

CAPÍTULO 1

ISBN 978-987-543-443-1

http://cursosihlla.bdh.org.ar/Libro_011/

Caracterización espectral del estuario del Río Quequén Grande por medio de imágenes Landsat

Facundo Carmona^{1,2}, **Raúl Rivas**¹, **Luis Thomas**³ y **Beatriz Marino**³

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), sede Tandil, Pinto 399, B7000GHG Tandil, Buenos Aires, Argentina.

² Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina (ANPCyT)

³ Instituto de Física Arroyo Seco (IFAS), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Pinto 399, B7000GHG Tandil, Buenos Aires, Argentina.

Correo electrónico: facundo.carmona@rec.unicen.edu.ar

1. Introducción

En las últimas décadas una gran conciencia en relación al cuidado del medio ambiente y al aprovechamiento de los recursos naturales de manera sustentable se ha desarrollado a escala mundial. Muchas de las problemáticas ambientales son respuestas a procesos naturales en continua evolución y otros generados o acelerados por las actividades del hombre. En tal sentido, es comprensible la necesidad de llevar adelante planes de monitoreo ambiental que permitan evaluar el estado y los cambios de los ecosistemas. En este contexto, el desarrollo de sistemas satelitales destinados a cumplir con ese objetivo se presenta como una herramienta excepcional para adquirir y evaluar las diversas variables de interés. Los equipos montados a bordo de los satélites de observación terrestre producen imágenes con características específicas y únicas que pueden usarse como fuente de información, ofreciendo una perspectiva excepcional de la superficie y una amplia cobertura periódica.

Las actividades agrícola-ganaderas e industriales en los márgenes del río Quequén Grande (RQG) (provincia de Buenos Aires, Argentina), de sus afluentes y estuario que utilizan el agua en sus sistemas de lavado y refrigeración o como fuente de aprovisionamiento y/o desechos se han venido desarrollando en forma notoria en las últimas décadas. Como resultado de dichas acciones es de esperar la pérdida de la calidad de las aguas y un número creciente de dificultades para cumplir con los requisitos que las mismas actividades que las originan necesitan

para desarrollarse, además del consecuente deterioro de los ámbitos recreacionales. Por lo tanto, ha crecido la necesidad de obtener información hidrodinámica en el último tramo del río, el estuario y el mar adyacente, y su relación con las actividades desarrolladas en la cuenca, con el fin de evaluar en particular el impacto ambiental en la región.

En este contexto, el análisis de secuencias de imágenes de satélite permite obtener información complementaria a la que puede obtenerse en los trabajos de campo, para comprender el movimiento del frente estuarino, la distribución de la turbidez y la contaminación superficial y para realizar registros batimétricos, entre otros. Esto es viable gracias a la diferente respuesta espectral del agua, según los procesos que se estén desarrollando en ella, aunque en general no es posible obtener toda la información simultáneamente. A pesar de que las cambiantes condiciones meteorológicas, del mar y del río también imponen límites a la adquisición de datos, la comparación entre los resultados de las distribuciones de reflectividad en las regiones del espectro electromagnético (EM) y las medidas de campo permite inferir información en las áreas donde no es posible contar con ella en forma directa e interpretar globalmente el suceso/evento analizado.

Una interesante aplicación de las imágenes de satélite es la estimación del material particulado en suspensión (*MPS*), el cual puede ayudarnos a conocer la hidrodinámica del estuario. El *MPS* provoca una elevación de la reflectividad del agua (en las regiones Visible e Infrarrojo Cercano del espectro EM, principalmente) y a partir de relaciones *ad hoc* entre la respuesta espectral y el contenido de *MPS* puede cuantificarse su concentración a nivel de píxel (Bhatti *et al.*, 2006; Bhatti, 2008; Dekker *et al.*, 2001; Doxaran *et al.*, 2002, Onderka y Pekárová, 2008; Wang *et al.*, 2007).

En este capítulo se presenta la información física preliminar obtenida por medio del análisis espectral de una serie de imágenes de satélite del estuario del RQG luego de su procesamiento, se presenta una comparación de los resultados espectrales obtenidos de imágenes correspondientes a un periodo húmedo y otro seco y, finalmente, una estimación cualitativa del *MPS* a partir de las imágenes. Para realizar éste trabajo se utilizaron datos captados por los sensores TM (*Thematic Mapper*) y ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) de las plataformas satelitales Landsat 5 y 7, respectivamente.

2. Materiales y Métodos

2.1. Región de estudio y Datos Utilizados

2.1.1. Estuario del Río Quequén Grande

La cuenca del RQG (Figura 1-a) se localiza en el sudeste de la provincia de Buenos Aires en una zona agrícola-ganadera de gran importancia económica de

Argentina. Tiene un área total de 9370 km² y es una llanura aluvial uniforme inserta en un clima templado. El río recorre unos 173 km y por medio de numerosos tributarios recoge las aguas de las sierras de Tandil y de la Tinta así como de la pampa interserrana. Los valores medios mensuales de su caudal varían a lo largo del año desde un mínimo de 5,3 m³ s⁻¹ en febrero a un máximo 11,4 m³ s⁻¹ en noviembre. Sin embargo, inundaciones de envergadura tienen lugar esporádicamente entre las cuales sobresalen aquellas registradas en 1905, 1913, 1915, 1998, 2002 y la más grande en 1980, cuando el caudal alcanzó los 200 m³ s⁻¹ y tres puentes importantes fueron destruidos por la corriente (Perillo *et al.*, 2005).

El estuario (Figura 1-b) se encuentra inmerso en el núcleo poblacional Quequén-Necochea que concentra la actividad de acopio de cereales, convirtiendo al Puerto Quequén en la salida natural de la producción agrícola regional. Dos escolleras reducen la amplitud del oleaje, siendo aquella ubicada al sur la de mayor longitud y la que tiene, por lo tanto, una marcada influencia sobre la geomorfología costera. Con el objeto de mantener las condiciones de navegabilidad para los buques de gran calado que frecuentan la zona portuaria, la profundidad se mantiene a 12 m por medio de dragado continuo, generando un escalón en esta área con respecto a los 3-4 m existentes río arriba de dicho salto. Esta topografía artificialmente mantenida induce flujos de comportamientos disímiles y zonas de circulación reducida con fuertes condiciones reductoras y hasta anóxicas ya que, por ejemplo, al pie del escalón existe una fuerte tendencia de los sedimentos y materia orgánica a quedar atrapados.

A 15 km del mar aguas arriba se encuentran Las Cascadas, pequeños saltos de agua rodeados de frondosa vegetación que marcan la cabeza del estuario según la definición propuesta por Perillo (1995). Si bien este es el lugar más alejado donde se ha reportado la llegada de la intrusión salina, la marea afecta notoriamente solamente los primeros 2-3 km del río.

