

DOI: 10.24850/j-tyca-14-01-02

Artículos

Estimación de la variación en la recarga del acuífero costero en Mar de las Pampas, Argentina, con base en cambios del uso del suelo

Estimation of recharge variation in the coastal aquifer in Mar de las Pampas, Argentina, based on land cover changes

Leonardo Sánchez-Caro¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2026-1999>

Silvina C. Carretero², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5023-7124>

Fernanda J. Gaspari³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0676-9107>

Alfonso M. Rodríguez Vagaría⁴

¹Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE), Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina/Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina, leonardo.sanchezcaro@fcnym.unlp.edu.ar

²Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE), Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina/Consejo Nacional de



Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina, scarretero@fcnym.unlp.edu.ar

³Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), La Plata, Argentina, gasparifernanda@gmail.com

⁴Cátedra de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), La Plata, Argentina, alfonsovagaria@gmail.com

Autor para correspondencia: Leonardo Sánchez-Caro, leonardo.sanchezcaro@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

El objetivo de este trabajo es cuantificar la expansión de las áreas forestadas y su efecto sobre la disponibilidad del agua subterránea en la localidad de Mar de las Pampas, Partido de Villa Gesell, Argentina. A partir de imágenes satelitales y fotografías aéreas, mediante el mapeo manual detallado de los tipos de cobertura en la zona de estudio, se realizó un análisis multitemporal del uso del suelo para los años 1975, 1997 y 2014. Se calcularon balances hídricos a partir de datos de precipitación, teniendo en cuenta las propiedades hidrológicas características del terreno, para asignar un valor de recarga a cada tipo de cobertura. Los resultados indican una reducción de la recarga de un 26 % durante el periodo 1975-2014, lo cual deberá tenerse en cuenta para la planificación

del uso sustentable del recurso hídrico subterráneo en una localidad actualmente en crecimiento.

Palabras clave: acuífero costero, cobertura forestal, teledetección.

Abstract

The aim of this paper is to quantify forested land expansion and its effects on groundwater availability, in Mar de las Pampas town, Villa Gesell District, Argentina. Based on satellite imagery and aerial photographs, through detailed hand-digitizing of land-cover classes in the study area, a multi-temporal analysis of land-cover was made for the years of 1975, 1997 and 2014. Water balances were carried out from precipitation data, considering the distinctive hydrologic properties of the soil, in order to determine recharge values for each land-cover class. The results show a 26% reduction in recharge during the 1975-2014 period; this should be taken into account for planning a sustainable use of groundwater resource, in a locality that is currently under growth.

Keywords: Coastal aquifer, forested land-cover, remote sensing.

Recibido: 11/04/2021

Aceptado: 16/09/2021

Introducción

Las zonas costeras revisten gran importancia desde un punto de vista económico y ambiental debido a que las poblaciones humanas suelen ubicarse cerca o dentro del ambiente costero. Las poblaciones costeras ejercen modificaciones sobre las condiciones naturales del ambiente, lo cual tiene un gran impacto en el equilibrio costero (López & Marcomini, 2011). Uno de los recursos más afectados por estas modificaciones es el agua subterránea, especialmente cuando se trata de ambientes de dunas costeras que albergan lentes de agua dulce (Cozzolino, Greggio, Antonellini, & Giambastiani, 2017).

La evolución a través del tiempo del uso del suelo en una zona determinada tiene un gran impacto en varios aspectos aplicados y en las actividades humanas que se desarrollen en dicha zona. El estudio de los cambios en el uso del suelo ha sido tradicionalmente llevado a cabo a partir de datos de campo y fotos aéreas (Carls, 1947). Este tipo de material solía ser costoso de obtener y demandaba un tiempo considerable en su procesamiento. Actualmente, se usan diferentes combinaciones de distintas fuentes de datos, incluyendo mapas históricos, fotografías aéreas, datos de campo e información de sensores remotos. El principal avance en este tipo de datos reside en la incorporación de imágenes satelitales obtenidas a partir de sensores

remotos que cubren grandes extensiones geográficas e intervalo temporal acorde con las necesidades de los investigadores. Las imágenes satelitales han sido aplicadas con éxito al estudio espacial de distintos tipos de áreas, incluyendo zonas costeras, urbanas, forestadas y agrícolas. Entre otros, fueron llevados a cabo estudios de uso del suelo y cambios en el paisaje (Abd-El-Kawy, Rød, Ismail, & Suliman, 2011; Were, Dick, & Singh, 2013). Un aspecto importante a tener en cuenta, no obstante, es contar con imágenes de resolución espacial adecuada para el estudio de una variable específica en una zona. Un análisis regional puede hacerse con imágenes de baja resolución espacial, pero para poder analizar las variaciones locales deben usarse imágenes de, al menos, una resolución espacial media (30 metros) (Giri, Pengra, Long, & Loveland, 2013).

Es frecuente el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) en forma conjunta con las técnicas de sensores remotos, para cuantificar la variación temporal uso del suelo (Shalaby & Tateishi, 2007; Ray, Pijanowski, Kendall, & Hyndman, 2012; Huang, Gilmore-Pontius, Li, & Zhang, 2012). Liu y Yang (2015) utilizaron sensores remotos y SIG aplicados a cambios en cobertura del suelo en áreas urbanas sobre una superficie de aproximadamente 23 000 km². Existen numerosas aplicaciones de los sensores remotos a los estudios hidrológicos e hidrogeológicos; entre ellas, se cuentan el análisis de la variación areal en el tiempo de cuerpos de agua superficiales (Tulbure & Broich, 2013; Xie, Gong, Sun, & Gou, 2014); la identificación de áreas de recarga y descarga naturales (Bobba, Bukata, & Jerome, 1992; Salama, Tapley,

Ishii, & Hawkes, 1994), y de áreas adecuadas para la recarga artificial en regiones áridas (Ghayoumian, Saravi, Feiznia, Nouri, & Malekian, 2007).

Las características del suelo afectan directamente al ciclo hidrológico de una zona, dado que la cobertura del suelo controla los procesos de evapotranspiración, infiltración y escurrimiento superficial que atraviesa el agua proveniente de las precipitaciones. Debido a esto, algunos trabajos se centran en la cuantificación de variaciones temporales en la cobertura impermeable, producto de la urbanización (Weng, 2001; Moukana & Koike, 2008). Gupta, Hasan e Islam (2018) analizaron el avance de la superficie impermeable en Shylet Sadar Upazila, noreste de Bangladesh, entre 1981 y 2016. El análisis fue llevado a cabo a partir de imágenes Landsat mediante la aplicación de tres métodos distintos de clasificación: supervisada; basada en índices (Normalized Difference Vegetation Index, Modified Normalized Difference Water Index), y mediante redes neuronales. El test de bondad de ajuste favorece al último método; no obstante, los autores reconocen que el método más preciso, si bien el más engoroso, es la digitalización manual de las superficies impermeables.

Otros trabajos se centran en la relación entre la vegetación de una zona y sus características hidrológicas. Dripps y Bradbury (2010) estimaron la variación espacial y temporal en la recarga durante el periodo 1996-2000 para una cuenca forestada en el norte de Wisconsin, EUA, mediante el desarrollo de un modelo de balances hídricos diarios en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los resultados mostraron un predominio de la recarga en las zonas de pastizales o

deforestadas, en contraste con los bosques de coníferas o de especies caducifolias. La forestación es una actividad antrópica frecuente en ambientes de dunas costeras debido a que la implantación de bosques provee protección contra la erosión y facilita la fijación de las dunas (Kuvan, 2005). A su vez, los ambientes de bosques en dunas costeras proveen servicios ecosistémicos estéticos tanto a los turistas como a los habitantes de una zona (Urbis, Povilanskas, & Newton, 2019). Ranjan, Kazama y Sawamoto (2006) encontraron, a través del modelado numérico de la interfase agua dulce-agua salada en la región costera de la cuenca del río Walawe, Sri Lanka, que la deforestación condujo a un incremento de la recarga de agua subterránea debido al aumento en la evapotranspiración.

En el presente trabajo se analizó la evolución del uso del suelo en un sector de la costa bonaerense, vinculando los aspectos geomorfológicos y forestales como base para la estimación de las modificaciones en la recarga del agua subterránea. Específicamente, el objetivo fue cuantificar la expansión de las áreas forestadas y su efecto sobre la disponibilidad del agua subterránea en la localidad de Mar de las Pampas, Partido de Villa Gesell, Argentina.

A pesar de la importancia del recurso hídrico en la planificación y gestión urbana, aún no hay estudios de este tipo sobre la zona, de forma que este trabajo resulta de utilidad para iniciar la tarea de cuantificar las reservas de agua dulce en el acuífero freático.

Área de estudio

La localidad de Mar de las Pampas se encuentra emplazada en la región geomorfológica conocida como cordón costero, en la costa atlántica de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). Se centra en los 37° 19' 26" de latitud sur y 57° 01' 30" de longitud oeste, en el Partido de Villa Gesell. Limita al noreste con la localidad homónima; hacia el sur, con la localidad de Mar Azul; hacia el noroeste, fuera de los límites del cordón costero, dentro de la llanura continental, se encuentra el partido de General Madariaga.

