



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

Cambios en el uso del suelo costero y sus efectos
sobre los ambientes de barrera del municipio de Villa
Gesell, Buenos Aires, Argentina

Pedro Andrés Garzo

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2024

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Geografía, de la Universidad Nacional del Sur, y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Grupo de Investigación Geología de Costas y Paleoecología, perteneciente al Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC), durante el período comprendido entre el 12 de mayo de 2020 y el 25 de junio de 2024, bajo la dirección del Dr. Federico I. Isla (IGCC, UNMDP-CIC; IIMyC, UNMDP/CONICET) y de la Dra. Vanesa Y. Bohn (DGyT, UNS/CONICET).

**Pedro A. Garzo**

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el / /, mereciendo la calificación de (.....).

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis no hubiera sido realizada sin los invaluable aportes y el apoyo constante de mis directores, Iñaki Isla y Vanesa Bohn. Su dedicación, su tiempo y su paciencia permitieron enriquecer esta investigación y guiarme durante su desarrollo. A ambos les agradezco sus aportes en mi formación académica.

Agradezco a las instituciones que permitieron y apoyaron el desarrollo de este plan de investigación. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme la beca de posgrado del programa de Becas Internas Doctorales en Temas Estratégicos de la institución. A la Universidad Nacional de Mar del Plata, en particular al Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, por permitirme utilizar sus instalaciones, laboratorios y recursos para el desarrollo de esta tesis.

Agradezco a las instituciones que hicieron posible el desarrollo de esta tesis a partir del financiamiento de proyectos de investigación: el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) y el Ministerio de Ciencia y Tecnología e Innovación de la Nación (MINCyT). Particularmente a esta última institución que, por medio de un proyecto del Programa Impact.AR, ha permitido la adquisición de gran parte del instrumental de campo y de gabinete utilizado para esta tesis.

Agradezco al municipio de Villa Gesell y a sus autoridades por brindarme información, datos históricos y estadísticos, apoyo y logística durante el trabajo realizado en el campo. Particularmente agradecer a Malena Gore Parravicini y Cristian Bellagamba, pertenecientes a la Dirección de Medio Ambiente; a Marcos Komak, Secretario de Obras y Servicios Públicos; a Juan Duarte, Secretario de Planeamiento, Hábitat y Vivienda; a Marcelo Iglesias, Secretario de Turismo; al grupo de trabajo del Museo Histórico y Archivo Municipal, dependiente de la Secretaría de Cultura, Educación y Deportes; y al cuerpo de guardaparques de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí.

Agradezco también al Dr. José R. Dadon, del Centro de Investigación Gestión de Espacios Costeros (GEC-FADU), de la Universidad de Buenos Aires, por haber aportado

III

conocimientos y técnicas de trabajo que enriquecieron esta tesis. A Nicolás Chiaradia del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC – CONICET), por su asistencia con técnicas de procesamiento digital. A Leonardo Sánchez-Caro (CEIDE, UNLP/CONICET) por las campañas compartidas y las extensas discusiones sobre la dinámica de estos ambientes costeros. Y a Adriano Sfalanca por brindarme parte de la valiosa cartografía histórica utilizada para este trabajo.

A integrantes y compañeros del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario: al grupo de Geología de Costas y Paleoecología y, en particular, a Alejandra Merlotto, Marcia Mojica y Germán Bértola por su ayuda en las tareas de campo y el procesamiento de datos. Al Laboratorio de Sedimentología, y, en especial, a Juan Lancia por su ayuda con las técnicas de procesamiento granulométrico de las muestras de arena. Al Laboratorio de Cartografía y Geomática, y, en particular, a Guido Bacino por su ayuda con las técnicas de procesamiento de datos aerofotogramétricos de drone.

A Tami y Gilda, mis amores, por su paciencia y apoyo incondicional.

Y a mamá, que siempre está conmigo para darme fuerzas.

RESUMEN

Las barreras costeras son ambientes de especial relevancia para el desarrollo socio-económico a escala global. Esto promueve diversos cambios en el uso del suelo, con efectos directos sobre su dinámica sedimentaria. En la Barrera Medanosa Oriental de la provincia de Buenos Aires, Argentina, la urbanización y la implantación de forestaciones artificiales para la fijación de dunas se destacan como los principales procesos. El objetivo general de esta tesis fue analizar los cambios históricos en los usos y coberturas del suelo para el sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires. A la vez, evaluar sus principales efectos e impactos sobre la dinámica de sus ambientes y modelizar tendencias futuras de cambio. Para ello, se utilizaron diversas metodologías basadas en herramientas de teledetección aplicada, trabajo de campo, tareas de laboratorio y análisis de datos geo-espaciales.

Se estimó, entre 1986 y 2021, un incremento gradual e irreversible de la vegetación, producto de la expansión de forestaciones artificiales y especies no originarias de los campos de dunas. Este proceso representó una disminución relativa de más del 40 % en la superficie de dunas activas. A su vez, la urbanización presentó, de 1931 a 2023, un desarrollo lineal y paralelo a la costa. Esto afecta actualmente a más de 2.300 has, con casi la mitad de esta superficie vinculada a altas densidades de ocupación del suelo. Estos resultados permitieron estimar que el 80 % del área de estudio se asocia a ambientes de playas y campos de dunas sin urbanizar, aunque la porción sedimentariamente activa se restringe al 25 % de la misma.

Se identificó que el 70 % del frente costero urbanizado presentó tasas erosivas para el intervalo 1965-2021, con la presencia de zonas críticas con retrocesos de la línea de costa de hasta 40 m. En las localidades del sur del municipio (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul) el modo de ocupación histórica del suelo se asoció a un equilibrio sedimentario, presentando condiciones acumulativas en sus playas. En Villa Gesell, en cambio, los procesos históricos de fijación y urbanización de dunas promovieron reducciones en el ancho de sus playas de hasta el 50 %, las cuales actualmente tienen una

dinámica sedimentaria limitada. A la vez, la urbanización de los ambientes de barrera provocó una impermeabilización generalizada del sustrato arenoso, generando incrementos severos en los procesos de escorrentía superficial. Actualmente, la evacuación no controlada de los excesos hídricos urbanos produce la erosión sistemática de sus playas.

Los escenarios futuros de uso del suelo se encuentran determinados por la implementación de normativa de ordenamiento urbano recientemente aprobada. La misma promoverá una extensión del frente costero urbanizado y nuevas áreas de fijación de dunas. Estos procesos podrían potenciar las problemáticas actuales en lo referido a la erosión de playas producto de los desbalances sedimentarios y de los desagües pluviales no controlados. Ante esta situación se plantean una serie de recomendaciones tendientes a apoyar la toma de decisiones asociadas a la gestión costera.

ABSTRACT

Coastal barriers are crucial environments for socio-economic development on a global scale. This promotes several land-use changes, with direct effects on their sedimentary dynamics. In the Eastern Sandy Barrier of Buenos Aires province, Argentina, urbanization development and dune afforestation stand out as the main processes. The general objective of this work was to analyze land-use-land-cover historical changes for the barrier sector corresponding to the Villa Gesell county, Buenos Aires province. Additionally, it aimed to evaluate the main effects and impacts on the dynamics of these environments and to model future change trends. For this purpose, various methodological frameworks were utilized, among which applied remote sensing tools, fieldwork, laboratory tasks, and geospatial data analysis are prominent.

A gradual and irreversible increase in vegetation surface was estimated between 1986 and 2021, resulting from the expansion of afforestation and non-native species in the dune fields. This process represented a relative decrease of more than 40 % in active dunes area. Additionally, the urbanization development was conducted, from 1931 to 2023, following a linear pattern, mainly parallel to the coast. This currently affects over 2,300 has, with nearly half of this area associated with high land occupation densities. These results allowed for the estimation that 80 % of the study area is associated with non-urbanized beach and dune field environments. However, the sedimentarily active portion is restricted to 25% of it.

Erosional rates were identified affecting the 70 % of the urbanized waterfront for the 1965-2021 interval, with critical zones experiencing coastline retreats of up to 40 m. In the southern villages (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas, and Mar Azul), the historical land occupation pattern was associated with sedimentary equilibrium, promoting accumulative conditions on their beaches. In contrast, in Villa Gesell, historical dune fixation and urbanization processes have led to reductions in beach width of up to 50%, resulting in currently limited sedimentary dynamics. Furthermore, the urbanization of these barrier environments has led to a widespread waterproofing of the sandy substrate, resulting in

severe increases in surface runoff. Nowadays, uncontrolled evacuation of urban stormwater excess systematically erodes their beaches.

Future land-use scenarios are determined by the implementation of a recently approved urban regulation. These will promote an extension of the urbanized waterfront and new dune stabilization areas. These processes could exacerbate current issues related to beach erosion due to sedimentary imbalances and uncontrolled stormwater runoff. In light of this situation, a series of recommendations to support decision-making are proposed.

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados



Dr. Federico I. Isla



Dra. Vanesa Y. Bohn

INDICE GENERAL

PREFACIO	I
AGRADECIMIENTOS	II
RESUMEN	IV
ABSTRACT.....	VI
ÍNDICE GENERAL.....	VIII
CAPÍTULO 1 – INTRODUCCIÓN	1
1.1. PLANTEO DEL PROBLEMA.....	1
1.1.1. Los sistemas de barrera	2
1.1.2. La antropización de los sistemas de barrera	5
1.1.3. Las barreras bonaerenses	7
1.2. JUSTIFICACIÓN	11
1.3. HIPÓTESIS DE TRABAJO.....	12
1.4. OBJETIVOS.....	13
1.5. ESTRUCTURA DE LA TESIS	14
CAPÍTULO 2 – MARCO METODOLÓGICO CONCEPTUAL	17
2.1 INTRODUCCIÓN	17
2.2. LA CIENCIA GEOGRÁFICA.....	17
2.2.1. El espacio geográfico y el enfoque sistémico.....	17
2.2.2. La geografía de los espacios litorales	19
2.2.3. El análisis geohistórico	21
2.3. GEOLOGÍA Y GEOMORFOLOGÍA DE LOS AMBIENTES DE BARRERA.....	22
2.3.1. Bases conceptuales.....	22
2.3.2. Geomorfología de dunas.....	24
2.3.3. El perfil de playa	28
2.4. TELEDETECCIÓN O SENSORAMIENTO REMOTO	32
2.4.1. Bases conceptuales.....	32
2.4.2. Teledetección SAR	35
2.4.3. Interferometría de radar	36
2.4.4. Plataformas VANT y aerofotogrametría SFM	41
2.4.5. Índices espectrales	43

2.5. CAMBIOS EN LA LÍNEA DE COSTA Y HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS	44
2.6. EL MÉTODO DE LA CURVA NÚMERO DE ESCORRENTÍA	48
2.6.1. Grupos hidrológicos de suelos (GHS)	52
2.6.2. Usos y coberturas del suelo (UCS)	53
2.6.3. Complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC)	53
2.6.4. Condiciones de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS)	54
2.6.5. Estimación de la curva número empírica	54
2.6.5. Curva Número para zonas urbanas	55
CAPÍTULO 3 – ÁREA DE ESTUDIO	56
3.1 INTRODUCCIÓN	56
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS	56
3.3. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	59
3.4. RESEÑA HISTÓRICA.....	61
3.4.1. El turismo y los campos de dunas del litoral bonaerense	61
3.4.2. La villa de Carlos Gesell	63
3.4.3. Las villas del sur: Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul.....	72
3.5. ASPECTOS SOCIO-DEMOGRÁFICOS.....	78
3.5.1. El sistema urbano de Villa Gesell.....	78
3.5.1.1. Trazado, subdivisión y parcelamiento	78
3.5.1.2. Accesos y red vial.....	80
3.5.1.3. Infraestructura de servicios básicos	82
3.5.2. Población y viviendas	85
3.5.3. Turismo.....	88
3.6. ASPECTOS FÍSICO-NATURALES	93
3.6.1. Topografía	93
3.6.2. Ecorregiones.....	94
3.6.3. Geología regional	96
3.6.4. Estratigrafía	98
3.6.5. Geomorfología regional	101
3.6.5.1. Sistemas playa-duna	103
3.6.6. Hidrogeología regional.....	107
3.6.7. Suelos.....	109

3.6.8. Flora	112
3.6.9. Fauna	122
3.6.10. Áreas protegidas.....	123
3.6.11. Clima	128
3.6.11.1. Clima de olas.....	134
CAPÍTULO 4 – CARACTERIZACIÓN DE LOS AMBIENTES DE BARRERA	136
4.1. INTRODUCCIÓN	136
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS	136
4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión	136
4.2.2. Perfiles de playa	140
4.2.3. Granulometría de playas.....	144
4.2.4. Topografía de barrera	146
4.2.5. Topografía de zonas urbanas	151
4.2.6. Geomorfología de barrera.....	155
4.3. RESULTADOS.....	160
4.3.1. Perfiles de playa	160
4.3.2. Granulometría de playas.....	165
4.3.3. Topografía de los campos de dunas	166
4.3.4. Topografía de las zonas urbanas.....	173
4.3.5. Geomorfología de barrera.....	177
4.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES.....	179
4.4.1. La teledetección aplicada a los ambientes de barrera.....	179
4.4.2. Caracterización de playas.....	182
4.4.3. Caracterización de los campos de dunas.....	188
4.5. ANEXOS.....	191
CAPÍTULO 5 – CAMBIOS HISTÓRICOS EN LOS USOS Y LAS COBERTURAS DEL SUELO ENTRE 1931 Y 2023	195
5.1. INTRODUCCIÓN	195
5.2. MATERIALES Y MÉTODOS	195
5.2.1. Evolución temporal de la vegetación.....	195
5.2.1.1. Zonificación de análisis	195
5.2.1.2. Datos satelitales.....	197

5.2.1.3. Pre-procesamiento de datos y estimación de índices espectrales.....	198
5.2.1.4. Categorización del NDVI y evolución de la vegetación	199
5.2.2. Evolución temporal de las coberturas urbanas.....	202
5.2.2.1. Zonificación de análisis	202
5.2.2.2. Catálogo de datos utilizados	203
5.2.2.3. Integración de datos geoespaciales	207
5.3. RESULTADOS.....	209
5.3.1. Cambios históricos en la vegetación	209
5.3.1.1. Evolución temporal del NDVI entre 1986 y 2021.....	209
5.3.1.2. Cambios en las coberturas vegetales	212
5.3.2. Cambios históricos en las coberturas urbanas.....	217
5.3.2.1. Evolución de la superficie urbana entre 1931 y 2023	217
5.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES.....	225
5.4.1. La vegetación en la barrera de Villa Gesell.....	226
5.4.2. La urbanización en la barrera de Villa Gesell	233
5.4.3. Cambios en las coberturas y fijación de dunas	238
CAPÍTULO 6 – CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO Y EROSIÓN DE PLAYAS	241
6.1. INTRODUCCIÓN	241
6.2. MATERIALES Y MÉTODOS	242
6.2.1. Evolución histórica de la línea de costa	242
6.2.1.1. Sector de análisis	242
6.2.1.2. Catálogos de datos utilizados	243
6.2.1.3. Mapeo multi-temporal de la línea de costa.....	244
6.2.1.4. Evolución temporal de la línea de costa	245
6.2.1.5. Incerteza de la línea de costa	247
6.2.1.6. Características del clima de olas	248
6.2.2. Curva Número de Escorrentía (CN)	251
6.2.3. Identificación y análisis de áreas sensibles.....	256
6.3. RESULTADOS.....	259
6.3.1. Evolución de la línea de costa entre 1965 y 2021	259
6.3.1.1. Estimación de las incertezas posicionales	259
6.3.1.2. Evolución temporal de la línea de costa	260

6.3.2. Respuesta al escurrimiento superficial.....	270
6.3.3. Mapeo de áreas sensibles	275
6.3.4. Monitoreo <i>in situ</i> de la erosión pluvial de playas	278
6.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES.....	280
6.4.1. La erosión de las playas urbanas de Villa Gesell	280
6.4.1.1. Incertezas asociadas y limitaciones del método	290
6.4.2. Los excesos hídricos superficiales y la erosión de playas.....	292
CAPÍTULO 7 – PROYECCIONES FUTURAS DE CAMBIO Y EFECTOS ASOCIADOS	299
7.1. INTRODUCCIÓN	299
7.1.1. Plan de Ordenamiento Municipal (POM) y normativa provincial.....	299
7.2. MATERIALES Y MÉTODOS	302
7.2.1. Proyección de la evolución de la vegetación.....	302
7.2.2. Proyección de la evolución de la urbanización.....	303
7.2.3. Proyección de la respuesta en el escurrimiento superficial	305
7.2.4. Proyección posicional de la línea de costa.....	306
7.3. RESULTADOS.....	307
7.3.1. Proyección de las clases de cobertura vegetal al año 2050	307
7.3.2. Proyección del uso del suelo urbano al año 2044	310
7.3.3. Respuesta del escurrimiento superficial ante los cambios proyectados	320
7.3.4. Proyección de la línea de costa al año 2030	325
7.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES.....	326
7.4.1. El avance futuro de la vegetación sobre los campos de dunas	326
7.4.2. El POM y el futuro del escurrimiento superficial de la barrera	329
7.4.3. La evolución de la línea de costa en el corto plazo	333
7.5. ANEXOS.....	335
CAPITULO 8 – CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	337
8.1. CONCLUSIONES	337
8.1.1. Comprobación de hipótesis.....	341
8.3. RECOMENDACIONES	342
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	344

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. PLANTEO DEL PROBLEMA

Las áreas costeras son ambientes de especial relevancia para el desarrollo socio-económico y el bienestar humano, representando espacios socialmente deseados donde confluyen una gran cantidad de usos y actividades (Gogoberidze, 2012; Enriquez-Acevedo, 2018). Actualmente, más del 40% de la población global vive a menos de 100 km de la costa, y cerca del 10% habita en zonas costeras por debajo de los 10 m de cota topográfica (Busayo y Kalumba, 2021). Asimismo, se espera que la población costera global se incremente en un 25% para el año 2050 (Zhao et al., 2022). Los países de Latinoamérica y El Caribe no escapan de esta tendencia; Barragán y De Andrés (2016) identificaron un incremento del 900% en la cantidad de ciudades y aglomerados urbano-costeros entre 1945 y 2014 para esta región.

La elevada concentración demográfica y el gran número de actividades económicas desarrolladas sobre las áreas costeras generan una elevada susceptibilidad a los escenarios de desastres y al cambio climático. Los desastres, natural o antrópicamente inducidos, ponen en riesgo la sostenibilidad de estos ambientes en el largo plazo (Hanson et al., 2011; Neumann et al., 2015). La erosión costera, las inundaciones, la intrusión salina y la subsidencia del terreno son algunos de los desastres más relevantes que afectan a las áreas costeras a escala global (Poulter y Halpin, 2008; Van Rijn, 2011; Rahman y Bhattacharya, 2014; Erkens et al., 2016). Los efectos previstos del cambio climático inexorablemente incrementarán estos escenarios de riesgo (CEPAL, 2011). El incremento en el nivel medio del mar (Nicholls et al., 1999; Nicholls y Cazenave, 2010; Oppenheimer et al., 2019) y el aumento en la intensidad y la frecuencia de eventos climáticos extremos (Dolan y Davies, 1994; Rahimi et al., 2020), en conjunción con el desarrollo urbano no planificado, los cambios en el uso y las coberturas del suelo, y la falta de estrategias de

manejo costero (Clark, 1997), exacerbaban el riesgo de desastres y la vulnerabilidad de las comunidades costeras.

Las actividades y los procesos antrópicos modifican el territorio con el objetivo de aprovechar los recursos disponibles. Estas modificaciones producen cambios en la estructura y en el funcionamiento de los ecosistemas (Tilman y Lehman, 2001; Paruelo et al., 2006). En las zonas costeras, la construcción de infraestructura, las actividades de extracción de áridos, la urbanización, la implantación de estructuras de defensa costera y los procesos de fijación de dunas (Kelley et al., 2004; Kantamaneni, 2016; Isla et al., 2018), son algunos ejemplos de ello. Se ha constatado que los efectos de la acción humana han generado condiciones, en algunos casos, irreversibles en relación a las condiciones naturales de la costa (Perillo et al., 2014).

Según el IPCC (2000), la cobertura del suelo se define como cualquier patrón natural o antrópico de cubierta de la superficie terrestre. Los usos del suelo, en cambio, se presentan como el conjunto de actividades y aportes antrópicos sobre un determinado tipo de cobertura. Los cambios en los usos y las coberturas del suelo costero constituyen uno de los principales impactos antrópicos a escala global (Clark, 1997; Ligate et al., 2018). Estos cambios promueven, no sólo una reducción del área de las coberturas originales, sino también una transformación en la estructura del paisaje (Baldi y Paruelo, 2008). Como resultado de esto se producen efectos ecológicos, geomorfológicos, edáficos y socio económicos a distintas escalas (Regüés et al., 2012). Asimismo, la cobertura y los usos del suelo ejercen un control significativo sobre el balance hídrico y las variables hidrológicas más relevantes tales como la evapotranspiración, la infiltración y el escurrimiento superficial (Nosetto et al., 2012).

1.1.1. Los sistemas de barrera

Las barreras costeras se definen como aquellas estructuras paralelas a la línea de costa formadas por acumulación sedimentaria, ya sea por acción del viento, de las mareas

y/o del oleaje (Dillenburg y Hesp, 2009). Se disponen como geformas elongadas formadas por procesos de depositación (Bird, 2008) que se extienden por encima del nivel normal de las mareas más altas (Shepard, 1952), pudiendo cerrarse total o parcialmente sobre zonas de lagunas, albuferas, marismas o pantanos (Schwartz, 1973; Fig. 1.1). Su formación resulta de procesos evolutivos de acumulación costera y reciben el nombre de “barreras” ya que separan al mar de los ambientes interiores, protegiéndolos de la acción de las marejadas y de las tormentas costeras (Cooper et al., 2018).

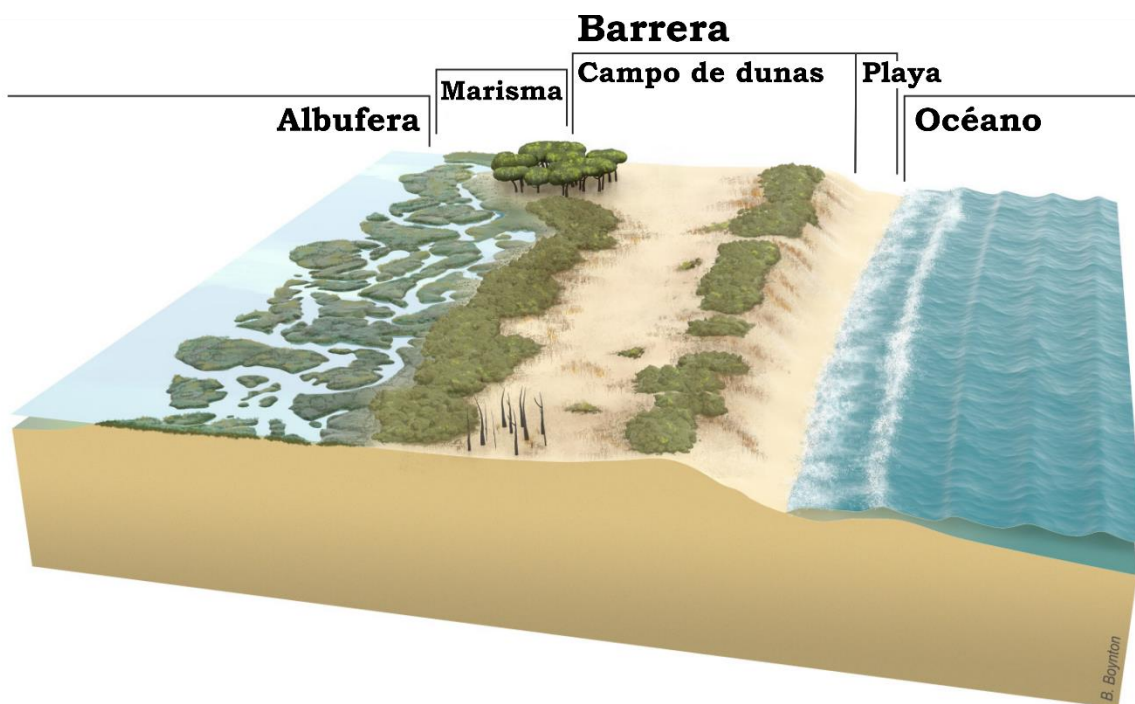


Figura 1.1. Diagrama esquemático de un sistema de barrera. Fuente: modificado de United States Geological Survey (USGS). Disponible en: <https://www.usgs.gov/media/images/illustration-describes-barrier-island-ocean-lagoon> [última visita: 6/1/24].

Según diversos autores, las barreras abarcan entre el ~13 % y el ~15 % de la extensión de las costas a escala global (Leontyev y Nikiforov, 1965; Pilkey et al., 2009), pudiendo presentar una gran variedad de morfologías. Se destacan las grandes barreras de las costas del Golfo de México y del Atlántico de EE.UU. (Otvos, 2018; Anderson et al.,

2000), de Australia (Thom, 1984), de Sudáfrica (Bateman et al, 2011), de Nueva Zelanda (Dougherty, 2018) y de la costa atlántica sudamericana (Dillenburg et al., 2009; Isla, 2017).

