

Experiencia de modelado hidráulico de humedales estuarinos: río Hunter (Australia)

Franco Trivisonno^{1,2,3}, *Florencia Peruzzo*^{1,2,3}, *Gerardo Riccardi*^{1,2,4}, *José Rodríguez*⁵,
*Patricia Saco*⁵, *Hernán Stenta*^{1,2} y *Pedro Basile*^{1,2}

¹Departamento de Hidráulica de la Escuela de Ingeniería Civil, FCEIA-UNR, Riobamba 245 bis (S2000EKE) Rosario

²Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales (CURIHAM), FCEIA-UNR, Riobamba 245 bis (S2000EKE) Rosario

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁴Consejo de Investigaciones de la Universidad Nacional de Rosario (CIUNR)

⁵School of Engineering, The University of Newcastle, University Drive, Callaghan (2308) NSW, Australia

E-mail: trivisonno.franco@gmail.com

RESUMEN: Los humedales son considerados ambientes extremadamente valiosos, porque brindan importantes beneficios, tales como atenuación de inundaciones, recarga de acuíferos, protección contra tormentas, depuración de aguas superficiales y absorción de carbono, así también porque albergan una importante diversidad biótica. Los humedales estuarinos, en particular, dependen de un delicado balance entre la pendiente topográfica y las tasas de acreción (elevación del terreno por acumulación de materia) y de aumento del nivel del mar. Predicciones de cambio climático introducen, en muchas partes del mundo, un aumento acelerado del nivel del mar, lo cual pondría en peligro a los humedales estuarinos. La infraestructura costera plantea una restricción adicional en la capacidad adaptativa de estos ecosistemas. En los últimos años se han desarrollado algunos modelos numéricos buscando evaluar la dinámica de los humedales con el propósito de asistir a su gestión frente a las situaciones aquí planteadas.

En este trabajo se presenta un modelo que representa la dinámica de las principales especies vegetales en un humedal estuarino. Con una estructura modular semi-acoplada hidráulica-vegetación-suelo, la distribución de la vegetación se relaciona con las variables hidroperíodo (proporción de tiempo de sumergencia) y amplitud de marea. La descripción hidráulica detallada del flujo que permite calcular tales variables se obtiene a través del CTSS8, un modelo hidrológico-hidráulico cuasi-bidimensional. El lugar de aplicación es un humedal denominado Área E en el estuario del río Hunter (sudeste de Australia), el cual está limitado en gran medida por la infraestructura. Las principales especies vegetales que se observan son los manglares y las marismas salinas, y está dividido en varios compartimientos debido a la presencia de estructuras de control en su interior, como alcantarillas y canalizaciones.

El modelo predice una mayor pérdida de marismas salinas frente al avance del manglar, en todos los escenarios de aumento del nivel del mar que fueron considerados.

Palabras clave: humedales estuarinos, dinámica de humedales, aumento del nivel del mar.

INTRODUCCIÓN

El trabajo que se describe en este documento constituye los últimos avances de un proyecto enmarcado en un convenio bilateral no formal, de asistencia recíproca, entre el Departamento de Hidráulica de la Escuela de Ingeniería Civil y el CURIHAM (FCEIA-UNR) y la School of Engineering de la Universidad de Newcastle en Australia.

Los humedales del estuario del río Hunter en Nueva Gales del Sur (NSW), así como en la mayor parte del sudeste de Australia, exhiben típicamente la secuencia llanuras de marea-manglar-marismas salinas (en inglés: mudflat-mangrove-saltmarsh), desde la costa y hacia dentro del humedal. Tanto los manglares como las marismas salinas son importantes para los peces del estuario (Mazumder et al., 2005) y proveen hábitats únicos para la fauna terrestre; en particular, las marismas salinas son utilizadas por murciélagos insectívoros como zonas de alimentación, y por aves costeras como áreas de descanso. Así, estas especies establecen una clara preferencia hacia las marismas salinas por sobre el manglar (Saintilan y Rogers, 2006).

Los humedales estuarinos constituyen sumideros para sedimentos finos fluviales y pueden absorber carbono en mayor proporción que los bosques terrestres (Howe et al., 2009; Mitsch et al., 2012). Durante períodos de incremento del nivel del mar, los humedales tienden a mantener cierta sumergencia relativa a través de una serie de mecanismos; uno de éstos consta en la acumulación de materia orgánica e inorgánica sobre la superficie del terreno (acreción). El material capturado tiene un alto componente orgánico dado por las raíces, las ramas caídas y las hojas, de modo que resulta evidente que en estos casos tal deposición absorbe carbono; dado que este carbono termina siendo enterrado, la absorción resulta permanente. En ciertas regiones del mundo donde la absorción de carbono se articula habitualmente dentro de sistemas de compensación ecológica, esta capacidad resulta particularmente destacable.

Las predicciones para la mayor parte de la costa australiana de un aumento acelerado del nivel del mar son peligrosas en el caso de humedales estuarinos donde coexisten manglares y marismas salinas: mientras que en algunas situaciones el manglar puede adaptarse rápidamente a los cambios del nivel del mar, y promover el establecimiento de marismas salinas al reducir la energía del oleaje causando sedimentación, la evidencia experimental recogida en distintos lugares de Australia revela una tendencia constante de una invasión a gran escala del manglar hacia dentro del humedal, hacia zonas originalmente ocupadas por marismas salinas (Saintilan y Williams, 1999). Con el tiempo se podría esperar que las marismas salinas también migren tierra adentro, ocupando elevaciones tales que las mareas sólo tendrían acceso a ellas en condiciones de un nivel elevado del mar; sin embargo, existen barreras tanto naturales como artificiales a esta transgresión terrestre, que frecuentemente la misma, y al quedar las marismas salinas confinadas a un cierto sector del humedal ante la invasión del manglar, se produce una disminución neta de la superficie de vegetación en el ambiente. Asociada a este proceso también ocurre disminución de la diversidad de hábitats, y se reduce en general la productividad del humedal (incluyendo una reducción de su aprovechamiento por las aves costeras). Como resultado de este fenómeno, las marismas salinas en partes del sudeste de Australia han sido declaradas una comunidad ecológica en peligro de extinción.