El estuario tiene un patrón meandriforme el cual originalmente finalizaba en una costa llana dominada por un sistema costero de dunas sobre el lado de Necochea y una costa acantilada con playas extendidas sobre el lado de Quequén. Es considerado como un sistema parcialmente mezclado desde el salto hasta la cabecera mientras que en los últimos 2 km la columna de agua se encuentra altamente estratificada (Perillo *et al.*, 2005), con concentraciones muy bajas de salinidad (prácticamente agua dulce) en los primeros 1-3 m, a partir de donde se desarrolla una halóclina (o interfase de densidad) y por debajo una capa homogénea con aguas marinas (Piccolo, 1998)

Los valores de pH registrados indican que se trata de un río de aguas alcalinas (pH > 8 todo el año). El MPS varía de manera considerable junto con la variación del caudal del río, así como con la duración e intensidad de las lluvias. Así se han

registrado contenidos de MPS de entre 40 y 1140 mg l^{-1} para caudales de 10 y de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Las aguas del estuario suelen presentar mayor turbidez que la de las aguas marinas adyacentes. La distribución de sedimentos en el interior del puerto indica que los sedimentos muy finos, mayoritariamente arcillosos con un porcentaje bajo de arena, dominan en la parte central. Los sedimentos con alto contenido de arenas se encuentran en la cabeza del estuario y a lo largo de la margen derecha del puerto mientras y los sedimentos finos se encuentran en el fondo del escalón y detrás de la escollera norte sobre la margen izquierda del puerto.

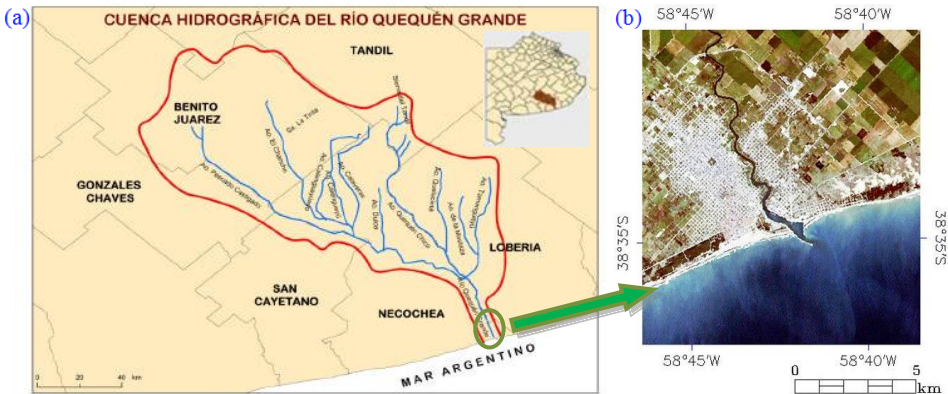


Figura 1. (a) Cuenca hidrográfica del RQG y (b) tramo final del río, correspondiente al estuario.

2.1.2. Información utilizada

En este trabajo fueron utilizadas ocho imágenes de satélite (Tabla 1), dos de ellas captadas por el sensor ETM+ y las seis restantes por el sensor TM (misión Landsat, escena 224-87 del *World-wide Reference System*), proporcionadas por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales de Argentina (CONAE). El sensor TM cuenta con siete bandas; tres bandas en la región Visible (V) del EM (Azul, Verde y Rojo), una en el sector del Infrarrojo Cercano (IRC), dos en el Infrarrojo Medio (IRM), todas ellas de 30 m de resolución espacial, y además una banda en la región del Infrarrojo Térmico (IRT) de 120 m de resolución espacial. Por su parte el sensor ETM+ cuenta con bandas similares al sensor TM, con la diferencia de que la banda del sector térmico tiene una resolución espacial de 60 m y posee además una banda pancromática de 15 m de resolución espacial.

El procesado y extracción de información de las mismas se realizó utilizando el programa ENVI 4.3 (*Research System Inc.*, Boulder, Colorado, USA). En principio se recortaron de las imágenes originales el área de estudio y alrededores

(Figura 2) con el fin de trabajar con menor cantidad de datos y, en consecuencia, realizar las tareas de procesado de forma más rápida y acotada.

De forma complementaria, a la información obtenida desde datos de satélite, se utilizaron los valores de caudal de agua del RQG (mostrados en la Tabla 2) medidos en la estación Puente La Cascada-Necochea (*estación HL 6135* del registro de la Dirección Provincial de Hidráulica de Buenos Aires) ubicada a 15 km de la boca del estuario.

Tabla 1. Sensor y fecha de captura de las imágenes utilizadas.

<i>Imagen</i>	<i>Sensor</i>	<i>Fecha de adquisición</i>
(1)	ETM+	30/01/2001
(2)	ETM+	28/07/2002
(3)	TM	22/12/2006
(4)	TM	07/01/2007
(5)	TM	08/02/2007
(6)	TM	28/03/2007
(7)	TM	13/04/2007
(8)	TM	29/04/2007

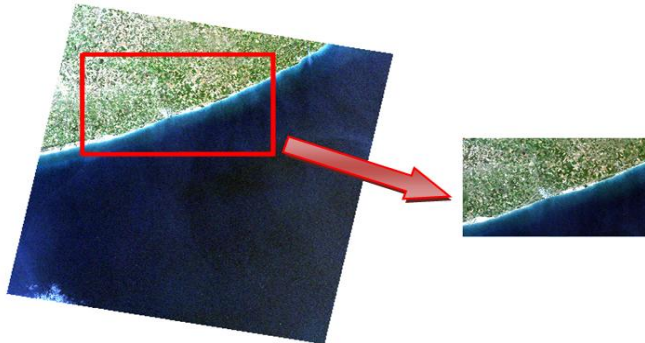


Figura 2. Esquema en color verdadero (*RGB 321*) del recorte efectuado a las imágenes de satélite.

Tabla 2. Mediciones de caudal próximas a las fechas de las imágenes utilizadas.

<i>Fecha</i>	<i>Caudal ($m^3 s^{-1}$)</i>
13/12/2000	6,86
11/02/2001	6,88
14/05/2002	40,21
29/07/2002	135,41
22/11/2006	12,35
24/01/2007	10,98
29/03/2007	11,99
16/05/2007	17,41

Como las fechas de las mediciones disponibles de caudal no coinciden con las fechas de adquisición de las imágenes se utilizaron los valores de caudal de las fechas más próximas (teniendo en cuenta las precipitaciones registradas entre ambas fechas con el fin de evaluar si el caudal considerado es representativo).

