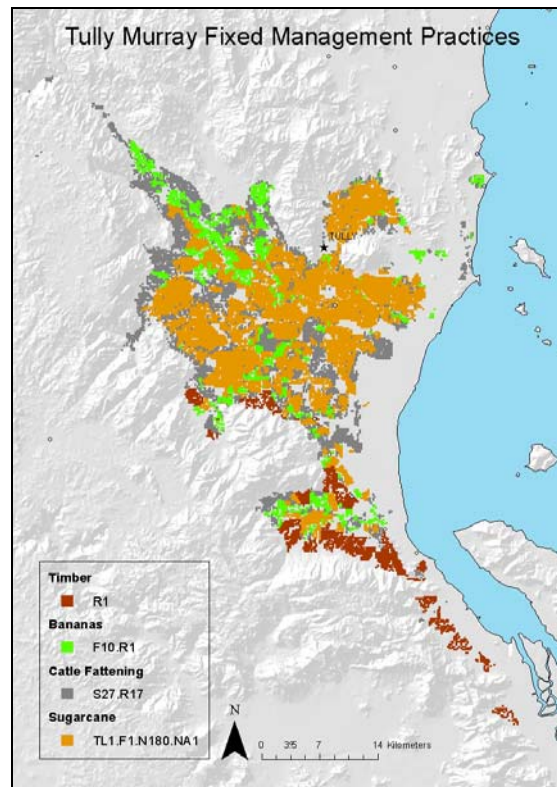
El modelo EESIP se utiliza para explorar el costo-efectividad de varios IBMs (impuestos y subsidios) en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua. Los IBMs evaluados incluyen un subsidio sobre la disminución en la entrega de NID (es decir, un pago para la reducción alcanzada en la entrega de NID a la costa), un impuesto sobre la entrega de NID (es decir, un precio sobre la entrega de NID a la costa), un impuesto sobre la oferta de NID (es decir, un precio sobre la oferta de NID a los ríos) y un impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno (es decir, un aumento en el precio del fertilizante de nitrógeno) – estos resultados se muestran en



la Tabla 1. Para explorar el costo-efectividad del impuesto sobre la oferta de NID y el impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno relativo al impuesto (costo-eficiente) sobre la entrega de NID, se ajusta los niveles de

impuesto tales que conducen a la misma entrega de NID según lo obtenido por el impuesto sobre la entrega de NID (es decir, una disminución en la entrega de 644 t NID a 368 t NID por año).

Figura 1. Uso de la tierra y tecnologías de producción para el escenario base en la cuenca del Tully-Murray



Fuente: Roebeling et al. 2007b.

Notas:	Silvicultura:	R1 = entre-fila descubierta; R2 = entre-fila con grama.
	Horticultura:	F02 = 20% de fertilizantes; ...; F10 = 100% de fertilizantes. R1 = entre-fila descubierta; R2 = entre-fila con grama.
	Ganadería:	S20 = 0% de fertilizantes; ...; S30 = 100% de fertilizantes. R11 = 0.5 unidades animales/ha; ...; R25 = 4.0 unidades animales/ha.
	Caña de azúcar:	TL1 = labranza normal; TL2 = labranza mínima; TL3 = labranza cero. F1 = barbecho sin leguminosa; F2 = barbecho con leguminosa. N060 = 60 kg N/ha; ...; N210 = 210 kg N/ha; N888 = reemplazo de N. NA1 = aplicación singular de N; NA2 = aplicación fraccionada de N.



Tabla 1. Resultados para el escenario base y los escenarios de instrumentos basados en el mercado por sector agrícola en la cuenca del Tully-Murray