Dentro de los sistemas de barrera se destacan dos sub-ambientes particulares y altamente inter-relacionados: las playas y los campos de dunas (Bird, 2008; Fig. 1.1). Las playas representan acumulaciones sedimentarias en zonas bajas. A partir de los diversos procesos que las afectan (olas, corrientes, mareas y vientos), las playas representan los sub-ambientes más dinámicos de las costas de barrera. Suelen estar vinculadas a sistemas de barras inter o sub-mareales sumergidas que se disponen de forma paralela o con cierto ángulo respecto de la línea de costa (Short, 1979).

Los campos de dunas costeras se conforman, principalmente, de arenas que han sido transportadas por el viento, desde sectores de playas hacia sectores topográficamente mayores, para acumularse por encima de los niveles de las mareas más altas (Goldsmith, 1978). El desarrollo de las dunas primarias y su continuidad longitudinal se relacionan a factores tales como el tiempo de ocurrencia entre tormentas (Houser y Hamilton, 2009), la humedad disponible para el desarrollo de las comunidades vegetales (Miller et al., 2010), el comportamiento de las barras costeras respecto de la refracción del oleaje (Wernette et al., 2018) y el marco geológico (Loureiro et al., 2013).

Las barreras proveen protección física y ecológica a los sectores costeros, actuando como un soporte resiliente ante las fuerzas destructivas del oleaje y del viento, absorbiendo su energía, y retrasando o previniendo la intrusión del agua marina en los ambientes continentales (Gómez-Pina et al., 2002). Al mismo tiempo, actúan como reservorios y áreas de recarga de recursos hídricos, alojando en su interior a las lentes de agua que conforman a los acuíferos costeros superficiales (Cozzolino et al., 2017). Estos procesos, sumados al desarrollo de ecosistemas únicos y complejos, resaltan la importancia de la conservación y la preservación de las costas de barrera (Pinna et al., 2015).

Por otra parte, las barreras sirven como sustento para el rápido crecimiento económico y demográfico de las áreas costeras a escala global (Otvos, 2020). En la década del 1990, la población de los EE.UU. establecida sobre zonas de barrera se incrementó en

un 15 % (Zhang y Leatherman, 2011). Dada su fragilidad y su importancia socio-económica, es fundamental conocer su historia e interpretar sus cambios y su evolución futura (Ferguson et al., 2018).

1.1.2. La antropización de los sistemas de barrera

Las actividades antrópicas juegan un rol fundamental en el desarrollo de los campos de dunas a escala global (Nordstrom, 1994). Los programas de fijación, estabilización y forestación de barreras han reducido la movilidad sedimentaria de los campos dunares (Reckendorf et al., 1985; Avis, 1995); al mismo tiempo, el sobrepastoreo y el tránsito vehicular han promovido la eliminación de la cobertura vegetal y por tanto se ha incrementado la movilidad de las dunas (Hesp et al., 2010; Konlechner et al., 2014). Por otra parte, la urbanización costera ha alterado la dinámica sedimentaria local y regional a través de los cambios en el uso y las coberturas del suelo (Malavasi et al., 2013; Sytnik y Stecchi, 2015). Otros impactos destacables sobre las barreras costeras a escala global se vinculan al desarrollo del turismo masivo; la implantación de carreteras y paseos costaneros; la minería de áridos y extracción de arena; las interrupciones artificiales a la deriva litoral; la presión de las actividades recreacionales; el tránsito de peatones; y la extracción de recursos hídricos (Gómez-Pina et al., 2002).

Cerca del 82 % de las barreras a escala global se encuentran actualmente impactadas por la intervención antrópica (Gao et al., 2020). Los campos de dunas han sido sistemáticamente fijados y estabilizados con vegetación permitiendo la posterior urbanización del sustrato arenoso altamente dinámico. Esto ha llevado a observar una tendencia mundial hacia el “reverdecer” de las dunas costeras, producto del avance de la vegetación sobre estas áreas (Jackson et al., 2019). Estos cambios en las coberturas y usos del suelo promueven una reducción en la movilidad de las dunas, lo cual genera inexorablemente desbalances sedimentarios en los sistemas de barrera, induciendo escenarios de erosión costera. A la vez, los procesos de fijación han llevado a una

agradación de las dunas primarias a expensas de una reducción en los anchos de playa (Kratzmann y Hapke 2012; Fig. 1.1).

La erosión costera es un proceso que afecta severamente a los núcleos urbanos desarrollados sobre sectores de barrera (De Oliveira et al., 2019). Las playas son espacios clave en el desarrollo de las economías costeras basadas en el turismo (Phillips y Jones, 2006). El retroceso en la línea de costa genera diversos impactos socio-económicos entre los que se incluyen la destrucción de infraestructura costera, el deterioro de los paisajes costeros, y la pérdida del valor recreacional de las playas, generando impactos socio-económicos en distintos sectores de las comunidades costeras (Mentaschi et al., 2018). Asimismo, los ritmos de erosión actuales en sectores de barreras se verán inexorablemente incrementados ante los impactos del cambio climático y los escenarios previstos de aumento en el nivel medio del mar (Oppenheimer et al., 2019).

Otro aspecto relevante de la urbanización en zonas de barrera radica en el establecimiento de coberturas urbanas impermeables en reemplazo del sustrato sedimentario con alto grado de infiltración (Garzo et al., 2019). En las cuencas urbanas con un alto porcentaje de impermeabilización o compactación, su infiltración tiende a reducirse drásticamente, incrementando los excesos hídricos superficiales durante los episodios de tormentas (Figlus y Son, 2019). A la vez, la infiltración del agua de lluvia es la principal fuente de recarga natural de los acuíferos costeros superficiales (Carretero y Kruse, 2014). Se han identificado zonas de barrera donde el incremento en la urbanización costera de las últimas décadas ha duplicado los caudales de escorrentía al tiempo que disminuyó la recarga de los acuíferos (Mushtaha et al., 2019).

Los sistemas pluviales urbanos convencionales han sido históricamente diseñados para desagotar rápidamente los excesos hídricos superficiales disminuyendo las inundaciones en zonas urbanas. Sin embargo, en muchos casos no se han considerado los impactos aguas abajo sobre los cuerpos receptores. En los sistemas de barrera, estos cuerpos receptores suelen estar representados por los sectores de playas. La descarga de los desagües pluviales sobre estos espacios genera escarpas y canales transversales,

provocando una pérdida significativa de arena, induciendo así procesos erosivos (Figlus y Son, 2019). Asimismo, los pluviales no tratados pueden transportar contaminantes o sólidos en suspensión. En cuanto a los acuíferos costeros, el espesor de la lente de agua se encuentra directamente relacionado con las redes de drenaje superficial. Por lo tanto, la descarga de excesos hídricos en zonas cercanas a la costa tiende a disminuir su recarga y por tanto su estabilización (Cozzolino et al., 2017). Estas lentes de agua pueden recibir aportes provenientes de fugas en los sistemas cloacales o de pozos negros deficientemente aislados, impacto que se ve potenciado ante el crecimiento urbano no planificado.

Los efectos previstos del cambio climático generarán impactos sobre el régimen hidrológico de las costas a escala global (Rahimi et al., 2020). El aumento en las precipitaciones promoverá incrementos en la recarga de los acuíferos costeros sin restricciones (Van Roosmalen et al., 2007), que podrían contrarrestar los impactos de la intrusión salina producto del ascenso del nivel del mar (Sulzbacher et al., 2012). Sin embargo, aquellas zonas donde la recarga de los acuíferos se encuentre restringida la susceptibilidad al incremento en las tormentas es elevada.

1.1.3. Las barreras bonaerenses

La planificación territorial turística tiene como finalidad la transformación del paisaje costero con el objetivo de desarrollar economías turísticas sobre suelos improductivos, como el caso de las barreras costeras y los campos de dunas (Ordoqui y Hernández, 2009). Desde mediados del siglo XX, se produjo en la Argentina una fuerte valorización de la costa atlántica gracias a la injerencia del turismo masivo (Ackermann, 2011). Desde entonces, la urbanización costera se ha incrementado sostenidamente, debido al aumento de la demanda de servicios turísticos, la declinación del hotel como lugar de residencia turística y la utilización de segundas residencias como alternativa de inversión para los sectores de clase media (Dadon, 2011).

En la actualidad prevalece el modelo de turismo masivo de sol y playa, en consonancia con el auge que este ha experimentado a nivel global desde la década del 1950. Particularmente, en la provincia de Buenos Aires este modelo ha sido el marco rector predominante de la urbanización costera y el gran responsable de importantes transformaciones territoriales y cambios en el uso y las coberturas del suelo durante el siglo XX. La especulación inmobiliaria y la falta de planificación urbana llevaron a un crecimiento desarticulado, desordenado y poco sostenible desde el punto de vista ambiental (Dadon, 2002). La baja productividad de los suelos, las características geomorfológicas adecuadas, la alta rentabilidad para el mercado inmobiliario y la falta de diversificación en la matriz económica local han promovido y continúan promoviendo el crecimiento urbano costero vinculado a la industria turística en la costa bonaerense (Dadon, 2011).

Asimismo, en las últimas dos décadas ha avanzado, en el litoral bonaerense, la incidencia de los desarrollos urbanos de carácter privado (urbanizaciones cerradas), captando una creciente demanda asociada al neo-exclusivismo y al confort (Maya, 2021). Las actividades desarrolladas por el mercado inmobiliario, las cuales se estima que continúen en el tiempo, conllevan indefectiblemente diversos procesos de apropiación de los recursos naturales y de fragmentación territorial (Vidal-Koppmann, 2015). De esta manera, los actores privados y el mercado inmobiliario se erigen como los promotores de procesos de planificación y gestión urbana signados exclusivamente por la lógica capitalista, y dejando de lado la dimensión ambiental (Harvey, 2007).

La implantación de nuevas localidades sobre los campos de dunas de la provincia de Buenos Aires significó un gran desafío para los arquitectos y urbanistas de principios del XX, dado que no había experiencias a nivel nacional ni internacional. Carlos Idaho Gesell, considerado “el domador de médanos”, experimentó entre 1930 y 1941, acompañado de botánicos europeos, con diversas especies forestales que lograron fijar el terreno y evitar así las dificultades de su movilidad (Benseny, 2008). El éxito de estas campañas de estabilización de dunas, llevadas a cabo en el sector costero donde hoy se erige la localidad de Villa Gesell, promovió la fundación de numerosos pueblos y villas balnearias sobre los

sistemas de barrera de la provincia de Buenos Aires. Este desarrollo motivó procesos de inversión y dio pie a la especulación inmobiliaria sin contemplar la morfología natural de los ambientes costeros ni las características de sus paisajes altamente dinámicos (Dadon, 2005).

Los cambios en el uso y en las coberturas del suelo alteraron la dinámica de los ambientes naturales de las barreras bonaerenses. Se ha identificado en algunos sectores donde la implantación de coberturas urbanas generó una impermeabilización del sustrato, incrementando los coeficientes de escorrentía superficial, originando vías de drenaje que erosionan las playas, y disminuyendo la recarga pluvial de los acuíferos costeros (Carretero y Kruse, 2014). Esto se verá potenciado ante las proyecciones de incrementos en las precipitaciones para el sudeste de Sudamérica (Magrín et al., 2014).

Por otro lado, la fijación artificial de dunas ha modificado el equilibrio sedimentario playa-médano transformando las dunas móviles en dunas fijas o semi-fijas e induciendo procesos de erosión costera (Isla et al, 2018). Los sistemas de barreras de la provincia de Buenos Aires están principalmente compuestos de arenas finas (Isla, 2017), siendo fácilmente erosionables (Hjülstrom, 1935). Asimismo, la Regla de Bruun establece que todo incremento en el nivel medio del mar deviene en procesos de erosión costera y de depositación por debajo del nivel del tren de olas efectivo (Bruun, 1962 y 1988). De esta manera, los incrementos previstos en el nivel medio del mar para el sudeste de Sudamérica (Oppenheimer et al. 2019) y en la recurrencia de eventos de oleaje de alta energía (Fiore et al., 2009), incrementarán los ritmos erosivos en los ambientes de barreras bonaerenses. Estas proyecciones deben indefectiblemente considerarse al momento del planeamiento y del desarrollo de los núcleos urbanos de barreras (Walsh et al. 2004).

El municipio de Villa Gesell (37°16'02,57" S; 56°58'09,21" O), ubicado íntegramente sobre ambientes de barrera del sector septentrional del litoral marítimo bonaerense, ha experimentado intensos cambios en el uso y en las coberturas del suelo desde hace casi un siglo, con sus forestaciones fundacionales datadas de la década del 1930. En los años 1974 y 1975, su índice de crecimiento urbano alcanzó los niveles máximos de todo el país, con

una intensa ocupación de los primeros 300 m paralelos a la línea de costa (Juárez e Isla, 1999). Este crecimiento se vio acompañado de un importante poblamiento (Tauber et al., 1998) y condujo al desarrollo de un patrón de avance urbano atípico debido a su rápido crecimiento vinculado al turismo costero. Sus calles fueron trazadas sobre los sectores más bajos del ambiente de barrera y su trama urbana se extendió de forma paralela a la línea costa sobre el campo de dunas (Isla et al., 1998). Este proceso se dio bajo una deficiente planificación y en ausencia de políticas de manejo costero, lo que ha derivado en modelos deficientes de gestión ambiental (Dadon, 2011). La fijación de dunas se sistematizó a lo largo de todos los sectores urbanos del municipio, mientras que las coberturas urbanas impermeables reemplazaron al sustrato arenoso del paisaje de barrera. Este crecimiento urbano se vio acompañado de redes de drenaje pluvial que canalizaron las descargas hacia las playas.

En resumen, el reemplazo sistemático de las coberturas y los cambios en el uso del suelo en los ambientes de barrera del municipio Villa Gesell, sumados a la falta de una planificación urbano-ambiental adecuada, han afectado la dinámica natural de estos ambientes. El avance del uso de suelo urbano y la fijación artificial de dunas han sido los cambios más importantes. Como consecuencia, las alteraciones más significativas radican en la reducción de la movilidad de las dunas, desbalances sedimentarios e incrementos de la escorrentía superficial en zonas urbanas. Otro aspecto a tener en cuenta es la disminución en la recarga de los acuíferos costeros, principal recurso hídrico para la comunidad local. De esta manera, es menester analizar estos aspectos derivados de la falta de estrategias de planificación a fin de ser considerados ante el futuro desarrollo urbano y los escenarios proyectados de cambios en el uso y las coberturas del suelo.

1.2. JUSTIFICACIÓN

El Decreto-Ley N° 8.912/77¹ de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la provincia de Buenos Aires establece, en su Capítulo III, que el proceso de planeamiento de los municipios bonaerenses deberá instrumentarse mediante la elaboración de etapas sucesivas consideradas como partes integrantes de un Plan de Ordenamiento (Art. 75°). Estas etapas se reconocen como: 1.- Delimitación preliminar de áreas; 2.- Zonificación de Usos; 3.- Plan de Ordenamiento Municipal; y 4.- Planes particularizados. A la vez, el art. 83° establece que la concreción de este esquema en etapas debe materializarse por medio de ordenanzas municipales y que las mismas podrán ser sancionadas sólo una vez que fueran aprobadas por el Poder Ejecutivo provincial (Decreto-Ley N° 10.128/83).

En términos de regulación y zonificación de usos, y ocupación y subdivisión del suelo, el municipio de Villa Gesell ha concretado sus etapas 2 y 3, siendo uno de los 19 municipios, sobre los 135 totales, de la provincia en alcanzarlo. La etapa 2 culminó con su Zonificación de Usos instrumentalizada en el Código de Ordenamiento Urbano del Municipio de Villa Gesell del año 2006, aprobado por Ordenanza N° 2.051/06² y convalidado por Decreto provincial N° 1.717/2007. Asimismo, la etapa 3 se ha alcanzado con la confección del Plan de Ordenamiento Municipal (Ordenanza N° 3.138/21³) del año 2021, recientemente convalidado y puesto en vigencia por el Ministerio de Gobierno provincial en marzo de 2023 (Resol. 161/23-GDEBA-MGGP).

Este Plan de Ordenamiento Municipal (POM-21) presenta los lineamientos para el crecimiento proyectado de la planta urbana en áreas actualmente correspondientes a espacios de barrera sin urbanizar. De esta manera, se prevén cambios en el uso y en las coberturas del suelo en el corto y en el mediano plazo. El Decreto-Ley 8.912/77 en su art. 23° establece que sólo se podrán crear o ampliar núcleos urbanos en terrenos de médanos

¹ Decreto-Ley 8.912/77 de la provincia de Buenos Aires. Disponible en: <https://www.gba.gob.ar/static/gobierno/docs/DECRETOley891277.pdf> [última visita: 8/1/24].

² Código de Ordenamiento Urbano del Municipio de Villa Gesell (Ord. N° 2051/06). Disponible en: <https://hcdvillagesell.com.ar/ordenanza-2051-06/?highlight=2051%2F06> [última visita: 8/1/24].

³ Plan de Ordenamiento Municipal del Municipio de Villa Gesell (Ord. 3.138/21). Disponible en: <https://www.gesell.gob.ar/> [última visita: 8/1/24].

si los mismos se encuentran fijados o estabilizados. Así, el POM-21 promoverá la fijación artificial de sectores de dunas y la consiguiente implantación de coberturas urbanas. Este avance urbano proyectado deberá indefectiblemente estar acompañado de una adecuada planificación en lo referido a la canalización de la escorrentía superficial urbana y la evacuación de los excesos hídricos superficiales.

A partir de lo anteriormente expuesto, es menester reconocer la evolución histórica de los usos del suelo y las coberturas de las zonas urbanas y extra-urbanas del municipio de Villa Gesell. Esto permitiría interpretar los impactos de la falta de planificación o del mal manejo sobre los ambientes costeros, a la vez de modelizar tendencias futuras de cambio. Esta evaluación permitiría el entendimiento de procesos complejos y la promoción de políticas de gestión costera en un futuro. El art. 76° del Decreto-Ley 8.912/77 indica que en cada una de las cuatro etapas del proceso de planeamiento se deberán re-evaluar las etapas precedentes a fin de analizar los ajustes necesarios producto de los cambios producidos por la dinámica de crecimiento y desarrollo urbano.

La incorporación de nuevos instrumentos y herramientas de gestión tendientes al uso sostenible del recurso costero en relación con el avance y la planificación urbana se alinean con el Plan Estratégico de Villa Gesell (MVG – UNLP, 2002), el cual establece en el Eje Estratégico N°4 Urbano/Ambiental objetivos vinculados a la integración del desarrollo urbano con el ambiente y la consolidación de una Estrategia de Manejo Hídrico Local, entre otros aspectos.

1.3. HIPÓTESIS DE TRABAJO

El sector costero correspondiente al municipio de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires, Argentina, está determinado por la conjunción de procesos complejos de la dinámica costera, los cuales se ven afectados a partir de los cambios en el uso y en las coberturas del suelo de los ambientes de barrera. El avance urbano y la fijación artificial de dunas se identifican como los procesos más relevantes. Estos promueven impactos entre los que se destacan la erosión costera, producto de los desequilibrios sedimentarios, y el incremento

en el escurrimiento superficial urbano a partir de la implantación de coberturas impermeables y la reducción en la infiltración del sustrato costero.

La hipótesis de trabajo de la presente tesis plantea que la evolución histórica en los usos y las coberturas del suelo del municipio de Villa Gesell ha provocado diversos efectos sobre sus ambientes, siendo la erosión costera el más significativo. Asimismo, la evolución proyectada para el desarrollo urbano generará impactos en este sector de barrera, los que, de continuar con la planificación actual, podrían comprometer los recursos costeros a futuro. Para ello, es menester desarrollar herramientas y estrategias de gestión que contemplen la dinámica de estos ambientes en conjunto con el desarrollo urbano-turístico en busca de la sostenibilidad costera en el largo plazo.

1.4. OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis radica en analizar los cambios históricos, para el período 1931-2023, en los usos y las coberturas del suelo costero para el sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell ($37^{\circ}16'02,57''$ S; $56^{\circ}58'09,21''$ O), provincia de Buenos Aires, Argentina. A su vez, se busca evaluar sus principales efectos e impactos sobre la dinámica de los ambientes de barrera y modelizar tendencias futuras de cambio. A partir de este análisis se pretende proponer estrategias de gestión y planificación urbana tendientes a respaldar la toma de decisiones vinculada a la gestión de los espacios costeros.

De este objetivo general se desprenden los siguientes objetivos particulares:

- A. Caracterizar la geología, la geomorfología y la topografía del sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell.
- B. Analizar los cambios históricos en el uso y en las coberturas del suelo, con especial énfasis en los patrones de desarrollo urbano y en la evolución de la vegetación sobre sectores de dunas para el período 1931-2023.

- C. Analizar la evolución histórica de la línea de costa para las playas urbanas de Villa Gesell, identificando sectores sujetos a procesos de erosión costera derivados de los cambios en el uso y las coberturas del suelo.
- D. Modelizar tendencias futuras de cambios en el uso y en las coberturas del suelo, reconociendo los efectos previstos, a través de escenarios de corto y mediano plazo, para la evolución de la línea de costa.
- E. Identificar áreas ambientalmente sensibles para ser tenidas en cuenta en la planificación urbana y en los procesos de toma de decisiones asociados a la gestión costera.
- F. ~~Elaborar, sobre la base de los resultados obtenidos, recomendaciones de intervención que puedan apoyar la planificación urbana y los procesos de toma de decisiones asociados a la gestión, garantizando la sostenibilidad de los recursos costeros.~~

1.5. ESTRUCTURA DE LA TESIS

En esta tesis se desarrollarán, a partir de aquí, 7 capítulos con el fin de alcanzar los objetivos planteados, según se detalla a continuación:

- **Capítulo 2. MARCO METODOLÓGICO-CONCEPTUAL.** Se presentan las principales bases metodológico-conceptuales que serán utilizadas para el desarrollo de esta tesis. De esta manera, se abordan fundamentos y principios conceptuales de los sistemas de barrera, así como las bases metodológicas y analíticas en lo referido a las diversas técnicas de teledetección utilizadas. Finalmente, se presentan los fundamentos conceptuales para el estudio de la evolución temporal de la línea de costa, y para la estimación de un índice de respuesta del suelo al escurrimiento superficial.
- **Capítulo 3. ÁREA DE ESTUDIO.** Se describen aspectos relevantes, de escala local y regional, referidos al sector de barrera del municipio de Villa Gesell. Para ello, se tuvieron en cuenta aspectos históricos, socio-demográficos y físico-naturales. A partir de métodos basados en el análisis de datos geoespaciales y archivos documentales

históricos, y en la estadística descriptiva, se brindan las bases analíticas que serán utilizadas en los siguientes capítulos.

- **Capítulo 4. CARACTERIZACIÓN DE LOS AMBIENTES DE BARRERA.** En este capítulo se caracteriza la geología, la geomorfología y la topografía de los distintos sub-ambientes y paisajes del área de estudio. Para ello, se utilizaron métodos de campo, tareas de laboratorio, trabajo en gabinete y herramientas de teledetección que permitieron caracterizar morfológica, volumétrica y sedimentológicamente sus playas, así como la geomorfología de sus campos de dunas.
- **Capítulo 5. CAMBIOS HISTÓRICOS EN LOS USOS Y LAS COBERTURAS DEL SUELO.** Este capítulo, como eje central de la tesis, analiza los cambios históricos en los usos y las coberturas del suelo del sector de barrera del municipio de Villa Gesell, con especial énfasis en los patrones de desarrollo urbano y en la evolución de la vegetación sobre sectores de dunas. Para ello, se utilizaron diversos métodos de análisis geoespacial y geomático, basados en herramientas de teledetección apoyadas mediante tareas de campo.
- **Capítulo 6. CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO Y EROSIÓN DE PLAYAS.** Se analiza la evolución histórica de la línea de costa para el sector urbano de Villa Gesell. De la integración con resultados previos, se identifica la influencia de los cambios históricos en el uso del suelo sobre la erosión costera. Finalmente, se reconocen áreas ambientalmente sensibles, en vistas de ser incluidas en la planificación urbana y en la toma de decisiones. Se utilizaron en este capítulo herramientas de teledetección, en combinación con tareas de campo, monitoreos in situ y trabajo de gabinete.
- **Capítulo 7. PROYECCIONES FUTURAS DE CAMBIO Y EFECTOS ASOCIADOS.** Este capítulo presenta el modelado de tendencias futuras de cambios en el uso y las coberturas del suelo. A la vez, reconoce los efectos previstos, a través de escenarios de corto y mediano plazo, para la evolución de la línea de costa en sectores urbanos, y para la respuesta del escurrimiento superficial ante los cambios proyectados en las

coberturas. Se utilizaron diversos métodos de modelado geoespacial, utilizando como insumo los resultados obtenidos en capítulos previos.

- **Capítulo 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.** Los objetivos de este capítulo final son, por un lado, presentar las principales conclusiones derivadas de los resultados obtenidos a lo largo de esta tesis y, por otro lado, elaborar, sobre la base de estos resultados y conclusiones, recomendaciones de intervención que puedan apoyar la planificación urbana y los procesos de toma de decisiones asociados a la gestión.