2.2. Procesado de las imágenes de satélite

A continuación se describen los procesados realizados a las imágenes de satélite para obtener las magnitudes físicas de superficie.

2.2.1. Calibración Radiométrica

La primera calibración efectuada a las imágenes fue la radiométrica, la cual es un proceso en el que los números digitales (ND_{λ}) almacenados para cada banda y píxel se convierten a valores de radiancia ($L_{\lambda sat}$) por medio de:

$$L_{\lambda sat} = G_{\lambda} ND_{\lambda} + B_{\lambda} \quad (1)$$

donde el subíndice λ indica el número de la banda y, G_{λ} y B_{λ} son los coeficientes de transformación de ND_{λ} a valores de radiancia (Chander y Markham, 2003; Chander et al., 2007). $L_{\lambda sat}$, G_{λ} y B_{λ} tienen unidades de $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$.

2.2.2. Reflectividad de superficie

Los $L_{\lambda sat}$ se convierten en valores de reflectividad a tope de la atmósfera ($\rho_{\lambda TOA}$), sin considerar efectos atmosféricos y asumiendo una superficie uniforme Lambertiana bajo condiciones libre de nubes, por medio de:

$$\rho_{\lambda TOA} = \frac{\pi L_{\lambda sat}}{E_{\lambda 0} d^{-2} \cos \theta_z} \quad (2)$$

donde π (sr) representa la hipótesis de superficie Lambertiana, d es la distancia Tierra-Sol medida en unidades astronómicas (ua), $E_{\lambda 0}$ es la irradiancia solar espectral exoatmosférica (en $W m^{-2} \mu m^{-1}$) y θ_z es el ángulo cenital solar.

Para las regiones del espectro EM donde se sitúan las bandas 5 y 7 (IRM) de los sensores considerados, la atmósfera no introduce efectos significativos y, por lo tanto, la reflectividad de superficie ($\rho_{\lambda S}$) fue estimada a partir de la Ecuación 2 ($\rho_{\lambda S} = \rho_{\lambda TOA}$ para las bandas 5 y 7). Por otro lado para las bandas 1-4, localizadas en regiones del espectro V e IRC, los efectos atmosféricos de dispersión no pueden despreciarse y es por ello que la $\rho_{\lambda S}$ se estimó, considerando una superficie uniforme Lambertiana y con condiciones libres de nubes, por medio de la siguiente ecuación (Schroeder et al., 2006; Soudani et al., 2006):

$$\rho_{\lambda S} = \frac{\pi(L_{\lambda sat} - L_{\lambda p})}{T_{\lambda v}(E_{\lambda 0} d^{-2} \cos \theta_z T_{\lambda z} + E_{\lambda down})} \quad (3)$$

donde $L_{\lambda p}$ ($\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$) es la radiancia registrada como resultado de la interacción de la radiación EM con los componentes atmosféricos (del inglés *path radiance*), $T_{\lambda v}$ es la transmisividad atmosférica desde la superficie hacia el sensor, $T_{\lambda z}$ es la transmisividad atmosférica en la dirección de la iluminación solar y $E_{\lambda down}$ es la irradiancia difusa del cielo hacia abajo ($\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$).

En la Figura 3 se esquematizan las componentes del modelo de corrección atmosférica empleado, donde $L_{\lambda t}$ es equivalente a la diferencia entre $L_{\lambda sat}$ y $L_{\lambda p}$, θ_v representa el ángulo cenital del sensor ($\theta_v = 0$, en éste caso) y L_{λ} la radiancia reflejada en cada píxel considerado. Para estimar los valores de los parámetros atmosféricos $T_{\lambda z}$, $T_{\lambda v}$, $E_{\lambda down}$ y $L_{\lambda p}$ se utilizó el método conocido como *Resta de Superficies Oscuras* (DOS, del inglés *Dark Object Subtraction*) (Song et al., 2001; Brivio et al., 2001).

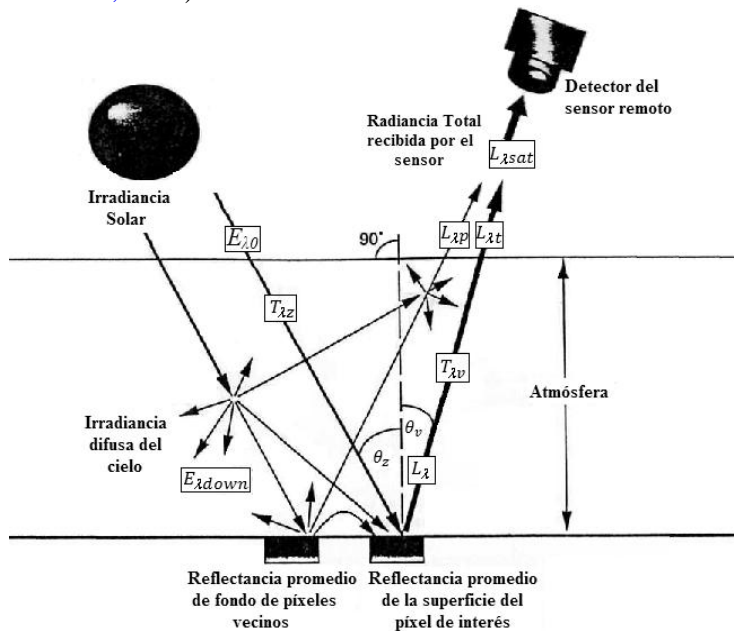


Figura 3. Radiancia recibida por el sensor remoto e interacciones atmósfera-energía EM (modificado de Jensen, 1996).

Este método supone que la imagen de satélite contiene ciertos píxeles con una $\rho_{\lambda s}$ (denominada por simplicidad como ρ_{λ} de aquí en adelante) cercana a cero (*zonas oscuras*), como por ejemplo aquellos correspondientes al agua clara y profunda, a una densa forestación ó a una sombra entre otros, y que en dichos píxeles es posible asociar la señal registrada principal y casi exclusivamente a la producida por efectos de la dispersión atmosférica (ó *scattering*) denominada $L_{\lambda p}$ (Chavez, 1988).

Por lo tanto, de acuerdo al método DOS, es necesario sustraer a cada $L_{\lambda_{sat}}$ el valor de L_{λ_p} introducido por la atmósfera. La radiancia L_{λ_p} se estimó usando la expresión (Schroeder *et al.*, 2006; Chavez, 1988 y 1996; Moran *et al.*, 1992):

$$L_{\lambda_p} = ND_{\lambda_{dark}} G_{\lambda} + B_{\lambda} - 0,01 \frac{E_{\lambda_0} \cos \theta_z T_{\lambda_z} T_{\lambda_v}}{d^2 \pi} \quad (4)$$

donde $ND_{\lambda_{dark}}$ es el ND_{λ} mínimo en cada banda espectral para una dada *región de interés* (ROI - del inglés *Region of Interest*), elegida como *zona oscura*, de al menos 1000 píxeles (Teillet y Fedosejevs, 1995).