Escenario	Indicador	Caña azúcar	Horticultura	Ganadería	Silvicultura	Total
Base	Uso tierra (ha)	36,548.0	8,064.0	22,964.0	5,784.0	73,360.0
	Ingreso (mA\$)	65.4	48.2	8.4	4.7	126.7
	Oferta NID (t)	371.0	85.7	176.5	10.5	643.8
Subsidio disminución entrega NID (A\$40/kg NID)	Uso tierra (ha)	36,548.0	8,064.0	17,576.0	5,784.0	67,972.0
	Ingreso (mA\$)	74.1	48.2	9.9	4.7	136.8
	Oferta NID (t)	155.9	85.7	116.0	10.5	368.1
Impuesto sobre entrega NID (A\$40/kg NID)	Uso tierra (ha)	36,548.0	8,064.0	17,576.0	5,784.0	67,972.0
	Ingreso (mA\$)	59.3	44.7	2.8	4.3	111.1
	Oferta NID (t)	155.9	85.7	116.0	10.5	368.1
Impuesto sobre oferta NID (A\$11/kg NID)	Uso tierra (ha)	36,548.0	7,762.0	11,052.5	4,666.8	60,029.3
	Ingreso (mA\$)	47.0	34.6	6.1	3.4	91.0
	Oferta NID (t)	212.1	49.0	101.0	6.0	368.1
Impuesto sobre fertilizante nitrógeno (+160%)	Uso tierra (ha)	36,548.0	8,064.0	17,608.9	5,784.0	68,004.9
	Ingreso (mA\$)	56.5	40.6	4.3	3.7	105.1
	Oferta NID (t)	149.3	85.7	122.6	10.5	368.1

Fuente: Elaboración propia

En el caso que los costos asociados con la entrega de NID a la costa son de A\$40/kg, tanto un subsidio sobre la disminución en la entrega de NID como un impuesto sobre la entrega de NID de A\$40/kg conduce a una adopción (agrícola) idéntica y costo-eficiente de tecnologías de producción en localidades de la cuenca del Tully-Murray que resultan en un bienestar social máximo, e implicando una disminución en la entrega de NID en un 45%. Los sectores agrícolas en la cuenca del Tully-Murray responden diferentemente al subsidio sobre la disminución en la entrega de NID y el impuesto sobre la entrega de NID de A\$40/kg. En la producción de la caña de azúcar, la entrega es reducida en casi el 60% debido a la adopción de tecnologías de producción 'win-win' (tasas de aplicación de fertilizantes óptimos económicos; reemplazo de nitrógeno; aplicación fraccionada del nitrógeno) así como, la adopción de algunas tecnologías de producción 'lose-win' (tasas de aplicación de fertilizantes debajo de la tasa del óptimo económico)⁵. En la ganadería, la entrega de NID es reducida en el 35% debido a una reducción en el área de producción, junto con una reducción en la tasa de aplicación de