CAPÍTULO 2

MARCO METODOLÓGICO-CONCEPTUAL

2.1. INTRODUCCIÓN

Este capítulo presenta las principales bases metodológico-conceptuales que serán utilizadas para el desarrollo de esta tesis. De esta manera, se abordan fundamentos y principios conceptuales referidos a los enfoques geográficos en los que se enmarca y se contextualiza esta tesis. Asimismo, se presentan las bases conceptuales para el análisis de los sistemas de barrera, del equilibrio dinámico de los sistemas playa-duna, de la geomorfología de los campos de dunas y del desarrollo del perfil de playa, entre otros aspectos. Finalmente, se brindan las bases metodológicas y analíticas en lo referido a las diversas técnicas de teledetección abordadas (interferometría de radar, vehículos aéreos no tripulados, aerofotogrametría *Structure-for-motion* e índices espectrales), al estudio de la evolución temporal de la línea de costa mediante el uso de herramientas geomáticas, y a la estimación del índice de respuesta del suelo al escurrimiento superficial basado en el Método de la Curva Número de Escorrentía.

2.2. LA CIENCIA GEOGRÁFICA

2.2.1. El espacio geográfico y el enfoque sistémico

El espacio es considerado actualmente como el concepto basal de todo conocimiento geográfico y como marco que permite acotar el campo de estudio de la geografía (Bróndolo et al., 1994). Este concepto es concebido, según Hiernaux y Lindon (1993), bajo tres perspectivas generales de acuerdo a distintos paradigmas geográficos:

1. El espacio receptáculo, conceptualizado como soporte o sustrato donde se localizan todos los elementos y sus relaciones. Un escenario inerte que contiene objetos y no tiene la posibilidad de influir sobre los mismos y las relaciones que entre ellos se manifiestan.

2. El espacio reflejo, donde se admite que éste es un espejo de la sociedad y de las relaciones sociales. Todo cambio social tiene una inmediata manifestación en el espacio, el cual se comporta de manera pasiva ya que responde sin resistencia a las transformaciones sociales que modifican sus formas y funciones.
3. El espacio como instancia de la totalidad social, donde se reconoce que espacio y sociedad forman un todo indisoluble al tiempo que se condicionan e influyen mutuamente. El espacio es parte de la sociedad mientras que condiciona los procesos sociales. Esta última perspectiva del espacio surge de manera crítica a las dos primeras, considerando que no es posible aceptar que un espacio es reflejo de procesos sociales que sobre éste ocurren, cuando en dicho espacio perduran formas espaciales que corresponden a procesos sociales acaecidos en otros momentos de la historia.

Bróndolo et al. (1994), define, desde el paradigma de la totalidad social, al espacio como la porción de superficie terrestre ocupada permanentemente por los grupos humanos, quienes le imprimen un tipo de organización. Se entiende que el espacio geográfico no es sinónimo de superficie terrestre, aunque en la actualidad muchas veces sus límites son coincidentes. Hasta hace algunos siglos, la distinción entre superficie terrestre y espacio geográfico resultaba mucho más nítida, en la medida que todavía era posible reconocer áreas de la superficie terrestre que se encontraban deshabitadas e inexploradas.

De esta manera, el espacio geográfico es el resultado de un proceso de construcción social que, en cada lugar, adopta formas particulares relacionadas con las características del medio natural, pero también con las necesidades y los intereses de cada sociedad (Bróndolo et al., 1994). Esto refuerza la noción de que la construcción espacial está fuertemente signada por la cultura de cada sociedad interviniente. A la vez, los conceptos de espacio y tiempo son indisolubles. Se supone una condición de evolución en la medida que el espacio es el resultado de una construcción social realizada a lo largo del tiempo histórico. El tiempo incide en la transformación de las condiciones materiales que presenta el espacio en cada momento, a la vez que lo hace en los intereses, necesidades y modos

de producción que las sociedades poseen en cada momento histórico (Bróndolo et al., 1994).

En los comienzos de la disciplina, la geografía se avocó al estudio de los espacios desde un enfoque sistemático: comprender y analizar sus elementos por separado, sin considerar sus interrelaciones, y sin una perspectiva histórica que permitiera reconocer su evolución temporal. En la actualidad, el enfoque sistemático ha dado paso al enfoque sistémico, el cual busca poner atención a la multiplicidad de elementos espaciales, sus interacciones, su dinámica cambiante y sus relaciones con el entorno, escapando a la fragmentación impuesta por los enfoques analíticos tradicionales (García, 2006).

Esta visión interpreta que los sistemas espaciales presentan cambios permanentes que obedecen a su propia dinámica interna, pero que al mismo tiempo se encuentran condicionados por las influencias externas. Los sistemas espaciales actúan entonces como sistemas abiertos y su evolución se encuentra atravesada por eventos tanto internos como externos de diversas escalas. Estos sistemas presentan períodos “estacionarios”, siendo sometidos periódicamente a afecciones internas y externas que alteran su equilibrio y provocan cambios. No todas las perturbaciones tienen la misma intensidad: el sistema puede presentar transformaciones menores que no afectan de manera sustancial su estructura espacial; puede presentar cambios mayores que comprometan su estructura, debiendo reorganizarse para mantenerse su estado estacionario, pero con una estructura diferente a la anterior; o pueden recibir perturbaciones de alto impacto, donde el sistema no logra generar los ajustes necesarios y se ocasiona la destrucción del mismo (García, 2006).

2.2.2. La geografía de los espacios litorales

El interés geográfico por las zonas costeras se ha desarrollado en paralelo a la concepción que las sociedades han tenido en cada momento de los paisajes litorales, entendidos como la frontera del espacio humanizado por excelencia (Barragán y Borja, 2013). Barragán (2003) sostiene que la única manera de abordar los estudios geográficos

costeros es integrando sus distintos elementos y relaciones, principales configuradores de la esencia espacial. Para ello, es menester considerar una visión sistémica de estas áreas y analizar al sistema litoral como un todo indisociable. Este autor define entonces al espacio geográfico litoral o costero como el área transicional entre litósfera, atmósfera e hidrósfera continental y marina, siendo el ecotono intermareal el centro neurálgico de los espacios litorales donde existe una importante interacción entre fenómenos naturales y actividades humanas, con procesos de carácter multidimensional que actúan a distintas escalas espacio-temporales.

La singularidad espacial de las zonas costeras es definida por Barragán (2003) desde tres puntos de vista: el físico-natural, el económico-productivo y el jurídico-administrativo. Desde la dimensión físico-natural, estos espacios albergan procesos y geoformas resultantes de la interacción de distintos agentes y ambientes, registrando un dinamismo inusual y un funcionamiento de elevada complejidad.

Desde la dimensión económica-productiva, el litoral aparece como un espacio escaso y socialmente muy deseado, registrando intensidades de uso muy elevadas y complejas y presentando una enorme convergencia de usos y actividades con una elevada concentración de asentamientos humanos, equipamiento y servicios e infraestructura.

Finalmente, desde el punto de vista jurídico-administrativo, estos espacios tienen ciertas particularidades tales como la naturaleza pública de la mayor parte de las áreas costeras y marinas y la elevada convergencia de jurisdicciones y competencias administrativas de actuación. Esto complejiza los mecanismos e instrumentos de ordenamiento y gestión de los espacios costeros.

Estas tres esferas de la complejidad litoral no pueden ser tratadas aisladamente. Los fenómenos existentes requieren conocimientos provenientes de las ciencias físicas y naturales, sociales, económicas y jurídico-administrativas para su comprensión, destacando nuevamente la importancia de la visión trans-disciplinar (Barragán, 2014).

2.2.3. El análisis geohistórico

Los procesos socio-ambientales que ocurren en las zonas costeras se encuentran directamente determinados por su dinámica temporal. Cualquier análisis geográfico debe partir de conocer la historia, la dinámica de su desarrollo, y los arreglos y disposiciones espacio-temporales de las redes de objetos y acciones ocurridas dentro de estos espacios (Bocco, 1997). En este sentido, Gómez Mendoza (1999), sostiene que existe una necesidad mutua de integración entre la historia y la geografía, donde la sostenibilidad espacial necesita del conocimiento de sus procesos, su espesor histórico y de las prácticas de gobierno y gobernanza ocurridas en otros contextos.

A partir de esto, el análisis geohistórico de la geografía, surge como una serie de herramientas trans-disciplinares que nos permiten analizar, interpretar y caracterizar aquellos procesos de relevancia espacial en el pasado y que, por su importancia, siguen operando directa o indirectamente en el presente (Santaella, 2005). Este enfoque se desprende de la propia concepción geográfica, entendiendo a los espacios como producto concreto o síntesis temporal de las sociedades sobre el ambiente, sujeto a condiciones históricas determinadas. Asimismo, el análisis geohistórico permite interpretar, identificar y reconocer la posibilidad de ocurrencia de diversos escenarios futuros, promoviendo un análisis espacial prospectivo (Samper y Martínez, 2023).

Dentro de este enfoque, la perspectiva diacrónica permite, por un lado, interpretar distintos estadios de un mismo espacio geográfico concreto a lo largo de un período de tiempo determinado. Por otro lado, el enfoque sincrónico se contempla bajo un momento histórico puntual, al tiempo que compara distintos espacios geográficos (Santaella, 2005).

Dentro de las herramientas para el análisis geohistórico se destacan los análisis de tendencias históricas, los retrospectivos y los análisis prospectivos. La primera de ellas ofrece criterios científicos para detectar y monitorear variaciones en las condiciones ambientales, cuantificando magnitudes, frecuencias, tasas y tendencias de procesos ambientales (Morton et al., 2004). Todas estas variables implican necesariamente una noción temporal y por tanto pueden ser incluidas en cualquier análisis de tipo geohistórico.

El análisis retrospectivo, en cambio, permite rastrear y organizar en espacio y tiempo aquellos eventos socio-ambientales en un determinado espacio geográfico de interés (Escofet, 2004). Constituye entonces una herramienta auxiliar para el diagnóstico del espacial y para la identificación de las causales que subyacen a una determinada problemática ambiental.

Finalmente, el análisis prospectivo, busca proyectar tendencias espacialmente diferenciadas a futuro, partiendo de diversos supuestos explícitos y permitiendo obtener escenarios de prospectiva espacial a distintas escalas (Samper y Martínez, 2023).

2.3. GEOLOGÍA Y GEOMORFOLOGÍA DE LOS AMBIENTES DE BARRERA

2.3.1. Bases conceptuales

La terminología referida a las barreras o cordones costeros ha evolucionado históricamente, pudiendo considerar como punto de partida la definición de “*enbankments*” (diques o terraplenes) formados por acción marina o eólica propuesta por Lyell (1830). Posteriormente Gilbert (1885) las definió como “crestas paralelas o curvas” (*ridges*), y Johnson (1919) como “rellenos sedimentarios” (*fills*). A pesar de las diversas definiciones y de la evolución de los conceptos, en la actualidad se tiende a considerar a las barreras como aquellas estructuras paralelas a la línea de costa formadas por acumulación sedimentaria, ya sea por acción del viento, de las mareas y/o del oleaje, que separan al mar de los ambientes interiores (Swift, 1975; Dillenburg y Hesp, 2009; Fitzgerald y Buynevich, 2009). Estas geoformas, resultantes de procesos evolutivos de progradación costera, se extienden por encima del nivel normal de las mareas más altas, y se diferencian de los sistemas de barras costeras, las cuales se encuentran sumergidas al menos en algún período del ciclo de mareas (Shephard, 1952; Rey et al., 1992).

El origen de las barreras a escala global tiene múltiples causalidades y teorías asociadas (Schwartz, 1971). Mientras algunos autores han propuesto que la fluctuación del nivel del mar ha sido el principal responsable de su origen (Hoyt, 1967), otros han propuesto su evolución a partir de espigas costeras complejas (Fisher, 1968). En la actualidad la teoría

de la multi-causalidad ante diversas configuraciones tectónicas es la más aceptada (Short, 1979). De esta manera, su morfología actual se encuentra directamente heredada de procesos tectónicos (Lentz y Hapke, 2011), de los cambios en el nivel del mar (Stutz y Pilkey, 2011), y del clima, como factor condicionante de su estructura (Dillenburg y Hesp, 2009). Algunas barreras se han mantenido relativamente estables durante el Holoceno, mientras que otras han presentado procesos de acumulación a partir de sucesivos depósitos de escarpas de dunas y playas. En otros casos, la progradación ha dado paso a procesos erosivos en la actualidad, y, en algunas otras barreras, se desarrollaron procesos de transgresión, migrando hacia el continente, como resultado del sobrelavado inducido por marejadas de tormentas o del vuelco eólico de dunas (Sherman y Bauer, 1993).

Las barreras costeras son frecuentes a lo largo de las costas bajas de todo el planeta, con una mayor frecuencia bajo regímenes micro-mareales, aunque también ocurren en costas meso-mareales (Fig. 2.1; Boothroyd, 1985). El crecimiento de las barreras depende directamente de la disponibilidad sedimentaria y de los procesos de transporte eólicos y marinos. En este sentido, las barreras de mayor desarrollo se ubican en climas templados de latitudes medias, donde existe un suficiente suministro de arenas (Isla, 2017). Asimismo, estas geoformas suelen disponerse sobre costas de márgenes continentales pasivos y ambientes agradacionales (Otvos, 2020).

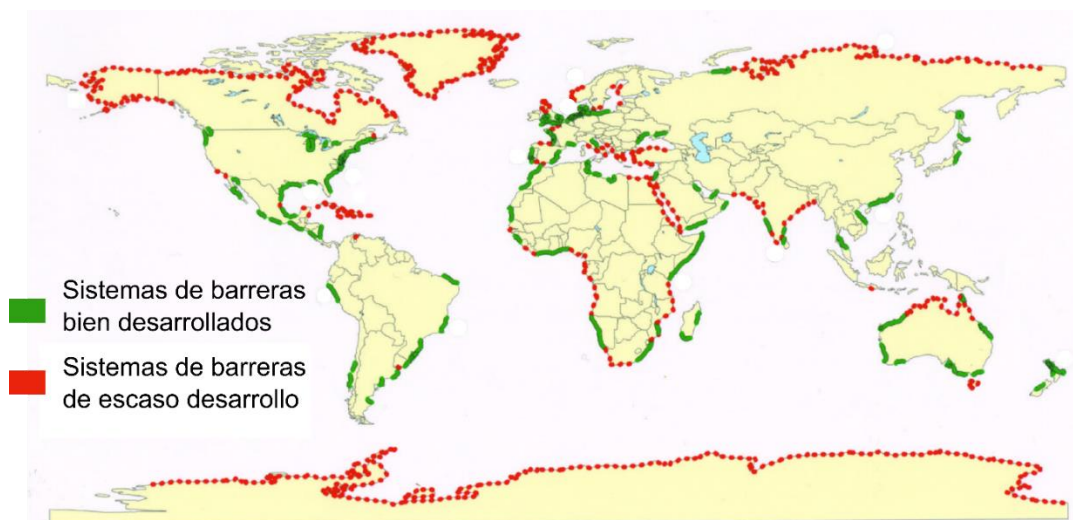


Figura 2.1. Distribución global de los sistemas de barreras. Fuente: adaptado a partir de Martínez et al. (2004) y Pilkey et al. (2009).

Las barreras se componen de diversos sedimentos de acuerdo a su marco geológico, siendo las arenas y las gravas las granulometrías más frecuentes. En latitudes medias predominan las arenas de origen fluvial, deltaico, glaciario, o bien sedimento proveniente de la erosión de acantilados o material biogénico (Hayes, 1980). Asimismo, en latitudes medias y bajas también pueden reconocerse materiales carbonáticos conformando estos ambientes, tales como las valvas de conchillas (Tomazelli y Dillenburg, 2007). En latitudes altas, las gravas son el constituyente más frecuente de las barreras (Isla, 2017). Estos sedimentos son transportados por deriva litoral, y depositados por la acción del oleaje sobre las playas de los sistemas de barreras (Short, 1979).

Los sistemas de barrera presentan dos sub-ambientes particulares: los campos de dunas y las playas. Estas últimas, suelen estar vinculadas a sistemas de barras inter o submareales que se disponen de forma paralela o con cierto ángulo respecto de la línea de costa (Short, 1979). A la vez, los ambientes ubicados de manera contigua a las barreras en sentido continental, se denominan sectores de barrera posterior (*backbarrier*) y representan la transición hacia llanuras de mareas, bahías someras, lagunas costeras, albuferas y/o sistemas de marismas. La diversidad de rasgos morfológicos y topográficos de estos sub-ambientes hace que las barreras pueden variar en cuanto a sus características geomorfológicas, a su perfil perpendicular (*cross-shore*) o paralelo (*along-shore*) a la costa, y en cuanto a su vinculación con los ambientes continentales (Dillenburg et al., 2009).

2.3.2. Geomorfología de dunas

Las dunas costeras son geoformas eólicas que se desarrollan en sectores con una alta disponibilidad de arenas capaz de ser transportadas por los vientos locales (Hesp, 2000). Estas geoformas son parte del sistema de intercambio sedimentario constante entre las dunas y la playa (sumergida y emergida), donde el viento, el oleaje, y las corrientes costeras interaccionan con la vegetación local para generar una gran diversidad de morfologías (Psuty, 1989). Su tamaño varía desde pequeños montículos de 0,5 m hasta

crestas por encima de los 100 m de altura; y desde dunas con una sola cresta lineal, hasta extensos campos dunares que se desarrollan con un ancho de varios kilómetros desde la línea de costa. Desde el punto de vista geomorfológico su característica común es que representan rasgos acumulativos que generan relieves deposicionales cercanos a la línea de costa (Martínez et al., 2004).

Este complejo sistema de intercambio sedimentario es descrito, a microescala y de manera idealizada, por Psuty (2004) partiendo de un modelo de proceso-respuesta para ambientes costeros de barrera. Este establece que, ante una suficiente disponibilidad sedimentaria, el transporte sedimentario se desarrolla inicialmente desde las barras sumergidas (barras *offshore*) hacia el perfil de playa emergida (o playa seca) mediante la acción del oleaje, las mareas y las corrientes costeras (Fig. 2.2). Una vez allí, el sedimento es transportado por los vientos locales hacia las dunas primarias o frontales (*foredunes*) donde su interacción con la vegetación determina las diversas morfologías de acumulación posibles. Este patrón de intercambio sedimentario, entendido como un sistema cerrado simplificado, responde a variaciones en los niveles de energía del clima de olas y vientos, así como del *fetch* del viento sobre la arena seca (Bauer y Davidson, 2003). Estas variaciones implican la removilización de sedimentos entre estos tres compartimientos, los cuales episódicamente acumulan o liberan arenas dentro de un balance sedimentario constante, pudiendo representar procesos de transporte sedimentario hacia la costa o hacia el mar (*onshore* u *offshore*, respectivamente) (Psuty, 2004).

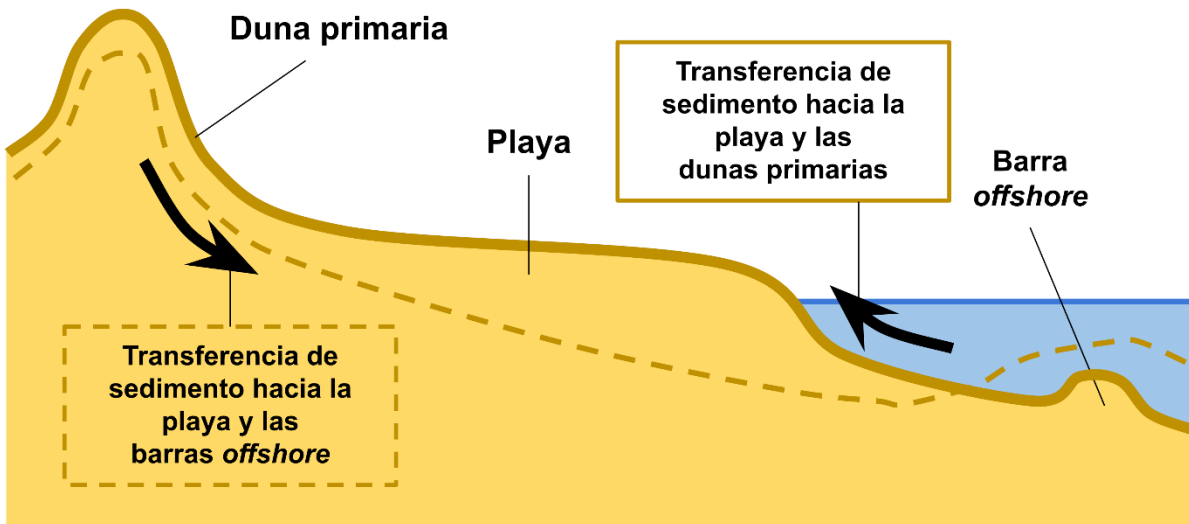


Figura 2.2. Modelo de proceso-respuesta simplificado para el intercambio sedimentario del sistema duna-playa-barras *offshore*. La línea sólida representa el estado morfológico del sistema ante un transporte sedimentario en sentido *onshore*, mientras que la línea punteada en sentido *offshore*.

Fuente: redibujado a partir de Psuty (2004).

Este modelo se centra en el intercambio sedimentario instantáneo y de corto plazo, generalmente mediado por eventos de alta energía de tormentas, el cual se encuentra restringido a una microescala espacial y temporal (Bauer y Sherman, 1999). Sin embargo, los sistemas dunares presentan cambios de mediano plazo, definidos por Gares (1992) como el desarrollo morfológico de mesoescala temporal (meses o años) y determinados por los patrones de movilidad de las dunas. Finalmente, el análisis de largo plazo se asocia a la evolución, entendida en tiempos geológicos, de los sistemas dunares a escala regional (Illenberger y Rust, 1988).

Las dunas primarias representan la porción más continental y más elevada del sistema playa-duna, donde la acumulación de arenas se produce a partir del intercambio activo con la playa y en asociación con una gran diversidad de especies vegetales (Fig. 2.2). Esta porción del sistema es la más estable, presentando cambios espaciales y temporales de menor magnitud y frecuencia que el sector de playa emergida y que las barras sumergidas (Hesp, 1999). Morfológicamente, las dunas frontales suelen disponerse

como una cresta lineal y paralela a la costa, siendo la única geoforma dunar totalmente dependiente del balance sedimentario con la playa. Hesp (2000) clasifica a las dunas primarias en incipientes o establecidas. Las primeras se encuentran en formación, por depositación sedimentaria asociada al establecimiento de especies vegetales pioneras. Estas pueden ser estacionales si son formadas por especies anuales, requiriendo de la colonización de especies perennes y de una adecuada cobertura vegetal, para luego dar paso a las dunas primarias establecidas de crestas lineales.

Las dunas secundarias, en cambio, no se encuentran en un balance sedimentario activo y directo con la playa (Short y Hesp, 1982). Estas se clasifican en activas y estabilizadas pudiendo representar morfologías transversales, parabólicas, barjanoides y en estrella (Hesp, 2004). Las dunas activas, pueden crearse por modificación de dunas primarias o por una migración en sentido continental de las mismas, quedando desafectadas del sistema playa-duna. Su principal característica es que presentan una elevada movilidad, representando morfologías dinámicas de deflación o parabólicas (Martínez et al., 2004).

Las dunas estabilizadas, en cambio, abarcan un abanico continuo de fijación que va desde las dunas semi-fijas hasta las dunas totalmente fijadas, pasando por estadios intermedios. Este *continuum* es inversamente proporcional a la cobertura vegetal de las dunas y a su grado de movilidad (Short y Hesp, 1982). Por lo tanto, las dunas estabilizadas no representan un intercambio sedimentario con la playa, pero su movilidad tampoco evidencia escenarios transgresivos. Estas dunas pueden conservar la morfología asociada a períodos de movilidad previos una vez que la vegetación los fija definitivamente (Hesp, 2004).

Si bien el perfil natural de variación en un sistema de barrera se desarrolla en relación a la disponibilidad sedimentaria y la tasa de transferencia entre la playa, las dunas primarias y las dunas secundarias, la intervención antrópica cumple un rol fundamental en este proceso. Desde la eliminación de dunas frontales hasta la fijación artificial de extensos campos de dunas activas o semi-fijas, las intervenciones humanas tienen influencia directa

en su respuesta sedimentaria. Si bien el modelo conceptual del *continuum* del sistema dunar puede desarrollarse incluso en costas antropizadas, estas modificaciones afectan la movilidad, la morfología y el grado de estabilización de las geoformas, pudiendo representar importantes cambios en la disponibilidad sedimentaria, con impactos en procesos morfológicos y ecológicos. Estos impactos, a su vez, son directamente transferidos al equilibrio del sector de playa, afectando al sistema de barrera en su totalidad (Hesp, 2000).

2.3.3. El perfil de playa

Si bien la morfología de las playas es tridimensional, esta suele analizarse bidimensionalmente desde dos perspectivas: sus límites y su perfil topográfico (Bird, 2008). La primera perspectiva permite determinar algunos parámetros (ej. ancho de playa, posición y orientación de la línea de costa, posición del pie de dunas) desde una vista en planta y sin tener en cuenta los volúmenes sedimentarios acumulados (Boak y Turner, 2005). El perfil, en cambio, no permite reconocer longitudinalmente la posición de algunos de estos rasgos, pero sí las variaciones topográficas verticales, teniendo en cuenta la ganancia o la pérdida de sedimentos (Dally y Dean, 1984).