Por lo tanto, la planificación ante los efectos de un aumento del nivel del mar es una cuestión importante tanto para los gobiernos –en general– como para los encargados de la gestión de los humedales –en particular–. Las herramientas actuales de planificación costera están basadas principalmente en modelos a dos escalas diferentes: a escala nacional –o regional– y a escala local. Las herramientas de escala nacional o regional son modelos de inundación basados en Sistemas de Información Geográficos (SIG) –e.g. SLAMM (Park et al., 1989)– con funciones limitadas que representan una dinámica muy básica de los humedales. Estos modelos pueden resultar adecuados para una valoración global de la problemática, pero su baja resolución y limitada capacidad para incorporar procesos complejos los hace no aptos para la investigación o la gestión de lugares específicos. Los modelos a escala local son mucho más fiables, e incorporan algunos de los procesos que se mencionaron anteriormente, sin embargo están habitualmente desarrollados para sistemas particulares y no se adaptan fácilmente a condiciones diferentes (Rogers et al., 2012). En este trabajo se presentan los resultados preliminares de un modelo físicamente basado que incorpora una serie de procesos físicos y biológicos de una manera general, y que por lo tanto pueden ser aplicados a otros sistemas de humedales.

ÁREA DE ESTUDIO

Se trabaja con un humedal rehabilitado en el estuario del Río Hunter conocido como Área E de la isla Kooragang (Figura 1a). El sitio es contiguo al “Hunter Wetlands National Park” y constituye un importante sitio de descanso para aves costeras (Kingsford et al., 1998), que ha perdido una superficie considerable de marismas salinas debido al aumento de los niveles de agua en el estuario y a la invasión del manglar (Howe et al., 2009, 2010; Rodríguez y Howe, 2013). Consiste en 124 ha de una subcuenca afectada a las mareas, con dos entradas sobre el brazo sur del río Hunter: una alcantarilla de 0,45 m de ancho en Wader Creek y un canal de 8,50 m de ancho en Fish Fry Creek (Figura 1b). El área está delimitada al Este por vías de ferrocarril (Kooragang Island Mainline), al Norte por una conducción troncal de agua potable, y al Sur y al Oeste por un terraplén sobre el banco norte del brazo sur del río Hunter. El flujo interno del humedal es hidráulicamente complejo, con una serie de alcantarillas y caminos que dividen el sitio en cuatro grandes compartimientos: Fish Fry Creek, Wader Creek, Wader Pond y Swan Pond (Figura 1b). Entre los hábitats estuarinos que se observan en el humedal se incluyen el manglar, las marismas salinas y las llanuras fangosas, depresiones y arroyos, afectados a las mareas (en inglés: “mudflats”, “tidal pools” y “tidal creeks”, respectivamente). Bordeando el sitio se observan pastos (pasture) y humedales de agua dulce y salobres (“freshwater” y “brackish wetlands”, respectivamente).

Para el desarrollo del modelo numérico se dispuso de un amplio conjunto de datos de campo y de información obtenida por teledetección (Howe, 2007): la topografía de una parte del Área E, la distribución actual de la vegetación en todo el sector, las coordenadas espaciales y características físicas de los controles hidráulicos críticos, las características morfológicas de las especies vegetales dominantes del estuario (*A. marina*, *S. virginicus* y *S. quinqueflora*), series temporales de los niveles de agua en el río y ciertas

propiedades del suelo que dependen del tipo de vegetación (i.e. contenido de carbono, acreción y cambio de elevación de la superficie).