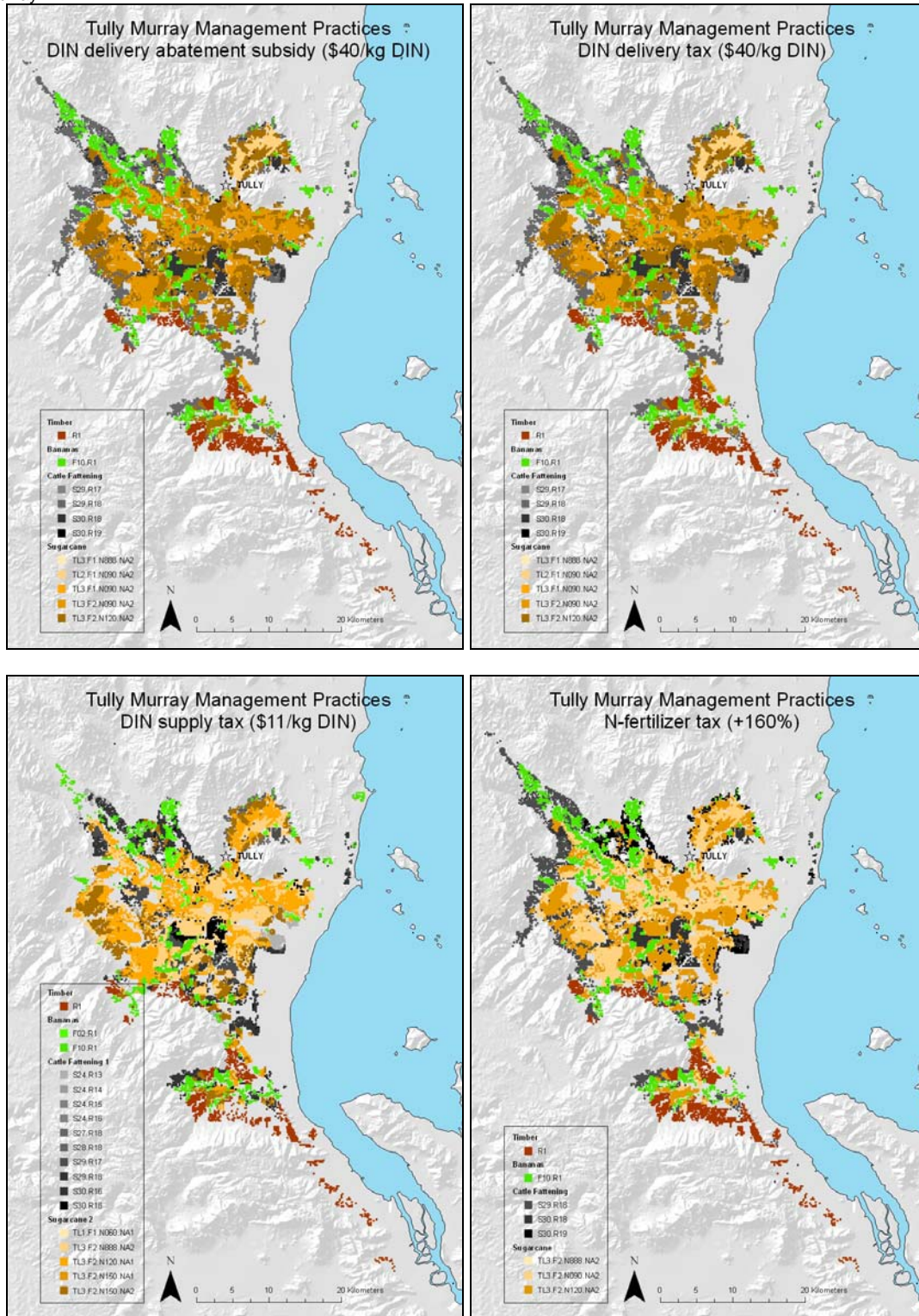
fertilizantes. Finalmente, en la horticultura y la silvicultura la entrega de NID no es reducida porque ni el subsidio sobre la disminución en la entrega de NID ni el impuesto sobre la entrega de NID de A\$40/kg proporcionan un incentivo suficientemente grande para cambiar el uso de la tierra y/o la tecnología de producción. Para más detalles sobre la localización del uso de la tierra y las tecnologías de producción en la cuenca, refiérase a la Figura 2.

El subsidio sobre la disminución en la entrega de NID y el impuesto sobre la entrega de NID conducen, respectivamente, a un aumento del 8% y a una disminución del 12% en el ingreso regional agrícola y, por lo tanto, los costos implicados son llevados por el gobierno o los sectores agrícolas implicados. Los costos asociados con el impuesto sobre la entrega de NID son (relativamente) más grandes para la ganadería, la caña de azúcar y la silvicultura, conduciendo a una disminución en el ingreso sectorial agrícola del 65%, 10% y 10%, respectivamente.

⁵ Para información adicional acerca los usos de la tierra y las tecnologías de producción, véase Roebeling et al. (2007a).



Figura 2. Uso de la tierra y tecnologías de producción para los escenarios de instrumentos basados en el mercado en la cuenca del Tully-Murray



Fuente: Roebeling et al. 2007b. Notas: Véase la Figura 1



El impuesto sobre la oferta de NID está basado en la oferta (bruta) de NID a los ríos y, por lo tanto, ignora que la entrega de NID a la costa es temporal y espacialmente dependiente (Shortle et al. 1998; Prosser et al. 2001)⁶. Un impuesto sobre la oferta de NID de A\$11/kg que conduzca a una adopción de tecnologías de producción agrícolas que resulta en una disminución en la entrega de NID similar a aquel obtenido por el impuesto sobre la entrega de NID de A\$40/kg (es decir, una disminución en la entrega de 644 t NID a 368 t NID por año). La reacción de los sectores agrícolas ante el impuesto sobre la oferta de NID de A\$11/kg es bastante fuerte. Mientras se mantiene el área de la caña de azúcar en producción, el área de producción en ganadería, silvicultura y horticultura es reducida en cerca de 50%, 20% y 5%, respectivamente. La entrega de NID por la caña de azúcar es reducida debido a la adopción de tecnologías de producción 'lose-win' (tasas de aplicación de fertilizantes debajo de la tasa del óptimo económico), mientras la entrega de NID por la ganadería y horticultura es reducida debido a la adopción de tecnologías de producción 'lose-win' (una reducción en la carga animal y/o tasa de aplicación de fertilizantes) en combinación con una reducción en el área de producción. La entrega de NID por la silvicultura es reducida debido a una reducción en el área de la producción solamente. La Figura 2 muestra la localización del uso de la tierra y las tecnologías de producción en la cuenca.