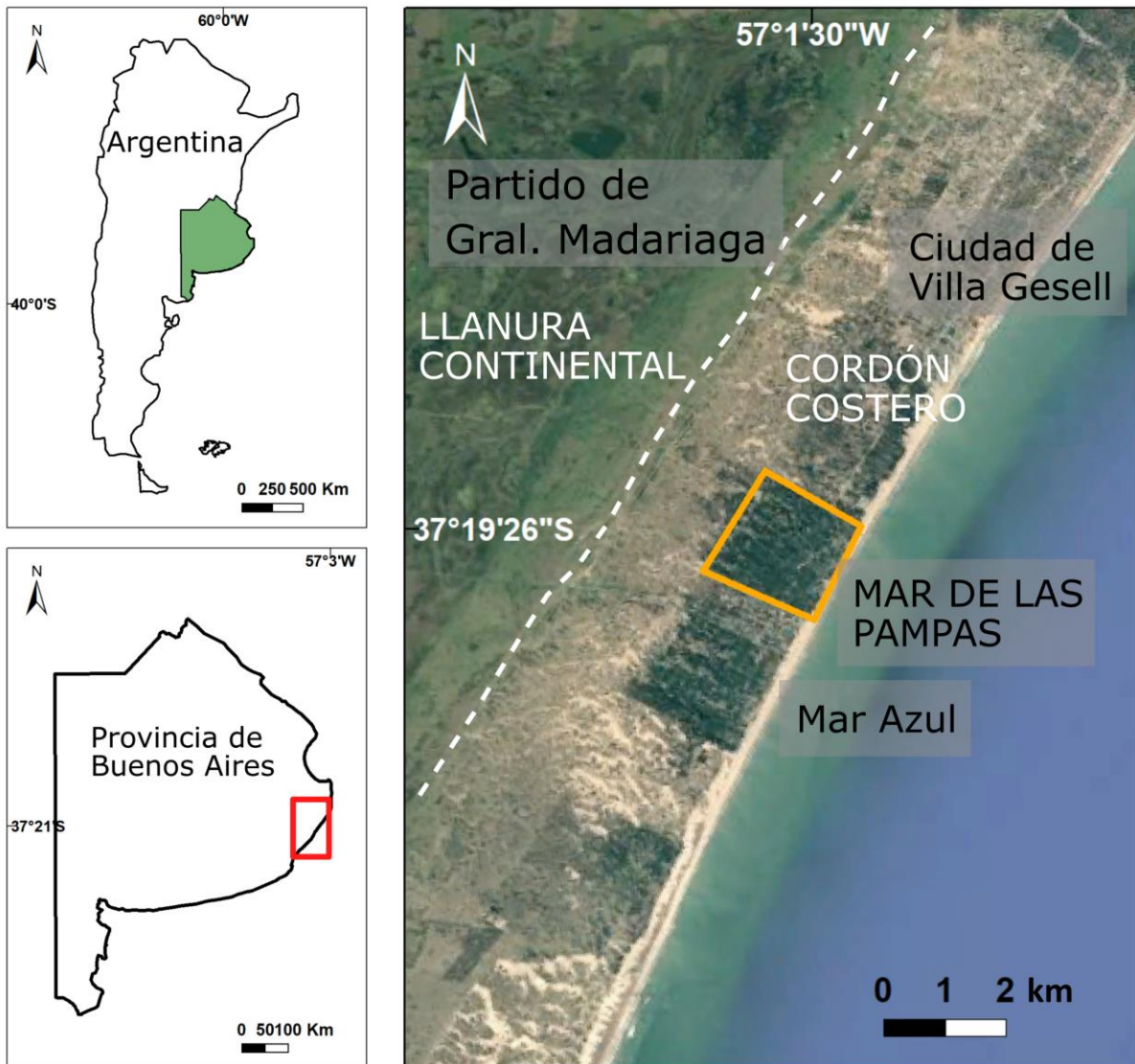


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Los trabajos de fijación de dunas en Mar de las Pampas comenzaron en 1957, cuya planificación de forestación y trazado urbano se aprobó en

1971, donde se recomienda que las calles y manzanas debían adecuarse a la morfología medanosa natural. En 1979 se abrió la comercialización de parcelas, y en 1991 Mar de las Pampas contaba con 71 habitantes estables (INDEC, 1991). Para el año 2010, la población estable había aumentado a 1 797 habitantes (INDEC, 2010). Además, al tratarse de una localidad balnearia, debe tenerse en cuenta el incremento estacional de la población debido a la avenida turística en la época estival: en enero y febrero, el Partido de Villa Gesell recibe entre 130 000 y 170 000 turistas (2014-2017) (INDEC, 2017). El cordón costero presenta en esta región poco más de 3 km de ancho; y en el sector central las dunas se elevan hasta unos 20 msnm (Bértola, Isla, Cortizo, & Turno-Orellano, 2002; Marcomini, 2002). El área de estudio está dentro de la Región II, definida por el Consejo Federal de Inversiones (CFI, 1990). Esta región presenta características geomorfológicas particulares, que tienen un fuerte impacto en su comportamiento geohidrológico. Rodrigues-Capítulo (2015) definió un modelo hidrodinámico para la localidad de Pinamar, que forma parte de la Región II y se ubica a pocos kilómetros de Mar de las Pampas. Según este modelo, la recarga de agua subterránea es de índole local y directa a partir de las precipitaciones. Dada la alta permeabilidad del sustrato arenoso, se considera nulo el escurrimiento superficial, de forma tal que los excesos de agua contribuyen en su totalidad a la infiltración. Una vez alcanzada la zona saturada, el agua se mueve desde la zona central del cordón hacia ambos bordes del mismo. Del lado oeste, una zona de interfase separa el agua dulce del cordón costero del agua salobre contenida en los sedimentos de la llanura continental. Del lado este, se

registra una interfase entre el agua dulce y el agua salada del mar. Esta última fue identificada en el Partido de Villa Gesell por Hurtado, Meleguer y Werner (1987) mediante la realización de estudios geoelectrónicos.

En esta zona, el acuífero freático se aloja en el cordón arenoso, el cual se originó durante el Holoceno como resultado de la acción conjunta de procesos costeros y procesos eólicos vinculados con la generación y migración de dunas costeras (Violante & Parker, 1992; Violante, Parker, & Cavallotto, 2001). El acuífero costero constituye la única fuente de agua potable para la población. Hasta el año corriente (2020), la extracción fue llevada a cabo mediante pozos particulares, sin embargo, recientemente se concluyó el proyecto de expansión de la red de agua potable que abastecerá a toda la comunidad, y que consistió en la perforación de 32 pozos de 25 m de profundidad en Mar de las Pampas y la localidad contigua, Mar Azul, conectados a dos cisternas de almacenamiento que albergan 300 m³ de agua. Mar de las Pampas aún no cuenta con cloacas, lo que puede ocasionar problemas de contaminación del acuífero por filtración de agua desde los pozos ciegos particulares.

El aumento de la población estable y, sobre todo, el desarrollo turístico de la zona, resultan en una creciente presión de explotación sobre el recurso hídrico. A su vez, debe tenerse en cuenta que el sistema costero tiene particularidades que lo hacen especialmente vulnerable respecto de los problemas con el agua, como son la posibilidad de intrusión salina y la sensibilidad a la contaminación por sobrebombeo.

Materiales y métodos

La metodología de trabajo comprendió tareas de mapeo y procesamiento de datos en un entorno de SIG, así como otras propias de los estudios hidrológicos. Se contó con fotografías aéreas generadas por la Dirección de Geodesia de la Provincia de Buenos Aires, cuyas fechas de toma en la zona fueron 14/08/1975 y 06/12/1997, a escala 1:5.000, obtenidas a través del Instituto Geográfico Nacional (IGN) de la Argentina. Se emplearon siete fotografías aéreas para el año 1975 y 14 fotografías aéreas para el año 1997. También se trabajó con 14 imágenes descargadas de Google Earth Pro© con unos 40 cm de resolución espacial, del año 2014, que se consideró representativo del estado actual de la cobertura. Las imágenes fueron integradas al SIG QGIS 3.4 Madeira© y georreferenciadas en el sistema de coordenadas POSGAR 2007 Transverse Mercator, Datum POSGAR 2007, Faja 6. Utilizando las herramientas del mismo SIG, se obtuvieron mosaicos correspondientes a los años 1975, 1997 y 2014, sobre los cuales se realizaron las tareas de mapeo. El área de mapeo coincide con los límites catastrales de la localidad de Mar de las Pampas. Se identificaron unidades de mapeo según dos criterios: geomorfológico y de uso del suelo. En ambos casos, el mapeo fue manual con las herramientas de digitalización del SIG para

obtener archivos en formato .shp con las áreas correspondientes a cada clase. Se realizaron relevamientos de campo en 2018 para verificar la asignación de usos del suelo en la actualidad, tomando puntos de control representativos de las clases identificadas. Por otro lado, se hicieron balances hídricos, en los cuales se asignó un valor de recarga a los distintos tipos de cobertura del suelo con base en criterios hidrológicos, para luego estimar la recarga total en la zona de estudio en los diferentes escenarios analizados.

Mapeo geomorfológico

Las unidades geomorfológicas fueron definidas en la fotografía aérea del año 1975 para el área en estudio mediante un análisis visual. La identificación de las unidades se basó en la textura y el tono (en escala de grises) observados en la imagen. Se identificaron dos unidades: (1) dunas, caracterizadas por un tono claro correspondiente a la alta reflectancia de la arena seca; y (2) interdunas, caracterizadas por un tono más oscuro vinculado con la presencia de humedad superficial, y por una textura granular debida a la vegetación herbácea natural que se desarrolla en esas condiciones.

Si bien las copas de los árboles presentes en la zona pueden impedir puntualmente la observación directa de la superficie, la fotografía aérea del año 1975 muestra una forestación menos desarrollada, que permite identificar una cobertura correspondiente a la clase (1) entre una copa de árbol y la siguiente copa más cercana. Esta observación, sumada al conocimiento de que la forestación fue ubicada inicialmente en las zonas de dunas y no en las interdunas, permitió asignar las áreas cubiertas por árboles a la categoría de dunas. La Figura 2 muestra un ejemplo de las superficies de dunas e interdunas.