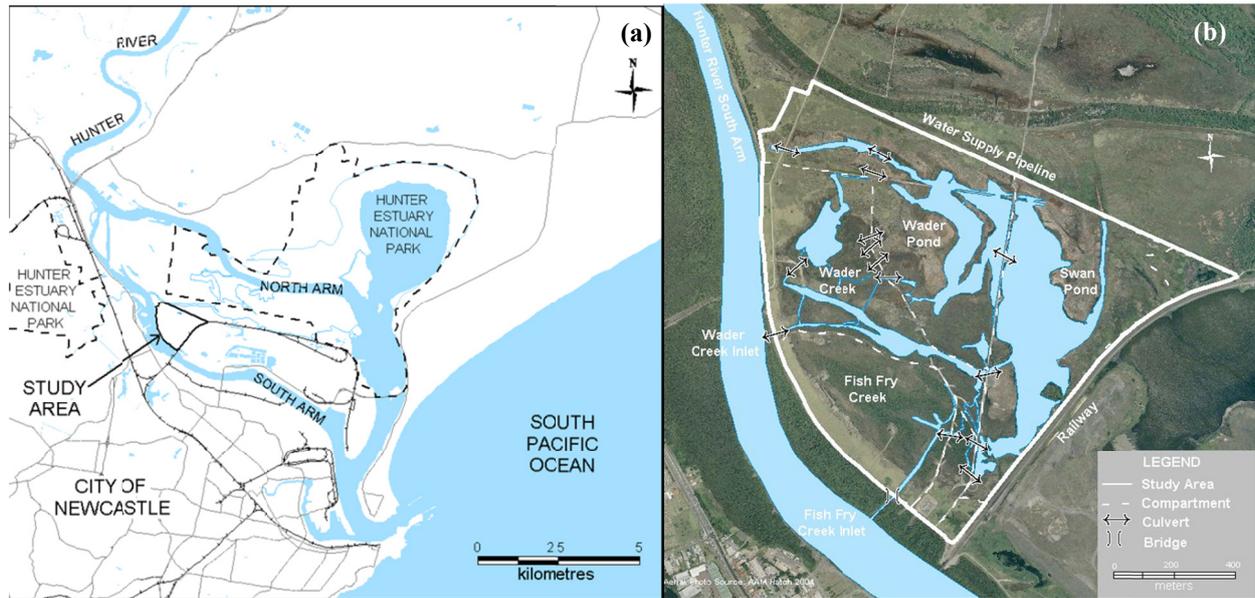


Figura 1.- (a) estuario del río Hunter y área de estudio; (b) detalle del Área E de la isla Kooragang (extraído de Howe, 2007).

FORMULACIÓN DEL MODELO

En sistemas eco-geomorfológicos como los humedales se observan procesos de retroalimentación a diferentes escalas temporales, ya que cada proceso se desarrolla a un ritmo propio. Un modelo que simule tales procesos debería ser capaz de captar las distintas escalas (Saco y Rodríguez, 2013). Los cambios significativos en la estructura del humedal ocurren durante períodos de tiempo que van de décadas a siglos, e intentos previos de modelado han debido requerir tiempos de simulación largos aún a costa de simplificaciones importantes en la geometría o en la física del problema, limitando su capacidad predictiva a situaciones idealizadas, y además no pueden considerar características detalladas como alcantarillas, puentes y obstrucciones hechas por el hombre que pueden tener repercusiones importantes en el flujo del humedal. El modelo que se presenta en esta oportunidad supera estas limitaciones utilizando una descripción hidráulica detallada del flujo dentro de una estructura modular semi-acoplada hidráulica-vegetación-suelo, que pretende simular las interacciones entre los distintos procesos durante escalas de tiempo significativas.

Módulo hidráulico

Una descripción precisa del ciclo de mojado y secado provocado por la marea impone una discretización del orden de segundos, haciendo necesario disponer de un esquema numérico rápido y eficiente si se quiere simular largos períodos de tiempo. La herramienta elegida para simular la hidráulica del sistema es el VMMHH 1.0 (Riccardi et al., 2013), un modelo cuasi-bidimensional rápido, utilizado en diversas aplicaciones (e.g. simulación de inundaciones en zonas de llanura). Esta herramienta es el resultado de la combinación del modelo hidrológico-hidráulico CTSS8 (Riccardi, 2000) y la plataforma de ventanas SIMULACIONES 2.0 (Stenta et al., 2005) para pre y posproceso y visualización de datos y resultados. El

CTSS8 está basado en el esquema de celdas originalmente propuesto por Cunge (1975), y simula procesos lluvia-caudal con dinámicas de flujo multidireccionales y multicapa. Las ecuaciones gobernantes son las de continuidad y diferentes simplificaciones de la ecuación de cantidad de movimiento, las cuales son transformadas para obtener la descarga entre las celdas vinculadas.

La herramienta se aplica sobre una grilla computacional bidimensional regular de celdas rectangulares, la que resulta ideal para asociar a información rasterizada de Modelos Digitales de Terreno (MDT). Las celdas pueden ser tipo valle o tipo río, según representen flujo mantiforme o encauzado. El flujo intercambiado puede ser calculado usando diferentes leyes de descarga entre celdas, las cuales han sido derivadas de la ecuación de cantidad de movimiento para cada situación específica. De esta manera, pueden ser incorporadas dentro del modelo las leyes de descarga para flujo en canales a cielo abierto, puentes, vertederos, alcantarillas, uniones y bifurcaciones, cambios de sección, estaciones de bombeo, etc. Por ejemplo, para vínculos en los cuales se presentan límites físicos entre celdas (e.g. terraplenes de caminos), se utiliza la ecuación de vertedero de cresta ancha. La misma ecuación es utilizada para las vinculaciones que describen el flujo a través de vertederos, puentes y alcantarillas. Se distinguen tres tipos de condiciones de contorno: nivel de agua en función del tiempo, descarga en función del tiempo y relación altura de agua-caudal. Las condiciones iniciales consideradas incluyen niveles de agua en cada una de las celdas e intercambio de caudales en las vinculaciones entre celdas (Riccardi, 2000).

Módulo vegetación-suelo

Los resultados del módulo hidráulico son integrados sobre un período de un año y esta información es transferida al módulo de vegetación. La vegetación en humedales estuarinos responde a condiciones hidráulicas a través del hidroperíodo (proporción del tiempo de sumergencia) y de las condiciones predominantes de la amplitud de mareas durante largas escalas de tiempo. Por lo tanto, un paso temporal de un año resulta apropiado para el modelado (Saco y Rodríguez, 2013). De manera de simular el establecimiento de manglares y de marismas salinas, se utilizan valores de preferencia de amplitudes de marea e hidroperíodo, extraídos de mediciones en campo. Estos valores fueron determinados experimentalmente durante períodos de marea viva (Howe et al., 2010; Rodríguez y Howe, 2013) y son presentados en la Tabla 1.