Este último es uno de los rasgos morfológicos más estudiados de los ambientes de playas (Kraus, 2005). Su extensión y su forma determinan, entre otros aspectos, la susceptibilidad de la costa ante eventos climáticos extremos, la disponibilidad de playa para usos recreativos y turísticos, o los límites legales que distinguen el dominio público del privado (Anders y Byrnes, 1991). El perfil es construido y modificado a partir de la interacción dinámica del oleaje con la costa, por lo que su forma es variable y se encuentra directamente determinada por el clima oceánico y las características del sedimento disponible (Dally y Dean, 1984).

El oleaje incidente, a partir de su dinámica de lavado y retrolavado sobre la costa (*swash* y *backwash*, respectivamente), promueve el transporte sedimentario hacia la costa y hacia el mar (*onshore* y *offshore*, respectivamente). El tamaño de grano y la permeabilidad del perfil determinan las condiciones de transporte predominantes. En una playa de gravas,

el movimiento *offshore* es limitado, ya que el *backwash* disminuye cuando el agua percola en el sustrato. En playas arenosas, en cambio, la permeabilidad se reduce notablemente, generando un retrolavado más efectivo y un mayor transporte sedimentario hacia el mar (Bird, 2008). El perfil de playa también varía según el rango intermareal local. En aquellas zonas que presentan un régimen micromareal, como el caso del sector de barrera correspondiente a Villa Gesell, la energía del oleaje se concentra en una porción pequeña, generando playas con mayor presencia de escarpas de bermas que en zonas con un régimen macromareal (Masselink, 1993).

Esta interacción dinámica permite analizar el perfil de playa a partir de sus distintas secciones (Kraus, 2005; Fig. 2.3). De manera simplificada, la playa emergida se desarrolla desde el pie de dunas hasta la línea de las mareas bajas normales. Para el caso de Villa Gesell, por detrás del perfil de playa (en sentido continental) se desarrolla el sistema de dunas de barrera (ver sección 2.2.2. Geomorfología de dunas). Por delante del perfil emergido se desarrolla el perfil de playa sumergida, el cual suele presentar, en los ambientes de barrera, sistemas de barras *offshore* aproximadamente paralelos a la línea de costa (Inman et al., 1993; Isla et al., 1998).

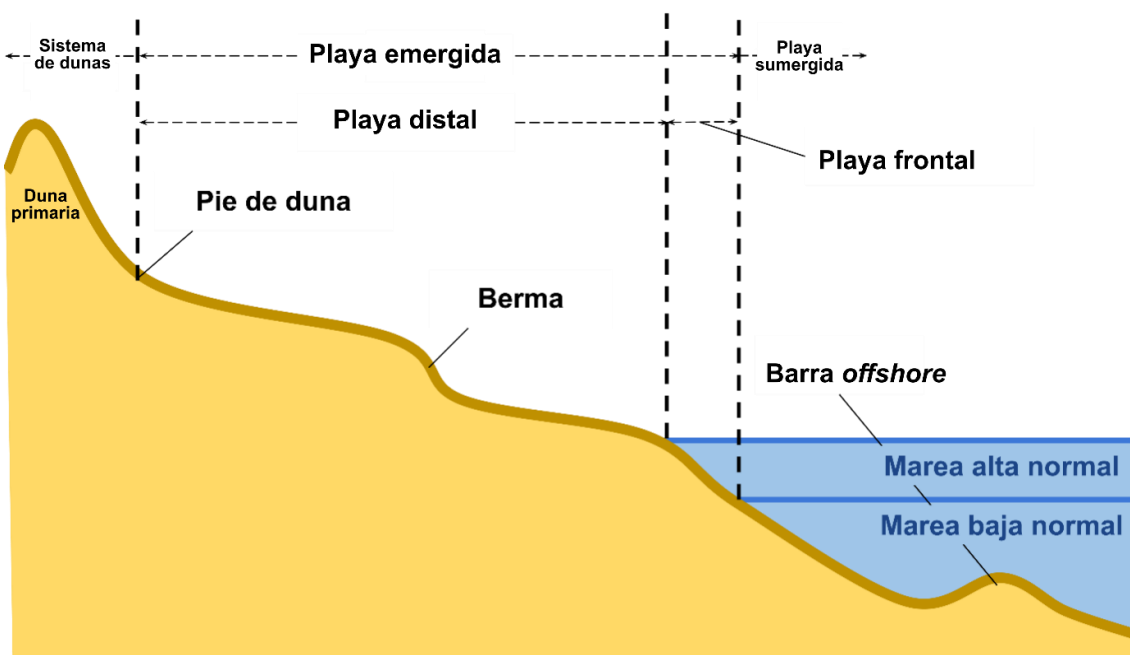


Figura 2.3. Esquematación de un perfil típico de playa emergida. Fuente: elaboración propia a partir de Kraus (2005).

A su vez, la playa emergida se subdivide en dos secciones principales: la playa frontal o *foreshore*, y la playa distal o *backshore* (Kraus, 2005). La primera de ellas, espacio de contacto entre la playa y el mar, representa la porción más dinámica del perfil y suele presentar una pendiente homogénea que se extiende entre la línea de altas y bajas mareas normales. En esta sección se desarrolla constantemente la alternancia de lavado y retrolavado del oleaje. Un rasgo morfológico característico de la playa frontal son las cúspides de playa (*beach cusps*), las cuales consisten en sucesiones regulares de depresiones con formas de medialuna. Estos rasgos, de carácter efímero (pueden prolongarse por algunas horas o varios días), contienen sedimentos finos producto del retrolavado del oleaje que socava estas depresiones. Las cúspides de playa presentan un mayor desarrollo cuando el sedimento que conforma el perfil de playa tiene una distribución granulométrica bimodal (Guza e Inman, 1975).

La playa distal se desarrolla entre el pie de dunas y la línea de mareas altas normales. Esta porción de la playa es únicamente alcanzada por el mar ante episodios de tormentas (Bird, 2008). Una o más bermas de playa pueden aparecer en esta sección, dependiendo de la dinámica oceánica estacional. Las bermas de playa (o terrazas de playa) se definen como rasgos morfológicos resultantes de períodos con un clima de olas de acumulación. Su desarrollo es directamente dependiente de la granulometría del perfil de playa y de la disponibilidad sedimentaria (Hine, 1979). A su vez, las bermas de playa pueden dar origen a sistemas de crestas de playa (*beach ridges*), cuando estas acumulaciones alcanzan un nivel topográfico mayor al de las mareas altas normales (Davies, 1957). La persistencia de las crestas depende de la duración de los períodos de acumulación, y la separación entre crestas está determinadas por canaletas intermareales (*runnels*) resultantes de fases de erosión (Bird, 2008). De esta manera, quedan determinados los sistemas de crestas y canaletas, los cuales suelen producirse en playas de arena con escasa pendiente y tendencia acumulativa (King, 1982).

El carácter dinámico de la morfología del perfil de playa se ve determinado por períodos alternantes de erosión y acreción. La erosión suele producirse en el muy corto

plazo, incluso en pocas horas, asociada a escenarios de oleaje de alta energía de tormentas. Los procesos de acreción posteriores a las tormentas, en cambio, pueden desarrollarse durante semanas o meses (Davies, 1957). Estos ciclos alternantes de erosión/acumulación pueden ocurrir en escalas de tiempo variables, desde unos pocos días hasta meses o años. Sin embargo, suelen responder a patrones estacionales ante la presencia de un período del año con mayor frecuencia e intensidad de tormentas, o bien ante variaciones de la dirección del viento y el oleaje incidente (Inman y Filloux, 1960). Como resultado, el perfil de la playa muestra cambios morfológicos siendo más alto y con mayor pendiente durante fases de acreción, y más bajo y plano durante fases erosivas (Dally y Dean, 1984).

Short y Hesp (1982) desarrollaron un modelo que explica la interacción entre las olas, la playa, y el sistema de dunas aplicado a ambientes micromareales de playas con granulometrías correspondientes a arenas finas y medias, Estos parámetros son coincidentes con lo expuesto por Teruggi (1959), Mazzoni (1977) y Violante (1988) para la el sector de barrera de Villa Gesell. De manera general, el oleaje de alta energía durante episodios de tormentas genera una playa frontal cóncava de escasa pendiente y con escarpas erosivas, las cuales pueden desarrollarse directamente sobre las bermas. Durante estas fases erosivas, los sedimentos más finos suelen ser movilizados hacia el mar por el retrolavado del oleaje, depositándose en los sistemas de barras sumergidas. Los sedimentos más gruesos, en cambio, quedan depositados en la playa distal, siendo alcanzada sólo durante mareas extraordinarias (Short, 1981). Esto determina un perfil con una playa distal de sedimentos gruesos y mayor pendiente, bien diferenciada de una playa frontal ancha y escasa pendiente (Kraus, 2005).

Por otra parte, el oleaje de baja energía posterior a un episodio de tormenta, promueve la removilización de los sedimentos finos desde las barras hacia la playa. Esto genera la recuperación del perfil convexo con una o más bermas de playa bien consolidadas y una playa frontal relativamente corta y con mayor pendiente (Bird, 2008).

A su vez, durante episodios de tormentas, el oleaje de alta energía suele estar acompañado de fuertes vientos que movilizan el sedimento disponible. Si bien el oleaje es destructivo y retira arena de la playa, los vientos hacia el continente (*onshore*) que acompañan a las tormentas pueden acumular arena en la parte alta de la playa, elevando el perfil en esta sección, o bien transportando sedimentos hacia el sistema de dunas. Posteriormente, los vientos hacia el mar (*offshore*) recuperan parte de la arena perdida, transportándola desde el sistema de dunas hacia la playa (Short, 1981; Hesp y Smyth, 2016). Este complejo y dinámico proceso de intercambio sedimentario entre los sistemas de dunas, la playa y las barras sumergidas es característico de los ambientes de barrera (Short y Hesp, 1982).

El perfil de playas puede ser estudiado mediante métodos topográficos de campo convencionales (Isla et al., 2001; Bértola, 2006; Bértola et al., 2021; Isla et al., 2023, entre otros) o mediante herramientas de teledetección (Klemas, 2011; Salameh et al., 2019; Vos et al., 2019). Idealmente, este debe ser censado desde el límite de la playa distal hasta la zona de la playa sumergida. Sin embargo, el clima de olas puede dificultar este tipo de relevamientos *in situ*. La realización de estos análisis de manera sostenida en el tiempo permite determinar patrones estacionales de la dinámica morfológica de playas en el corto plazo, o bien tasas de cambio en el largo plazo.

2.4. TELEDETECCIÓN O SENSORAMIENTO REMOTO

2.4.1. Bases conceptuales

La teledetección, también llamada sensoramiento remoto, se define como una serie de técnicas y herramientas orientadas a la identificación y al análisis de diversos rasgos y propiedades bio-geofísicas de la superficie terrestre (continental y oceánica), de manera remota, por medio de la radiación contenida en el espectro electromagnético como medio de interacción (Richards, 1994). De esta manera, se puede obtener información a partir del registro de la energía reflejada o emitida por la superficie y su posterior procesamiento, análisis y aplicación (Navalgund et al., 2007).

Para ello, se utilizan sensores que pueden estar montados sobre plataformas aerotransportadas (aviones, drones) o plataformas espaciales (satélites, transbordadores espaciales) (Awange y Kialo, 2013). De manera general, estos pueden clasificarse como sensores pasivos o activos. Los primeros, son aquellos que utilizan la radiación electromagnética reflejada o emitida por la superficie terrestre (ej. cámaras fotográficas, sensores térmicos, sensores hiperespectrales). Los sensores activos, en cambio, emiten su propia energía, y registran la porción retrodispersada recibida, luego de su interacción con la superficie terrestre (ej. RADAR, LIDAR) (O'Neill et al., 1996).

En función de la porción del espectro electromagnético utilizada (Fig. 2.4), caracterizada por su longitud de onda (λ), las herramientas de teledetección pueden clasificarse de manera general en (Sobrino et al., 2004; Navalgund et al., 2007; Weng, 2010):

1. *Fotogrametría*. Utiliza fotografías aéreas para registrar la energía reflejada en el rango del espectro visible ($\lambda = 380 - 750 \text{ nm}$).
2. *Teledetección laser*. Abarca las porciones del infrarrojo cercano ($\lambda = 750 - 1.300 \text{ nm}$) y del infrarrojo medio ($\lambda = 1,300 - 3,000 \text{ nm}$). Sin embargo, algunos sensores también utilizan las ondas comprendidas en el rango de la radiación ultravioleta por debajo de los 380 nm.
3. *Teledetección térmica*. Se utilizan las ondas correspondientes al infrarrojo térmico o lejano. Si bien esta porción del espectro abarca aquellas ondas con una longitud de entre 3,000 y 100,000 nm, los sensores térmicos suelen estar comprendidos entre los 8,000 y los 14,000 nm, ya que en este rango se produce el 80 % de la emisividad de la superficie terrestre.
4. *Teledetección de microondas*. Se utiliza el rango de las microondas, con longitudes de onda que van desde 1 mm a 1 m.
5. *Teledetección multi-espectral*. Se utilizan valores de longitudes de onda discretas, que componen diversas porciones del espectro electromagnético no necesariamente

contiguas entre sí. Ejemplo de esto son los sensores contenidos en plataformas satelitales de gran distribución como Landsat-5 TM ($\lambda = 450 - 2,350$ nm), Landsat-8 OLI/TIRS ($\lambda = 430 - 12,500$ nm) o Sentinel-2 MSI ($\lambda = 430 - 1,600$ nm).

6. *Teledetección hiper-espectral*. Al igual que en el caso de los sensores multispectrales se utilizan diversas porciones del espectro electromagnético. Sin embargo, en este caso, estas porciones son continuas entre sí. Ejemplos de esto son los sensores AVIRIS e Hyperion, con longitudes de onda entre 400 y 2,500 nm.

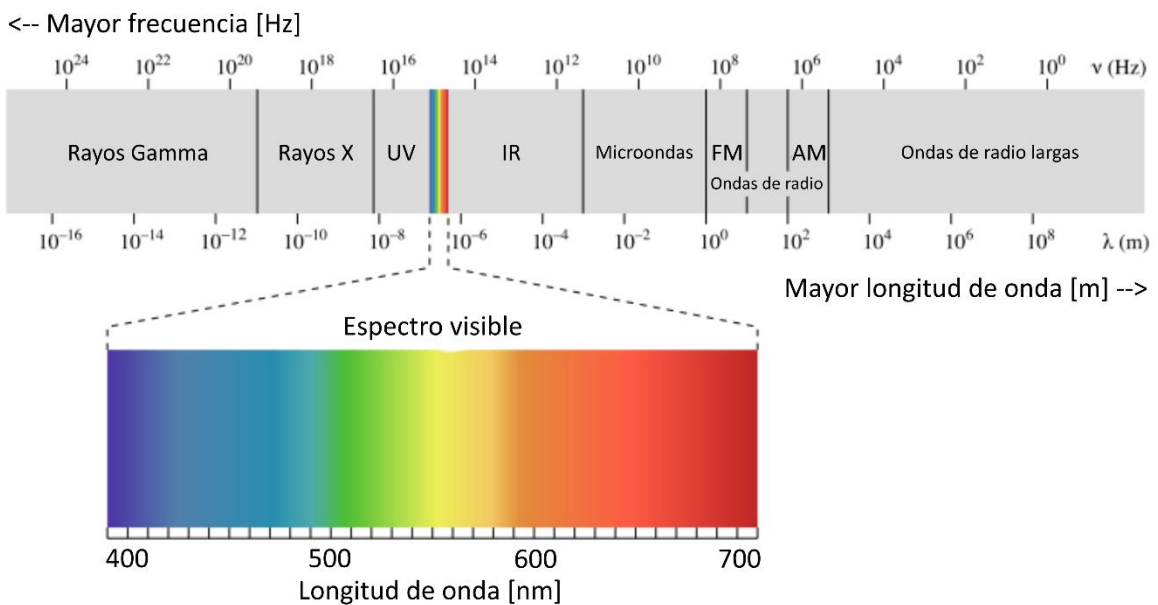


Figura 2.4. El espectro electromagnético y sus distintas porciones, de acuerdo a su longitud de onda y su frecuencia. Fuente: Departamento de Electricidad-Electrónica, CIFPN1. Disponible en: <https://cifpn1.com/electronica/?p=4034> [última visita: 24/1/24].

Uno de los principales campos de aplicación de la teledetección y las tecnologías geoespaciales radica en el monitoreo de los cambios sobre la superficie terrestre mediante la utilización de series temporales de imágenes (Lu et al., 2004). Esto incluye una vasta serie de aplicaciones en diversos campos (Pereira, 2003; Pengra et al. 2007; Virdis et al., 2012; Yang et al., 2014; Yan et al., 2015; Dong, 2018; Pavlidou et al., 2018; Doughty y Cavanaugh, 2019; Garzo et al., 2019; Lechner et al., 2020, Seppi et al., 2022). En zonas costeras, el sensoramiento remoto ha sido muy utilizado para extraer parámetros derivados

de la posición de la línea de costa (Boak y Turner, 2005; Feyisa et al., 2014; Cabezas-Rabadán et al., 2019; Spinosa et al., 2021; Garzo et al., 2023; entre otros) y para la aplicación de métodos de detección automática de cambios (Pardo-Pascual et al., 2012; Viaña y Ortega, 2019).

Particularmente en el campo de la geomorfología, la geología y los estudios del paisaje, la teledetección y sus métodos de procesamiento derivados pueden apoyar a un abanico de aplicaciones entre las que se destacan cuatro áreas de análisis principales: 1. la ubicación, la distribución y la morfología de geoformas y rasgos del paisaje; 2. la elevación del terreno; 3. la composición de la superficie terrestre; y 4. la caracterización de los estratos sub-superficiales (Smith y Pain, 2009).

2.4.2. Teledetección SAR

Los radares de apertura sintética, denominados SAR por su acrónimo derivado de *Syntetic Aperture Radar*, son instrumentos de teledetección activos y coherentes, que operan dentro del rango de las microondas ($\lambda = 1 \text{ mm} - 1 \text{ m}$) del espectro electromagnético (Wiley, 1965). Se refieren como sensores activos ya que emiten sus propios pulsos de energía, no requiriendo de fuentes externas para su funcionamiento y pudiendo operar durante el día y la noche (Shu y Gomes, 2010). A su vez, al trabajar en el rango de las microondas, son eficientes bajo cualquier condición meteorológica, incluso en condiciones de alta nubosidad (Bamler, 2000). Estas dos características le otorgan a los sensores SAR (sensores *all-day/all-weather*) sus principales ventajas operacionales respecto de los sensores ópticos pasivos (Pepe y Caló, 2017).

Estos sensores, montados a bordo de una plataforma aérea o satelital, emiten sus pulsos de energía de manera lateral y pueden determinar, de manera precisa, la ubicación relativa de objetivos o porciones de la superficie terrestre con respecto a ellos (Ulaby et al., 1981). La geometría de los datos adquiridos, así como las características físicas de la superficie iluminada por el radar, determinan el tipo de señal recibida (llamado eco, señal o energía retrodispersada). El correcto procesamiento de estos datos permite la

reconstrucción de imágenes SAR de valores complejos de alta resolución (Pepe y Caló, 2017).

La capacidad de los radares de apertura sintética para analizar diversas propiedades de la superficie terrestre ha sido extensamente documentada promoviendo el desarrollo de diversas técnicas bajo un amplio campo de aplicaciones (Alpers et al., 1981; Goldstein y Zebker, 1989; Bouman y Van-Kasteren, 1990; Bamler y Hartl, 1998; Bürgmann et al., 2000; entre otros). Entre estas técnicas, la interferometría SAR (InSAR) se considera como la técnica más relevante para estudios relacionados con la dinámica de la superficie terrestre (Lu et al., 2007). Se ha utilizado para monitoreo de deformaciones de la corteza terrestre causadas por terremotos (El-Gharbawi y Tamura, 2015), deslizamientos (Teshebaeva et al., 2015) o procesos de subsidencia (Zhou et al., 2022); análisis de la dinámica de inundaciones y humedales (Scardino et al., 2022); y estudios forestales (Seppi et al., 2022) y urbanos (De-Wit et al., 2021). A su vez, los métodos de InSAR han sido utilizados para aplicaciones topográficas como la producción de Modelos Digitales de Elevaciones (DEMs, por sus siglas en inglés - *Digital Elevation Models*). La generación del ampliamente difundido modelo global SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) es un ejemplo de ello (Rodríguez et al., 2006).

2.4.3. Interferometría de radar

Las imágenes SAR de valores complejos (denominadas SLC, por sus siglas en inglés - *Single Look Complex*) contienen dos tipos de información: la fase y la amplitud. La fase se refiere a la porción de un ciclo completo de la onda emitida por el instrumento que es censada de regreso, y representa la distancia entre el sensor y la superficie iluminada. La amplitud, en cambio, representa la intensidad de la señal retrodispersada de regreso al sensor, y permite inferir diversas propiedades físicas de la superficie (Lu et al., 2018). Cuando se trabaja con imágenes SLC de un mismo sitio, pero adquiridas en diferentes momentos, se puede generar un interferograma complejo. Esto consiste en la generación de un mapa, basado en la estimación pixel a pixel de los cambios en la amplitud y la fase

retrodispersadas entre ambas observaciones y se expresa según (Franceschetti y Lanari, 2018):

$$(C_2 C_1) = A_1 A_2 e^{i(\Phi_2 - \Phi_1)} \quad (1)$$

siendo C la imagen de valores complejos, A la amplitud, y Φ la fase. Los subíndices 1 y 2 refieren a la imagen más antigua y la más nueva, respectivamente; e representa el número de Euler; i representa un número imaginario ($i = \sqrt{-1}$).

La interferometría de radar (InSAR) se centra en la estimación de las diferencias de fase entre imágenes de valores complejos adquiridas en diferentes tiempos y/o desde distintas posiciones orbitales. Entre las configuraciones posibles, la interferometría de paso repetido (en inglés, *Repeat-pass Across Interferometry*) es la más destacada, y representa a aquellas imágenes adquiridas en distintos momentos y desde distintas posiciones orbitales (Goldstein, 1995).

Teniendo en cuenta la distancia entre el sensor y la superficie iluminada en ambas imágenes, la fase interferométrica (Φ) de cada imagen puede ser estimada según (Pepe y Caló, 2017):

$$\Phi = -\frac{4\pi}{\lambda} * B * \text{sen}(\theta - \alpha) = \frac{4\pi}{\lambda} * B_{\parallel} \quad (2)$$

donde B es la línea de base espacial entre imágenes; λ es la longitud de onda; θ es el ángulo de observación del sensor; y α es el ángulo de inclinación lateral. La línea de base espacial es un aspecto clave en la construcción de sistemas interferométricos de dos imágenes. Esta representa la separación en el espacio entre ambas adquisiciones y puede ser descompuesta en una línea de base paralela (B_{\parallel}) y una línea de base perpendicular (B_{\perp}) (Fig. 2.5). A la vez, la línea de base temporal (B_{temp}) representa la separación temporal entre ambas adquisiciones (Pepe y Caló, 2017).

La sensibilidad del sistema interferométrico ante posibles distorsiones geométricas en el procesamiento, va a estar directamente determinada por el parámetro B_{\perp} , conformado a partir de la geometría del par de imágenes utilizado (Fig. 2.5). Para ello, se define a la

línea de base crítica como aquella que maximiza la resolución espacial de los productos sin comprometer la precisión de sus estimaciones, y se expresa según (Pepe y Caló, 2017):

$$B \perp_{crit} = \lambda * \frac{Br}{c} * D * \tan(\theta - \delta) \quad (3)$$

donde $B \perp_{crit}$ representa a la línea de base crítica; Br es el rango de frecuencia óptimo de emisividad de pulsos de microondas; c es la velocidad de la luz; D es la distancia lineal entre el sensor y el punto de la superficie terrestre iluminado (Fig. 2.5); δ es la pendiente del terreno. Sin embargo, el último término de esta ecuación puede representarse utilizando solamente el valor referido al ángulo de observación del sensor (θ).