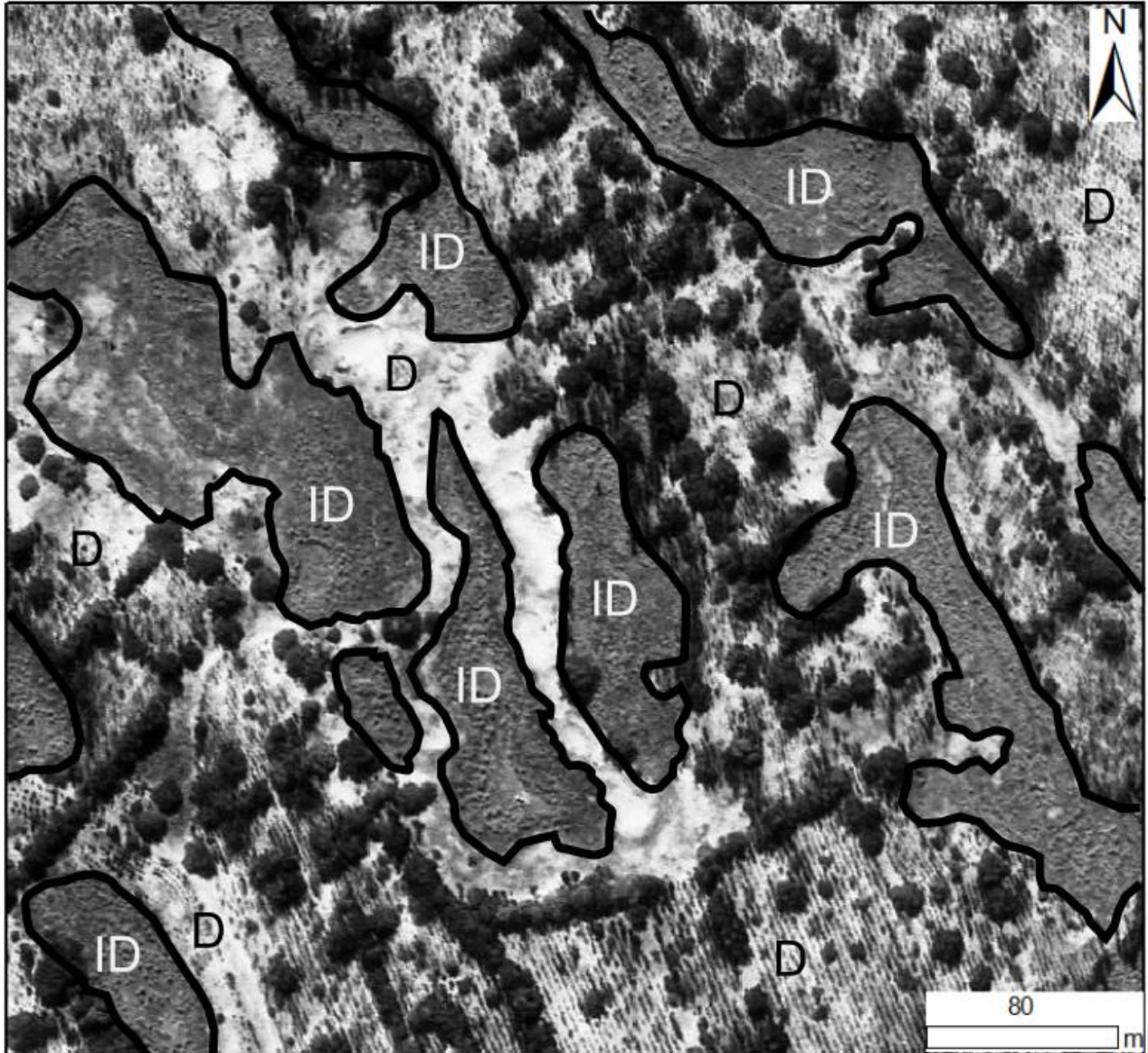


Figura 2. Ejemplo de zonas de duna (D) e interduna (ID) en el área de estudio. Puede apreciarse el tono más oscuro en las zonas de interduna, y un tono más claro correspondiente a la arena seca en las dunas.

Mapeo de usos del suelo

El mapeo del uso del suelo fue realizado sobre las fotografías aéreas de los años 1975 y 1997, y sobre las imágenes satelitales del año 2014.

Se hizo la digitalización manual de las zonas de uso del suelo en los diferentes años a una escala de 1:2000 para generar una capa temática de tipo vectorial con polígonos que representan las diferentes zonas mapeadas. Los usos del suelo se definieron sobre la imagen de 1975, para luego extrapolar el criterio de mapeo a las imágenes de 1997 y 2014. Dicho criterio consistió en la identificación e interpretación visual de propiedades que permitieran asignar a la superficie una de las cinco categorías de uso del suelo consideradas, a saber: (1) natural, no se observa acción antrópica, esta zona incluye áreas de interdunas con tono oscuro por la presencia de arena húmeda y/o vegetación herbácea, así como zonas de alto albedo correspondientes al suelo arenoso desnudo, sin vegetación natural o artificial; (2) plantación inicial, zonas de dunas donde se observa la grilla de plantación de árboles, pero éstos aún no se han desarrollado; (3) ralo forestal, coexisten árboles de escaso desarrollo, apenas visibles en la fotografía aérea, con algunos árboles de mayor tamaño cuyas copas no se tocan entre sí, y el suelo arenoso es visible en forma prácticamente continua; (4) medio forestal: similar a ralo forestal,

pero con una mayor cobertura por parte de los árboles, donde las copas frecuentemente se tocan entre sí, conformando líneas de forestación entrecruzadas, sin embargo el suelo arenoso es aún visible; (5) denso forestal, las copas forman una cubierta coalescente prácticamente continua, con frecuentes, pero pequeños espacios de raleo o cambios en la textura que indican diferentes etapas de desarrollo de los árboles y/o distintas especies.

Se calculó el área total ocupada por cada categoría en los sucesivos años mediante el uso de la herramienta SIG, que proporciona la extensión superficial de los elementos poligonales de formato vectorial incluidos en una capa.

Comparación entre desarrollo forestal y geomorfología

Resulta de interés conocer la evolución en la relación que guardan las variables geomorfología y uso del suelo a lo largo del periodo analizado (1975-2014). Originalmente, la forestación fue planificada con base en la geomorfología de la zona, con la intención de forestar sólo las zonas altas (dunas) y ubicar las calles y caminos en las zonas bajas (interdunas). Se hizo una intersección de las capas de uso del suelo y geomorfología para cada año analizado mediante la herramienta correspondiente en el SIG.

Se obtuvo una nueva capa vectorial para cada año, con los polígonos de las clases de uso del suelo recortados según límites entre las dunas e interdunas. De esta forma pudo cuantificarse el área ocupada por cada uso del suelo en las dunas e interdunas para cada año.

Realización de balances hídricos

La Ecuación (1) combina los elementos básicos del balance hídrico:

$$P - ET_r - \Delta Alm - Exc = 0 \quad (1)$$

Donde P es la precipitación; ET_r , la evapotranspiración real; ΔAlm , la variación en el almacenamiento de agua en el suelo, y Exc son los excesos de agua, que a su vez puede subdividirse en infiltración (I) y escurrimiento superficial (ES). Dado que en el cordón dunícola el escurrimiento superficial tiende a cero (Rodrigues-Capítulo, Carretero, & Kruse, 2018), los Exc pueden considerarse enteramente I , y esta última, al tratarse de un acuífero freático, representa la recarga al acuífero. De ahí surge la importancia de cuantificar los excesos en el balance hídrico,

considerando especialmente que no existe otra fuente de recarga para el agua subterránea local.

Se contó con datos diarios de precipitación del Servicio Meteorológico Nacional en Villa Gesell. La serie de datos corresponde al periodo 1997-2016, que es representativa de la región debido a que las precipitaciones no han cambiado de modo significativo en este periodo (Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2018).

La obtención de ET_r implicó una serie de pasos. Se partió de la evapotranspiración de referencia (ET_0), definida de acuerdo con FAO (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998) como la de "un cultivo de referencia hipotético con una altura de 0.12 m, una resistencia superficial fija de 70 s.m-1 y un albedo de 0.23". Los 12 valores de ET_0 media mensual fueron derivados de los mapas realizados por Falasca y Forte-Lay (2006) para la Argentina, y luego convertidos a valores diarios. A partir de 118 estaciones meteorológicas con datos para la serie 1961-1990, estos autores calcularon ET_0 por el método Penman-Monteith, y obtuvieron curvas de ET_0 similar, que pueden utilizarse para estimar la ET_0 en localidades donde no se cuenta con la información necesaria para el cálculo directo, como es el caso presente. Un coeficiente de cultivo (K_c) permite considerar los efectos que tienen sobre la evapotranspiración las características particulares de una cobertura dada. Así se obtuvo la evapotranspiración de la cobertura en condiciones estándar, o la demanda máxima de agua de la cobertura (ET_c) mediante la Ecuación (2):

$$ET_c = E_{t0} \times K_c \quad (2)$$

Donde ET_c es la demanda máxima de agua de la cobertura; E_{t0} , la evapotranspiración de referencia, y K_c es el coeficiente de cultivo o de cobertura. Finalmente, como el suelo y la vegetación que lo cubre no siempre ceden a la atmósfera toda el agua considerada en el concepto de ET_c , se define evapotranspiración real (ET_r), que es la que realmente se produce ante una determinada ET_c y para un almacenaje (Alm, contenido de agua en el suelo) inicial. ET_r es siempre menor o igual a ET_c , y es el valor de evapotranspiración con el cual se calcularon los excesos en el balance hídrico. Si bien la interceptación puede representar un componente importante del balance hídrico en un bosque bien desarrollado, hasta el momento no se cuenta con datos de dicha variable para la zona de estudio, por lo que se asumió que la interceptación contribuye en un 100 % a la evapotranspiración. Esta suposición ha dado buenos resultados en trabajos anteriores (Carretero, Rodrigues-Capítulo, & Kruse, 2021; Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2018).

La relación entre la ET_r y la ET_c depende del contenido de agua en el suelo. El valor máximo definido para Alm es la capacidad de almacenamiento o capacidad de campo (CC), que es la de un suelo que ha sido llevado hasta la saturación y al que luego se le ha permitido drenar toda el agua gravitacional. Su valor depende de la textura o granulometría del suelo (a menor tamaño de partículas, mayor espacio de poros y mayor CC), y de la profundidad del mismo que se considera hasta donde llega el

crecimiento del sistema radical de la vegetación que cubre el suelo (a mayor profundidad mayor CC). Thornthwaite y Mather (1955) proponen una relación entre ET_r y ET_c de acuerdo con las tablas de retención específicas para cada capacidad de campo (CC), que para periodos cortos de tiempo (un día) es lineal, respondiendo a un esquema sencillo donde el valor de la ET_r iguala al de la ET_c solamente en CC y se reduce a la mitad cuando el suelo contiene la mitad de su capacidad de almacenaje, anulándose cuando se agota la humedad del suelo. De esta forma, los balances diarios son los que mejor representan los contenidos de humedad del suelo (Rodriguez-Capítulo, 2015) y, por lo tanto, los que permiten obtener resultados más precisos.

La CC media del suelo dominado por arena fue de 160 mm/m, según Falasca y Forte Lay (2006), y Forte Lay y Spescha (2001), que definen un valor de 140 y 180 mm hasta una profundidad de 1 m a lo largo de la costa arenosa bonaerense. Se consideraron dos casos: *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*, y *forestal* (suelo cubierto por un bosque de coníferas). En el primer caso, la profundidad efectiva asignada para el balance fue de 0.25 m y por lo tanto quedó definida una CC de 40 mm, dado que el efecto de la evapotranspiración no puede penetrar más profundo (Forte-Lay & Spescha, 2001). En el segundo caso debió tenerse en cuenta una exploración de raíces de más de 1 m, ya que se trata de un bosque bien establecido, por ello se asignó una profundidad de 1.25 m, que derivó en una CC de 200 mm en el balance (Forte Lay & Spescha, 2001).