En la Tabla 2 se exponen los umbrales efectivamente considerados en el módulo vegetación-suelo de las variables amplitud de marea e hidroperíodo para cada tipo de vegetación. Según las clases de vegetación determinadas por las variables hidráulicas, se calcula la acreción y el cambio en la elevación de la superficie del terreno, efectuando una actualización de la topografía del modelo. En base a valores experimentales dependientes del tipo de vegetación, la acreción contribuye al cambio de elevación, al ser afectada por procesos subsuperficiales –i.e. hinchamiento, compactación– (Howe et al. 2009). Los cambios en la elevación de la superficie y en la acreción del suelo son determinados en base a trabajos previos también son presentados en la Tabla 2; en consecuencia, resulta posible calcular la absorción de carbono según el tipo de vegetación y las superficies ocupadas por cada uno de los mismos.

Tabla 1.- Valores de preferencia de hidroperíodo, amplitud de marea y cota o elevación del terreno para cada tipo de vegetación y de condición del humedal; cambios de la elevación de la superficie y tasas de acreción observadas para cada tipo de vegetación y condición en el humedal.

		Manglar	Llanura o depresión de marea	Marisma salina
No atenuada	Elevación [mAHD]	< 0,40	0,30 - 0,45	> 0,40
	R _T ¹ [m]	> 0,43	0,38 - 0,53	< 0,43
	H ²	< 0,32	0,09 - 0,17	< 0,10
Atenuada	Elevación [mAHD]	0,32 - 0,42	0,22 - 0,45	> 0,42
	R _T ¹ [m]	0,29 - 0,30	0,27 - 0,50	< 0,30
	H ²	< 0,45	0,90 - 1,00	< 1,00
Cambio promedio en la elevación de la superficie [mm/año]		2,45	-	2,02
Tasa media de acreción [mm/año]		3,66	-	3,37
Densidad del carbono orgánico [Mg/m³]		0,0287	-	0,0406
Tasa media de absorción de carbono [Mg C ha⁻¹ año⁻¹]		1,05	-	1,37

¹Amplitud de marea viva; ²hidroperíodo durante los períodos de marea viva

Tabla 2.- Relaciones utilizadas en el módulo vegetación-suelo.

	Manglar	Llanura o depresión de marea		Marisma salina
Elevación [mAHD]	-	≥ 0,35 m + SLR ³	< 0,35 m + SLR ³	≥ 0,35 m + SLR ²
R_T¹ [m]	-	> 0,40	≤ 0,40	≤ 0,40
H²	≤ 0,45	> 0,45		> 0,45
Cambio promedio en la elevación de la superficie [mm/año]	2,45	-		2,02
Tasa media de absorción de carbono [Mg C ha⁻¹ año⁻¹]	1,05	-		1,37

¹Amplitud de marea viva; ²hidroperíodo durante los períodos de marea viva; ³aumento esperado del nivel del mar, de acuerdo al tiempo de simulación.

CONFIGURACIÓN DEL MODELO

El modelo fue aplicado a una parte del Área E, en la cual se observa una dinámica activa de la vegetación. La grilla computacional fue construida con la ayuda de la información topográfica disponible, resultando en 6369 celdas rectangulares, cada una de 12,50 m x 12,50 m de tamaño (Figura 2). El área modelada cubre 99,52 Ha, resultando la densidad de la malla de 64 elementos por hectárea. Las tres mayores alcantarillas fueron introducidas en el modelo (EC1, EC2 y EC3 en la Figura 2). La entrada a Fish Fry Creek y los canales al Este de las alcantarillas fueron modelados utilizando celdas tipo río, considerando todos los demás elementos como tipo valle. Niveles de agua horarios fueron asignados como condición de borde a la entrada en Fish Fry Creek, utilizando una serie de datos de un año de duración, extraídos del sensor de Ironbark Creek –ubicado 2 km aguas arriba del sector en estudio, en el brazo Sur del río Hunter–. La entrada

de Wader Creek no fue incluida en la simulación ya que la cantidad de flujo que aporta al humedal es sólo el 1% del escurrimiento total (Rodríguez y Howe, 2013). Otras condiciones de borde (niveles de agua fijos en el tiempo) fueron establecidas en el extremo Este de los canales de las alcantarillas (BC1, BC2 y BC3 en la Figura 2) de manera de vincular el área modelada con el resto del Área E (la mayor parte de Swan Pond). No se consideraron aportes por precipitación durante el período modelado. La resistencia al escurrimiento fue representada por un coeficiente de rugosidad de Manning $\eta = 0,10$ para todos los elementos tipo valle, mientras que se consideró $\eta = 0,04$ para los elementos tipo río. Tales valores del coeficiente de Manning pueden pensarse como promedios sobre diferentes sustratos de vegetación. Los niveles de agua iniciales en cada elemento fueron establecidos basándose en valores históricos. La información de niveles de agua utilizada para las condiciones de borde e iniciales, así como para las dimensiones de las alcantarillas, arroyos y canales, fueron provistas por trabajos previos (Howe, 2007, Rodríguez y Howe, 2013).

El paso de tiempo para el cálculo se estableció 5 segundos, mientras que el paso de tiempo para la salida e impresión de datos fue definido como 1 hora. El tiempo de procesamiento de CPU para el período simulado (aproximadamente 1 año) resultó aproximadamente 10 horas en un procesador Quad.i7-3770 3,40 GHz (razón de tiempo cálculo-simulación mayor a 700).