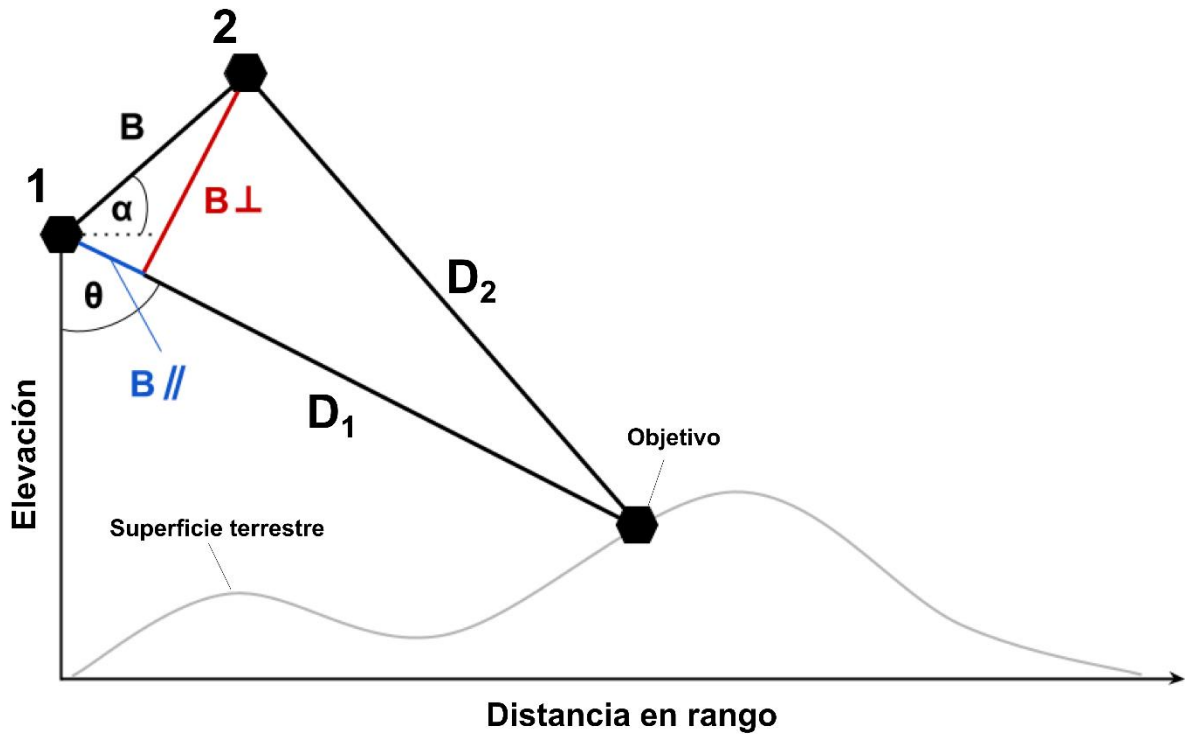


Figura 2.5. Configuración geométrica esquemática de un sistema InSAR para un punto objetivo de la superficie terrestre. 1 y 2 representan a la imagen más antigua y a la más nueva, respectivamente. D representa a la distancia inclinada entre el sensor y el objetivo. Fuente: redibujado a partir de Pepe y Caló (2017).

El rendimiento de un par interferométrico suele estimarse a partir del parámetro conocido como altura de ambigüedad ($Z_{2\pi}$). Esta representa al cambio en la topografía real del terreno, es decir en la distancia sensor-superficie, que puede ser estimado por un ciclo completo (2π) de fase interferométrica (Pepe y Caló, 2017). En otras palabras, desniveles

topográficos menores a la altura de ambigüedad no podrán ser estimados, representando, de manera indirecta, la resolución altimétrica del sistema. Partiendo de la ecuación 2, y de lo expuesto en la Figura 2.5, la altura de ambigüedad se estima según:

$$Z_{2\pi} = \frac{4\pi * B \perp}{\lambda * D * \text{sen}(\theta)} \quad (4)$$

La coherencia interferométrica (γ) representa la correlación en la energía retrodispersada entre ambas imágenes de un par interferométrico (Fielding et al., 2005). Basándose en la ecuación 1, esta puede ser expresada según (Rosen et al., 1996):

$$\gamma = \frac{|C_1 C_2|}{\sqrt{|C_1|^2 * |C_2|^2}} \quad (5)$$

donde C_1 y C_2 son las imágenes de valores complejos (SLC) más antigua y más nueva, respectivamente. La coherencia también resulta una magnitud compleja, cuyo módulo indica la correlación entre adquisiciones. Esta es estimada, para un par de imágenes, en una escala de pixel a pixel y sus valores oscilan entre 0 y 1. Un valor de 0 indica un cambio total entre las propiedades de retrodispersión de las imágenes, mientras que un valor de 1 indica una correlación total entre estas propiedades (Rosen et al., 1996).

Cuando la superficie observada presenta cambios temporales, la señal retrodispersada se modifica y causa una disminución en los valores de coherencia, llamada decorrelación. De acuerdo con Zebker y Villasenor (1992) la coherencia interferométrica presenta tres factores principales de decorrelación: de ruido térmico (γ_N), geométrica (γ_G), y temporal (γ_T).

La decorrelación de ruido térmico se determina por la tasa de señal-ruido (*Signal-to-Noise Ratio*, SNR) propia del sistema radar. En la interferometría de paso repetido, ambas señales son censadas por la misma antena en momentos distintos. De esta manera, la variación del ruido térmico se asume como equivalente para las dos imágenes y, por tanto, esta no añade una fuente de decorrelación (γ_N) al momento de la estimación de la coherencia.

La decorrelación geométrica está determinada por la variación en el ángulo de observación (θ) de un mismo pixel de la superficie terrestre en ambas adquisiciones. De esto se desprende que la γ_G es altamente dependiente del último término comprendido en la estimación de la línea de base perpendicular crítica ($B_{\perp crit}$) (ver ecuación 3). De esta manera, si la línea de base perpendicular (B_{\perp}) de un par interferométrico supera este umbral crítico, se genera una decorrelación total en el sistema (Bamler y Hartl, 1998).

Por último, la decorrelación temporal se encuentra siempre presente en la interferometría de paso repetido y es altamente dependiente de la línea de base temporal (B_{temp}). Esta técnica, al basarse en la utilización de imágenes adquiridas en tiempos distintos, no puede evitar este factor de pérdida de coherencia. Esta decorrelación está mayoritariamente generada por cambios en la geometría, la estructura o las propiedades dieléctricas de la superficie observada (Bamler y Hartl, 1998). Como regla general, γ_T tiende a incrementarse conforme aumenta la separación temporal entre ambas adquisiciones de un par interferométrico (Zebker y Villasenor, 1992).

Una vez que un par de imágenes presenta niveles de coherencia adecuados, es posible estimar, entre otros productos interferométricos, la topografía de la superficie terrestre. Reescribiendo la ecuación 2 y teniendo en cuenta la estimación de la altura de ambigüedad (ver ecuación 4), la fase interferométrica (Φ) también puede expresarse según:

$$\Phi = -\frac{4\pi}{\lambda} * B * \text{sen}(\theta - \alpha) - \frac{4\pi}{\lambda} * \frac{B_{\perp}}{D * \text{sen}(\theta)} * Z \quad (6)$$

donde Z representa la elevación topográfica de un punto objetivo de la superficie terrestre (Fig. 2.5) (Pepe y Caló, 2017). Esta ecuación presenta dos términos; el primero de ellos representa la distancia sensor-superficie si se considerara un modelo idealizado de tierra plana (sin rasgos topográficos); el segundo, contiene la información referida a los desniveles topográficos propios de la superficie terrestre iluminada. Finalmente, la ecuación 6 puede reescribirse, sin tener en cuenta la contribución de la “tierra plana” a la retrodispersión de fase y permitiendo estimar el término correspondiente a la elevación topográfica del terreno (Z), según (Pepe y Caló, 2017):

$$Z = \frac{D * \text{sen } \theta}{B \perp} * B \parallel \quad (7)$$

2.4.4. Plataformas VANT y aerofotogrametría SFM

En los últimos años, la irrupción de una nueva generación de herramientas de teledetección, en conjunto con el avance de los sistemas de geoposicionamiento de campo tales como los sistemas diferenciales (GPS/GNSS), han permitido un gran desarrollo en los estudios topográficos y geomorfológicos (Westoby et al., 2012). Entre estas herramientas se destacan los sensores LiDAR (Rosser et al., 2005) y la fotogrametría digital (Westaway et al., 2000). Sin embargo, el paquete de técnicas con mayor potencial se vincula a la adquisición de datos aerofotogramétricos remotos mediante vehículos aéreos no tripulados (VANTs), comúnmente denominados drones (Matthews, 2008). El reciente avance en el desarrollo y el acceso a los VANTs, así como en la calidad de las cámaras aerotransportadas, transformó a estas herramientas en plataformas muy recomendadas para el desarrollo de la aerofotogrametría y sus aplicaciones topográficas derivadas (Turner et al. 2012).

En conjunto con las mejoras técnicas en estas plataformas, se promovieron avances en herramientas relacionadas con el procesamiento de los datos. La técnica SFM (*Structure-for-motion*) se basa en la triangulación de datos fotogramétricos y en la aplicación de algoritmos de extracción automática sobre pares de fotografías con cierto grado de solapamiento horizontal y/o vertical (Chandler, 1999). De esta manera, SFM se basa en el principio de la estereoscopia fotogramétrica, permitiendo la generación de estructuras tridimensionales a partir de una serie de imágenes con cierto grado de superposición o solapamiento. Así, se mantiene un concepto fundamental de la fotogrametría clásica, el cual radica en que la calidad de los productos topográficos obtenidos es directamente dependiente de la resolución de las imágenes adquiridas (James et al., 2019). Sin embargo, difiere de la fotogrametría convencional ya que tanto la geometría de las imágenes como la

posición y la orientación de la cámara, son resueltas automáticamente mediante algoritmos específicos de ajuste (Snavely et al., 2008).

A partir de esto, la potencialidad de la aerofotogrametría SFM se basa en la aplicación de algoritmos de comparación de imágenes que permiten reconocer rasgos de la superficie terrestre de manera automática. Estos se basan en una aproximación multifocal, a partir de la cual la redundancia en las adquisiciones garantiza cambios en el punto de vista, en la escala de la imagen, en el ángulo de adquisición de la fotografía y en la resolución de la misma, reduciendo así los errores asociados a la reconstrucción SFM (Mancini et al., 2013). Por lo tanto, la mayor potencialidad se obtiene con un gran volumen de imágenes que presenten un elevado grado de superposición horizontal y/o vertical, y captadas desde diversas posiciones y/o ángulos, permitiendo capturar por completo la estructura tridimensional de la superficie censada (Westoby, 2012).

Sumado a esto, los sensores inerciales y de geoposicionamiento dispuestos en las plataformas VANT, garantizan la reconstrucción de la geometría de las imágenes tomadas a campo durante el pos-proceso de las mismas (Hutton y Mostafa, 2005). Asimismo, la disponibilidad de datos topográficos de alta precisión censados a campo mediante equipamiento GPS diferencial (GPS/GNSS) aumenta la precisión de los productos notablemente (James et al., 2019). Finalmente, un adecuado plan de vuelo en lo que respecta a la configuración vertical de las adquisiciones, la altura nominal del vuelo, el grado de superposición de los fotogramas, y la distancia de captura entre imágenes, entre otros parámetros, permite la obtención de productos aerofotogramétricos de alta calidad (Pepe et al., 2022).

Las principales ventajas de este tipo de técnicas radican en su aplicación relativamente sencilla y de bajo costo operacional; el procesamiento sencillo y flexible de los datos mediante la utilización de algoritmos automáticos de detección a través de softwares de interfaz gráfica amigable; la capacidad de aplicación para un gran número de plataformas VANT y cámaras aerotransportadas; la detección automática de rasgos del terreno mediante nubes de puntos densas que permiten reconstrucciones de alta calidad; y

la elevada resolución espacial y precisión altimétrica de los productos derivados (James et al., 2019).

De esta manera, el procesamiento de datos aerofotogramétricos SFM adquiridos mediante sensores fotográficos montados en plataformas VANT ha sido extensamente utilizado, con diversas aplicaciones en geociencias (Cook, 2017; Iglhaut et al., 2019; Brunetta et al., 2021; Martínez-Fernández et al., 2022) y particularmente en ambientes costeros (Mancini et al., 2013; Laporte-Fauret et al., 2020; Clark et al., 2021; Gonçalves et al., 2021). En zonas costeras, estas técnicas ofrecen la posibilidad de relevamientos rápidos, de alta precisión y resolución, y con un tratamiento simplificado de los datos, determinando así la capacidad para un monitoreo en tiempo cuasi real de estos ambientes (Sturdivant et al., 2017).

2.4.5. Índices espectrales

Los sensores multiespectrales permiten registrar la intensidad de la energía reflejada o emitida por la superficie terrestre en diferentes porciones del espectro electromagnético (Navalgund et al., 2017). El análisis de las características radiométricas y espectrales de la energía reflejada, organizada en porciones (bandas) discretas (no contiguas) del espectro, permite determinar diversas propiedades físicas y químicas de la superficie terrestre (Richardson y Wiegand, 1977). A su vez, la cantidad de energía reflejada, absorbida o transmitida varía entre los diversos objetos y rasgos presentes en la superficie, dependiendo de su material y de su condición. Incluso para un mismo tipo de objetos la proporción de energía reflejada, absorbida o transmitida varía respecto de distintas longitudes de onda (Baret y Guyot, 1991).

A partir de esto, es posible determinar la respuesta de diversos objetos, materiales o coberturas de la superficie, permitiendo construir su firma espectral característica (Petropoulos y Kalaitzidis, 2012). Como ejemplo de esto, la vegetación, de manera general, presenta altos niveles de absorción en las porciones roja ($\lambda = 620 - 750 \text{ nm}$) y azul ($\lambda = 450 - 495 \text{ nm}$) del espectro, por parte de los pigmentos fotosintéticamente activos. A su

vez, esta presenta un máximo de reflectancia en el rango del verde ($\lambda = 495 - 570$ nm). Sin embargo, la vegetación presenta su mayor nivel de reflectancia en la región del infrarojo cercano ($\lambda = 700 - 1,400$ nm) (Gausman et al., 1974). Estos máximos de reflectancia y absorbancia pueden verse modificados según el estado fenológico de la vegetación y, por tanto, del contenido de pigmentos fotosintéticamente activos (Gates et al., 1965). El suelo, en cambio, presenta una firma espectral más homogénea. Esta suele estar caracterizada por un incremento gradual en la reflectancia conforme se incrementa la longitud de onda (Lynch et al., 2020). El contenido de humedad, la textura, la mineralogía, y el contenido de materia orgánica modifican la reflectancia del suelo (Richardson y Wiegand, 1977).

Los índices espectrales son expresiones matemáticas que utilizan las propiedades emergentes de las firmas espectrales típicas de distintos objetos o rasgos, con el objetivo de identificar diversas características de la superficie (Lynch et al., 2020). Estos índices han sido profusamente utilizados en el campo de la teledetección, presentando aplicaciones diversas en los estudios geológicos, geomorfológicos y urbanos (Ghazali et al., 2020, Laporte-Fauret et al., 2020; Malavasi et al., 2021; Tahsin et al., 2021; Sunarta y Saifulloh, 2022; Scardino et al., 2023; entre otros).

2.5. CAMBIOS EN LA LÍNEA DE COSTA Y HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS

Los sistemas de barrera representan uno de los paisajes costeros, histórica y actualmente, más demandados por la actividad turística, siendo sujetos a procesos intensivos de urbanización (Schlacher et al., 2008). La erosión costera se presenta como un proceso que impacta a las zonas urbanas desarrolladas sobre ambientes de barrera a escala global (De Oliveira et al., 2019; Simões et al., 2022). De esta manera, el retroceso de la línea de costa afecta a las playas como espacios clave en las economías basadas en el turismo. Esto deriva en impactos socio-económicos tales como la destrucción de infraestructura, la fragmentación del paisaje, la pérdida de valor recreacional de las playas y

diversas incidencias económicas para el sector turístico y las comunidades costeras (Esteves, 2004; Mentaschi et al., 2018).

Los cambios en el uso y en las coberturas del suelo se encuentran entre los principales impactos antrópicos en las costas a escala global, siendo la forestación de dunas y la implantación de coberturas urbanas dos de los más destacados (Clark, 1997; Gao et al., 2020; Sterzel et al., 2020). Diversos autores han vinculado estos cambios en el uso del suelo con la erosión de playas urbanas. El-Khalidi et al. (2022) reconocieron la alternancia de sectores erosivos y acumulativos en playas de Marruecos, en relación a procesos de forestación de dunas y de urbanización costera. Rangel-Buitrago et al. (2015) identificaron, para el Caribe colombiano, zonas sujetas a erosión costera inducida por la urbanización y la eliminación de los manglares nativos. A partir de esto, algunos autores sugieren, como estrategia de manejo, la restricción de diversos usos del suelo y actividades en sectores afectados por ritmos erosivos severos (Coca y Ricaurte-Villota, 2022), al tiempo que los estudios relacionados con la erosión costera se presentan como una herramienta prioritaria en la postulación de políticas costeras.

Las herramientas de teledetección basadas en la interpretación de datos satelitales y aerofotogramétricos han sido muy utilizadas con el objetivo evaluar cambios históricos en la posición de la línea de costa a escala global (Scarelli et al., 2017; Gracia et al., 2018; Williams et al., 2018; Sowmya et al., 2019, entre otros). Esto ha permitido, por un lado, interpretar la alternancia espacial de sectores erosivos y acumulativos para costas no interrumpidas (Viridis et al., 2012; Jana et al., 2016; Carvalho et al., 2020; Guimaraes-Santos et al., 2021; Zanchi-Watanabe et al., 2023) y, por otro lado, los cambios temporales en las tasas de retroceso o avance de la línea de costa (Stive et al., 2002; Fletcher et al., 2003; Pianca et al., 2015; Turner et al., 2016; Bitencourt et al., 2020; Dillenburg et al., 2020; Vallarino-Castillo et al., 2022).

La definición idealizada de la línea de costa se asocia a la interfaz física entre la tierra y el agua (Dolan et al., 1980). A pesar de su aparente simplicidad, el dinamismo de los

ambientes costeros determina que la delimitación de este factor sea compleja en la práctica, a partir de la variabilidad continua en su posición (Albuquerque et al., 2013). Las técnicas para su identificación se basan en la obtención de datos de distintas fuentes tales como relevamientos geodésicos, topográficos, catastrales y batimétricos históricos, datos aerofotogramétricos, relevamientos in situ, datos de geoposicionamiento GPS/GNSS, imágenes satelitales (multi e hiper-espectrales, SAR, LiDAR), y video-monitoreos, entre otros (Boak y Turner, 2005).

Estos datos son procesados para la extracción posicional de la línea de costa mediante el uso de indicadores, los cuales se definen como rasgos utilizados para representar la posición “verdadera” de la interfaz tierra-agua (Moore, 2000). A la vez, se pueden categorizar en tres grandes grupos: 1. rasgos o características visualmente discernibles; 2. Parámetros de extracción automática por medio de análisis multiespectrales; y 3. inferencias basadas en *datums* de mareas (Boak y Turner, 2005).

Los primeros representan rasgos físicos observables, como por ejemplo la línea de la marea alta precedente, el límite seco/húmedo en la arena, el pie de dunas, la línea de inicio de vegetación en el perfil de playa, o la línea de detritos alcanzada en mareas extraordinarias de tormentas, entre otros (Moore, 2000). Los segundos, se basan en la aplicación de técnicas de procesamiento geomático que permiten extraer características indirectas de la costa a partir del procesamiento automático de datos digitales multiespectrales (Vos et al., 2019). Por último, los indicadores basados en *datums* de mareas están determinados por la posición topográfica que determina la intersección del perfil de playa con una elevación específica. Esta elevación se define por los componentes de marea de un área particular, como por ejemplo la marea alta media o el nivel medio del mar (Boak y Turner, 2005).

Todas estas técnicas son utilizadas para definir la posición instantánea de la línea de costa, siendo la posición de la interfaz tierra-agua en un determinado espacio y tiempo de observación. Dado el dinamismo de estos ambientes, esta no debe ser contemplada como representativa de situaciones “normales” o “promedio”. A partir de esto algunos autores

sugieren, para el análisis de su evolución de medio y largo plazo, contar con al menos 20 o 30 años de datos, con delimitaciones tomadas cada 10 años aproximadamente (Boak y Turner, 2005).

El software DSAS (por su sigla en inglés *Digital Shoreline Analysis System*) se presenta como una herramienta de código abierto ampliamente utilizada para el análisis de procesos de erosión/acumulación costera. Este permite, mediante su integración en la interfaz gráfica del software Esri Geographic Information System (ArcGIS), estimar tasas estadísticas de cambio de la posición de la línea de costa (Himmelstoss et al., 2018). De esta manera, procura integrar en el análisis a las series temporales de datos provenientes de diversas fuentes como imágenes satelitales, fotografías aéreas o datos de campo, entre otros. A partir de su practicidad conceptual y computacional, ha sido aplicado a una gran variedad de ambientes costeros a escala global (Albuquerque et al., 2013; Rangel-Buitrago et al., 2015; Abreu et al., 2016; Santos y Bonetti, 2018; Mishra et al., 2020; Villate-Daza et al., 2020; Martínez et al., 2022). El DSAS ha sido aplicado recientemente en Argentina para el estudio de costas de ambientes fluviales o mixtos del Estuario del Río de la Plata (Cellone et al., 2016; Bacino et al., 2020; López y Cellone, 2022), y para el sector acantilado del litoral atlántico de la provincia de Buenos Aires (Billet et al., 2023; Mojica et al., 2022).

Finalmente, la combinación de estas técnicas permite la identificación de *hotspots erosivos* (HSE). Estos son definidos conceptualmente por Kraus y Galgano (2001) como aquellos sectores de costa rectilínea y no interrumpida que se erosionan a un ritmo más acelerado que sus playas vecinas. Estos pueden ser cuantificados a partir de diversas magnitudes como el ancho de playa, el volumen sedimentario, o la profundidad batimétrica mínima en los sistemas de barras sumergidas (Isla et al., 2001). Viridis et al. (2012) identificaron la alternancia de sectores con condiciones acumulativas y fuertemente erosivas para un frente costero lineal de 18 km en Cerdeña, Italia, para el período 1955-2010. Domínguez et al. (2005) documentaron, para una costa lineal de 23 km en el sur de España, el cambio gradual de sectores con comportamiento acumulativo a fuertemente erosivo para

el período 1956-2021. Otros casos de hotspots erosivos han sido reconocidos para sectores costeros de Argentina (Isla y Cortizo, 2023), Brasil (Guimaraes-Santos et al., 2021), Chile (Martínez et al., 2022); Colombia (Rangel-Buitrago et al., 2015), Costa Rica (Barrantes y Ortega, 2023), Ecuador (Nativí et al., 2021), México (Delgadillo et al., 2014), Panamá (Vallarino-Castillo et al., 2022), Puerto Rico (Barreto et al., 2019), y Uruguay (Gutiérrez et al., 2016), entre otros.

2.6. EL MÉTODO DE LA CURVA NÚMERO DE ESCORRENTÍA

Uno de los aspectos más relevantes del avance urbano sobre ambientes naturales es el establecimiento de coberturas urbanas impermeables. En los sistemas de barreras costeras, este cambio en el uso y en las coberturas del suelo causa un mayor impacto, ya que promueve la eliminación del sustrato arenoso permeable. En las cuencas urbano-costeras con un elevado grado de impermeabilización, la infiltración natural de las precipitaciones en el perfil de suelo tiende a reducirse casi por completo, incrementando los excesos hídricos superficiales durante episodios de tormentas (Figlus y Song, 2019). Asimismo, los caudales de escurrimiento o escorrentía superficial representan pérdidas en la recarga de los acuíferos costeros superficiales (Barrineau y Kana, 2019). Se han identificado sectores costeros de barrera donde el incremento en la urbanización ha duplicado los caudales de escorrentía al tiempo que disminuyó la recarga de los acuíferos (Mushtaha et al., 2019).

En los sistemas de barrera, los desagües pluviales urbanos suelen estar canalizados hacia los sectores topográficamente más bajos, evitando así la necesidad de sistemas de bombeo. Estos sectores se encuentran representados por las playas, las cuales reciben importantes caudales de escorrentía que generan escarpas y canales transversales (Barrineau y Kana, 2019). Estos episodios representan pérdidas sedimentarias de diversa magnitud, las cuales inducen la erosión costera (Isla y Garzo, 2023). Rahimi et al. (2020) consideran que el impacto del escurrimiento superficial sobre ambientes costeros será

exacerbado, a partir del cambio climático, en aquellas regiones con incrementos proyectados en las precipitaciones.

El Método de la Curva Número de Escorrentía, originalmente desarrollado por el *Soil Conservation Service* (actualmente NRCS) de los Estados Unidos (SCS, 1964), permite estimar un índice que describe la respuesta de un determinado suelo al escurrimiento superficial, basándose en sus propiedades hídricas. Asimismo, se asienta en el principio que establece que, para episodios de lluvias intensas de cierta duración, el escurrimiento superficial solo se da luego de que una determinada cantidad de precipitación ha sido acumulada en el perfil del suelo (NRCS, 2012).