Se determinaron valores de K_c de acuerdo con FAO (Allen *et al.*, 1998). Para la zona de *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*, el valor de K_c depende de factores como el intervalo entre eventos de humedecimiento, el poder evapotranspirante de la atmósfera (es decir, ET_0), y la magnitud del evento de humedecimiento. Los valores de K_c mensual a lo largo del año se determinaron a partir de FAO (Allen *et al.*, 1998), en un gráfico que muestra la relación entre ET_0 y K_c para distintos intervalos de mojado, eligiendo como intervalo de mojado el de cuatro días, que se aproxima a una frecuencia de 7-8 lluvias por mes, valor que responde a las condiciones climáticas de la región. Estos valores oscilaron entre 0.45 en verano y 1.2 en invierno (Figura 3). Para la zona forestal se tomó $K_c = 1$ constante todo el año (Allen *et al.*, 1998; Besteiro, 2014).

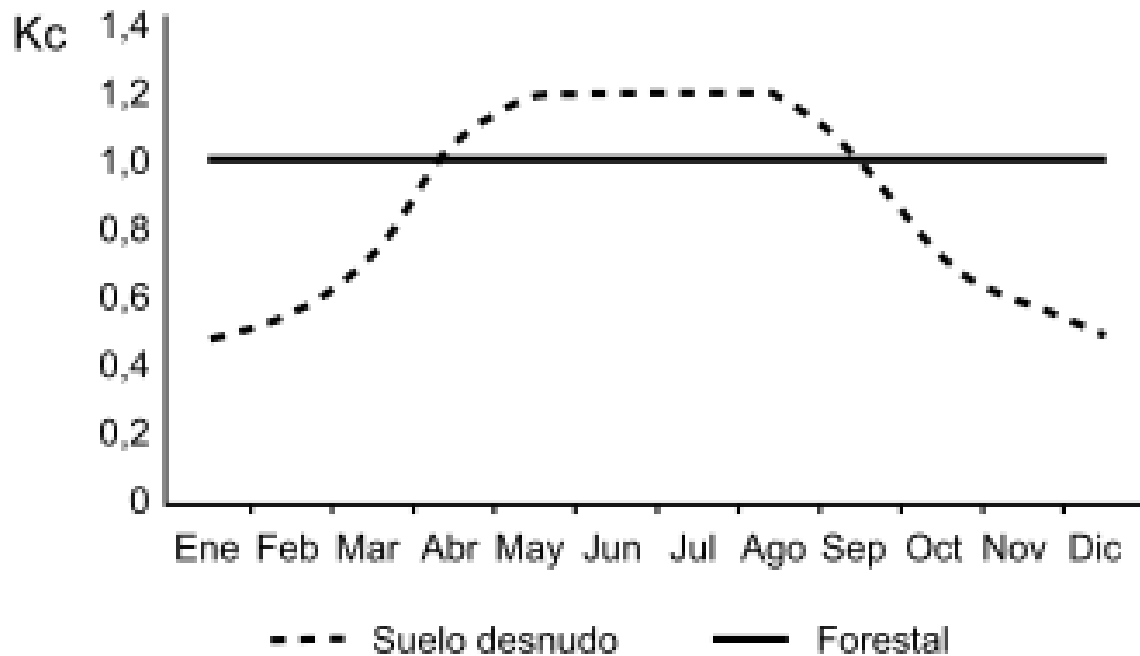


Figura 3. Valores de Kc utilizados para el cálculo de ETC. Fuente: redibujado de Rodrigues-Capítulo *et al.* (2018).

Los datos y parámetros detallados anteriormente se emplearon para realizar balances hídricos según Thornthwaite y Mather (1955), con la asistencia del *software* Agroagua v. 5.0 (Forte Lay, Aiello, & Kuba, 1995). Por simplicidad, los balances hídricos diarios se expresaron en valores mensuales, luego agrupados en valores anuales, para finalmente calcular un valor anual promedio de excesos para las categorías de recarga consideradas.

Agrupación de usos de suelo según criterio hidrológico y obtención de valores de recarga

Las características superficiales del terreno condicionan las posibilidades de infiltración del agua aportada por las precipitaciones. Es posible obtener un valor de recarga total para la zona de estudio aplicando los balances hídricos, explicados previamente, a las clases de desarrollo forestal identificadas en el mapeo, y conociendo la distribución espacial de éstas. Para ello, se agruparon las categorías de uso del suelo según un criterio hidrológico. Se consideró que las categorías *natural*, *plantación inicial* y *ralo forestal* presentan un desarrollo suficientemente pobre de la vegetación como para poder caracterizar el comportamiento hidrológico de estas zonas según las propiedades del suelo arenoso, por lo que se agruparon bajo la categoría *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*. Por otro lado, *medio forestal* y *denso forestal* representan superficies fundamentalmente cubiertas por árboles, por lo que se agruparon bajo la categoría hidrológica *forestal*. La Figura 4 muestra la correspondencia entre las zonas de uso del suelo y las superficies de recarga para 1975.

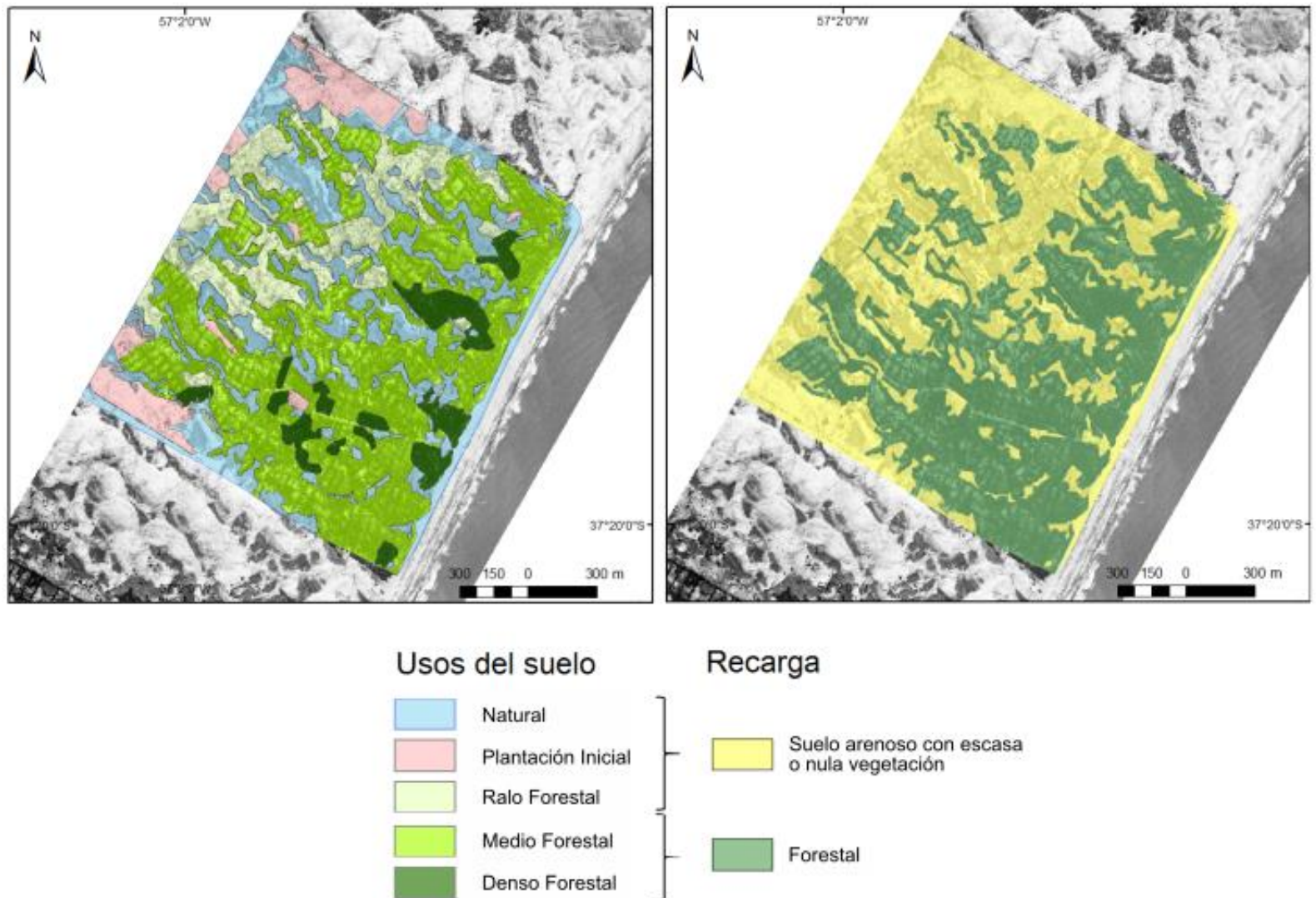


Figura 4. Categorías de uso del suelo y sus equivalentes según un criterio de recarga.

Finalmente, se calculó el volumen de agua que habría ingresado como recarga al sistema en las zonas de *suelo arenoso con escasa o nula*

vegetación y forestal, mediante la multiplicación de su extensión superficial en cada año por el promedio anual de excesos definido para cada zona. El valor total de recarga para cada año surge de la suma de los volúmenes de recarga correspondientes a cada zona. Esto permitió evaluar la variación en la recarga para el periodo considerado. Como se detalla en el apartado anterior, se asignó a la zona *de suelo arenoso con escasa o nula vegetación* valores de K_c algo superiores a 1 durante el invierno, y muy inferiores durante el verano. Esto implica que la ET_c en el *suelo arenoso* sea algo superior a ET_0 durante el invierno, pero muy inferior a la misma en verano. Por otro lado, en la zona *forestal*, el $K_c = 1$ implica que ET_c iguala a ET_0 todo el año. La mayor diferencia radica entonces en el verano, cuando ET_0 es máxima: en el *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*, ET_c se reduce a aproximadamente la mitad de ET_0 ; mientras que en la zona *forestal* ET_c iguala a ET_0 . Al haber mayor evapotranspiración en la zona *forestal* y a igualdad del resto de las condiciones, se espera un menor potencial de recarga en dicha zona respecto del *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*. La Tabla 1 resume los criterios adoptados para diferenciar ambas categorías de recarga.

Tabla 1. Categorías de recarga y variables consideradas.