Como fue explicado en la formulación del modelo, las variables abióticas hidroperíodo y amplitud de marea fueron calculadas de manera de relacionarlas con la distribución de la vegetación. Un calendario de fases lunares (Moon Phase Data - Geoscience Australia, 2012) fue utilizado para clasificar los períodos de marea viva como períodos de 177 horas alrededor de los momentos de ocurrencia de lunas nuevas y llenas (Boon, 2004).

Fueron considerados dos escenarios diferentes de aumento del nivel del mar durante un período de 20 años. De acuerdo a los incrementos observados en el humedal durante los últimos 10 años (Howe et al., 2009), se estableció un escenario de aumento moderado, de 8 mm/año. Este valor coincide con el sugerido hacia el final de las proyecciones A1FI del 4to Reporte de Evaluación (AR4) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), las cuales van en línea con las recientes emisiones globales y observaciones del aumento del nivel del mar en la zona del río Hunter y en la Costa Central de NSW. De manera de presentar un caso más pesimista, se simuló también un escenario de aumento acelerado del nivel del mar estableciendo un incremento de 11 mm/año. Este último caso toma en consideración un posible riesgo extremo identificado en el AR4, y más específicamente en investigaciones posteriores al AR4 del IPCC (OzCoasts, 2012). Ya que los valores de la tasa de acreción y de los cambios en la elevación de la superficie (Tabla 1) fueron determinados durante cambios actuales de 8 mm/año (el mismo aumento de nivel del mar considerado para el escenario medio), los valores de tasa de acreción y cambios en la elevación de la superficie para el escenario de aumento acelerado del nivel del mar fueron ajustados proporcionalmente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Patrones de flujo

Se seleccionaron ubicaciones de referencia en cada uno de los compartimientos del humedal de manera de representar cada uno de éstos (TGB en Wader Creek, WPW en Wader Pond, SPW en Swan Pond y FFCK en Fish Fry Creek, ver Figura 2). De la observación de la Figura 3 puede extraerse que los resultados de la simulación muestran una marcada atenuación de las mareas en determinados compartimientos, tales como Wader Creek, Wader Pond y Swan Pond. Las atenuaciones de las mareas en estos compartimientos son el resultado de la presencia de infraestructura en los mismos, y de las elevaciones del terreno, y concuerda con mediciones de campo simulaciones de presentadas en trabajos previos (Howe et al. 2010; Rodríguez y Howe, 2013).

Distribución de la vegetación y cambio en la elevación del terreno

El tipo de vegetación de cada celda fue modelado a través de la comparación entre los valores de hidroperíodo, amplitud de marea y elevación relativa de la superficie y los umbrales dados por el módulo de vegetación del modelo (Tabla 2). En la Figura 4a se exhibe la distribución observada de vegetación y en la Figura 4b se puede ver la distribución simulada de vegetación. Estos resultados fueron obtenidos de una simulación de 1 año de duración, utilizando las condiciones de borde de niveles de agua en la entrada de Fish Fry Creek descritas en la formulación del modelo. Como se observa de las Figuras 4a y 4b, la distribución simulada de vegetación acuerda razonablemente con la distribución observada.

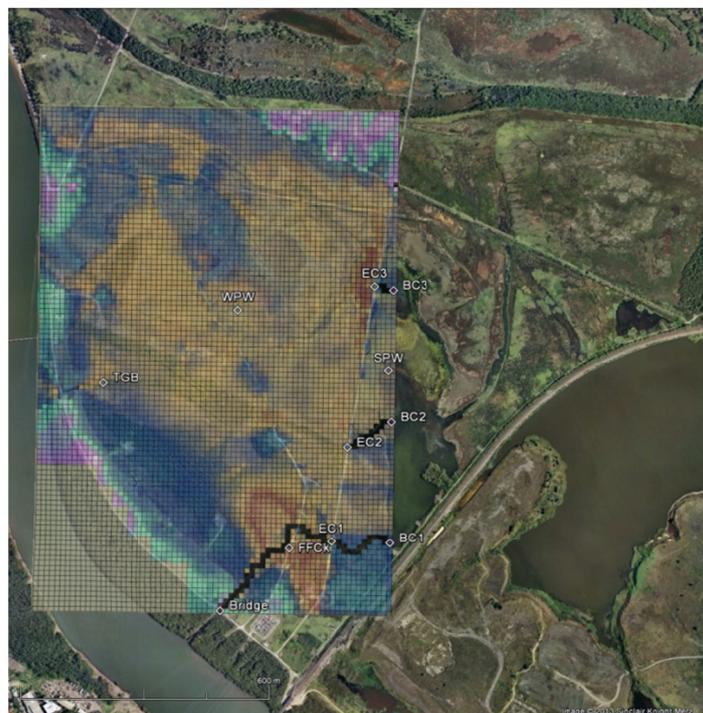


Figura 2.- Área E de la isla Kooragang (© Google Earth) y malla del modelo (elementos tipo río en negro y ubicación de puntos de interés: entrada (Bridge), alcantarillas EC1, EC2 y EC3, puntos de referencia TGB, WPW, SPW y FFCK y de ingreso de condiciones de borde BC1, BC2 y BC3).