Este método asume una atmósfera Rayleigh sin aerosoles y una reflectividad en superficie del 1% para el objeto oscuro (tercer término de la Ecuación 4). Los valores de ρ_{λ} obtenidos con el método DOS presentan un error del orden del 10 % (Barnaby y Pellikka, 2003).

T_{λ_v} y T_{λ_z} se calcularon a partir de las ecuaciones:

$$T_{\lambda_v} = \exp(-\tau_{\lambda_r} / \cos \theta_v) \quad (5)$$

$$T_{\lambda_z} = \exp(-\tau_{\lambda_r} / \cos \theta_z) \quad (6)$$

siendo τ_{λ_r} el espesor óptico para la dispersión *Rayleigh* obtenido por medio de la ecuación propuesta por Kaufman (1989):

$$\tau_{\lambda_r} = \frac{0,008569}{\lambda_m^4 (1 + 0,0113\lambda_m^2 + 0,00013\lambda_m^4)} \quad (7)$$

donde λ_{ef} (en μm) es la longitud de onda efectiva de cada banda (Tabla 3). Finalmente, $E_{\lambda_{down}}$ es considerada nula, debido a que su contribución es insignificante con respecto a E_{λ_0} (Song *et al.*, 2001; Barnaby y Pellikka, 2003).

Tabla 3. λ_{ef} (μm) de las bandas de los sensores TM y ETM+, región V-IRC del espectro EM.

Banda	λ_{ef} - sensor TM	λ_{ef} - sensor ETM+
Banda 1 (azul)	0,485	0,479
Banda 2 (verde)	0,560	0,561
Banda 3 (rojo)	0,660	0,661
Banda 4 (IRC)	0,830	0,835

2.2.3. Georeferenciación

Las imágenes se georeferenciaron aplicando la técnica de *puntos de control* entre dos imágenes. Los *puntos de control* son puntos comunes a una imagen base elegida y a la imagen que se desea corregir. Una vez seleccionados los *puntos de control*, se establece una relación entre las coordenadas ‘corregidas’ y las coordenadas ‘sin corregir’, de forma que esta relación se aplica a toda la

imagen no corregida para obtener finalmente una imagen corregida. En éste trabajo nosotros elegimos como imagen base la provista por el sensor ETM+ con fecha de adquisición del 30/01/2001. Se eligieron, en cada caso, un mínimo de 6 puntos de control y por medio de una interpolación matricial con un polinomio de primer grado se ajustaron geométricamente las imágenes con un error de un píxel (Armand, 1995).

2.2.4. Construcción y aplicación de máscaras

Como paso final del procesado se elaboró una *máscara* y posteriormente se aplicó a las imágenes con el propósito de eliminar los píxeles sobre tierra, delimitando así la zona de estudio (en este caso, el estuario del RQG). Debido a que la energía correspondiente a la región IRM del espectro EM es fuertemente absorbida en el agua y que por el contrario gran proporción de ella es reflejada sobre superficies de suelo, se utilizó éste comportamiento espectral diferencial para crear la máscara y eliminar, en este caso, todos los píxeles correspondientes al suelo. Con éste propósito se utilizó la banda 7 ($\lambda_{ef} = 2,2 \mu\text{m}$), dejando en las imágenes sólo los píxeles con valores entre $0 \leq \rho_7 \leq 5 \%$ y eliminando todos aquellos con $\rho_7 > 5 \%$.

2.3. Extracción de información física a partir de las imágenes procesadas

Para la extracción de la información, a partir de las imágenes procesadas, se han empleado tres técnicas que se describen a continuación.

2.3.1. Construcción de curvas espectrales

Se eligieron 10 muestras de píxeles (10 ROIs) a lo largo del estuario como se muestra en la Figura 4.

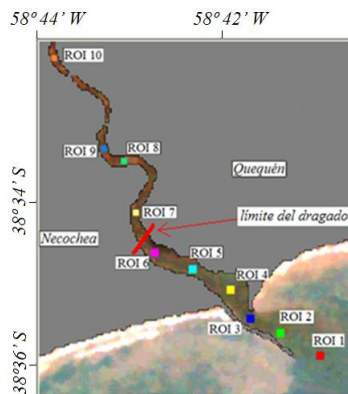


Figura 4. Muestras consideradas para el estudio (ROIs 1-10).

Las ROIs 1-3 corresponden básicamente a sectores con aguas de mar (en la boca del estuario), las ROIs 4-6 están en la zona portuaria (zona expuesta a dragado intensivo) y las ROIs 7-10 se ubican aguas arriba del escalón de dragado. Las áreas seleccionadas como ROIs son de diferentes dimensiones espaciales, garantizándose que no contengan píxeles de borde. Las ROIs 1-6 tienen un área de 14400 m² y las ROIs 7-10 de 8100 m².

A partir de las ROIs se obtienen las curvas espectrales para cada imagen, que expresan los valores de reflectividad promedio en cada ROI ($\rho_{\lambda\text{ROI}i}$) en función de la longitud de onda (en el eje de las abscisas se ubican las λ_{ef} en μm).

Para la elaboración de las curvas espectrales se utilizaron las bandas 1-4 de los sensores de satélite. Las bandas 5 y 7 no se consideraron, dado que en las regiones del espectro EM que están ubicadas en la región del IRM no contribuyen a la caracterización espectral del estuario por la fuerte absorción de la energía que provoca el agua.

2.3.2. Comparación del comportamiento espectral entre un periodo seco y uno húmedo

Se construyeron gráficas de $\rho_{\lambda\text{ROI}i}$ en función de las ROIs, para las bandas 1-4, a partir de las dos imágenes ETM+ procesadas para comparar el comportamiento espectral entre un periodo seco (con precipitaciones escasas y caudal bajo del río) y otro húmedo (con precipitaciones intensas y caudal alto del río).

2.3.3. Estimación de un indicador del material particulado en suspensión

Para obtener el contenido de MPS en la zona de estudio se utilizó la ecuación propuesta por Bhatti (2008), la cual se expresa como:

$$MPS = m [(B_3 + B_4)/(B_3 / B_4)] + n \quad (8)$$

donde MPS resulta en mg l⁻¹, B₃ y B₄ representan los valores de ρ_3 y ρ_4 determinadas a partir de Ecuación 3. Los coeficientes m y n (en mg l⁻¹) se ajustan con mediciones de campo.