Categoría de recarga	Clases de uso del suelo	Coefficiente de cultivo (Kc)	Capacidad de campo (CC)
Forestal	Denso forestal Medio forestal	1 durante todo el año	200 mm
Suelo arenoso con escasa o nula vegetación	Ralo forestal Plantación inicial Natural	Variable, entre 0.45 en verano y 1.2 en invierno	40 mm

Resultados

Evolución del uso del suelo

La distribución de zonas geomorfológicas definida en la fotografía aérea de 1975 muestra que el 1.7 % corresponde a dunas, y el 18.3 % a interdunas.

La zonificación del espacio temporal por cada clase de uso del suelo presenta diferencias en la superficie ocupada en los tres momentos considerados (Figura 5 y Figura 6a).

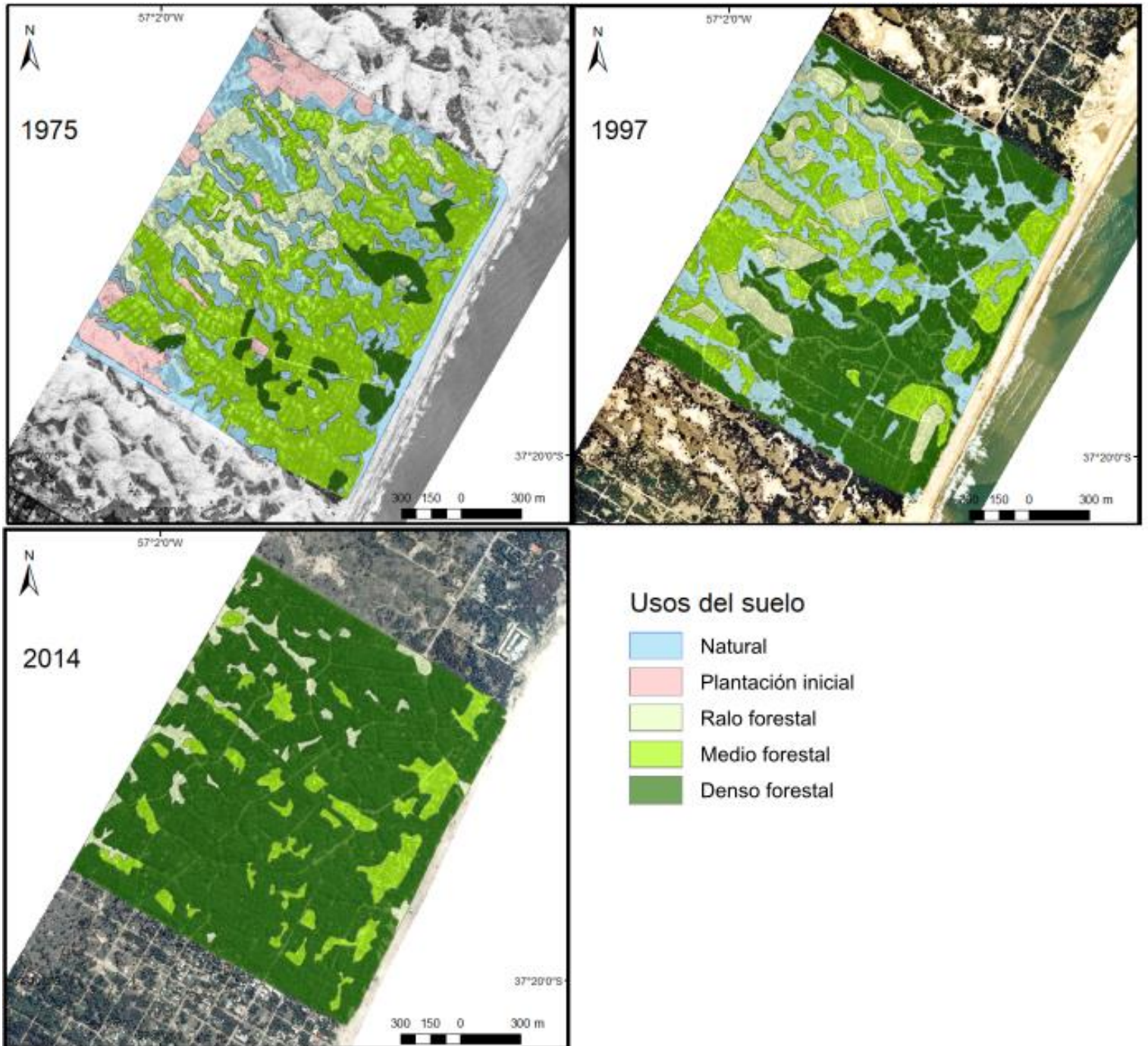


Figura 5. Zonificación del uso del suelo para 1975, 1997 y 2014.

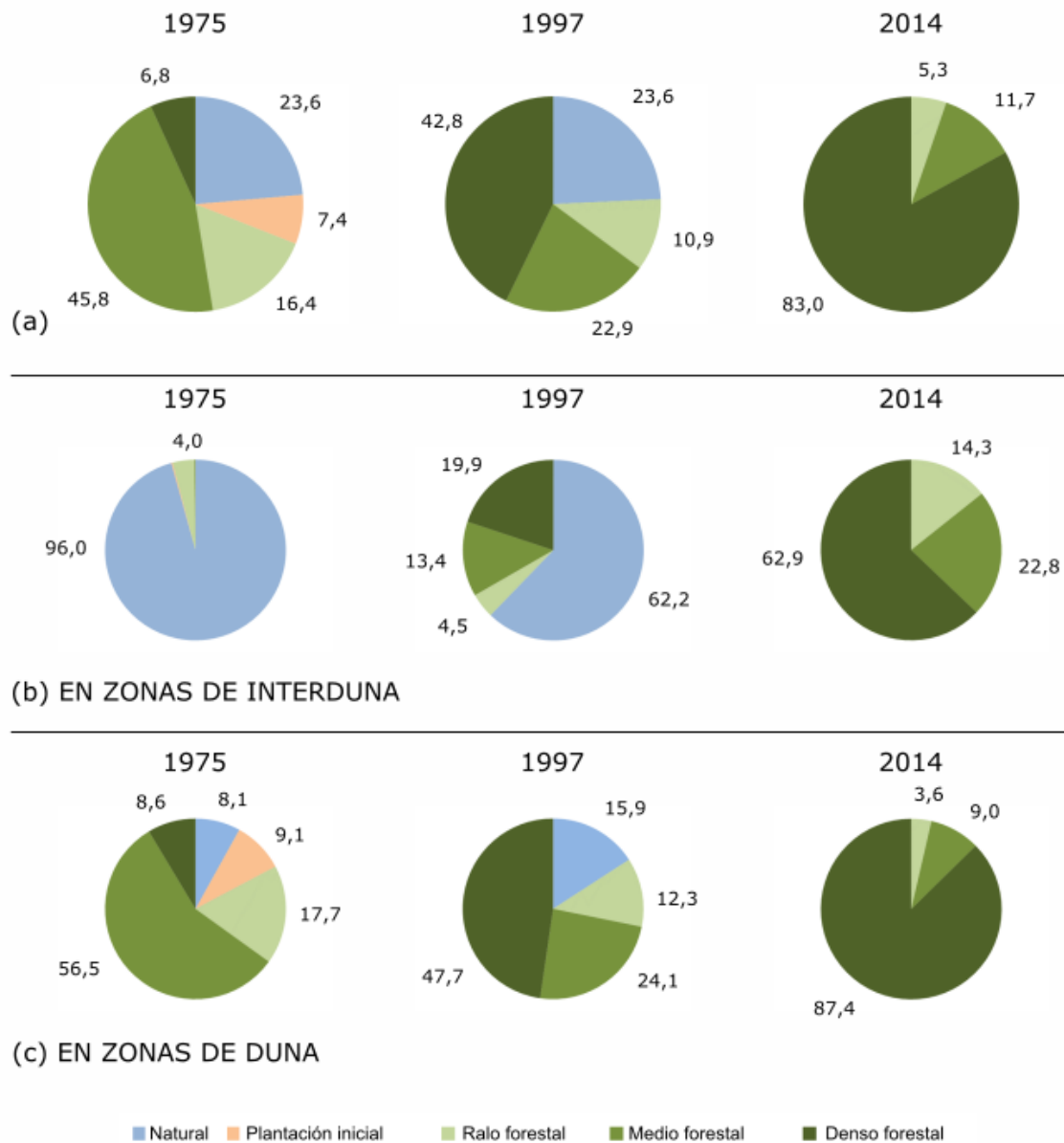


Figura 6. Usos del suelo en 1975, 1997 y 2014, (a) en el área total de mapeo, (b) en las interdunas y (c) en las dunas.

De la Figura 6 se interpreta que en 1975 se representa una etapa inicial del proceso de forestación y amanzanamiento. Es por ello que una parte importante de la superficie corresponde al uso *natural* (25.8 %) y se observa la presencia de la categoría *plantación inicial*, con un 7.5 % del total de la superficie mapeada. La categoría mejor representada es *medio forestal*, con un 45.6 %, mientras que *denso forestal* se ubica en último lugar con un 6.9%.

Para 1997 la forestación se ha desarrollado durante 22 años respecto del caso anterior, por lo que las zonas de *plantación inicial* han desaparecido por completo. Asimismo, *denso forestal* aumenta su superficie a un 42.7 %, a expensas de *medio forestal*, que se reduce a la mitad de lo observado en 1975. La clase *natural* no presenta cambios en la distribución, y *ralo forestal* apenas disminuye su representación.

En 2014, la superficie mapeada se encuentra ampliamente dominada por la categoría *denso forestal* (con un 83 % de cobertura), mientras que *medio* y *ralo forestal* ocupan un lugar accesorio en la distribución territorial. Es notorio el hecho de que las zonas de uso *natural* hayan desaparecido, habiendo pasado 17 años desde la imagen anterior, dado que apenas se registraron cambios en estas zonas entre los años 1975 y 1997. Resulta evidente entonces que las tasas de retroceso de las zonas *naturales* aumentaron drásticamente entre 1997 y 2014.

Las imágenes analizadas permiten hacer observaciones sobre el desarrollo de la forestación a lo largo de 39 años (Figura 6a). Los cambios

en la representación de las distintas categorías de uso del suelo indican un efectivo proceso de forestación, dado que hacia el final del periodo gran parte de la localidad está cubierta por un bosque bien desarrollado. Esto implica cambios en la disposición original de las superficies forestales, que debían ubicarse en las dunas (Figura 6c), no en las zonas de interduna (Figura 6b). En 1975, el 95.7 % de las áreas de interduna presentan un uso *natural*; sin embargo, en 1997 este porcentaje se reduce a 62.2 %. En 2014, la forestación ha ocupado por completo las zonas de interduna, con un predominio de la clase *denso forestal* (62.9 %), y el uso *natural* ha desaparecido (Figura 6b).