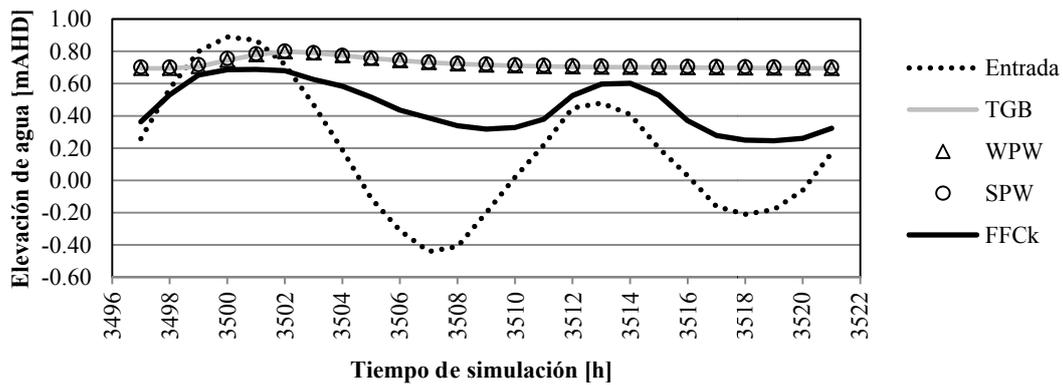


Figura 3.- Evolución de la elevación del agua en los puntos de referencia durante un período de marea viva.

En la Figura 5 se presentan la distribución simulada de vegetación, a 20 años, para los dos escenarios diferentes de tasa de aumento del nivel del mar. Los valores anuales en cada celda fueron acumulados para simular las condiciones de elevación futuras sobre un período de 20 años, ejecutando una nueva simulación hidráulica sobre la topografía actualizada. En las Figuras 5a y 5b se muestran, respectivamente, las distribuciones de vegetación simuladas para la tasa de incremento moderado del nivel del mar (8 mm/año) y para la tasa de incremento acelerado del nivel del mar (11 mm/año).

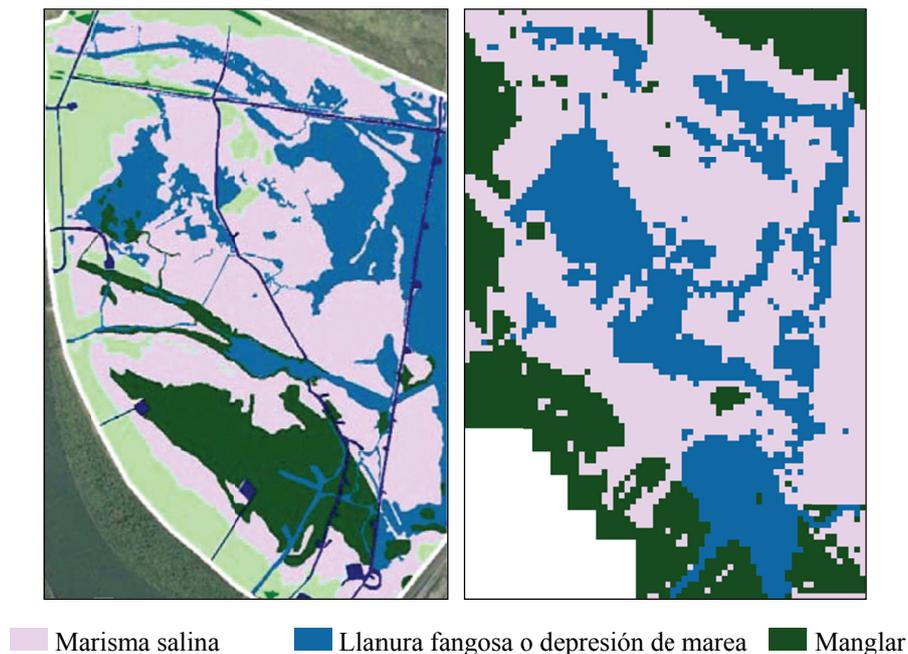


Figura 4.- (a) distribución observada durante el período actual de la vegetación en el área modelada (extraído de Howe, 2007); (b) distribución modelada durante el período actual de la vegetación en el mismo área.

A partir del análisis de las Figuras 4 y 5, puede hacerse una valoración de las capacidades y limitaciones del modelo. Primero, los umbrales empíricos de las variables hidráulicas muestran, a grandes rasgos, ser capaces de captar las condiciones actuales de la dinámica de vegetación (Figura 4). Esto ocurre aún sin incluir el humedal entero en el dominio de simulación, y sin representar algunos canales y alcantarillas menores. La principal carencia de esta descripción simplificada es una predicción menos precisa de la dinámica de los manglares en la proximidad de las canalizaciones. La ausencia de algunos canales en el modelo resulta en

una sobre-atenuación de las condiciones de la marea, la cual previene el establecimiento del manglar –subestimación en la predicción de áreas de manglar–.