A partir de esto, se presenta, en un primer momento, una retención inicial (RI) determinada por la infiltración del suelo, el almacenamiento subterráneo y las intercepciones en superficie, período durante el cual no hay escurrimiento hídrico superficial. Posteriormente, una vez iniciado el fenómeno de escorrentía, una pequeña porción de lluvia, denominada retención actual (RA), continúa infiltrando en el perfil de suelo. Finalmente, el suelo alcanza un punto de saturación, denominado retención máxima potencial (RMP), a partir del cual la escorrentía acumulada se incrementa de manera directamente proporcional a la precipitación acumulada. Esta relación se establece según (SCS, 1964):

$$\frac{RA}{RMP} = \frac{E}{(PP - RI)} \quad (8)$$

donde, E y PP representan a la escorrentía y la precipitación acumuladas, respectivamente. Todos los parámetros representan magnitudes hidrológicas plausibles de ser estimadas en una unidad común (milímetros, pulgadas, etc.). De esta ecuación se desprende que, una vez iniciado el escurrimiento, toda precipitación adicional se transforma en escorrentía o bien en retención actual, según:

$$RA = PP - RI - E \quad (9)$$

De esta manera, la escorrentía o escurrimiento superficial estará presente siempre y cuando la precipitación tenga un mayor volumen que la retención inicial. Partiendo de esta asunción, el caudal de escorrentía acumulada se puede estimar según (NRCS, 2012).

$$E = \frac{(PP - RI)^2}{PP - RI + RMP} \quad \Leftrightarrow PP > RI$$

$$E = 0 \quad \Leftrightarrow PP < RI$$
(10)

El SCS (1972) ha estimado, mediante un análisis de regresión de datos colectados a campo, que la retención inicial (RI) puede establecerse como aproximadamente el 20% de la retención máxima potencial (RMP). De esta manera, la estimación de la escorrentía acumulada queda determinada, para eventos de precipitación acumulada mayores al 20% de la RMP, según:

$$E = \frac{(PP - 0,2 RMP)^2}{PP + 0,8 RMP} \quad \Leftrightarrow PP > 0,2 RMP$$

$$E = 0 \quad \Leftrightarrow PP < 0,2 RMP$$
(11)

De la ecuación 4, se desprende entonces que el caudal de escurrimiento de un suelo es directamente dependiente de su retención máxima potencial (RMP). Finalmente, es posible determinar el valor de Curva Número de Escorrentía (CN) empírica para un suelo, según:

$$CN = \frac{25400}{254 + RMP} \quad (12)$$

Este parámetro adimensional puede tomar valores entre 0 y 100, siendo los valores cercanos a 0 aquellos relacionados a valores máximos de RMP y por tanto representativos de suelos con infiltración máxima y muy escasa escorrentía. En cambio, valores cercanos a 100 se asocian a suelos con infiltración restringida, caudales máximos de escorrentía y por

tanto valores mínimos de RMP. La figura 2.6 permite interpretar la relación entre la precipitación acumulada (PP) y la escorrentía acumulada (E) para distintos valores de CN empírica, asumiendo que ambas variables son uniformes en toda la superficie de estudio.

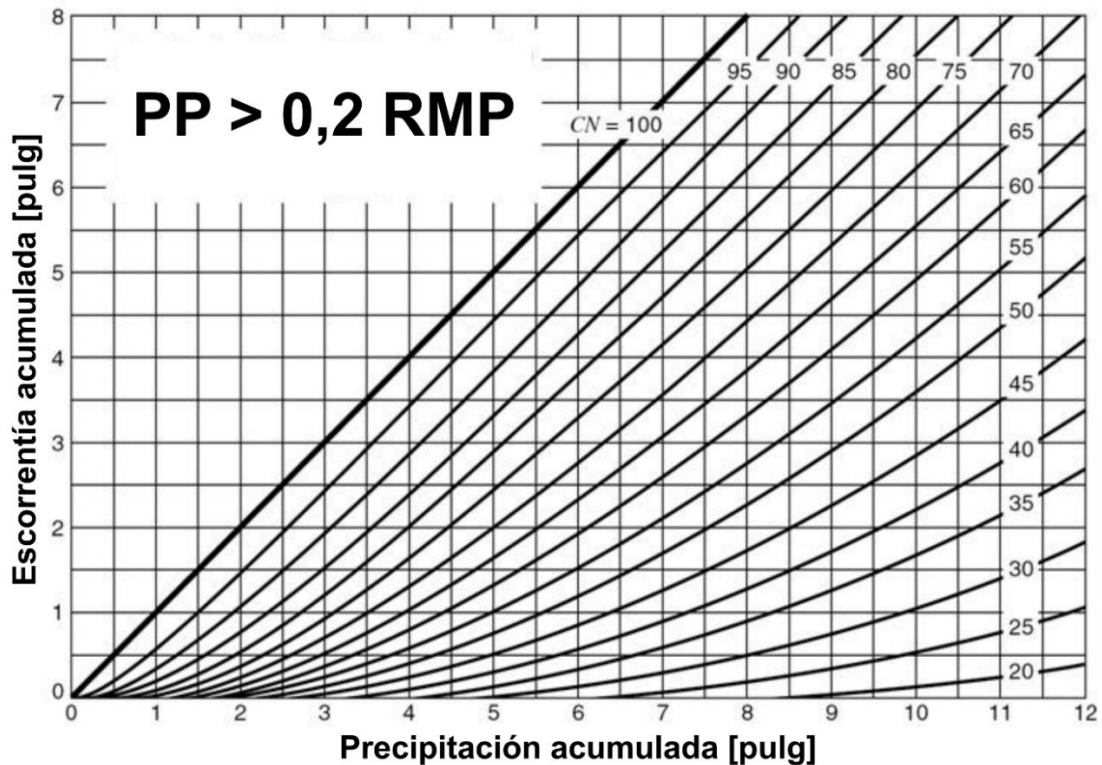


Figura 2.6. Relación entre la precipitación acumulada y la escorrentía acumulada para distintos valores de Curva Número de Escorrentía (CN) empírica. Se asume una precipitación mayor al 20 % de la retención máxima potencial del suelo. Fuente: adaptado de NRCS (2012).

La estimación de la RMP es dependiente de la tasa de infiltración superficial del suelo, de la tasa de transmisión del perfil de suelo, y de la capacidad de almacenamiento hídrico del suelo. De esta manera, el Método de la Curva Número establece 4 parámetros que determinan su estimación: usos y coberturas del suelo (UCS), grupos hidrológicos de suelos (GHS), complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC) y condiciones de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS) (NRCS, 2012), los cuales se describen brevemente a continuación.

2.6.1. Grupos hidrológicos de suelos (GHS)

Partiendo de la clasificación edáfica de suelos basad según criterios taxonómicos, el NCRS (2012) ha categorizado 4 grupos hidrológicos de suelos (GHS) con características particulares: A, B, C y D. Esta categorización se basa en diversos parámetros de infiltración, escurrimiento y respuesta a las precipitaciones (Musgrave, 1955), los cuales son presentados de manera simplificada en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Categorización de suelos en Grupos Hidrológicos de Suelos (GHS) de acuerdo a los criterios propuestos por el Método de la Curva Número de Escorrentía. Fuente: elaboración propia en base a NCRS (2012).

GHS	Infiltración	Profundidad del perfil	Drenaje	Textura de suelo	Transmisión en el perfil	Observaciones
A	Muy Alta Alta	> 90 cm	Excesivamente drenado	Arenoso	Muy alta Alta	Muy bajo potencial de escorrentía. El agua circula libremente por los poros del suelo
			Bien drenado			
B	Moderada	> 90 cm	Bien drenado	Franco arenoso	Moderada	Potencial de escorrentía medio. El contenido de arcillas no restringe la circulación de agua en el perfil del suelo
		50 - 90 cm	Moderadamente bien drenado	Entre franco y franco limoso		
C	Baja	25 - 50 cm Impedimento por capa impermeable	Imperfectamente drenado	Entre franco arcillo-limoso y franco arcilloso	Baja	Potencial de escorrentía medio-alto. Transmisión de agua muy restringida
			Pobrementemente drenado	Entre arcillo-arenoso y arcillo-limoso		
D	Muy baja	< 25 cm	Muy pobrementemente drenados	Arcilloso	Muy baja o nula	Transmisión restringida. Potencial de escorrentía muy elevado

2.6.2. Usos y coberturas del suelo (UCS)

Esta categorización es representativa de las condiciones de superficie, incluyendo usos y prácticas agrícolas, suelo desnudo, cuerpos de agua y superficies urbanas impermeables. El NRCS (2012) ha categorizado diversas situaciones representativas de UCS, permitiendo identificar 4 grandes clases, las cuales se subdividen de acuerdo a situaciones particulares:

- Tierras agrícolas: cultivos de cereales; cultivos de leguminosas; cultivos con barbecho; y suelo desnudo. Esta gran clase también contempla diversas prácticas de manejo tales como los cultivos en terrazas, en hileras, en contorno y prácticas mixtas.
- Pastizales: pasturas, pastizales o forraje continuo en praderas para pastoreo; pastizales continuos en praderas protegidos del pastoreo y cosechados para forraje seco; pastizales enmalezados.
- Forestaciones artificiales y bosques. Bosques naturales e implantados, con o sin pastoreo, bosques mixtos de especies leñosas y arbustivas, bosques sujetos a incendios.
- Coberturas urbanas: Calles asfaltadas, compactadas, de grava o de tierra, áreas de desarrollo edilicio compacto, espacios verdes, superficies impermeables, distritos urbanos de diversa densidad de desarrollo y ocupación del suelo.

2.6.3. Complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC)

Estos complejos son conformados por las diferentes combinaciones posibles de grupos hidrológicos de suelos (GHS) con sus respectivos usos y coberturas del suelo presentes en superficie (UCS). Finalmente, los valores de Curva Número de Escorrentía (CN) empírica son estimados para estos complejos. A modo de ejemplo, un complejo conformado por un pastizal con una cobertura mayor al 75% y un suelo del grupo A (arenoso, alta infiltración, bajo potencial de escorrentía) presentará un valor de CN de 39. Sin embargo, el mismo complejo asociado a un suelo de grupo D (arcilloso, muy baja

infiltración, potencial de escorrentía muy elevado) presentará un valor de CN de 80 (NRCS, 2012).

2.6.4. Condiciones de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS)

Este factor permite interpretar la variabilidad en los valores de CN empíricos estimados para los distintos CHSC. Esta variabilidad es dependiente de la duración y la intensidad de las precipitaciones, las condiciones de humedad del suelo, la densidad de cobertura en superficie, y la temperatura, entre otros factores. Estas condiciones son contempladas en el parámetro CEAS, el cual se divide en tres clases: CEAS1 para condiciones secas; CEAS2 para condiciones promedio; y CEAS3 para condiciones húmedas. Siguiendo con el ejemplo anteriormente planteado, un valor de CN de 39 bajo CEAS2, presentará valores de 21 y 59 para CEAS1 y CEAS3, respectivamente (NRCS, 2012).

2.6.5. Estimación de la curva número empírica

De esta manera, el valor de CN empírica se puede calcular a partir de relaciones que contemplan todas las combinaciones posibles de los cuatro factores descriptos (GHS, CUS, CHSC y CEAS). Para una superficie con un complejo hidrológico suelo-cobertura homogéneo, este valor se calcula a partir de tablas¹, permitiendo posteriormente estimar la retención máxima potencial del suelo (RMP; ver ecuación 5) y el volumen de escorrentía acumulada para un evento determinado de precipitación (ver ecuación 4). Sin embargo, cuando una superficie presenta una combinación de diversos complejos hidrológicos, es posible estimar la CN ponderada según la fórmula (NCRS, 2012):

$$CN_p = \frac{\sum_{i=1}^n CN_{CHSCi} * \% Sup_{CHSCi}}{100} \quad (13)$$

¹ Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall. Capítulo 10. National Engineering Handbook, Part 630, Hidrology. National Resources Conservation Service (NCRS). Disponible en: <https://www.hydrocad.net/neh/630ch10.pdf> [última visita: 17/04/24].

donde la curva número ponderada (CN_p) es resultante de la proporción de cada complejo hidrológico suelo cobertura (CHSC) en el total del área de estudio y de su valor de CN unitario.

2.6.6. Curva número para zonas urbanas

Si bien el parámetro CN fue inicialmente desarrollado para su estimación sobre suelos agrícolas, pastizales, bosques o áreas naturales, Brakensiek et al. (1981) y Rawls et al. (1981) desarrollaron un ajuste sobre el método para permitir su aplicación sobre espacios urbanos. Para ello, se asume que las superficies permeables en zonas urbanas presentan un valor de CN equivalente un pastizal con una cobertura mayor al 75% del suelo, y que las superficies impermeables representan un valor máximo de CN de 100. De esta manera, la estimación para zonas urbanas se simplifica a partir de la siguiente expresión:

$$CN_c = CN_{perm} + \left[\frac{\% Sup imp}{100} * (100 - CN_{perm}) \right] \quad (14)$$

siendo el valor de curva número compuesta para zonas urbanas (CN_c) determinada por el valor de curva número de los sectores permeables (CN_{perm}) y el porcentaje de superficie del sector de estudio correspondiente a coberturas impermeables ($\%Sup imp$), las cuales se asumen representadas por un valor de CN equivalente a 100 unidades.

CAPÍTULO 3

ÁREA DE ESTUDIO

3.1. INTRODUCCIÓN

El objetivo de este capítulo radica en describir ciertos aspectos relevantes, de escala local y regional, referidos al área de estudio: el sector de barrera del municipio de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires, Argentina. Para ello, se tuvieron en cuenta aspectos históricos, socio-demográficos (dinámica poblacional, estadísticas turísticas, trazado y geoespacialidad de núcleos urbanos, entre otros) y físico-naturales (geomorfología, hidrogeología, edafología, climatología, entre otros). De esta manera, a partir de métodos basados en la estadística descriptiva y en el análisis de datos geoespaciales y archivos documentales históricos, se brindan las bases analíticas que serán utilizadas en los siguientes capítulos de esta tesis.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Con el objetivo de analizar los diversos aspectos socio-demográficos y físico-naturales considerados, se llevó adelante un análisis exhaustivo de publicaciones científicas y bibliografía específica, series estadísticas y bases de datos geoespaciales de acceso abierto. Esto permitió la obtención y el procesamiento de datos bajo tres formatos principales: 1. datos estadísticos, conteniendo información de estadísticas descriptivas y series de tiempo; 2. datos vectoriales, representando información geoespacial con formato de polígonos, líneas o puntos; y 3. datos ráster, representando información geoespacial bajo grillas de datos. Los datos geoespaciales fueron obtenidos mediante enlaces de descarga o bien mediante servidores WFS (*Web Feature Service*) y WMS (*Web Map Service*) disponibles, según fueran datos vectoriales o ráster respectivamente. Asimismo, los datos procesados representaron dos escalas de análisis distintas: local (municipio de Villa Gesell) y regional (sudeste de la provincia de Buenos Aires).

El análisis de los datos permitió generar cartografía temática, mapas derivados, y representaciones tabulares. Las bases de datos utilizadas para la obtención de estos productos se presentan en la tabla 3.1. A su vez, la información obtenida fue complementada con reconocimientos *in situ* llevados a cabo, entre marzo de 2021 y febrero de 2024, durante las tareas de campo realizadas para esta tesis.

Tabla 3.1. Tipo, escala y fuente de los datos utilizados para la descripción del área de estudio.

Aspecto	Tipo de dato	Escala de análisis	Fuente
Ubicación del área de estudio Límites administrativos	Vectorial	Local Regional	IGN ¹
Trazado, subdivisión y parcelamiento urbano	Vectorial	Local	IGN GeoARBA ²
Viviendas	Tabular	Local	POM-21 ³
Accesos y red vial municipal	Vectorial Estadístico	Local Regional	IDEBA ⁴ POM-21
Infraestructura de servicios básicos	Vectorial Estadístico	Local Regional	GeoARBA POM-21 Juárez et al. (2017)
Dinámica demográfica	Estadístico	Local Regional	INDEC ⁵ DPEBA ⁶
Afluencia turística Plazas de alojamiento Estacionalidad turística	Estadístico	Local Regional	STVG ⁷ PFETS ⁸ SDE ⁹ EOH ¹⁰
Topografía	Ráster	Regional	IGN ¹¹

¹ Catálogo de capas SIG del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGoespacial/> [última visita: 16/12/23].

² Infraestructura de Datos Espaciales de la Agencia de Recaudación de la Provincia de Buenos Aires (ARBA). Disponible en: <https://www.arba.gov.ar/geoarba/inicio.asp> [última visita: 11/11/23].

³ Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell Año 2021. Aprobado por Ord. N° 3138/21 y por Resol. 161/23 MGGP PBA. Disponible en: <https://www.gesell.gob.ar/> [última visita: 3/1/24].

⁴ Servicio WFS de IDEBA (Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Buenos Aires). Disponible en: <https://ideba.gba.gob.ar/> [última visita: 12/1/24].

⁵ Estadísticas de Censos Nacionales disponibles del Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/> [última visita 14/2/24].

⁶ Estadísticas de la Dirección Provincial de Estadística de la Provincia de Buenos Aires (DPEBA). Disponible en: <http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/> [última visita: 14/2/24].

⁷ Datos aportados por la Secretaría de Turismo del municipio de Villa Gesell (STVG).

⁸ Anuarios del Plan Federal Estratégico de Turismo Sustentable (PFETS). Dirección Nacional de Mercados y Estadística, Subsecretaría de Desarrollo Estratégico, Ministerio de Turismo y Deportes de la Nación. Disponible en www.turismo.gob.ar [última visita: 20/10/23].

⁹ Estacionalidad en el Turismo. Ministerio de Turismo y Deportes de la Nación Disponible en: https://tableros.yvera.tur.ar/recursos/biblioteca/estacionalidad_turismo.pdf [última visita: 20/10/23].

¹⁰ Encuesta de Ocupación Hotelera. Ministerio de Turismo y Deportes de la Nación Disponible en: <https://www.yvera.tur.ar/sinta/informe/info/encuesta-de-ocupacion-hotelera-eoh> [última visita: 20/10/23].

¹¹ Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina (MDE-Ar) del IGN. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Introduccion> [última visita: 05/01/24].

Ecorregiones	Vectorial	Regional	IDERA ¹²
Geología	Ráster	Regional	Ramos (1999) Violante et al. (2001)
Estratigrafía	Ráster	Regional	Scalise y Schnack (2007)
Geomorfología	Ráster	Regional	Violante et al. (2001)
Hidrogeología	Ráster	Regional	Parker y Violante (1990)
Suelos	Ráster	Regional	INTA ¹³
Clima	Vectorial Ráster	Regional	SMN ¹⁴ Beck et al. (2023) ¹⁵
Flora	Estadístico	Regional	Celsi (2016) Marcomini et al. (2017)
Áreas protegidas	Vectorial	Local	DMAVG ¹⁶

Por su parte, el análisis del devenir histórico del municipio de Villa Gesell fue llevado a cabo utilizando documentos históricos, material de archivo, registros fotográficos y catastrales, y bibliografía específica. Estos datos fueron brindados oportunamente por el Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

El procesamiento de los datos geoespaciales (vectorial y ráster) y la generación de la cartografía derivada fueron realizados mediante la interfaz gráfica del software QGIS¹⁷ (QGIS, 2022). Los datos correspondientes a cartografía presente en la bibliografía de consulta fueron digitalizados, georeferenciados y ortorectificados mediante la utilización de este mismo software, obteniendo mapas ráster equivalentes. Asimismo, la imagen satelital de base presentada en todos los productos cartográficos de este capítulo corresponde a la imagen base de Google Earth Service para QGIS. Los gráficos resultantes de las series estadísticas fueron confeccionados mediante diversas librerías de Python¹⁸ (Python, 2023).

¹² Servicio WFS de IDERA (Infraestructura de Datos Espaciales de la República Argentina). Disponible en: <https://www.idera.gob.ar/> [última visita: 8/1/24].

¹³ Cartas de Suelos del Instituto de Tecnología Agropecuaria (INTA) a escala 1:50.000. Disponibles en: <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/> [última visita: 11/05/23].

¹⁴ Atlas Climático de la República Argentina del Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Disponible en: <https://www.smn.gob.ar/clima/atlasclimatico> [última visita: 6/1/24]

¹⁵ Clasificación climática global de Köppen-Geiger para condiciones históricas y futuras. Disponible en: <https://www.gloh2o.org/koppen/> [última visita: 9/1/24]

¹⁶ Datos aportados por el municipio de Villa Gesell a partir de la Ordenanza N° 1994/04 del Programa Estratégico de Manejo de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí.

¹⁷ Software QGIS v 3.8.2. Disponible en: <https://qgis.org/es/site/> [última visita: 10/1/24].

¹⁸ Lenguaje de programación Python v 3.11.3. Disponible en: <http://www.python.org> [última visita: 8/1/24].

2.3. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El municipio de Villa Gesell se ubica en el sector septentrional del litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires, Argentina, comprendiendo una superficie aproximada de 160 km² y representando una extensión lineal de casi 50 km de frente costero. Limita al norte con el municipio de Pinamar (37°12'49,74" S; 56°56'52,62" O); al sur con el municipio de Mar Chiquita (37°32'41,75" S; 57°12'52,66" O); al oeste con la Ruta Provincial N° 11 (RP N° 11) y con el municipio de General Madariaga (37°28'25,57" S; 57°09'28,26" O); y al este con el Mar Epicontinental Argentino (Fig. 3.1).

Este se encuentra determinado por un conjunto de espacios públicos y privados que estructuran su territorio municipal. La zona urbana se establece de manera continua, abarcando 14,3 km lineales de frente costero y se encuentra dividida en cinco sectores: cuatro de ellos corresponden a localidades o núcleos urbanos (Villa Gesell, Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), mientras que el restante, sin parcelamiento actual, representa un área asignada para futuro crecimiento urbano (Colonia Marina; Ordenanza N° 2.051/06). Al sur de la zona urbana, se encuentra la Reserva Natural Municipal Faro Querandí (ver sección 3.6.11. Áreas protegidas). Los sectores no representados en la zona urbana ni en la mencionada reserva pertenecen mayoritariamente a terrenos de carácter privado y reservas fiscales permanentes (Fig. 3.1).

Los límites administrativos del municipio se extienden al oeste de la RP N°11, únicamente en el sector correspondiente al Aeropuerto de Villa Gesell (37°14'04" S; 57°01'17"O). Este se encuentra circundado por tierras rurales del municipio de General Madariaga, representando ~1 % de la superficie total del municipio, con una pista de 1.500 m lineales y una terminal de pasajeros de 300 m² (Fuente: POM, 2021). Ya que este sector no representa a los ambientes de barrera y, por lo tanto, no se encuentra sujeto a los procesos abordados en esta tesis, no ha sido considerado para el análisis. A partir de aquí, el área de estudio referirá a las 16.000 has de ambientes de barrera del municipio de Villa Gesell, según lo descripto en la Fig. 3.1.

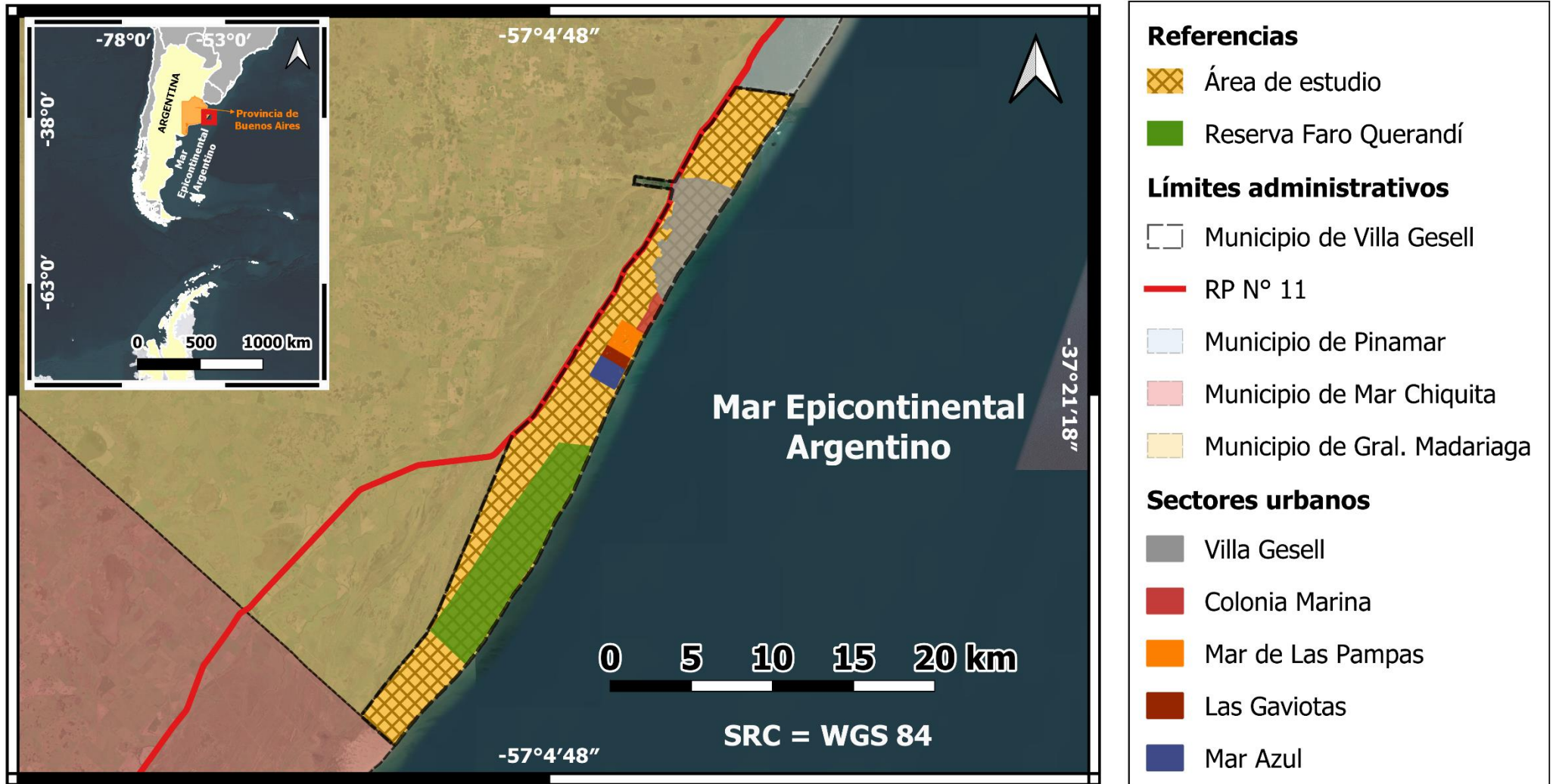


Figura 3.1. Ubicación relativa del área de estudio y límites administrativos del Municipio de Villa Gesell. Trama de sus sectores urbanos y desarrollo areal de la Reserva Natural Faro Querandí. Fuente: elaboración propia a partir de datos de IGN. Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

3.4. RESEÑA HISTÓRICA

3.4.1. El turismo y los campos de dunas del litoral bonaerense

Los primeros registros de visitas a la zona costera atlántica del litoral bonaerense datan de abril de 1582, cuando Juan de Garay envió una carta al Rey de España luego de su expedición iniciada el año anterior por el sector de costa acantilada. Sin embargo, tuvieron que pasar más de 150 años para que se tuvieran los primeros registros de visitas a los campos de dunas del sector costero septentrional de la provincia. A mediados del año 1748, el sacerdote José Cardiel realizó una misión jesuítica por donde actualmente se emplazan las localidades de Villa Gesell, Pinamar y San Clemente del Tuyú. Los primeros asentamientos humanos se establecieron recién hacia finales del siglo XVIII y comienzos del siglo XIX, en la zona de la ría de Ajó cercana a la Bahía de Samborombón. Testimonios del año 1814 describían a este sector como un “*terreno inútil compuesto por puros médanos*” (Dadon, 2002).