Para aplicar dicha ecuación a la región de estudio se debe ajustar el cociente $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ en función de la concentración de MPS medida *in situ* al momento de paso del satélite (Landsat 5 ó 7, en este caso), o con radiómetros con bandas similares. Debido a que no se disponen de medidas *in situ* no es posible obtener la concentración de MPS cuantitativamente. No obstante, hemos considerado la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ (variable de la Ecuación 8) como un *indicador cualitativo* de la cantidad de MPS en el estuario.

Se graficaron los resultados del cociente $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ obtenidos en cada ROI establecido para las distintas imágenes. Finalmente, para comprender y visualizar mejor los resultados, se elaboran mapas de la zona de estudio a partir

de composiciones color verdadero (RGB 321) y mapas del cociente $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ aplicando la paleta de color *Rainbow* (ENVI 4.3).

3. Resultados y Discusión

3.1. Respuesta espectral de las ROIs seleccionadas en el área de estudio

En la Figura 5 se muestran las curvas espectrales para las ROIs establecidas de las ocho imágenes procesadas.

Como puede observarse, los valores de ρ_λ varían entre 1,3 y 11,6 % indicando las distintas respuestas del sistema. Así, las curvas espectrales son el resultado de la interacción entre la radiación EM con el *MPS* y otros factores como la vegetación, la contaminación, la profundidad del agua y la salinidad, entre otras.

La Figura 5-1 muestra curvas espectrales similares para las diferentes ROIs con una baja dispersión de los valores de reflectividad, forma cóncava hacia abajo y un máximo en la banda 2. Se pueden distinguir dos grupos de curvas espectrales: las correspondientes a las ROIs 1-6, que presenta los mayores valores de ρ_1 y ρ_2 , y las ROIs 7-10 (es decir, aguas abajo y aguas arriba del escalón de dragado respectivamente). Puede observarse que ρ_2 varía entre 6,1 y 6,7 % para el primer grupo y entre 4,7 y 5,3 % para el segundo.

Resultados similares, aunque con mayor variación espectral a lo largo del estuario, se observan en la gráficas 5-3, 5-4 y 5-5.

Las gráficas 5-1, 5-3, 5-4 y 5-5, que muestran curvas similares entre sí, corresponden a imágenes obtenidas durante el verano con valores de caudal del río cercanos al caudal base (entre 7 y 12 m^3s^{-1}) y, por ende, corresponden a un periodo seco.

Las gráficas 5-6, 5-7 y 5-8 fueron realizadas con imágenes tomadas en otoño y en ellas se observan valores relativamente bajos de ρ_λ . Todas ellas se caracterizan por un salto significativo de la ρ_4 entre las ROIs ubicadas a ambos lados del escalón siendo mayor el valor de ρ_4 aguas arriba del mismo.

La Figura 5-2 presenta resultados espectrales bien diferentes ya que muestra la respuesta espectral a una crecida del río. Se observa un aumento paulatino de ρ_λ en dirección aguas arriba, principalmente en las bandas 3 y 4. Un aumento grande de la ρ_4 se hace notorio en las ROIs 7-10. Éste comportamiento espectral también muestra una fuerte influencia del transporte de *MPS* proveniente de la cuenca, por escurrimiento.

Los valores altos en las bandas 3 y 4 evidencian que la concentración de *MPS* es alto y esto se condice con los resultados encontrados en otros ambientes de similares condiciones litológicas (Lodhi *et al.*, 1998; Dekker *et al.*, 2001; Doxaran *et al.*, 2002; Warrick *et al.*, 2004; Bhatti *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2007; Knaeps *et al.*, 2007; Onderka y Pekárová, 2008; Bhatti, 2008).

Caracterización espectral del estuario del Río Quequén Grande por medio de imágenes Landsat, 2011