Evolución de las superficies de recarga

De acuerdo con el criterio adoptado, y la relación existente entre las clases de uso del suelo y las asignadas a la recarga, la Figura 7 muestra la distribución de las superficies de recarga en 1975, 1997 y 2014.

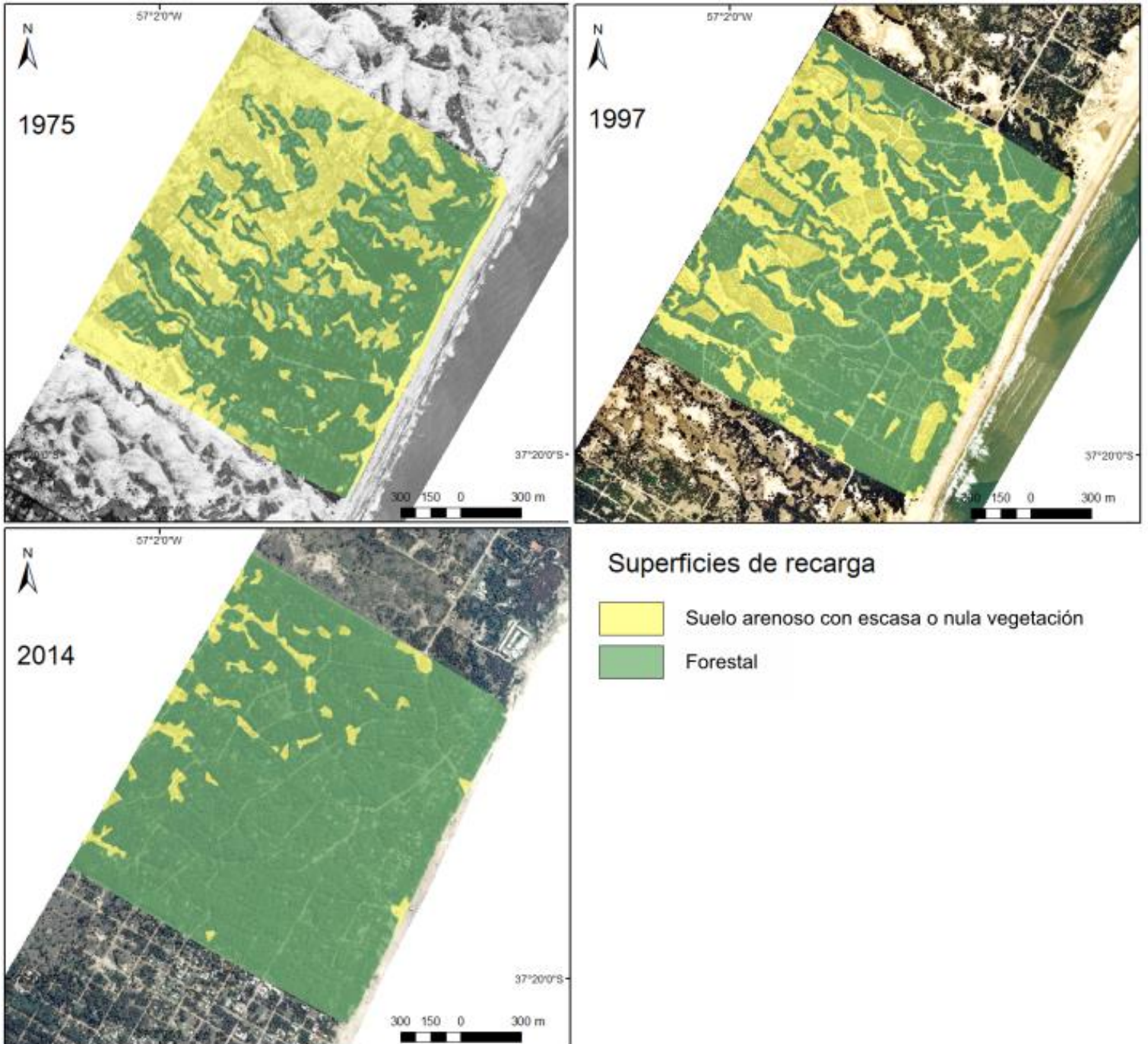


Figura 7. Distribución de las superficies de recarga.

En 1975, las clases *suelo arenoso con escasa o nula vegetación y forestal* se encuentran casi igualmente representadas, con un 48 y un 52 % de la superficie mapeada, respectivamente. Hacia 1997 se observa una disminución de la superficie de *suelo arenoso* producto del aumento de *forestal*, que pasa a cubrir el 65 %. Finalmente, en 2014, la clase *forestal* predomina ampliamente con un 94 % de la superficie, mientras que la zona de *suelo arenoso* representa el 6 % restante (Figura 8). Lo expuesto evidencia una clara tendencia a la expansión de la zona *forestal*, a expensas de la zona de *suelo arenoso*, que altera el ciclo hidrológico, dado que la capacidad de recarga asociada con la cobertura *forestal* es menor que la del *suelo arenoso*.

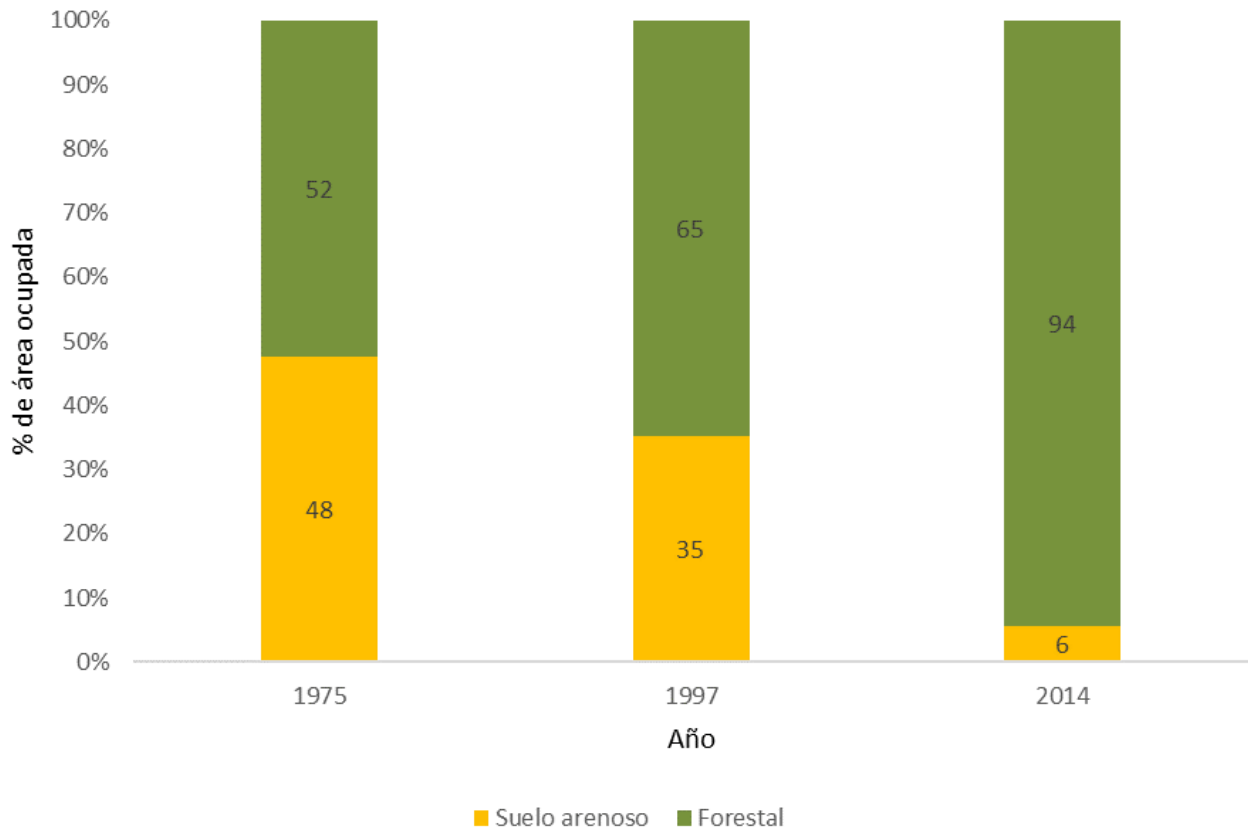


Figura 8. Distribución porcentual de las clases de uso del suelo relacionadas con la recarga.

Balances hídricos e impacto en la recarga del acuífero

Analizando los resultados alcanzados y expresados en la Tabla 2, se observa casi el doble de excesos en la cobertura de *suelo arenoso* respecto de la *forestal*, que representan un 45.4 % y un 24.0 % de la precipitación anual, respectivamente.

Tabla 2. Datos promedio del balance hídrico para el periodo 1997-2016. Los valores están expresados en mm.

Periodo	P ¹	Suelo arenoso con escasa o nula vegetación			Forestal		
		ET _c ²	ET _r ³	Excesos	ET _c ²	ET _r ³	Excesos
1997-2016	930	669	506	422	912	711	223

¹Precipitación; ²evapotranspiración de la cobertura; ³evapotranspiración real.

El volumen de agua ingresada al sistema se expresa en la Figura 9. En 1975 es de 5.58 hm³ en la zona de *suelo arenoso* y de 3.25 hm³ en la zona *forestal*, lo cual suma una recarga total de 8.83 hm³. Para 1997, la reducción de la superficie de *suelo arenoso* determina una disminución de la recarga en la misma, que adopta un valor de 4.12 hm³. La recarga en la superficie *forestal* aumenta a 4.01 hm³, pero en conjunto se observa

una leve disminución de la recarga total a 8.13 hm³. Para 2014, la zona de *suelo arenoso* está drásticamente disminuida y sólo aporta un volumen de 0.67 hm³ a la recarga total; mientras que la zona *forestal*, ampliamente representada, presenta un volumen de recarga de 5.84 hm³. La recarga total es de 6.51 hm³, lo cual constituye una disminución del 26 % respecto al valor de recarga de 1975.



Figura 9. Volumen de recarga para cada uso del suelo en los años estudiados. Sobre cada columna se indica el volumen total de recarga.

Discusión

Si bien el presente trabajo representa un caso de estudio donde la expansión de la forestación implica una disminución de la recarga de agua subterránea, existen distintos aspectos a considerar respecto del impacto de la forestación sobre el recurso hídrico subterráneo de una zona.