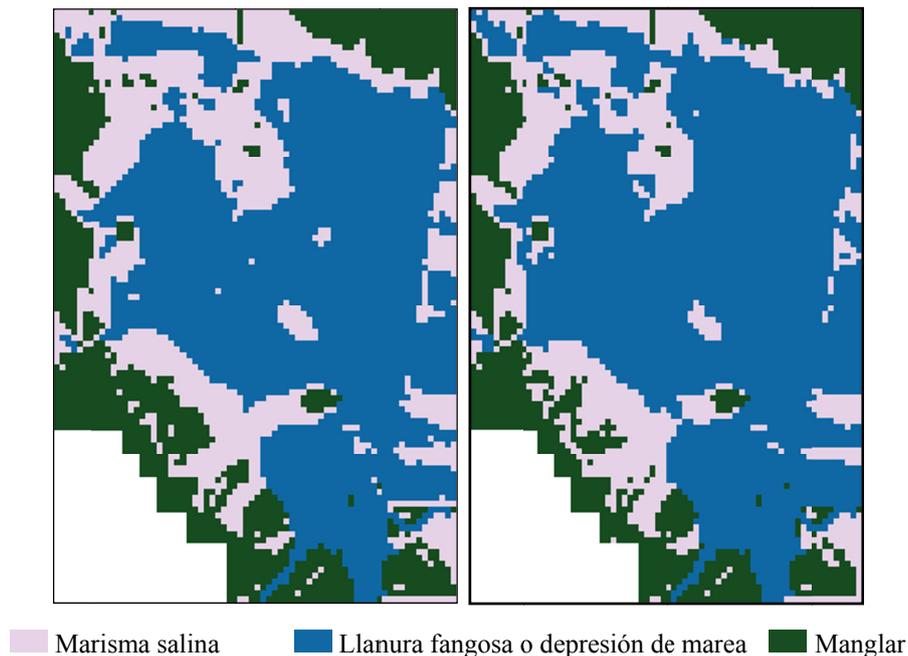


Figura 5.- (a) Distribución simulada de la vegetación correspondiente a una tasa de aumento del nivel del mar de 8 mm/año; (b) distribución simulada de la vegetación correspondiente a una tasa de aumento del nivel del mar de 11 mm/año.

Por otra parte, considerando las predicciones de la distribución de vegetación en el humedal ante condiciones de aumento del nivel del mar a 20 años, se puede decir que ambos escenarios dan resultados cualitativamente similares (Figuras 5a y 5b). En los dos escenarios las áreas de depresiones o llanuras fangosas de mareas se expanden desde el centro del humedal hacia las áreas periféricas reemplazando áreas antes ocupadas por marismas salinas. A su vez, las áreas ocupadas originalmente por marismas salinas migran hacia elevaciones superiores. Estos efectos son ligeramente más pronunciados para el escenario de incremento acelerado del nivel del mar. Las áreas de manglares son también afectadas adversamente por el aumento del nivel del mar. Sin embargo, debería notarse que la ausencia de unos pocos canales en el modelo, actualmente presentes dentro de las zonas de manglares, podría tener importantes implicaciones para las condiciones hidráulicas locales y entonces podrían afectar la distribución del manglar. En particular, la invasión de bosques de manglares en áreas ocupadas originalmente por marismas salinas no puede ser simulada al no considerar canales erosionables que promuevan condiciones favorables. El modelo predice una reducción del 6,33% de manglar en el escenario de incremento moderado del nivel del mar, y una reducción del 13,77% en el escenario de incremento acelerado del nivel del mar, junto con una significativa reducción de marismas salinas (47,04%) para el escenario de incremento moderado del nivel del mar, y todavía una más grande reducción (54,45%) en el escenario de incremento acelerado del nivel del mar.

Absorción de carbono

Las tasas de absorción de carbono fueron calculadas utilizando los valores de la densidad del carbono orgánico (Tabla 1) y valores calculados de tasas de acreción para cada celda, dependiendo del tipo de vegetación. Estos valores fueron luego integrados sobre el área ocupada por cada tipo de vegetación y son presentados en la Tabla 3 para el estado de referencia actual y para los dos escenarios de aumento del nivel del mar. En la Tabla 3 puede verse que hay una reducción significativa de la tasa de absorción de carbono para los dos escenarios de aumento del nivel del mar, siendo de 36,60% para el escenario de aumento medio (8 mm/año) y 44,01% para el escenario alto de aumento del nivel del mar (11 mm/año).

Tabla 3.- Áreas de vegetación calculadas y tasas de absorción de carbono para el año de referencia y para los dos escenarios de incremento del nivel del mar.

	Año de referencia	Escenario de aumento moderado		Escenario de aumento acelerado
Área de manglar [Ha]	22,59	21,16	-6,33%	19,48
Área de marisma salina [Ha]	50,19	26,58	-47,04%	22,86
Área de llanuras y depresiones mareales [Ha]	26,73	51,78	+93,71%	57,17
Tasa de absorción de carbono [Mg C año⁻¹]	92,48	58,63	-36,60%	51,78

CONCLUSIONES

Se desarrolló un modelo numérico para analizar la dinámica de uno de los humedales del estuario del río Hunter en NSW (Australia), involucrando una simulación de un módulo hidráulico y de otro módulo de vegetación-suelo, los cuales se vinculan secuencialmente. Este modelo, bajo ciertas limitaciones, se mostró capaz de predecir la distribución de vegetación en el dominio considerado. Utilizando dos escenarios diferentes de tasa de aumento del nivel del mar de 8 mm/año y 11 mm/año, las pérdidas de área con vegetación variaron de 6,33% a 13,77% para el manglar y de 47,04% a 54,45% para las marismas salinas, respectivamente. Esto resultó en una reducción significativa de la tasa de absorción de carbono en el humedal. La reducción es de 36,60% para el escenario de incremento moderado del nivel del mar y de 44,01% para el de incremento acelerado.

La evolución de las distribuciones de vegetación que resultaron de las simulaciones confirman la respuesta esperada de los humedales estuarinos frente al aumento del nivel del mar: las áreas de marismas salinas migran tierra adentro de manera de mantener una posición favorable dentro del esquema de posiciones relativas ante las mareas, pero como en partes del humedal no hay disponibles lugares favorables para que se establezcan, éstas terminan siendo reemplazadas por áreas de llanuras o depresiones mareales.