Durante el siglo XVIII, la ocupación costera bonaerense se limitó casi exclusivamente a los avances bajo efectiva ocupación militar, destacándose la fundación de las fortificaciones de Carmen de Patagones (1779) y Bahía Blanca (1828). Estas se encontraban aisladas respecto del frente de fortines conformado a lo largo del Río Salado, pero presentaban una ubicación estratégica en vistas a las excursiones exploratorias y militares a la Patagonia. Para ese entonces, el territorio de la provincia de Buenos Aires fue dividido en grandes estancias dedicadas a la actividad agropecuaria, potenciadas por la injerencia del modelo agroexportador nacional de la segunda mitad de siglo. Esto promovió la consolidación y el desarrollo de enclaves portuarios y ciudades costeras tales como Bahía Blanca, Mar del Plata y Necochea-Quequén (Ackermann, 2011). El litoral bonaerense aún no contaba con valor en sí mismo, pero actuaba como punto neurálgico respecto de la salida de la producción primaria y de la entrada de las manufacturas procedentes de Europa (Dadon, 2002). Por lo tanto, los extensos campos de dunas eran consideradas tierras estériles e improductivas, aptos únicamente para la extracción de arenas.

Fue recién hacia fines del 1800, que la costa marítima bonaerense comenzó a ser escenario de los procesos de urbanización turística. Hasta ese entonces, el turismo costero en la Argentina se había concentrado exclusivamente en el litoral fluvial cercano a la Ciudad de Buenos Aires, en localidades tales como Tigre, Quilmes o Punta Lara (Orozco y Dávila, 2000). En el año 1874, se traza un poblado de 100 manzanas, fundándose Mar del Plata y dando origen al mayor centro balneario del país. Su éxito fue tan importante que rápidamente se llevaron a cabo proyectos similares, dando lugar a la fundación de otros enclaves como Miramar en el año 1888 (Dadon, 2002). Estos proyectos pioneros se vieron favorecidos por pertenecer al sector de costa acantilada de la provincia. Esto favoreció su desarrollo temprano, en contraposición a las grandes barreras medanosas y sus campos de dunas, ya que su elevada movilidad y su dinámica natural presentaban un desafío aún infranqueable para los desarrolladores urbanos (Ackermann, 2011).

La primera experiencia de un desarrollo urbano-costero en el sector costero de barrera del norte del litoral bonaerense fue Ostende, una villa balnearia ubicada 15 km al norte de Villa Gesell, en el actual municipio de Pinamar. Los ingenieros Robette y Poli, de origen belga e italiano, respectivamente, iniciaron en 1909 los trabajos para la construcción de un ambicioso proyecto de aprovechamiento de los campos dunares que habían comprado a la familia Guerrero en 1908. La propuesta, comandada por el arquitecto francés Chapeaurouge, buscaba replicar la homónima ciudad costera de Ostende, Bélgica. Allí se proyectó un damero perfecto con más de 200 km de calles, bulevares, diagonales y avenidas, y más de 10.000 lotes de zonas residenciales y reservas para edificios públicos, incluyendo espacios verdes, un muelle, y hasta su propia estación de tren. Hacia fines de 1913 se inauguró el Hotel Ostende y el balneario homónimo. Sin embargo, las obras fueron cesanteadas ante dificultades en el financiamiento que llegaba desde Europa debido a la Primera Guerra Mundial. Sin embargo, el proyecto original no tuvo en cuenta la movilidad sedimentaria, y ante las fallas técnicas en la consolidación del terreno, las dunas comenzaron a avanzar sobre las construcciones. Esto llevó a que, a mediados de la década de 1920, el proyecto fuera mayormente sepultado por la arena. El proyecto pudo ser sólo

retomado casi 25 años después gracias a una nueva iniciativa del arquitecto Jorge Bunge, quien tuvo un gran éxito en la fijación de dunas de este sector costero (Dadon, 2002).

Tal era la adversidad para el desarrollo que suponían los ambientes de barrera que, en el año 1925, algunos autores ya describían escenarios asociados a la destrucción de diversos poblados y aldeas en Europa. Particularmente, el sector de barrera donde se estableció Ostende era descrito por Carlos Gesell según: *“Los médanos que cubrían una extensión de 200 km de la Costa Atlántica de la Provincia de Buenos Aires, estaban considerados sin valor. Hasta el año 1931, esta hermosa región (...) se mantenía inexplorada debido a los fracasos que habían sufrido particulares y empresas que se atrevieron a invertir capitales con la esperanza de destinar esta región al turismo.”* (Memorial de C. Gesell, 1961, en Masor, 1975). A comienzos de la década de 1930 este escenario cambiaría con la aparición de la figura de Carlos Idaho Gesell.

3.4.2. La villa de Carlos Gesell

A partir de 1917, la provincia de Buenos Aires realiza tareas de control y mensura sobre las superficies catastrales declaradas en las escrituras de los grandes campos y estancias bonaerenses. De acuerdo con la Ley de Ajustes (Ley Provincial N° 2.357 del año 1890¹⁹), la superficie correspondiente a los excedentes fiscales es directamente puesta a la venta. En la propiedad de la familia Guerrero, donde se erige actualmente Cariló, el excedente fiscal mensurado es recomprado de manera directa por esta familia. Sin embargo, en 1930 se identificó en el campo vecino, perteneciente a la familia Leloir y ubicado en el entonces municipio de General Madariaga, un excedente fiscal de 3.089 has enteramente ubicado sobre sectores de dunas y playas, el cual no fue recomprado por sus propietarios. Masor (1975) describe a este como *“... una franja arenosa y desierta, donde sólo crecían algunos escuálidos y aislados vegetales.”*

¹⁹ Ley Provincial N° 2.357 del año 1890. Disponible en: <https://normas.gba.gob.ar/ar-b/ley/1890/2357/13289> [última visita: 26/05/24]

La familia Sáenz Valiente se interesa por esta propiedad con el objetivo de orientarla a la cría de porcinos. Sin embargo las tierras son devueltas a la provincia ante la adversidad de las condiciones climáticas y geomorfológicas; la aridez del medio tornaba impracticable esta actividad económica. El mismo año, la provincia transfiere estas tierras a Eduardo Credaro, quien compra el excedente fiscal original de la familia Leloir con el objetivo de comercializar la arena de los médanos para la construcción. Sin embargo, la inaccesibilidad del campo de dunas y la falta de competitividad ante los altos costos de traslado hasta Buenos Aires, hacen que Credaro ponga nuevamente a la venta este excedente fiscal (Benseny, 2011).

En paralelo, surge la figura de Carlos Idaho Gesell, nacido en Alemania en 1892, hijo del reconocido economista alemán Silvio Gesell y Anna Böttger, quienes se radicaron en Argentina en 1887. Entre 1921 y 1926 la vida de Carlos transcurre entre Alemania y Estados Unidos, momento en que su padre Silvio le solicita volver a la Argentina para acompañar a su hermano Ernesto en el negocio familiar "Casa Gesell", centrado en la fabricación de muebles de madera para bebés y niños (Masor, 1975).

Admirador del modelo fordista, incluso habiendo llegado a entablar una relación con Henry Ford durante sus estancias en los Estados Unidos, Carlos Gesell consideraba de suma importancia controlar todos los eslabones de producción asociados a su negocio familiar, y por tanto no podía depender del valor ni la disponibilidad de la materia prima. Hacia 1931 conoce a Héctor Manuel Guerrero, quien había comenzado un proyecto de forestación a gran escala en el borde de la Estancia Charles, situada en el municipio de General Madariaga. Guerrero es quien pone al tanto a Carlos Gesell de la existencia de una franja de dunas, recientemente puesta a la venta por Eduardo Credaro, a un costo exiguo. Ante la oportunidad de forestar estas tierras y producir madera para su emprendimiento de mueblería, decide comprar la propiedad (Benseny, 2011).

Motivado por el bajo costo de las tierras fiscales y por el éxito en las forestaciones llevadas a cabo por la familia Guerrero en el campo vecino (actualmente Cariló), C. Gesell adquiere 1.648 has correspondientes a la fracción norte del excedente fiscal original de la

familia Leloir. El propio Carlos Gesell describe que “(Cedraró)... se apresuró a endosar la fracción fiscal al primero que se presentara. Fui yo quien le aboné 22 pesos la hectárea. Antes de formalizar la operación me trasladé con el propósito de reconocer el terreno. Era el mes de junio de 1931”. Nuevamente, las crónicas de la época retrataban a este ambiente como “...un trozo de desierto enclavado como una condena en el municipio de General Madariaga”, “...las arenas voladoras que todo lo cubrían impidiendo el afincamiento de quien se atrevía a radicarse en esa región”, o “...barrera infranqueable y amilanante, donde el viento es amo absoluto, mutante arquitecto de la hostil geografía” (Masor, 1975).

En diciembre de 1931, se delimitó el primer terreno donde se iniciarían las tareas de plantación y comenzó la construcción de la primera vivienda de Villa Gesell en la cresta de una duna de casi 9 m de altura. Esta casa, actualmente Museo Histórico de Villa Gesell, y esta delimitación parcelaria, actualmente espacio público denominado Pinar del Norte, representaron la finca de Carlos Gesell, desde donde se daría comienzo a su ambicioso proyecto. Ante la incipiente labor realizada, esta casa contaba con cuatro puertas, cada una de ellas orientada a un punto cardinal diferente (Fig. 3.2). De esta manera, se disponía siempre de un acceso libre ante la elevada movilidad de los campos de dunas (Masor, 1975; Benseny, 2011).

Desde 1931 a 1940, se llevaron a cabo numerosos esfuerzos con el objetivo establecer plantaciones forestales que permitieran tener acceso al recurso para la fabricación de muebles. Tal es así, que en el año 1932 se estableció un espacio, actualmente el Vivero Municipal, donde se sembraron 30 hectáreas de pinos marítimos (*Pinus pinaster*). Posteriormente, se plantaron 120.000 ejemplares de acacias blancas (*Robinia pseudoacacia*), los cuales se secaron en su totalidad a partir del sepultamiento con arena. Esto llevó a que, en 1934, se contratara al Ing. Agrónomo alemán Carl Bodesehim, quien desistió de la tarea ante los sucesivos fracasos. Fue recién hacia 1938 cuando Carlos Gesell incorporó una técnica revolucionaria que le permitió tener éxito en su labor y le valió el seudónimo de “el domador de médanos” (Masor, 1975; Tauber et al., 1998).



Figura 3.2. La primera casa de Villa Gesell construida por el propio Carlos I. Gesell. Su característica destacada era que, dada la movilidad de los campos de dunas, poseía 4 puertas para garantizar su acceso ante el socavamiento con arena. Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

En primer lugar implementó una serie de enquinchados vivos, en forma de corrales, utilizando la especie herbácea nativa espartillo (*Spartina ciliata*), los cuales lograron reducir parcialmente la acción eólica (Fig. 3.3). Posteriormente sembró, en estos corrales, un mantillo de alfalfa (*Melilotus alba*), especie forrajera que cubría totalmente el sustrato y brindaba mejores condiciones para el establecimiento de las especies forestales. Finalmente, C. Gesell ideó un sistema basado en un cilindro de cartón, cubierto con brea y enterrado en la arena, donde se incorporaban las plántulas de las especies leñosas. La *Acacia trinervis*, traída desde Australia y altamente resistente a las condiciones de los ambientes costeros, fue la especie pionera que le otorgó el éxito inicial a la forestación. Posteriormente se fueron incorporando paulatinamente las restantes especies exóticas leñosas (pinos marítimos, pino insignia, álamos, cipreses, eucaliptos, sauces criollos, casuarinas, siempre verdes y tamariscos, entre otros) (Masor, 1975).



Figura 3.3. Sector correspondiente a dunas activas donde se observa la disposición de plántulas de espartillo (*Spartina ciliata*), a modo de enquinchados vivos, siguiendo un diseño en grillas. Junio de 1944. Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

Para el año 1940 la forestación era exitosa, aunque la gran inversión realizada y la ausencia de ganancias durante 10 años, provocaron la ruptura con el emprendimiento de muebles de la familia Gesell. Ante esto, se planteó la necesidad de buscar otro destino al emprendimiento y se dio paso al proyecto de urbanización turística. La idea original buscaba construir una villa balnearia que respetara las ondulaciones naturales del campo de dunas, adoptando un trazado irregular y un diseño de villa alpina (Benseny, 2011). Sin embargo, ante los requerimientos de la provincia y la normativa vigente, el primer loteo en busca de inversiones se realiza en 1941 siguiendo la tradicional grilla en forma de damero, delimitando 240 quintas de 1 ha cada una y abarcando una superficie de 600 m por 5 km. Esta subdivisión se ubicó a 1.200 m de la franja costera, y no fue urbanizada hasta varias décadas después, ya que finalmente se pudo avanzar con el proyecto de trazado irregular planteado originalmente. El acceso a estos terrenos se realizaba por un camino de casi 20 km, transitado mediante carretas y carros de madera, partiendo desde la Estación Juancho correspondiente al ramal Ferrocarril del Sud. Se denominó a este proyecto con el nombre

de “Balneario Parque Idaho” y se construyó la primera residencia exclusivamente para veraneantes (“La Golondrina”; Fig. 3.4) (Masor, 1975, Tauber et al., 1998).

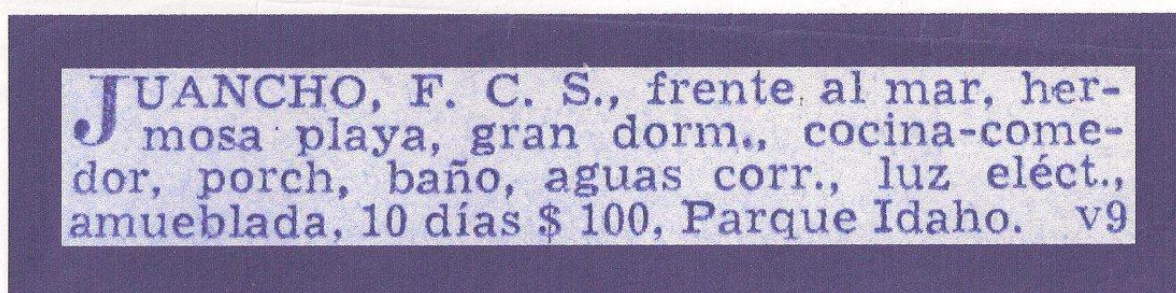


Figura 3.4. Anuncio promocional de la primera casa para turistas “La Golondrina”, ubicada en el entonces llamado Balneario Parque Idaho. A esta se accedía a través de la Estación Juancho del Ferrocarril del Sud. Diario La Prensa, Febrero de 1941.

Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

En 1942 llega el primer turista, se construyen los primeros hoteles (“Hotel Gaviota” y “Playa Hotel”) y las primeras casas de veraneo. A la vez, se trazan las primeras calles sobre los bajos interdunares, respetando el paisaje original del campo de médanos. Fue recién hacia 1944 que el nombre del balneario es reemplazado por “Villa Gesell”, en homenaje a Silvio Gesell, padre del fundador. Para este año ya se erigían 25 casas particulares y se establecía la primera población permanente. A partir de 1946 se aceleró el ritmo de urbanización gracias al establecimiento de la primera inmobiliaria (propiedad de Carlos Gesell y Emilio Stark). La folletería comercial de la época promovía la urbanización aludiendo que la arena de los campos de dunas “...es *apta para edificar*”. Tal fue el desarrollo que para el final de la década ya se contabilizaban más de 200 casas y una población estable creciente (Fig. 3.5; Masor, 1975, Tauber et al., 1998).



Figura 3.5. Fotografía aérea oblicua de Villa Gesell. Se observa el éxito de las iniciativas de fijación de los campos de dunas, y la urbanización en los sectores próximos al mar. Asimismo se observan tareas de fijación de dunas primarias. Año 1952.

Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

Durante las décadas de 1950 y 1960 se expandió a buen ritmo la infraestructura de la villa. El trazado de calles, el comienzo del transporte de pasajeros de media y larga distancia, la instalación de comercios, hoteles, empresas de servicios públicos, escuelas, anfiteatros, correo, cuartel de bomberos e incluso el Muelle de Pescadores, fueron parte de este proceso. Para 1959 Villa Gesell contaba con 1.370 habitantes estables y una capacidad turística de 6.350 habitantes y el municipio de General Madariaga establece allí una Delegación Municipal. Diez años más tarde, la población estable alcanzaba los 5.340 habitantes (Tauber et al., 1998).

La década siguiente representaría un salto exponencial en el desarrollo de Villa Gesell. Hacia el año 1970 avanza a gran ritmo la implantación de infraestructura urbana, al tiempo que comienza el asfaltado de las calles céntricas (ubicadas principalmente en una franja de 300 m paralela al mar) y de la Av. Costanera. En 1971, Carlos Gesell es

condecorado por el gobierno de Alemania con la Cruz de la Orden al Mérito Primera Clase, máximo reconocimiento para alemanes que se hayan destacado en el exterior. En 1974 comienzan a llegar los vuelos de Aerolíneas Argentinas al aeródromo de Villa Gesell. Sin embargo, el hito que cambió por completo el desarrollo del campo de dunas fue el establecimiento del “Plan Galopante” (Fig. 3.6; Tauber et al., 1998).



Figura 3.6. Folleto promocional del Plan de Urbanización Galopante, confeccionado por Carlos I. Gesell con fines comerciales. Año 1975. Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

Este plan, propuesto e implementado por Carlos Gesell a través de su inmobiliaria, reducía en un 50 % el costo de un lote si el propietario edificaba antes de los 6 meses de efectuada la compra, y siguiendo ciertos parámetros tales como construir un chalet con techo de tejas a dos aguas y disponer de cercos vivos. El Plan Galopante originó un crecimiento explosivo y desordenado, carente de una planificación que estructure la expansión urbana (Benseny, 2011). Esto llevó a un auge en la construcción de segundas residencias orientadas a la población turística, siendo una elección mayoritaria en las clases medias que buscaban alternativas de inversión (Dadon, 2002). El dato sobresaliente es que

hacia 1974-1975 Villa Gesell alcanzó las tasas de crecimiento urbano más altas del país (Fig. 3.7; Tauber et al., 1998). En 1970 la población estable ascendía a 6.300 habitantes, quintuplicando los valores de 1960. Sin embargo, datos del Archivo Histórico Municipal establecen que 5 años después ya alcanzaba los 15.000 habitantes estables. Asimismo, se registraban 19.000 viviendas, 80.000 plazas hoteleras disponibles, y una población turística de 1.200.000 habitantes durante la temporada estival (Benseny, 2011).



Figura 3.7. Fotografía oblicua de las playas céntricas de Villa Gesell. Año 1975.

Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

Este crecimiento urbano abrupto, enfocado exclusivamente al desarrollo de la actividad turística de sol y playa, generó diversos conflictos político-administrativos con el municipio de General Madariaga, históricamente enfocado hacia las actividades primarias. Tal es así que el 19 de julio de 1978, se crea por Decreto Ley Provincial N° 9.024 el Municipio Urbano de Villa Gesell, escindiéndose de Gral. Madariaga. Esta nueva delimitación determinó la superficie y los límites actuales del municipio, incluyendo a las localidades de Villa Gesell, Mar Azul, Las Gaviotas y Mar de Las Pampas y al territorio destinado a la actual Reserva Natural Municipal Faro Querandí. En el año 1983, este municipio urbano paso a ser formalmente el municipio de Villa Gesell por Decreto Ley Provincial N° 9.949, status jurídico-administrativo que mantiene hasta la actualidad (Tauber et al., 1998).

A mediados de 1979, en medio de un proceso de urbanización exponencial, fallece Carlos Idaho Gesell. Esto dio paso a un modelo de crecimiento aún más desordenado, con el incremento de las edificaciones en altura, la densificación de las construcciones y el avance de las calles asfaltadas. A diferencia de la villa alpina proyectada por su fundador, Villa Gesell se transformó en una ciudad costera, con índices de urbanización y de oferta de servicios turísticos que la posicionaron como uno de los enclaves más importantes de la provincia durante la temporada estival (Tauber et al., 1998; Benseny, 2011).

A partir de mediados de 1978, al conformarse como un municipio bonaerense, Villa Gesell debe adherir y adecuarse al Decreto-Ley N° 8.912 del año 1977 de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la Provincia de Buenos Aires. Este establece que el proceso de planeamiento para el desarrollo urbano de los municipios bonaerenses deberá instrumentarse mediante la elaboración de etapas sucesivas consideradas como partes integrantes de un Plan de Ordenamiento (Art. 75°). A partir de esto, se aprueba en 1980 la delimitación preliminar de áreas y la sub-división del suelo mediante el Plan Regulador para el municipio Urbano de Villa Gesell, aprobado por Ordenanza N° 52/80. Posteriormente, en el año 2006, el municipio presentó su zonificación de usos, instrumentalizada en el Código de Ordenamiento Urbano del municipio de Villa Gesell, aprobado por Ordenanza N° 2.051/06 y convalidado por Decreto Provincial N° 1.717/2007. En esta etapa fue incluida la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, la cual había sido previamente creada en 1996 por medio de la Ordenanza N° 1.487/96. Finalmente, en el año 2021 se alcanza la etapa final del proceso planteado por el Decreto-Ley N° 8912 mediante la confección del vigente Plan de Ordenamiento Municipal (Ordenanza N° 3.138/21), convalidado y puesto en vigencia por el Ministerio de Gobierno Provincial en marzo de 2023 (Resol. 161/23-GDEBA-MGGP).

3.4.3. Las villas del sur: Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul

El devenir histórico de las villas balnearias del sur del municipio se asocia a la figura de Ricardo Bartolomé Astengo Morando, un empresario inmobiliario y desarrollador urbano

que en 1922 había comenzado su propia firma. Casi 20 años después ya había fundado los pueblos de Colonia Santa Rosa, Colonia La Pituca y Balneario Punta Indio, en la provincia de Buenos Aires; Villa Haley en Alta Gracia, Córdoba; Colonia La Lucila en el norte de la provincia de Santa Fe; y Colonia Real Sajana en la provincia de Santiago del Estero (Astengo Morando, 1993).

En 1947, Astengo Morando, junto a un grupo de cuatro socios, adquieren una fracción de aproximadamente 1.500 has de dunas activas, ubicada al sur de la ya entonces propiedad de Carlos Gesell. Esta superficie correspondía al remanente, no vendido a C. Gesell, del excedente fiscal de la Flia. Leloir adquirido por Eduardo Credaro en 1930. Morando y sus socios lo adquieren a un precio exiguo ante un remate por motivo de la sucesión por fallecimiento del Sr. Credaro. El objetivo inicial de esta empresa era emprender las tareas de fijación de las dunas, para posteriormente asentar una villa balnearia. Para ello, se abrió un camino de 3 km de extensión hacia la RP N° 11 y se bautizó al sitio con el nombre de "Mar Azul" (Tauber et al., 1998).

Entre 1947 y 1951, se realizaron tareas incesantes de fijación de dunas, utilizando como ejemplo las experiencias previas de Villa Gesell (Fig. 3.8). Se estima que se plantaron cerca de 3 millones de ejemplares de diversas especies de pinos, álamos, acacias y tamariscos, traídos directamente del Vivero Florentino Ameghino de Miramar. Asimismo, se construyó una hostería y comenzó a recibir turistas durante la temporada estival (Fig. 3.9). Sin embargo, una importante sequía y la falta de medios técnicos promovieron que gran parte de la forestación no sea exitosa. A esto se le suma la falta de inversiones, lo que determina que para 1952 los trabajos se detuvieron por la falta de recursos económicos (Astengo Morando, 1993).