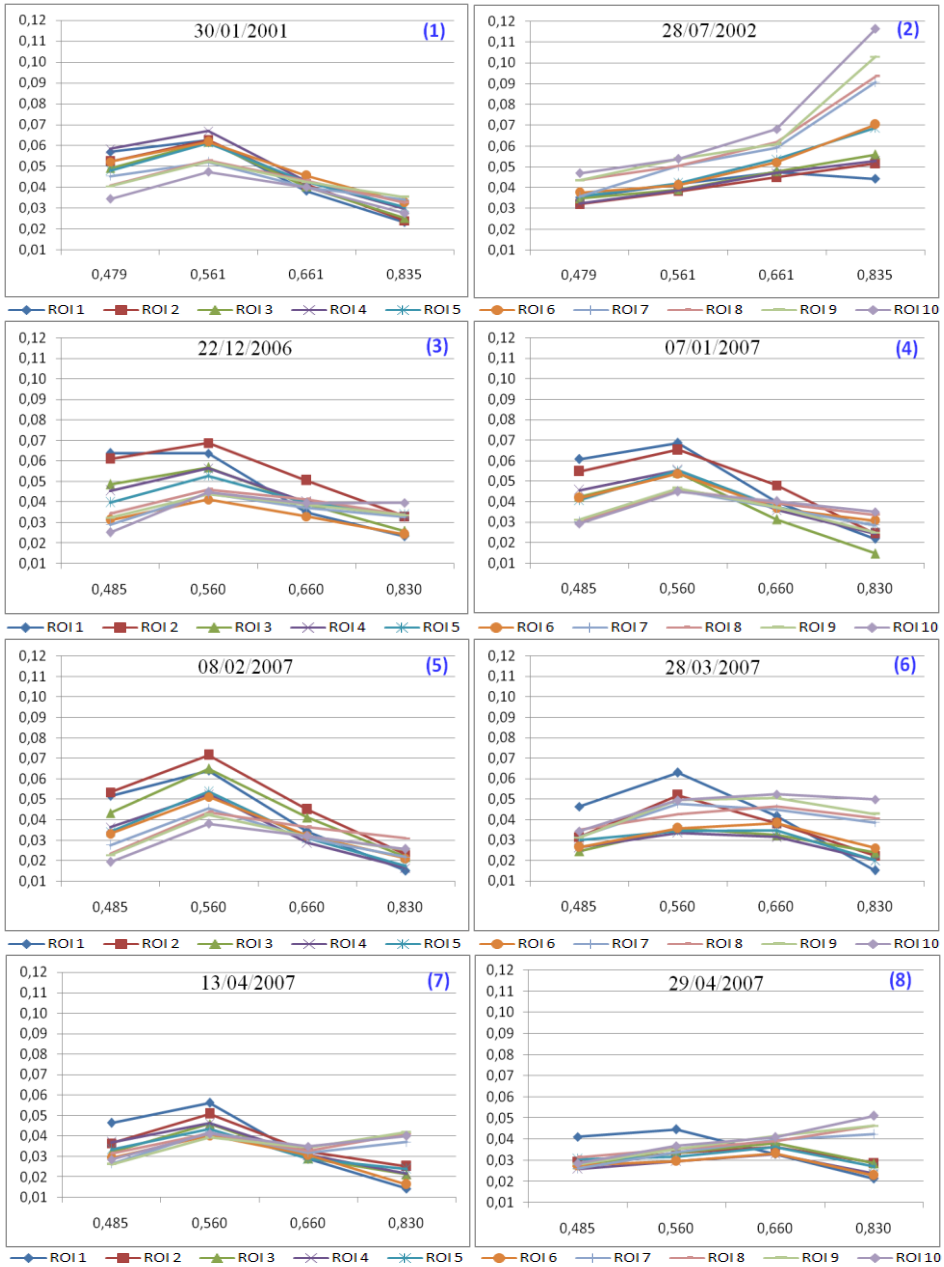


Figura 5. Curvas espectrales de las ROIs establecidas en las imágenes procesadas. El eje de ordenadas representa los valores de ρ_z y el de abscisas las bandas 1-4, marcadas por las λ_{ef} (μm).

3.2. Comportamiento espectral entre un periodo seco y uno húmedo

De acuerdo al análisis general realizado en la sección anterior, es posible definir y analizar el comportamiento espectral para situaciones de mínimo (periodo seco) y máximo (periodo húmedo) caudal. Para esto se seleccionaron las dos imágenes del sensor ETM+ que las representan muy bien. La Figura 6 muestra las $\rho_{\lambda ROIi}$ en las bandas 1-4 en función de las ROIs para ambas situaciones hidrológicas consideradas.

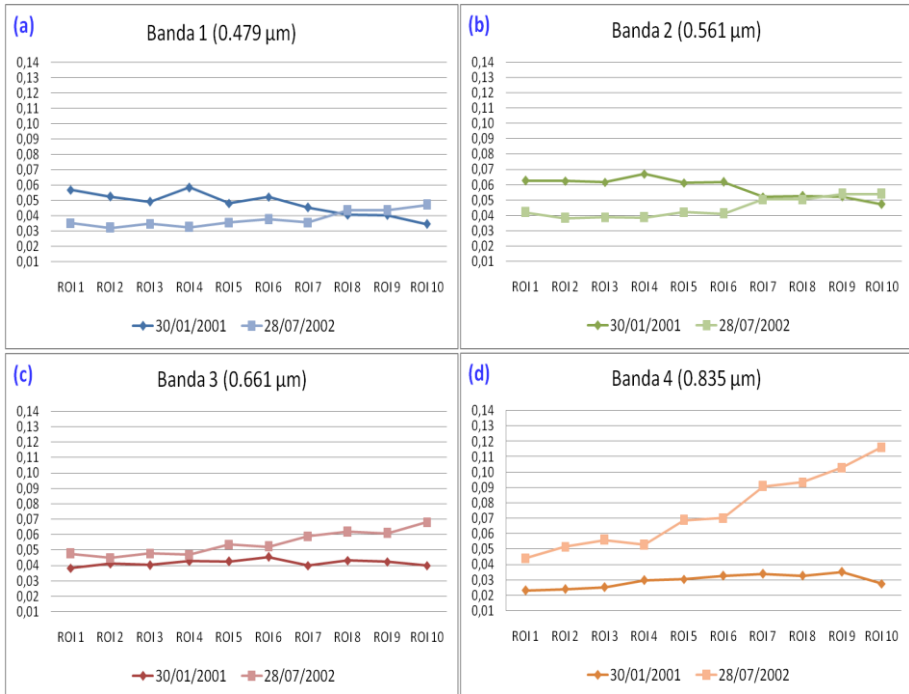


Figura 6. Reflectividad en función de las ROIs para las imágenes tomadas el 30/01/2001 y 28/07/2002.

En las gráficas 6-a y 6-b de la Figura 6 se observa un comportamiento espectral similar en las ROIs 7-10 (aguas arriba del escalón) y diferencias en las ROIs 1-6. La respuesta espectral del sector de dominio marino presenta valores mayores de reflectividad en la región visible del espectro EM que el sector dominado por la descarga del río. De aquí que para un bajo caudal del río (o caudal base) el sector portuario es de dominio marino presentando mayor reflectividad en las bandas 1 y 2. En las gráficas 6-c y 6-d se observa una mayor reflectividad para la imagen correspondiente al periodo húmedo respecto a la del periodo seco, confirmando que la reflectividad del agua en las regiones Rojo e

IRC del espectro EM es un buen indicador de la concentración de MPS (Ecuación 8). Esto explica la mayor reflectividad registrada en la imagen de mayor caudal de agua, lo que está directamente relacionado con la concentración de MPS. De acuerdo con lo expresado en los párrafos anteriores, los dominios marino y del río podrían ser claramente indicados por medio de una composición de falso color compuesto RGB 421. La Figura 7-a pone en evidencia el efecto del dominio marítimo mientras que la Figura 7-b hace lo propio con el efecto del aumento de la capacidad de transporte del río.

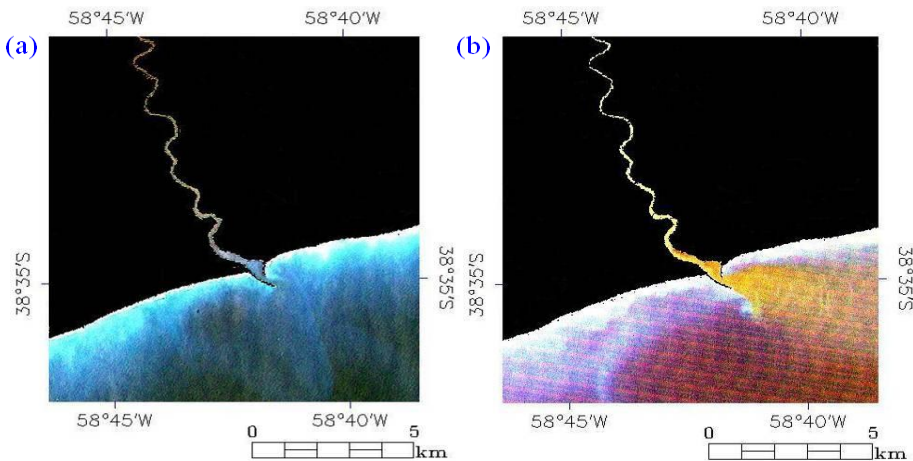


Figura 7. Composiciones falso color compuesto 421 para: (a) caudal bajo del río correspondiente al 30/01/2001 y (b) caudal alto correspondiente al 28/07/2002.