Según Springgay (2019), las áreas forestadas constituyen componentes integrales del ciclo hidrológico, regulando el escurrimiento en los cursos de agua, promoviendo la recarga de agua subterránea y contribuyendo al reciclado del agua hacia la atmósfera, incluyendo la generación de nubes y precipitación a través de la evapotranspiración. Respecto del primer efecto, Zheng *et al.* (2021) analizaron la evolución del escurrimiento superficial en 16 cuencas de drenaje en el Plateau de Loess de China para la serie 1961-2015, para evaluar la efectividad del plan de forestación implementado en 1999, dirigido a disminuir la erosión del suelo. Si bien los resultados mostraron un incremento del escurrimiento superficial luego de la implementación del plan, esto se debió a la variabilidad en las precipitaciones. Una vez retirado el efecto de este factor, 11 de las 16 cuencas estudiadas mostraron una

disminución en el coeficiente de escurrimiento. A su vez, las cuencas de clima semiárido presentaron una reducción en el escurrimiento hasta cuatro veces mayor que las cuencas de clima semihúmedo. El estudio no hace foco en variaciones de la recarga, aunque puede argumentarse que este tipo de efectos, bajo ciertas condiciones, puede promover un aumento de la infiltración al aumentar el tiempo de permanencia del agua en la superficie en zonas de recarga. Bremer, DeMaagd, Wada y Burnett (2021) modelaron en forma combinada los cambios en el uso del suelo y la evolución en los balances hídricos en la isla de Hawái, proyectados a 50 años, para evaluar el impacto que tendrían sobre la recarga dos medidas de manejo propuestas: la protección de los bosques nativos de ser invadidos por bosques no nativos, y la restauración de bosques nativos en pastizales no nativos. Se encontró que la protección de toda la superficie de bosques nativos susceptible de ser invadida por bosques no nativos o pastizales implicaría evitar la pérdida acumulada de 712.4 millones de m³ de recarga a lo largo de 50 años. Resulta particularmente interesante el caso de los bosques de alta altitud: de convertirse estos bosques en pastizales o en suelo desnudo, la recarga menguaría a causa de una baja en la intercepción de niebla respecto del pastizal, que contrarrestaría (y superaría) el efecto positivo de una disminución en la evapotranspiración. El mismo efecto sería esperable para la reforestación de bosque nativo sobre pastizales no nativos en el caso de zonas con alta intercepción de niebla. Sin embargo, para zonas con baja intercepción de niebla, se determinó que la reforestación de bosque nativo sobre pastizales no nativos implicaría una disminución en la recarga debido a

un aumento en la evapotranspiración. Este caso muestra claramente la complejidad de la cuestión y cómo un cambio en alguna de las variables consideradas puede determinar efectos positivos o adversos de la forestación sobre la recarga de agua subterránea. Van-Dijk y Keenan (2007) indican que, en general, la forestación reduce el caudal medio de los ríos de una cuenca y también la recarga del agua subterránea, pero que ello depende de la hidrología del paisaje y las características del bosque. En la planicie de Gambier, sur de Australia, una zona con escaso desarrollo de drenaje natural, Allison y Hughes (1972) analizaron el contenido de tritio en los primeros centímetros del acuífero freático para evaluar la recarga en zonas de pastura y de bosques implantados. Los resultados indicaron que la recarga ocurre principalmente en zonas de pastura, mientras que las zonas forestadas no presentarían recarga. En Irlanda, si bien la forestación puede reducir el escurrimiento superficial hasta un 20 %, se ha documentado hasta un 10 % de decremento en la recarga de agua subterránea en las zonas de bosques respecto de los pastizales o brezales; este segundo efecto es significativamente mayor en bosques de coníferas que en el caso de especies caducifolias (Allen & Chapman, 2001). En las colinas de arena de Nebraska, centro de EUA, Adane, Nasta, Zlotnik y Wedin (2018) analizaron las tasas históricas de recarga mediante modelado numérico en pastizales nativos y en un bosque denso de pinos para el periodo 1950-2000. Los resultados muestran una drástica disminución de la recarga en el bosque de pinos de un 17 % (relativo a la precipitación) respecto a la zona de pastizal nativo. Si bien el área de estudio se ubica en el interior del continente,

comparte con la zona del presente trabajo la característica de un suelo arenoso, que en condiciones naturales presenta una alta tasa de infiltración y un bajo escurrimiento superficial. Estas condiciones promueven sobre todo una disminución de la recarga al implementar la forestación. Giambastiani, Greggio, Nobili, Dinelli y Antonellini (2018) analizaron el efecto de un incendio forestal sobre el agua subterránea la costa arenosa de Ravenna, Italia. Durante los cuatro años posteriores al incendio se verificó un aumento del nivel freático y un decremento de la salinidad del acuífero freático debido al aumento en la recarga para la zona incendiada. El presente trabajo resulta congruente con este caso de estudio. Nuevamente resulta clave considerar las características del sustrato arenoso, cuya alta permeabilidad promueve la infiltración casi inmediata durante los eventos de precipitación. A pesar de la geomorfología de dunas e interdunas, que contrasta con el relieve llano de la planicie costera ubicada hacia el continente, el escurrimiento superficial tiende a cero. Debido a esto, el principal efecto de la forestación sobre el balance hídrico local es la intensificación de la pérdida por interceptación y transpiración.

Trabajos anteriores han abordado el impacto de los cambios del uso del suelo sobre la recarga del acuífero costero en la barrera medanosa de la provincia de Buenos Aires. Carretero y Kruse (2012) realizaron un análisis de detalle del uso del suelo en San Clemente a partir de fotografías aéreas a escala 1:20 000 para los años 1958 y 1984, e imágenes Digital-Globe Google Earth de alta resolución espacial para la actualidad. En este caso, los sectores geomorfológicos fueron definidos

mediante una digitalización manual, y la asignación de un valor de infiltración a cada sector permitió una estimación de la recarga correspondiente a cada año estudiado. Se estimó una disminución en la recarga de 47 % en la zona urbanizada a lo largo del periodo 1958-2006. El mismo análisis fue llevado a cabo en Las Toninas y Santa Teresita entre 1987 y 2012; los resultados mostraron un 30 % de reducción en la recarga (Carretero, Kruse, & Rojo, 2013). Posteriormente, Carretero, Braga, Kruse y Tosi (2014) analizaron la variación en la recarga debida al cambio en el uso del suelo en el Partido de La Costa (que incluye a las localidades mencionadas anteriormente) para el periodo 1973-2010. En este caso, se utilizó una clasificación supervisada para analizar la evolución de la cobertura superficial. Los resultados indicaron un 10 % de reducción en la recarga para la totalidad del área estudiada, pero se incrementa entre el 18 y 30 % cuando se focaliza en los centros urbanos. Estos trabajos documentan alteraciones en el ciclo hidrológico de la barrera medanosa a causa de la actividad antrópica, sin embargo, en el Partido de La Costa no existen forestaciones como las de Mar de las Pampas. Este tipo de cobertura sí está presente en el Partido de Pinamar, vecino al Partido de Villa Gesell. Rodrigues-Capítulo *et al.* (2018) aplicaron una clasificación supervisada a imágenes satelitales Landsat 7 TM del año 2015, para identificar superficies forestadas y suelo desnudo en el Partido de Pinamar; mediante la obtención de datos de pozo, los autores evaluaron las variaciones hidrodinámicas, hidroquímicas e isotópicas del agua subterránea en relación con la cobertura del suelo. Según los resultados, la recarga sería un 33 % menor en las áreas forestadas,

respecto de las no forestadas. Más recientemente, Carretero *et al.* (2021) cuantificaron los cambios en el uso del suelo en las localidades de Pinamar y Punta Médanos para la serie temporal 1957-2016. Con base en esto, los autores definieron una disminución de 38 % en la recarga y un aumento de 102 % en el consumo de agua subterránea en Pinamar, mientras que para Punta Médanos se obtuvo un 32 % de disminución en la recarga y un 200 % de aumento en el consumo. Los resultados del presente trabajo son congruentes con lo expuesto, especialmente respecto del Partido de Pinamar, donde se han plantado bosques de coníferas como los presentes en Mar de las Pampas. Ante una igualdad de las condiciones climáticas, geológicas y geomorfológicas, se verifican efectos semejantes de la forestación sobre el balance hídrico local en ambas localidades. Por otro lado, en Rodríguez-Capítulo *et al.* (2018) se cuenta con fuentes de datos de las que este estudio carece, como es la medición de niveles freáticos y los isótopos estables. Recientemente se ha instalado una red de monitoreo del agua subterránea en el Partido de Villa Gesell, que permitirá contar con estas fuentes de datos en el futuro, lo cual contribuirá a profundizar las evaluaciones del impacto de la forestación en la recarga de agua subterránea.

Conclusiones

Se realizó un análisis multitemporal de la cobertura del suelo en la localidad de Mar de las Pampas, provincia de Buenos Aires, Argentina, para los años 1975, 1997 y 2014, y se caracterizó la geomorfología original de la zona de estudio. La información obtenida a partir de las tareas de mapeo conformó la base geoespacial para cuantificar la recarga al acuífero costero en cada escenario considerado, mediante la realización de balances hídricos y la aplicación de un criterio hidrológico a las distintas clases de uso del suelo identificadas.

Los resultados indican que las zonas forestales, inicialmente distribuidas en las dunas, pasaron a ocupar las interdunas con el avance del tiempo. En 1975, casi la totalidad de las áreas de interduna correspondían a la clase de uso del suelo *natural*, mientras que en 2014 están enteramente cubiertas por forestación.

Considerando la superficie total de mapeo, la forestación muestra un claro aumento en su densidad a lo largo del periodo analizado. Entre 1975 y 2014, las clases de uso del suelo *natural* y *plantación inicial* desaparecen, mientras que las clases *ralo* y *medio forestal* disminuyen su representación, y la clase *denso forestal* aumenta de forma significativa, pasando de ocupar un 6.9 % del área de mapeo en 1975 a un 83 % de la misma en 2014.

En 1975, la forestación se hallaba en una etapa inicial y la superficie de recarga de *suelo arenoso con escasa o nula vegetación* (compuesta por los usos *natural, plantación inicial y ralo forestal*) ocupaba un 48 % de la superficie. Sin embargo, la expansión del área forestada y el desarrollo de los árboles promovió la ocupación casi total de la zona por parte de la superficie de recarga *forestal* (categorías *denso y medio forestal*) para 2014. La disminución progresiva del área de *suelo arenoso con escasa o nula vegetación*, que presenta un valor promedio de excesos de 422 mm, y el consecuente aumento del área *forestal*, con un promedio de excesos de 223 mm, modificó las condiciones hidrológicas superficiales de Mar de las Pampas. Se estimó que la disminución de la recarga total fue del 26 %.