Los costos asociados con el impuesto sobre la oferta de NID son bastante grandes (36 mA\$/año o casi 30% del ingreso regional agrícola) y son llevados por los sectores agrícolas implicados, mientras que se observa que los sectores de la ganadería y la silvicultura cierran parcialmente por consecuencia del impuesto sobre la oferta de NID de A\$11/kg. A un costo promedio de reducción en la entrega de NID del 0.13 mA\$/t NID para el impuesto sobre la oferta de NID versus 0.06 mA\$/t NID para el impuesto

sobre la entrega de NID, el impuesto sobre la oferta de NID es cerca de 130% menos costo-efectivo en reducir la entrega de NID a la costa. El impuesto sobre la oferta de NID es menos costo-efectivo que el impuesto (costo-eficiente) sobre la entrega de NID, porque las tecnologías de producción son adoptadas a través de la cuenca independientemente de su eficacia real en reducir la entrega de NID a la costa⁷.

El impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno está basado en el uso (bruto) de nitrógeno inorgánico y así, como el impuesto sobre la oferta de NID, ignora que la entrega de NID a la costa es temporal y espacialmente dependiente (Shortle et al. 1998; Prosser et al. 2001)⁸. Un impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno en 160% conduce a una adopción (agrícola) de tecnologías de producción que resulta en una disminución en la entrega de NID similar a aquella obtenida por el impuesto sobre la entrega de NID de A\$40/kg (es decir, una disminución en la entrega de NID en 45%). La respuesta de los sectores agrícolas al impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno en 160% varía extensamente. Mientras que la horticultura y la silvicultura no responden al impuesto sobre fertilizantes, la entrega de NID por la caña de azúcar es reducida en un 60% debido a la adopción de tecnologías de producción 'win-win' (tasas de aplicación de fertilizantes óptimos económicos; reemplazo de nitrógeno; aplicación fraccionada del nitrógeno) y la entrega de NID por la ganadería es reducida en casi un 30% debido a una reducción en el área de producción en combinación con una reducción en la tasa de aplicación de fertilizantes. La Figura 2 proporciona detalles acerca de la localización

⁷ Este resultado es consistente con la teoría de la economía-ambiental, que indica que un impuesto uniforme solo resulta costo-eficiente (es decir, lo más costo-efectivo) en reducir la contaminación, si el impacto de la contaminación es independiente del tiempo y el espacio (véase Perman et al. 1999). Dado que la entrega de NID a la costa es dependiente del tiempo y el espacio (Shortle et al. 1998; Prosser et al. 2001), un impuesto sobre la entrega de NID si pero un impuesto sobre la oferta de NID no resultaría en una costo-eficiente reducción en la entrega de NID a la costa.

⁸ Aunque el mismo uso de la tierra en dos localizaciones diferentes pueden ser caracterizados por la misma tasa de aplicación de fertilizantes de nitrógeno, tanto la oferta de NID al río como la entrega de NID a la costa asociada puede diferenciarse significativamente.

⁶ Aunque el mismo uso de la tierra en dos localizaciones diferentes en la cuenca pueden ser caracterizados por la misma oferta de NID al río, la entrega de NID a la costa asociada puede diferenciar significativamente.



del uso de la tierra y las tecnologías de producción en la cuenca.

Los costos asociados con el impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno son llevados por los sectores agrícolas implicados y ascienden a cerca de 22 m\$/año (~15% del ingreso regional agrícola), mientras que se observa que los costos son relativamente más grandes para los sectores de la ganadería y la silvicultura. A un costo promedio de reducción en la entrega de NID del 0.08 m\$/t NID para el impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno versus 0.06 m\$/t NID para el impuesto sobre la entrega de NID, el impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno es cerca de 40% menos costo-efectivo en reducir la entrega de NID a la costa. Al igual que el impuesto sobre la oferta de NID, el impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno es menos costo-efectivo que el impuesto (costo-eficiente) sobre la entrega de NID, porque las tecnologías de producción son adoptadas a través de la cuenca independiente de su eficacia real en reducir la entrega de NID a la costa⁹.