3.3. Estimación de MPS a partir de datos de satélite

Como ya se mencionó, los MPS generan una elevación de la reflectividad en las regiones V-IRC del espectro EM aunque generalmente se suele utilizar la región IRC (0,75-0,90 μm aproximadamente, o banda 4 en este caso) por presentar generalmente una respuesta lineal entre la concentración de MPS y la reflectividad en dicha región espectral (Onderka y Pekárová, 2008; Dekker *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2007). Aunque distintos autores sugieren diferentes relaciones para estimar la concentración de MPS (Bhatti, 2008; Doxaran *et al.*, 2001), en definitiva lo que se hace es buscar los mejores ajustes entre las reflectividades estimadas a partir de datos de satélite o radiómetros, en la región V-IRC del espectro EM, y las mediciones *in situ* de MPS.

La Figura 8 muestra la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ como un indicador cualitativo del contenido de MPS. Las curvas se diferencian claramente en función la capacidad de transporte del río.

En la imagen de la fecha 28/07/2002 el mayor contenido de *MPS* y su aumento aguas arriba es notable, con valores de $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ de 0,10 en el ROI 1 y 0,31 en el ROI 10. Un comportamiento similar en el crecimiento de la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ se presenta para las imágenes captadas los días 28/03/2007, 07/01/2007 y el 29/04/2007, de lo cual se podría inferir que también es posible detectar *MPS* con caudales bajos. La diferencia en la detección de la concentración de *MPS* se hace más notoria en el tramo aguas arriba del puerto (ROIs 7-10).

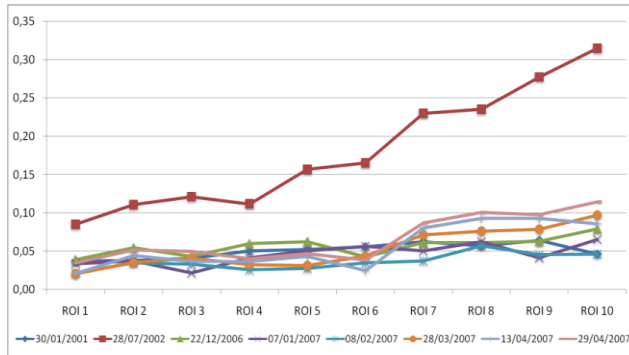


Figura 8. Variación de $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ en función de las ROIs definidas.

Dos casos extremos se muestran en la Figura 9 por medio de mapas con paleta de color de la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ para una imagen captada en un día de caudal bajo y por tanto de bajo contenido de *MPS* (9-a) y otra correspondiente a un día de caudal elevado y alto contenido de *MPS* (9-b).

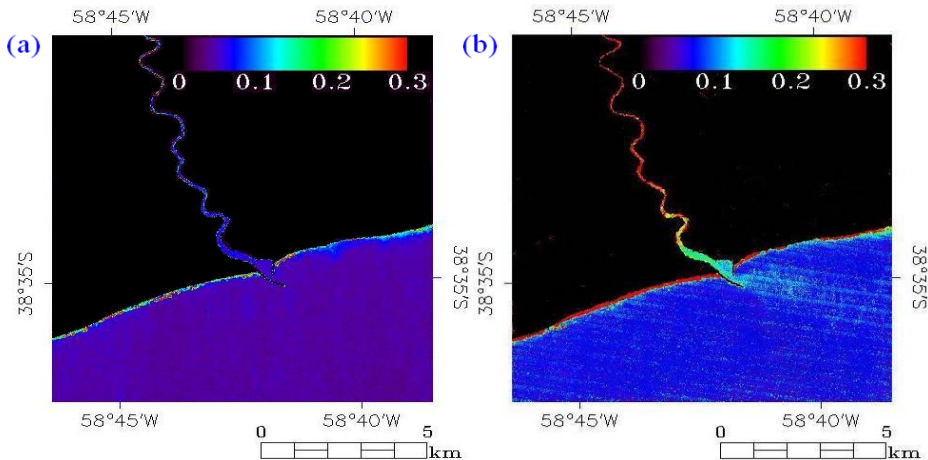


Figura 9. Comportamiento espacial de la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ para un día de: (a) bajo (30/01/2001) y (b) alto (28/07/2002) caudal del río. Paleta de color *Rainbow* (ENVI 4.3).

En la Figura 9-a se observa que el transporte de *MPS* es escaso así como el caudal de agua y el comportamiento espectral es similar al del agua de mar, mientras que en la Figura 9-b se observa que el comportamiento espectral es dominado por un gran caudal de agua dulce con un fuerte transporte de *MPS* hacia el mar. Es interesante observar también en la Figura 9-b la variación de *MPS* a lo largo del río. Los aportes son máximos en la parte alta del estuario y decrecen hacia la desembocadura del río. En el salto abrupto de en la relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ (entre ROIs 6 y 7) es coincidente con el salto abrupto de profundidad, lo cual también indica una región de fuerte sedimentación allí.

4. Conclusiones

En este capítulo se analizó el comportamiento espectral del estuario del Río Quequén Grande por medio de ocho imágenes de satélite captadas por los sensores TM y ETM+, donde las curvas espectrales mostraron la capacidad de distinguir diferentes dominios en el sistema estuarino por medio de la respuesta espectral de ROIs ubicados en la boca del estuario (ROIs 1-3), en la zona portuaria (ROIs 4-6) y aguas arriba del mismo (ROIs 7-10), y además pudo evidenciarse una relación con el caudal de descarga del río.

Al comparar las curvas espectrales de un periodo seco con las de uno húmedo se pone de manifiesto la aptitud de la banda 4 (región IRC del espectro EM) como indicador de la concentración de *MPS* en el estuario del Río Quequén Grande y se observaron patrones espectrales diferenciados a ambos lados del escalón artificial portuario. La relación $(B_3+B_4)/(B_3/B_4)$ propuesta por [Bhatti \(2008\)](#) fue aplicada como indicador cualitativo de *MPS*, donde los resultados alcanzados muestran valores entre 1 % y 31 % para diferentes condiciones y zonas del estuario (Figura 8).

Si bien la metodología expuesta en este capítulo constituye el primer intento de aplicar el análisis espectral en el estuario del RQG, y dado que no se cuenta con resultados previos con que comparar, los resultados obtenidos coinciden con los obtenidos por otros autores en otras regiones del mundo y en condiciones similares ([Lodhi et al., 1998](#); [Dekker et al., 2001](#); [Doxaran et al., 2002](#); [Warrick et al., 2004](#); [Bhatti et al., 2006](#); [Wang et al., 2007](#); [Knaeps et al., 2007](#); [Onderka y Pekárová, 2008](#); [Bhatti, 2008](#)).