Este trabajo demuestra cómo la expansión de la forestación puede condicionar la calidad ambiental de una zona costera, al afectar directamente la disponibilidad de un recurso fundamental como el agua subterránea. Se reconoce la necesidad de contar con estudios más detallados en la zona para cuantificar los recursos hídricos disponibles.

Referencias

Abd-El-Kawy, O. R., Rød, J. K., Ismail, H. A., & Suliman, A. S. (2011). Land use and land cover change detection in the western Nile delta of Egypt using remote sensing data. *Applied Geography*, 31(2), 483-494.

- Adane, Z. A., Nasta, P., Zlotnik, V., & Wedin, D. (2018). Impact of grassland conversion to forest on groundwater recharge in the Nebraska Sand Hills. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15, 171-183.
- Allen, A., & Chapman, D. (2001). Impacts of afforestation on groundwater resources and quality. *Hydrogeology Journal*, 9, 390-400.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). FAO Irrigation and Drainage. *Paper No. 56*, 56(97), 0-300.
- Allison, G. B., & Hughes, M. W. (1972). Comparison of recharge to groundwater under pasture and forest using environmental tritium. *Journal of Hydrology*, 17 (1-2), 81-95.
- Bértola, G. R., Isla, F. I., Cortizo, L. C., & Turno-Orellano, H. A. (2002). Modelo sedimentario de la barrera medanosa al norte de Villa Gesell (provincia de Buenos Aires) – de aplicación hidrogeológica. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 9(2), 109-126.
- Besteiro, S. I. (2014). *Evaluación de la influencia hidrológica de forestaciones en la llanura pampeana* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, La Plata, Argentina.
- Bobba, A. G., Bukata, R. P., & Jerome, J. H. (1992). Digitally processed satellite data as a tool in detecting potential groundwater flow systems. *Journal of Hydrology*, 131, 25-62.

- Bremer, L. L., DeMaagd, N., Wada, C. A., & Burnett, K. M. (2021). Priority watershed management areas for groundwater recharge and drinking water protection: A case study from Hawaii Island. *Journal of Environmental Management*, 286, 111622.
- Carls, N. (1947). *How to read aerial photographs for census work*. Washington DC, USA: US Government Printing Office.
- Carretero, S., Braga, F., Kruse, E., & Tosi, L. (2014). Temporal analysis of the changes in the sand-dune barrier in the Buenos Aires Province, Argentina, and their relationship with the water resources. *Applied Geography*, 54, 169-181.
- Carretero, S., & Kruse, E. (2012). *Evolución del médano costero y efectos sobre la recarga en el acuífero freático en San Clemente del Tuyú*. V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología (pp. 105-115), Río Cuarto, Argentina.
- Carretero, S., Kruse, E., & Rojo, A. (2013). Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa. *Temas actuales en hidrología subterránea* (pp. 29-36). La Plata, Argentina. Recuperado de http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/sipcyt/bfa004414.pdf
- Carretero, S., Rodrigues-Capítulo, L., & Kruse, E. (2021). Evolution of groundwater recharge as a result of forest development on the east coast of the province of Buenos Aires, Argentina. *Journal of Hydrogeology*, 29, 783-797.

- CFI, Consejo Federal de Inversiones. (1990). *Evaluación del recurso hídrico subterráneo en la región costera atlántica bonaerense*. Buenos Aires, Argentina: Consejo Federal de Inversiones.
- Cozzolino, D., Greggio, N., Antonellini, M., & Giambastiani, B. (2017). Natural and anthropogenic factors affecting freshwater lenses in coastal dunes of the Adriatic coast. *Journal of Hydrology*, 551, 804-818.
- Dripps, W. R., & Bradbury, K. R. (2010). The spatial and temporal variability of groundwater recharge in a forested basin in northern Wisconsin. *Hydrological Processes: An International Journal*, 24(4), 383-392.
- Falasca, S., & Forte-Lay, J. A. (2006). *Actualización de la evapotranspiración de referencia por el método de Penman-Monteith en la República Argentina*. Congreso de Asociación Argentina de Agrometeorología (AADA), La Plata, Argentina.
- Forte-Lay, J. A., Aiello, J. L., & Kuba, J. (1995). *Software Agroagua v. 5.0*. Buenos Aires, Argentina: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.
- Forte-Lay, J. A., & Spescha, L. B. (2001). Métodos para la estimación de la climatología del agua edáfica en las provincias pampeanas de la Argentina (Methodology to estimate the climatology of soil moisture in the Pampeana region, Argentina). *Revista Argentina de Agrometeorología*, 1(1), 67-74.

- Ghayoumian, J., Saravi, M., Feiznia, S., Nouri, B., & Malekian, A. (2007). Application of GIS techniques to determine areas most suitable for artificial groundwater recharge in a coastal aquifer in southern Iran. *Journal of Asian Earth Sciences*, 30(2), 364-374.
- Giambastiani, B. M., Greggio, N., Nobili, G., Dinelli, E., & Antonellini, M. (2018). Forest fire effects on groundwater in a coastal aquifer (Ravenna, Italy). *Hydrological Processes*, 32(15), 2377-2389.
- Giri, C., Pengra, B., Long, J., & Loveland, T. R. (2013). Next generation of global land cover characterization, mapping, and monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, 30-37.
- Gupta, S., Hasan, M., & Islam, S. (2018). Analysis of impervious land-cover expansion using remote sensing and GIS: A case study of Sylhet Sadar Upazila. *Applied Geography*, 98, 156-165.
- Huang, J., Gilmore-Pontius, R. Jr., Li, Q., & Zhang, Y. (2012). Use of intensity analysis to link patterns with processes of land change from 1986 to 2007 in a coastal watershed of southeast China. *Applied Geography*, 34, 371-384.
- Hurtado, H., Meleguer E., & Werner, N. (1987). *Prospección hidrogeológica por métodos geoelectricos en el acuífero de Villa Gesell: aplicación del programa CORTES. Convenio INCYTH-Municipio de Villa Gesell*. Ezeiza, Argentina: Instituto Nacional de Ciencia y Técnicas Hídricas.

INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. (1991, 2010, 2017). Recuperado de <http://www.indec.gob.ar>

Kuvan, Y. (2005) The use of forests for the purpose of tourism: The case of Belek Tourism Center in Turkey. *Journal of Environmental Management*, 75, 263-274.

López, R., & Marcomini, S. (comps.) (2011). *Problemática de los ambientes costeros. Sur de Brasil, Uruguay y Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Croquis.

Liu, T., & Yang, X. (2015). Monitoring land changes in an urban area using satellite imagery, GIS and landscape metrics. *Applied Geography*, 56, 42-54.

Marcomini, S.C. (2002). *Morfodinámica, sedimentología, geomorfología ambiental y sus alteraciones antropogénicas en costas de dunas del noreste de la provincia de Buenos Aires* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Moukana, J. A., & Koike, K. (2008). Geostatistical model for correlating declining groundwater levels with changes in land cover detected from analyses of satellite images. *Computers & Geosciences*, 34, 1527-1540.

Ranjan, S. P., Kazama, S., & Sawamoto, M. (2006). Effects of climate and land use changes on groundwater resources in coastal aquifers. *Journal of Environmental Management*, 80(1), 25-35.

- Ray, D. K., Pijanowski, B. C., Kendall, A. D., & Hyndman, D. W. (2012) Coupling land use and groundwater models to map land use legacies: Assessment of model uncertainties relevant to land use planning. *Applied Geography*, 34, 356-370.
- Rodriguez-Capítulo, L. (2015) *Evaluación geohidrológica en la región costera oriental de la provincia de Buenos Aires. Caso de estudio: Pinamar* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. Recuperado de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/49965>
- Rodriguez-Capítulo, L., Carretero, S., & Kruse, E. (2018) Impact of afforestation on coastal aquifer recharge. Case study: Eastern coast of the Province of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 77(74), 1-14. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7258-0>
- Salama, R. B., Tapley, I., Ishii, T., & Hawkes, G. (1994). Identification of areas of recharge and discharge using Landsat-TM satellite imagery and aerial photography mapping techniques. *Journal of Hydrology*, 162, 119-141.
- Shalaby, A., & Tateishi, R. (2007). Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, 27, 28-41.
- Springgay, E. (2019). Forests as nature-based solutions for water. *Unasylva 251: Forests: Nature-Based Solutions for Water*, 251(1), 3-13.

- Thornthwaite, C., & Mather, J. (1955). The water balance. *Climatology*, 8, 1-37.
- Tulbure, M. G., & Broich, M. (2013). Spatiotemporal dynamic of surface water bodies using Landsat time-series data from 1999 to 2011. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 79, 44-52.
- Urbis, A., Povilanskas, R., & Newton, A. (2019). Valuation of aesthetic ecosystem services of protected coastal dunes and forests. *Ocean & Coastal Management*, 179, 104832.
- Van-Dijk, A. I., & Keenan, R. J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251, 1-9.
- Violante, R., & Parker, G. (1992). Estratigrafía y rasgos evolutivos del Pleistoceno medio a superior – Holoceno en la llanura costera al sur de Villa Gesell, Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 47(2), 215-228.
- Violante, R., Parker, G., & Cavallotto, J. L. (2001). Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre la Bahía Samborombón y la laguna Mar Chiquita durante el Holoceno. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 56(1), 51-66.
- Weng, Q. (2001). Modeling urban growth effects on surface runoff with the integration of remote sensing and GIS. *Environmental Management*, 28(6), 737-748.

- Were, K. O., Dick, Ø. B., & Singh, B. R. (2013). Remotely sensing the spatial and temporal land cover changes in Eastern Mau Forest reserve and Lake Nakuru drainage basin, Kenya. *Applied Geography*, 41, 75-86.
- Xie, Y., Gong, J., Sun, P., & Gou, X. (2014). Oasis dynamics change and its influence on landscape pattern on Jinta oasis in arid China from 1963a to 2010a: Integration of multi-source satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation*, 33, 181-191.
- Zheng, H., Miao, C., Zhang, G., Li, X., Wang, S., Wu, J., & Gou, J. (2021). Is the runoff coefficient increasing or decreasing after ecological restoration on China's Loess Plateau? *International Soil and Water Conservation Research*, 9, 333-343.