4. Conclusiones y recomendaciones

Entre la amplia gama de instrumentos disponibles para el control de la contaminación, los instrumentos basados en el mercado (IBMs) son generalmente usados para internalizar las externalidades asociadas con la contaminación agrícola del agua generada en las cuencas costeras (Perman et al. 1999). En este artículo se emplea un modelo espacial económico-ambiental (EESIP) para explorar el costo-efectividad de varios IBMs en promover la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua en las zonas costeras¹⁰. El modelo 'Environmental Economic Spatial Investment Prioritization' (EESIP; Roebeling et al. 2006, 2007b) integra

un modelo de uso de la tierra (Smith et al. 2005) con un modelo hidrológico (SedNet/ANNEX; Bartley et al. 2004) y, por lo tanto, relaciona la selección de la tecnología de producción y la deposición de contaminantes del agua con la localización del uso de la tierra. Esta metodología se distingue de otras metodologías exploratorias espaciales en la economía agrícola-ambiental y que relacionan la localización del uso de la tierra y la tecnología de producción con las oportunidades económicas y las consecuencias ambientales (Nelson 2002; Khanna et al. 2003; Rounsevell et al. 2003; Hajkowicz et al. 2005; Jansen et al. 2005), dado que EESIP es espacialmente explícito tanto desde un punto de vista económico como ambiental.

Los incentivos económicos que promueven la adopción de tecnologías de producción agrícolas para la mejora de la calidad del agua, se pueden proporcionar a través de varios IBMs. Para un estudio de caso en que se considera la contaminación del agua por Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) emitidas por los sectores de la caña de azúcar, la horticultura, la ganadería y la silvicultura en la cuenca del Tully-Murray (Queensland, Australia), se demuestra que tanto un impuesto sobre la entrega de contaminantes como un subsidio sobre la disminución en la entrega de contaminantes proporcionan incentivos costo-eficientes para la mejora de la calidad del agua, aunque los costos son llevados por los sectores agrícolas implicados o el gobierno, respectivamente. En cambio, un impuesto sobre la oferta de contaminantes, al igual que un impuesto sobre fertilizantes contaminantes, proporcionan incentivos no costo-eficientes para la mejora de la calidad del agua, porque las tecnologías de producción (para la mejora de la calidad del agua) son adoptadas a través de la cuenca independiente de su eficacia real en reducir la entrega de contaminantes (es decir, a la costa). En comparación con el impuesto (costo-eficiente) sobre la entrega de NID, el impuesto sobre la oferta de NID es cerca de 150% menos costo-efectivo y el impuesto sobre fertilizantes

⁹ Dado que la entrega de NID a la costa es dependiente de tiempo y espacio (Shortle et al. 1998; Prosser et al. 2001), un impuesto sobre la entrega de NID si pero un impuesto sobre fertilizantes de nitrógeno no resultaría en una costo-eficiente reducción en la entrega de NID a la costa (véase nota a pie 7).

¹⁰ Los términos calidad del agua, contaminación del agua y mejora de la calidad del agua se relacionan con la entrega de contaminantes del agua a la costa.



de nitrógeno casi 50% menos costo-efectivo en reducir la entrega de NID a la costa.

Aunque impuestos y subsidios sobre la emisión de contaminantes del agua son costo-eficientes, generalmente es difícil y costoso medir la emisión de contaminantes de fuente difusa (es decir, la entrega de contaminantes del agua a la costa) y, por lo tanto, puede ser más práctico definir impuestos y subsidios en (no costo-eficientes) proxies de emisión de contaminantes (es decir, la oferta de contaminantes del agua a los ríos), insumos contaminantes (es decir, fertilizantes de nitrógeno) o tecnologías de producción (Shortle et al. 1998; Perman et al. 1999). Únicamente con base en los costos de disminución, nuestros resultados confirman que los impuestos y subsidios sobre la emisión de contaminantes son costo-eficientes y, además, más costo-efectivos que los impuestos sobre un proxy de emisión y que los impuestos sobre insumos contaminantes. Alternativamente, los impuestos sobre insumos contaminantes resultan más costo-efectivos que los impuestos sobre un proxy de emisión.