Una definición más detallada del dominio puede resultar en mejoras en los resultados: es necesario efectuar una extensión del área modelada de manera de incluir el humedal entero, junto con la inclusión de ciertas características hidráulicas no modeladas, como algunos arroyos y canales, la entrada de flujo en

Wader Creek e infraestructura como terraplenes y alcantarillas menores. Adicionalmente, se estima que la optimización de la capacidad predictiva podrá ser lograda incorporando una desagregación espacial de las rugosidades según la distribución de la vegetación.

A partir de nuevos relevamientos topográficos conducidos en el área de estudio, se está trabajando actualmente en una ampliación del dominio del modelo, incluyendo por completo el humedal del Área E. Se han introducido todos los arroyos y canales presentes en el ambiente, el influjo en Wader Creek, y alcantarillas y terraplenes que no habían sido incluidos anteriormente. Los últimos trabajos se encuentran en el proceso de calibración del módulo hidráulico del modelo, efectuando la desagregación espacial de rugosidades según las condiciones de vegetación dentro de distintos sectores en el humedal, a través de distintos coeficientes de Manning. A la vez, el módulo vegetación-suelo está siendo optimizado haciendo variar los umbrales de las variables amplitudes de marea e hidroperíodo, los cuales son utilizados en la evaluación de la ocurrencia de cada tipo de vegetación dentro del humedal.

REFERENCIAS

- Boon, J. D. (2004) *Secrets of the Tide: Tide and Tidal Current Analysis and Predictions, Storm Surges and Sea Level Trends*, v. 2005: West Sussex, Horwood Publishing Limited, 212 p.
- Cunge, J. (1975) Two dimensional modelling of flood plains, in: Mahmood K. and Yevjevich V., eds., *Unsteady flow in open channels*, Water Resources Publications, Fort Collins, 705-762.
- Howe, A. (2007) *Hydrodynamics, Geomorphology and Vegetation of Estuarine Wetlands in the Hunter, Australia: Implications for Migratory Shorebird High Tide Roost Availability*. PhD Thesis, The University of Newcastle, Australia, September 2007.
- Howe, A., Rodríguez, J. F. y Saco, P. M. (2009) Vertical accretion and carbon sequestration in disturbed and undisturbed estuarine wetland soils of the Hunter estuary, southeastern Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84, 75–83.
- Howe, A., Rodríguez, J.F., Spencer, J., MacFarlane, G. y Saintilan, N. (2010) Response of estuarine wetlands to reinstatement of tidal flow. *Marine and Freshwater Research*, 61: 702-713.
- Kingsford, R. T., Ferster Levy, R., Geering, D., Davis, S. T., y Davis, J. S. E., 1998, *Rehabilitating Estuarine Habitat on Kooragang Island for Waterbirds, including Migratory Wading Birds (May 1994 - May 1997)*, NSW National Parks and Wildlife Service, 105 p.
- Mazumder, D., Saintilan, N., y Williams, R. J. (2005) Temporal variations in dish catch using pop nets in mangrove and saltmarsh flats at Towra Point, NSW, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 457-467.
- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson Christopher, J., Jørgensen, S. y Brix, H. (2012) *Wetlands, carbon and climate change*. *Landscape Ecology*, 1-15.
- Moon Phase Data (2012) Australian Government, Geoscience Australia, Earth Monitoring and Reference Systems, Astronomical Information. Website: <http://www.ga.gov.au/earth-monitoring/astronomical-information/moon-phase-data.html>
- OzCoasts: Australian Online Coastal Information (2012) Geoscience Australia, Australian Government. Website: <http://www.ozcoasts.gov.au>
- Park, R.A., Trehan, M.S., Mausel, P.W. y Howe, R.C. (1989) The effects of sea level rise on U.S. coastal wetlands. In *The Potential Effects of Global Climate Change on the United States*, J.B. Smith and D.A. Tirpak (Eds.). Report to Congress, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Riccardi, G.A. (2000) A model of cells for hydrological-hydraulic modeling. *Journal of Environmental Hydrology*, Vol.8, Paper 15, November 2000.

- Riccardi, G., Stenta, H., Scuderi, C., Basile, P., Zimmermann, E. y Trivisonno, F. (2013) Aplicación de un modelo hidrológico-hidráulico para el pronóstico de niveles de agua en tiempo real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, Vol. IV, Núm. 1, enero-marzo de 2013.
- Rodríguez, J.F. y Howe, A. (2013) Estuarine Wetland Ecohydraulics and Migratory Shorebird Habitat Restoration. *Ecohydraulics, an Integrated Approach*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P. (Eds.). John Wiley and Sons, UK, 375-394.
- Rogers, K., Saintilan, N. y Copeland, C. (2012) Modelling wetland surface elevation dynamics and its application to forecasting the effects of sea-level rise on estuarine wetlands. *Ecological Modelling*, 244: 148-157.
- Saco P.M., y Rodríguez J.F. (2013) Modeling Ecogeomorphic Systems. In *Treatise on Geomorphology*, Vol 2, Quantitative Modeling of Geomorphology, Shroder John F. (Editor-in-chief), Baas, A.C.W. (Volume Editor), Academic Press San Diego, pp. 201-220.
- Saintilan, N., y Williams, R. J. (1999) Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*, 8: 117-124.
- Saintilan, N., y Rogers, K. (2006) Coastal wetland elevation trends in southeast Australia. *Catchments to Coast. Society of Wetland Scientists 27th International Conference*, 42-54.
- Stenta, H., Rentería, J. y Riccardi, G. (2005) Plataforma computacional para gestión de información en la simulación hidrológica-hidráulica del escurrimiento superficial. *XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, Mendoza, Argentina, vol. 1, CD, núm. T74, 2005, 13 pp.