Con el fin de realizar un análisis más acabado del sistema estuarino, sería de interés contar con valores medidos *in situ* de Material Particulado en Suspensión, contenido de materia orgánica, temperatura del agua, salinidad y reflectividad (región visible e infrarrojo cercano del espectro electromagnético) entre otras variables de interés. Con valores medidos sería posible ajustar modelos de estimación cuantitativa de Material Particulado en Suspensión a partir de datos

de satélite y conocer su comportamiento espacio-temporal, lo cual puede ayudar a comprender la hidrodinámica del estuario.

Finalmente, con el propósito de mejorar el análisis, sería conveniente recurrir a información captada por otros sensores, pudiéndose mejorar en: (1) la resolución temporal, utilizando los sensores de los satélites tales como CBERS, TERRA (ASTER), EO-1 (ALI) entre otros; (2) la resolución espacial, por medio de imágenes SPOT (HRV), QuickBird (BHRC-BCP), IKONOS, imágenes de sensores a bordo de aviones no tripulados; y (3) la resolución espectral, utilizando imágenes de sensores multispectrales como por ejemplo el sensor HYPERION de la Earth Observing Mission 1.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), a la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA) y a la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE).

Referencias

1. Armand, M. Cahier A4 Télédétection, urbanisme et aménagement. Le Cahiers Pédagogiques du Groipement pour le Développement de la Télédétection Aérospatiale (GDTA), Toulouse, Francia, 1995, 151 p.
2. Barnaby, J. F. C.; Pelikka, P. K. E. The Development of a Land Change Detection Methodology for Mapping the Taita Hills, South-East Kenya: Radiometric Corrections. Department of Geography, University of Helsinki, P. O. Box 64, FIN-00014 Helsinki, Finland, 2005.
3. Bhatti, A. M. Modelling and Monitoring of suspended Matter in Surface Waters Using Remotely Sensed Data. Special Course for International Students, Department of Engineering, Graduate School of Engineering , Kochi University of Technology, Kochi, Japan, 2008.
4. Bhatti, A. M.; Nasu, S., Takagi, M. Estimating Suspended Sediment Concentration in Turbid Water Using Remotely Sensed Data. Department of Infrastructure Systems Engineering, Kochi University of Technology, Kochi, Japan, 2006.
5. Bhatti, A. M.; Rundquist, D. C.; Nasu, S.; Takagi, M. Assessing the Potential of Remotely Sensed Data for Water Quality Monitoring of Coastal and Inland Waters. Research Associate, COE, Kochi University of Technology, Kochi, Japan, 2006.
6. Brivio, P. A.; Giardino, C.; Zilioli, E. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer

code for Lndsat TM images. *International Journal of Remote Sensing* 2001, 22, 487-502.

7. Chander, G.; Markham, B. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 2003, 41(11), 2674-2677.

8. Chander, G.; Member IEEE; Markham, B. L.; Barsi, J. A. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 2007, 4(3), 490-494.

9. Chavez Jr., P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 1988, 24, 459-479.

10. Chavez Jr., P. S. Image-based atmospheric correction- Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 1996, 62(9), 1025-1036.

11. Dekker, A. G.; Vos, R. J.; Peters, S. W. M. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *The Science of the Total Environment* 2001, 268, 197-214.

12. Doxaran, D.; Froidefond, J. M.; Lavender, S.; Castaing, P. Spectral signature of highly turbid waters Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. *Remote Sensing of Environment* 2002, 81, 149-161.

13. Jensen, J. R. *Introductory Digital Image Processing A Remote Sensing Perspective*. Second Edition. Ed: Prentice Hall, New Jersey, USA, 1996, 318 p.

14. Kaufman, Y. J. The atmospheric effect on remote sensing and its correction. In G. Asrar (Ed.), *Theory and Application of Optical Remote Sensing*. New York, USA, 1989.

15. Knaeps, E.; Sterckx, S.; Bollen, M.; Trouw, K.; Houthuys, R. Comparison of sediment transport modeling with hyperspectral airborne data analysis for the retrieval of sediment concentration. 3rd EARSel Workshop Remote Sensing of the Coastal Zone, Bolzano, Italy, 2007.

16. Lodhi, M. A.; Rundquist, D. C.; Han, L.; Kuzila, M. S. Estimation of Suspended Sediment Concentration in Water Using Integrated Surface Reflectance. *Geocarto International* 1998, 13(2), 11-15.

17. Moran, M. S.; Jackson, R. D.; Slater, P. N.; Teillet, P. M. Evaluation of simplifield procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. *Remote Sensing of Environment* 1992, 41, 169-184.

18. Onderka, M.; Pekárová, P. Retrieval of suspended particulate matter concentrations in the Danube River from Landsat ETM data. *Science of the Total Environment* 2008, 397, 238-243.

19. Perillo, G.M.E. Definition and geomorphologic classifications of estuaries. En: Perillo, G.M.E. (ed.) *Geomorphology and sedimentology of estuaries, Development in Sedimentology*, Elsevier Science BV, Ámsterdam, 1995, 53, 17-47.
20. Perillo, G. M. E.; Pérez, D. E.; Piccolo, M. C.; Palma, E. D.; Cuadrado, D. G. Geomorphologic and physical characteristics of a human impacted estuary: Quequén Grande River Estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2005, 62, 301-312.
21. Piccolo, M.C. Oceanography of the Western South Atlantic continental shelf from 33 S to 55 S. En: Robinson, A.R., Brink, K.H. (Eds.), *Coastal Oceanography. The Sea*. John Wiley y Sons, 1998, 253-271.
22. Schroeder, T. A.; Cohen, W. B.; Song, C.; Canty, M. J.; Yang, Z. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. *Remote Sensing of Environment* 2006, 103, 16-26.
23. Song, C.; Woodcock, C. E.; Seto, K. C.; Pax-Lenney, M.; Macomber S. A. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment* 2001, 75, 230-244.
24. Soudani, K.; Francois, C.; Le Maire, G.; Le Dantec, V.; Dufrêne, E. Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous, and deciduous forest stands. *Remote Sensing of Environment* 2006, 102, 161-175.
25. Teillet, P. M.; Fedosejevs, G. On the dark target approach to atmospheric correction of remotely sensed data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 1995, 21, 375-381.
26. Wang, J.; Lu, X.; Zhou, Y. Retrieval of suspended sediment concentrations in the turbid water of the Upper Yangtze River using Landsat ETM+. *Chinese Science Bulletin* 2007, 52, 273-280.
27. Warrick, J. A.; Mertes, L. A. K.; Siegel, D. A.; Mackenzie, C. Estimating suspended sediment concentrations in turbid coastal waters of the Santa Barbara Channel with SeaWiFS. *Int. J. Remote Sensing* 2004, 25 (10), 1995-2002.