Algunos cuidados del presente estudio deben ser mencionados. Primero, la localización del uso de la tierra y las tecnologías de producción en la cuenca se basan en la perspectiva del planificador social y, por lo tanto, no necesariamente refleja el comportamiento (a corto plazo) de los sectores agrícolas ante los IBMs considerados (Shortle et al. 1998; Bouman et al. 2000). Segundo, la formulación de la política sobre IBMs se debería basar en los costos totales (es decir, los costos de disminución y los costos de transacción), dado que los costos de transacción varían extensamente entre los diversos IBMs (Horan & Ribaudó 1999; Kampas & White 2002). La dificultad de medir las emisiones o proxies de emisiones a un costo razonable, argumentaría en favor de la introducción de un impuesto sobre insumos contaminantes (Horan & Ribaudó 1999). Finalmente, se discute que la variabilidad estocástica en la contaminación del agua de fuente difusa puede afectar el rango u orden del costo-efectividad de los IBMs para el control de la

contaminación del agua (Kampas & White 2004).

Agradecimientos

Los autores agradecen al 'CSIRO Water for a Healthy Country Flagship', al 'Marine and Tropical Sciences Research Facility' y al 'Terrain-NRM' por facilitar y financiar esta investigación. Asimismo, queremos agradecer a Anthea Coggan, Andrew Zull y a dos revisores anónimos de la REVIBEC por sus útiles comentarios sobre las versiones anteriores de este documento.

REFERENCIAS

- Bartley, R., Henderson, A., Baker, G., Bormans, M. & S. Wilkinson. 2004. Patterns of erosion and sediment nutrient transport in the Douglas Shire catchments (Daintree, Saltwater, Mossman and Mowbray), Queensland. CSIRO Land and Water Client Report, Atherton, Australia.
- Bouman, B. A. M., Jansen, H. G. P., Schipper, R. A., Hengsdijk, H. & A. Nieuwenhuys (eds). 2000. Tools for Land Use Analysis on Different Scales: With Case Studies for Costa Rica. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Brooke, A., Kendrick, D., Meeraus A. & R. Raman. 1998. GAMS User's Guide. GAMS Development Corporation, Washington, D. C., USA.
- Cesar, H., van Breukingen, P., Pintz S. & J. Dierking. 2002. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. Hawaii Coral Reef Initiative Research Program, Hawaii, USA.
- Elofsson, K., Gren I. M. & H. Folmer. 2003. Management of eutrophicated coastal ecosystems: a synopsis of the literature with emphasis on theory and methodology. *Ecological Economics* Vol. 47, No. 1: 1-11.
- Fabricius, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 50, No. 2: 125-146.
- Furnas, M. 2003. Catchments and Corals: Terrestrial Runoff to the Great Barrier Reef. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia.
- Gordon, I. J. 2007. Linking land to ocean: feedbacks in the management of socio-ecological systems in the Great Barrier Reef catchments. *Hydrobiologia* Vol. 591: 25-33.
- Gustavson, K. & R. M. Huber. 2000. Ecological economic decision support modelling for the integrated coastal zone management of coral reefs. In: Cesar, H. S. J. (ed). *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*. CORDIO, Department for Biology and Environmental Sciences, Kalmar University.



- Hajkowicz, S., Perraud, J. M., Daves, W. & R. Dejose. 2005. The strategic investment model: a tool for mapping optimal environmental expenditure. *Environmental Modelling and Software* Vol. 20: 1251-1262.
- Harborne, A. R., Afzal, D. C. & M. J. Andrews. 2001. Honduras: Caribbean coast. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 42, No. 12: 1221-1235.
- Hart, R. & M. Brady. 2002. Nitrogen in the Baltic Sea – policy implications of stock effects. *Journal of Environmental Management* Vol. 66: 91-103.
- Hodgson, G. & J. A. Dixon. 1988. Logging versus fisheries and tourism in Palawan, East-West Environment Institute (EAPI) Occasional Paper 7, Hawaii, USA.
- Horan, R. D. & M. O. Ribaud. 1999. Policy objectives and economic incentives for controlling agricultural sources of nonpoint pollution. *Journal of the American Water Resources Association* Vol. 35, No. 5: 1023-1035.
- Jansen, H. G. P., B. A. M. Bouman, R. A. Schipper, H. Hengsdijk & A. Nieuwenhuys. 2005. An interdisciplinary approach to regional land use analysis using GIS, with application to the Atlantic Zone of Costa Rica. *Agricultural Economics* Vol. 32, No. 1: 87-104.
- Kampas, A. & B. White. 2002. Emission versus input taxes for diffuse nitrate pollution control in the presence of transaction costs. *Journal of Environmental Planning and Management* Vol. 45, No. 1: 129-139.
- Kampas, A. & B. White. 2004. Administrative costs and instrument choice for stochastic non-point source pollutants. *Environmental and Resource Economics* Vol. 27: 109-133.
- Khanna, M., Yang, W., Farnsworth, R. & H. Onal. 2003. Cost-effective targeting of land retirement to improve water quality with endogenous sediment deposition coefficients. *American Journal of Agricultural Economics* Vol. 85, No. 3: 538-553.
- Murtha, G. G. & C. D. Smith. 1994. Key to the Soils and Land Suitability of the Wet Tropical Coast: Cardwell – Cape Tribulation. CSIRO Division of Soils and Queensland Department of Primary Industries, Brisbane, Australia.
- Nelson, G. C. 2002. Introduction to the special issue on spatial analysis for agricultural economists. *Agricultural Economics* Vol. 27: 197-200.
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray J. & M. Common. 1999. *Natural Resource and Environmental Economics – 2nd Edition*. Harlow, UK: Pearson Education Limited.
- Prosser, I., Hughes, A., Rustomji, P. & C. Moran. 2001. Predictions of the sediment regime of Australian rivers. In: Rutherford, I., Brierley, G., Bunn, S., Sheldon F. & C. Kenyon (eds). *The proceedings of the third Australian stream management conference*. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne, Australia.
- QLUMP. 2004. Queensland Land Use Mapping Program (QLUMP). Queensland Department of Natural Resources and Mines (QDNR&M), Brisbane, Australia.
- Roebeling, P. C. 2006. Efficiency in Great Barrier Reef water pollution control: a case study for the Douglas Shire. *Natural Resource Modeling* Vol. 19, No. 4: 539-556.
- Roebeling, P.C., Smith, D. M. & M. E. van Grieken. 2006. Exploring environmental-economic benefits from agri-industrial diversification in the sugar industry: an integrated land use and value chain approach. Contributed paper prepared for presentation at the 26th Conference of the International Association of Agricultural Economists (IAAE), Gold Coast, Australia, 12-18 August 2006.
- Roebeling, P. C., Webster, A. J., Biggs, J. & P. Thorburn. 2007a. Financial-economic analysis of current best-management-practices for sugarcane, horticulture, grazing and forestry industries in the Tully-Murray catchment. Report to MTSRF and FNQ-NRM Ltd, CSIRO Sustainable Ecosystems, Townsville, Australia.
- Roebeling, P. C., van Grieken, M. E. & A. J. Webster. 2007b. Environmental-economic analysis for exploration of efficient land use and land management arrangements, water quality improvement targets and incentives for best management practice adoption in the Tully-Murray catchment. Report to FNQ-NRM Ltd, CSIRO Sustainable Ecosystems, Townsville, Australia.
- Rogers, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62: 185-202.
- Rounsevell, M. D. A., Annetts, J. E., Audsley, E., Mayr, T. & I. Reginster. 2003. Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 95: 465-479.
- Ruitenbeek, J., Ridgley, M., Dollar, S. & R. Huber. 1999. Optimization of economic policies and investment projects using a fuzzy logic based cost-effectiveness model of coral reef quality: empirical results for Montego Bay, Jamaica. World Bank Project RPO# 680-08, Washington, D. C., USA.
- Shortle, J. S., Horan, R. D. & D. G. Abler. 1998. Research issues in nonpoint pollution control. *Environmental and Resource Economics* Vol. 11, No. 3-4: 571-585.
- Smith, D. M., Roebeling, P. C., Parker, T., Webster, A. J., Williams, K. J. & G. Antony. 2005. Financial assessment of CAPS at regional scale: a case study for Tully. Report prepared for the Bio-industries Alliance of North Queensland (BioNQ), CSIRO-Sustainable Ecosystems, Townsville, Australia.
- Thattai, D., Kjerfve, B. & W. D. Heyman. 2003. Hydrometeorology and variability of water discharge and sediment load in the inner Gulf of Honduras, Western Caribbean. *Journal of Hydrometeorology* Vol. 4: 985-995.