Figura 3.8. Tareas de fijación de dunas en las tierras de Ricardo Bartolomé Astengo Morando durante el período 1947-1951. Fuente: Archivo Histórico Municipal y Museo de Villa Gesell



Figura 3.9. Hostería de Mar Azul, proyecto de Ricardo Bartolomé Astengo Morando, construida en el año 1947. Fuente: Archivo Histórico Municipal y Museo de Villa Gesell

En 1954 gran parte de los pinares perecen, mientras que el camino de acceso y la hostería son completamente sepultados por la arena. En 1957 la sociedad inicial se disuelve y resuelve fraccionar y vender las tierras de la incipiente villa balnearia. En abril de este año,

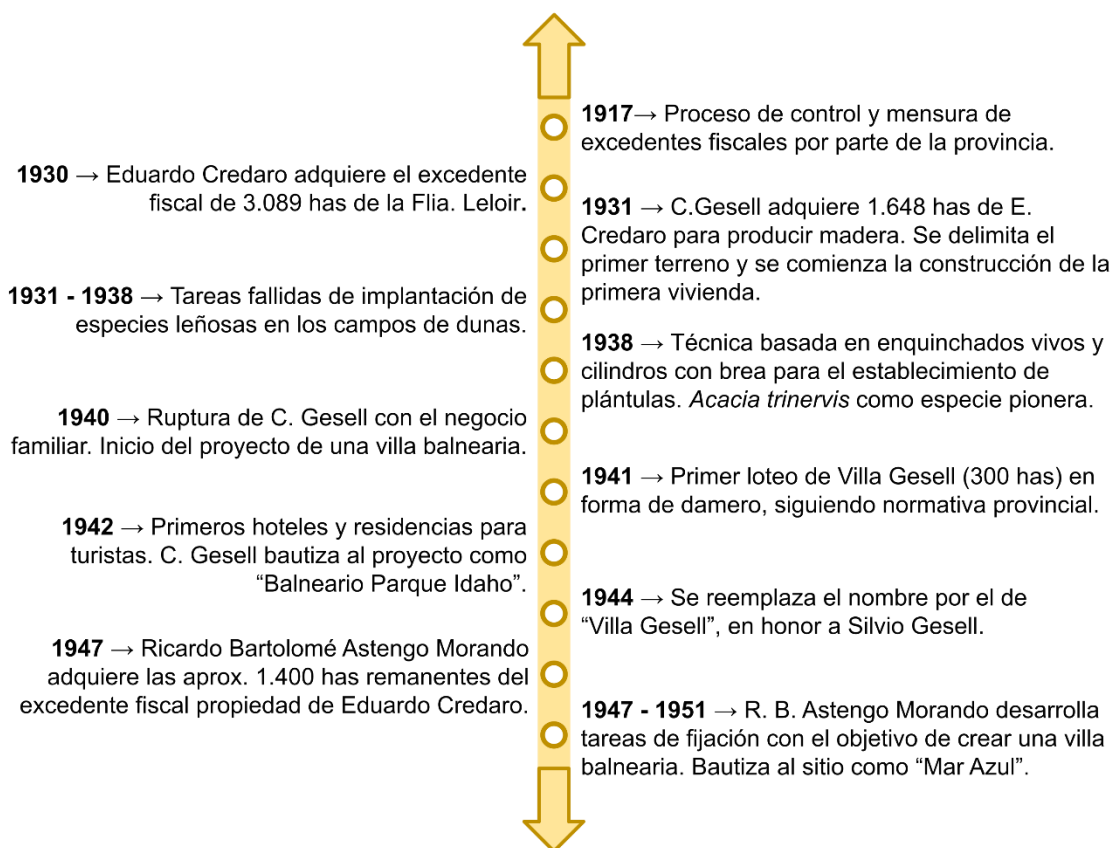
se publican en un remate estas fracciones, bajo un aviso que enunciaba *“Entre Mar del Plata y Pinamar, frente al mar, en dos grandes lotes, por orden judicial remataremos”* (Fuente: Museo Histórico Villa Gesell).

En 1960, Manuel Rico, junto a dos socios, compran lotes de 330 has bajo remate y fundan la sociedad Mar Azul S.A con el objetivo de emprender una villa balnearia. En los años siguientes proceden a las tareas de fijación y forestación que, más allá del fracaso de los primeros años, logran estabilizar el campo de dunas. El diseño de desarrollo urbano llevado a cabo por Rico preveía un damero tradicional con manzanas cuadrangulares. Sin embargo, la experiencia de Carlos Gesell, y la necesidad de adaptarse a las irregularidades del terreno, llevan a que este sea rediseñado y aprobado por la provincia en 1971. Luego de casi 20 años de tareas de fijación, loteo y subdivisión, en el año 1979 se comienza la comercialización de las primeras parcelas del terreno de mayor extensión de Rico, el cual había bautizado bajo el nombre de “Mar de Las Pampas”. A partir del año siguiente, comenzarían las primeras construcciones y los primeros pasos del proceso urbanístico asociado. Asimismo, se llevaron a cabo tareas de reapertura del viejo camino de acceso original de Astengo Morando (ahora dentro de la propiedad de Manuel Rico), para posteriormente comenzar con las tareas de urbanización en el lote más pequeño, bautizado “Las Gaviotas” (Astengo Morando, 1993).

El remanente de terrenos que no habían sido vendidos durante su remate fue heredado por Ricardo Hernán Astengo Morando, por motivo del fallecimiento de su padre en 1966. Este mismo, en 1977, retomó las tareas de fijación, estabilización, apertura y desmonte de las parcelas originalmente proyectadas por su padre, las cuales rebautizó con el nombre de “Bosque de Mar Azul” y posteriormente “Mar Azul”. Casi al mismo tiempo llevó a cabo la construcción del primer complejo turístico, diversos comercios y la primera oficina inmobiliaria de venta de lotes. De esta manera, la urbanización de las localidades del sur del municipio tuvo su puntapié inicial, de manera casi simultánea, a principios de la década de 1980. En el año 1984, ya incluidas dentro del municipio de Villa Gesell, fueron conectadas con la localidad homónima a través de la extensión de la Av. 3 hacia el sur. Al año siguiente,

el servicio público local de transporte de pasajeros accedió a estas villas balnearias. En los años siguientes, se fue consolidando paulatinamente la implantación de infraestructura y coberturas urbanas, junto con los servicios básicos (Astengo Morando, 1993).

Las tres villas balnearias del sur del municipio, hoy devenidas en localidades urbanas (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), fueron incorporadas en el territorio del municipio Urbano de Villa Gesell, escindido del municipio de General Madariaga en 1978. A partir de esto, su planeamiento urbano debió ser también adecuado a los parámetros establecidos en el Decreto-Ley n° 8.912/77 de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la Provincia de Buenos Aires. Por lo tanto, han sido sucesivamente incorporadas en las etapas propuestas por el Plan Regulador para el municipio Urbano de Villa Gesell de 1980, (Ordenanza N° 52/80), el Código de Ordenamiento Urbano del municipio de Villa Gesell (Ordenanza N° 2.051/06) puesto en vigencia en 2007 y, el recientemente convalidado Plan de Ordenamiento Municipal (Ordenanza N° 3.138/21). La Figura 3.10 resume esquemáticamente el devenir histórico de las villas balnearias del municipio de Villa Gesell a partir de una línea de tiempo.



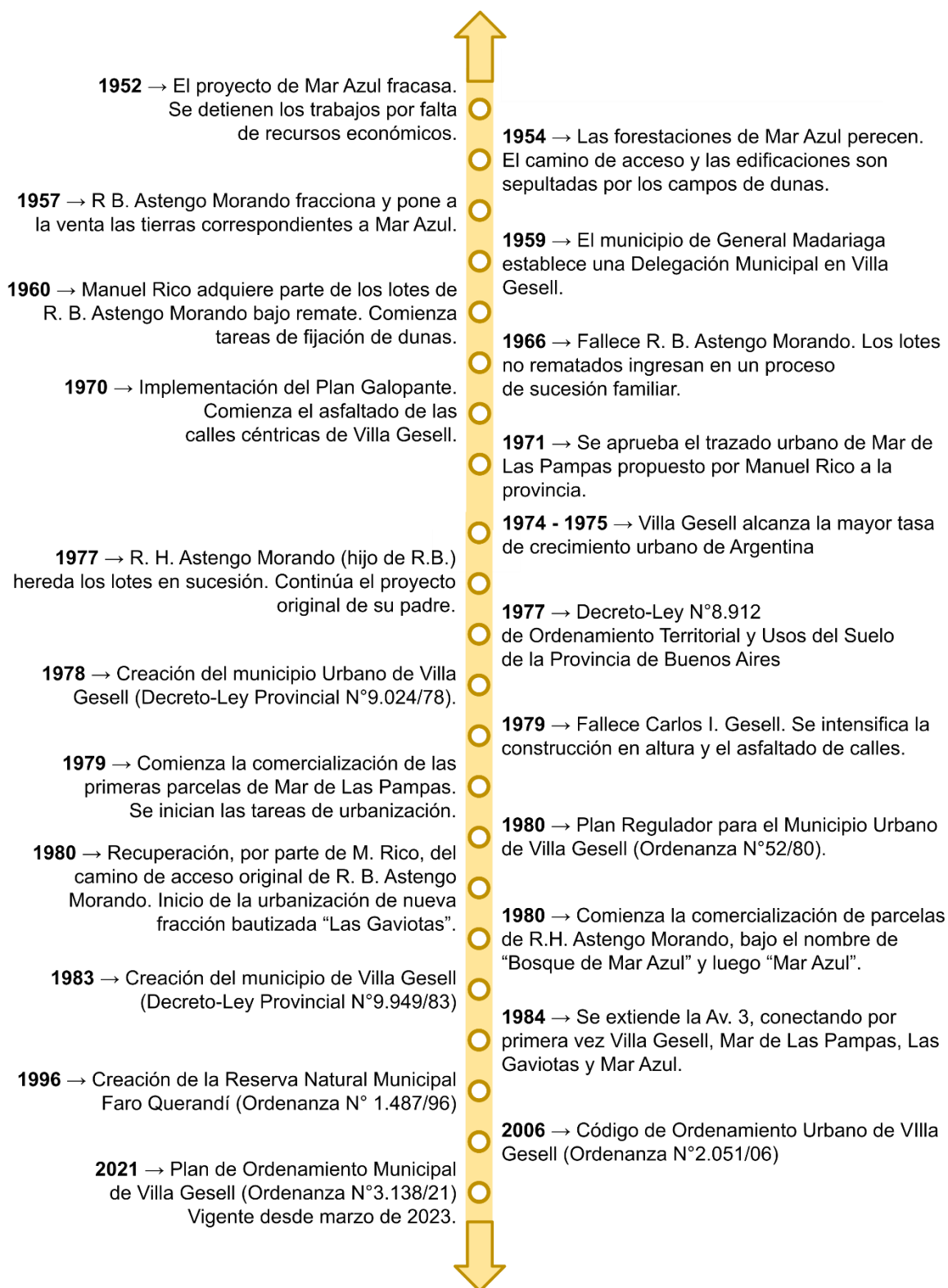


Figura 3.10. Línea de tiempo esquemática donde se presentan los hitos históricos más relevantes para la conformación del actual municipio de Villa Gesell. Fuente: Elaboración propia sobre la base de los documentos citados e información brindada por el Archivo Histórico Municipal y Museo de Villa Gesell.

3.5. ASPECTOS SOCIO-DEMOGRÁFICOS

3.5.1. El sistema urbano de Villa Gesell

3.5.1.1. Trazado, sub-división y parcelamiento

Dada su concepción histórica, y su desarrollo desigual en el tiempo, cada una de las cuatro localidades actuales del municipio de Villa Gesell fue planificada con un modelo de trazado y parcelamiento diferencial (Fig. 3.11). Villa Gesell presenta una estructura de trazados semi-orgánica, con un damero flexible que admite variantes y adaptaciones para ajustarse a la topografía original de paisaje de dunas. Mar de las Pampas, presenta un trazado urbano irregular, con calles que también se ajustan a los desniveles propios del campo de dunas y que en su mayoría no tienen continuidad. Mar Azul y Las Gaviotas, en cambio, presentan un diseño en damero rígido el cual no tiene en cuenta las condiciones topográficas de la barrera original (POM, 2021).

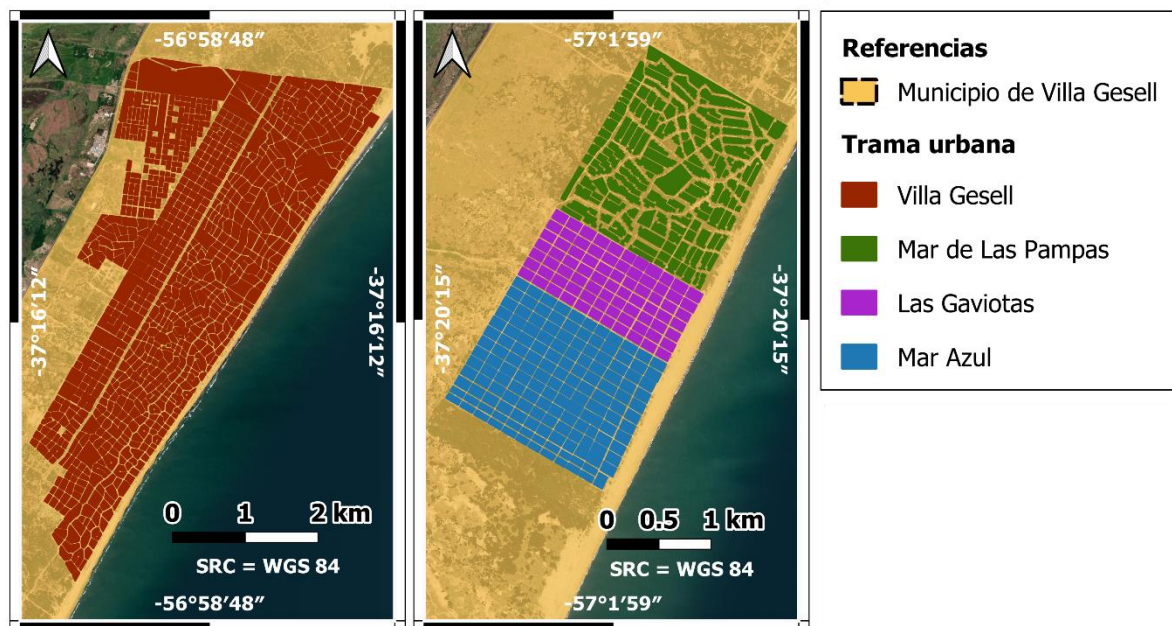


Figura 3.11. Trama urbana y parcelamiento de las cuatro localidades del municipio de Villa Gesell.

Fuente: elaboración propia a partir de datos de IGN y GeoARBA (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

De acuerdo al POM-21, el trazado urbano representa una superficie total de aproximadamente 2.000 has. De estas, tan sólo 41,6 has corresponden a superficie dedicada a espacios verdes y de uso público, y 31,3 has a reservas fiscales, siendo el 2,1 %

y el 1,6 % del total, respectivamente. La superficie restante, se encuentra dedicada a un total de 20.634 parcelas urbanas, con una superficie promedio de 525 m² (POM, 2021) (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Cantidad de parcelas y superficie promedio, para las distintas localidades del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaboración propia en base a datos de POM-21 (Tabla 3.1).

Localidad	Parcelas	
	Cantidad	Superficie Promedio [m ²]
Villa Gesell	13.257	600
Mar de Las Pampas	2.324	450
Las Gaviotas	2.030	650
Mar Azul	3.023	400
Total	20.634	525

Estas parcelas presentan una saturación general de uso del 73 %. El restante 27 % responde a terrenos baldíos (25,5 %), espacios verdes y de uso común (0,5 %), y reservas fiscales y de uso comunitario (1 %). La localidad de Villa Gesell, supera el 80 % de ocupación de sus parcelas, seguido por Mar de Las Pampas con un 67 %; Las Gaviotas y Mar Azul representan porcentajes de saturación del orden del 50 % (POM, 2021) (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Cantidad de parcelas totales y vacantes, y porcentaje de saturación de uso, para las distintas localidades del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaboración propia en base a datos de POM-21 (Tabla 3.1).

Localidad	Parcelas		
	Totales	Vacantes	% Saturación
Villa Gesell	13.257	2.436	81,36
Mar de Las Pampas	2.324	756	67,47
Las Gaviotas	2.030	999	50,79
Mar Azul	3.023	1.391	53,99
Total	20.634	5.582	72,95

Las parcelas destinadas a viviendas representan mayoritariamente dos categorías de uso: las viviendas unifamiliares y los edificios multifamiliares. De un total de 13.645 parcelas, el 63 % corresponde a viviendas unifamiliares, ocupando el 55 % de la superficie total construida; el 37 % restante corresponde a edificios multifamiliares que representan el 45 % en términos de superficie (Tabla 3.4) (POM, 2021).

Tabla 3.4. Cantidad y superficie promedio de las parcelas unifamiliares y multifamiliares para las distintas localidades del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaboración propia en base a datos de POM-21 (Tabla 3.1).

Localidad	Parcelas Unifamiliares		Parcelas Multifamiliares	
	Cantidad	Superficie promedio [has]	Cantidad	Superficie promedio [has]
Villa Gesell	5.360	320	4.320	335
Mar de Las Pampas, Mar Azul, Las Gaviotas	3.234	162	731	61
Total	8.594	482	5.051	396

Finalmente, el uso comercial, dentro del cual se incluyen los establecimientos hoteleros y de hospedaje, ocupa un total de 1,943 parcelas que representan una superficie total de 165,6 has. Del total de parcelas comerciales, el 14 % se encuentra en las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Mar Azul y Las Gaviotas), ocupando el 10% de la superficie construida; el 86 % restante se emplaza en la localidad de Villa Gesell, representando el 90 % de la superficie asignada a uso comercial (POM, 2021).

3.5.1.2. Accesos y red vial

El acceso a las distintas localidades se realiza exclusivamente por la Ruta Provincial N° 11 (RP 11) que representa el límite occidental del municipio (a excepción del sector sur donde el municipio linda con terrenos privados del municipio de Gral. Madariaga) y se extiende casi paralela a la línea de costa. Los accesos se concentran en los 14,5 km correspondientes a la zona urbana, identificándose de norte a sur como: 1.- Acceso Norte; 2.- Acceso Sur; 3.- Acceso Mar de Las Pampas; 4.- Acceso Mar Azul/Las Gaviotas (Fig. 3.12).

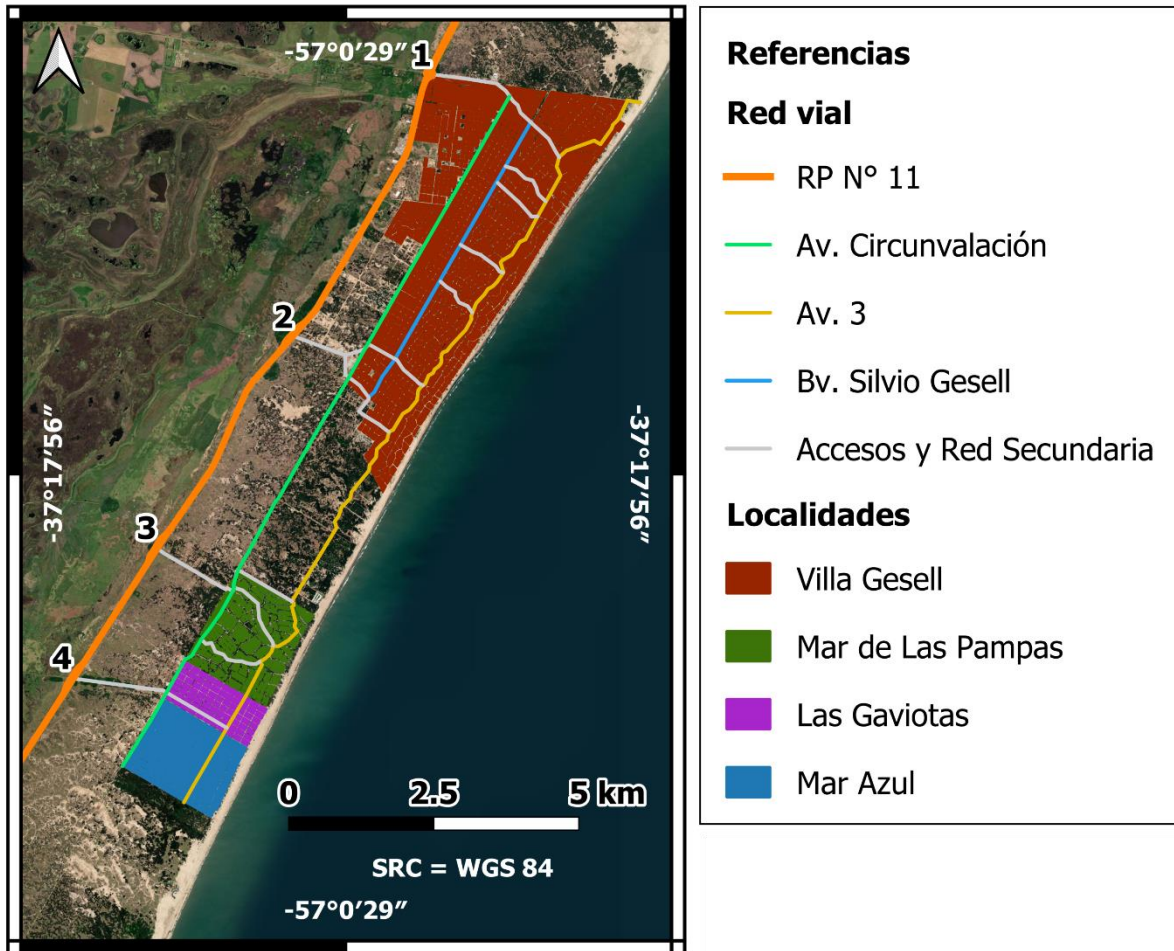


Figura 3.12. Accesos, red vial, y trama de las localidades del área de estudio. Referencias: Acceso Norte [1], Acceso Sur [2], Acceso Mar de Las Pampas [3], Acceso Las Gaviotas/Mar Azul [4]. Fuente: elaboración propia a partir de datos de IDEBA y POM-21 (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

La red vial principal se dispone de manera longitudinal y paralela a la línea de costa. Tan sólo dos arterias proporcionan continuidad a lo largo de toda la zona urbana del municipio. La primera de ellas, ubicada aproximadamente a 2,000 m de la costa, recibe el nombre de Av. Circunvalación en Villa Gesell, Av. del Plata en Mar de Las Pampas y Av. Monte Hermoso en Las Gaviotas y Mar Azul. La segunda, a 300 m del frente costero, recibe el nombre de Av. 3, Padre Cardiel y Mar del Plata, respectivamente. Esta red principal se completa con el Boulevard Silvio Gesell, ubicado a 1,3 km del frente costero, y únicamente extendido en la localidad de Villa Gesell. La red vial secundaria se dispone de manera más o menos perpendicular a la línea de costa, siendo las vías principales: la Av. Buenos Aires y

los paseos 105, 107, 115, 124, 139 y 145 para Villa Gesell; las avenidas Cruz del Sur y El Lucero para Mar de Las Pampas; y la calle 33 para Mar Azul (Fig. 3.12). La red vial se desarrolla a lo largo de aproximadamente 400 km de calles ejecutadas bajo compactaciones de arena y arcilla (POM, 2021). Las arterias asfaltadas se encuentran únicamente en el sector céntrico de la localidad de Villa Gesell.

3.5.1.3. Infraestructura de servicios básicos

La red de agua potable de la localidad de Villa Gesell consta de 71 pozos de extracción, de los cuales 14 alimentan una cisterna y los restantes se encuentran conectados directamente a la red de distribución. La red se completa con la disposición de una planta distribuidora y 30 clorinadores, abarcando casi la totalidad de la superficie urbanizada. En las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), en cambio, el servicio sólo afecta a las zonas de alta densidad urbana, ocupando aproximadamente el 20 % del territorio (Fig. 3.13). Sin embargo, durante el año 2021 se iniciaron obras para la concreción de 32 pozos de captación y dos estaciones de cisterna; una vez finalizados estas obras, el servicio podría extenderse al 100 % del área urbana (POM, 2021).

La red de cloacas se desarrolla abasteciendo aproximadamente al 70 % de la superficie urbana de la localidad de Villa Gesell (Fig. 3.14). El vuelco de los líquidos cloacales se orienta hacia una planta de tratamiento administrada por la empresa provincial ABSA (Aguas Bonaerenses S.A.) y, posteriormente, el líquido tratado es canalizado hacia el municipio vecino de General Madariaga, donde escurre hacia un sistema de lagunas integradas a la cuenca del Arroyo Chico/Laguna de Mar Chiquita. Las localidades de Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul no tienen dotación de este servicio (Fig. 3.14).

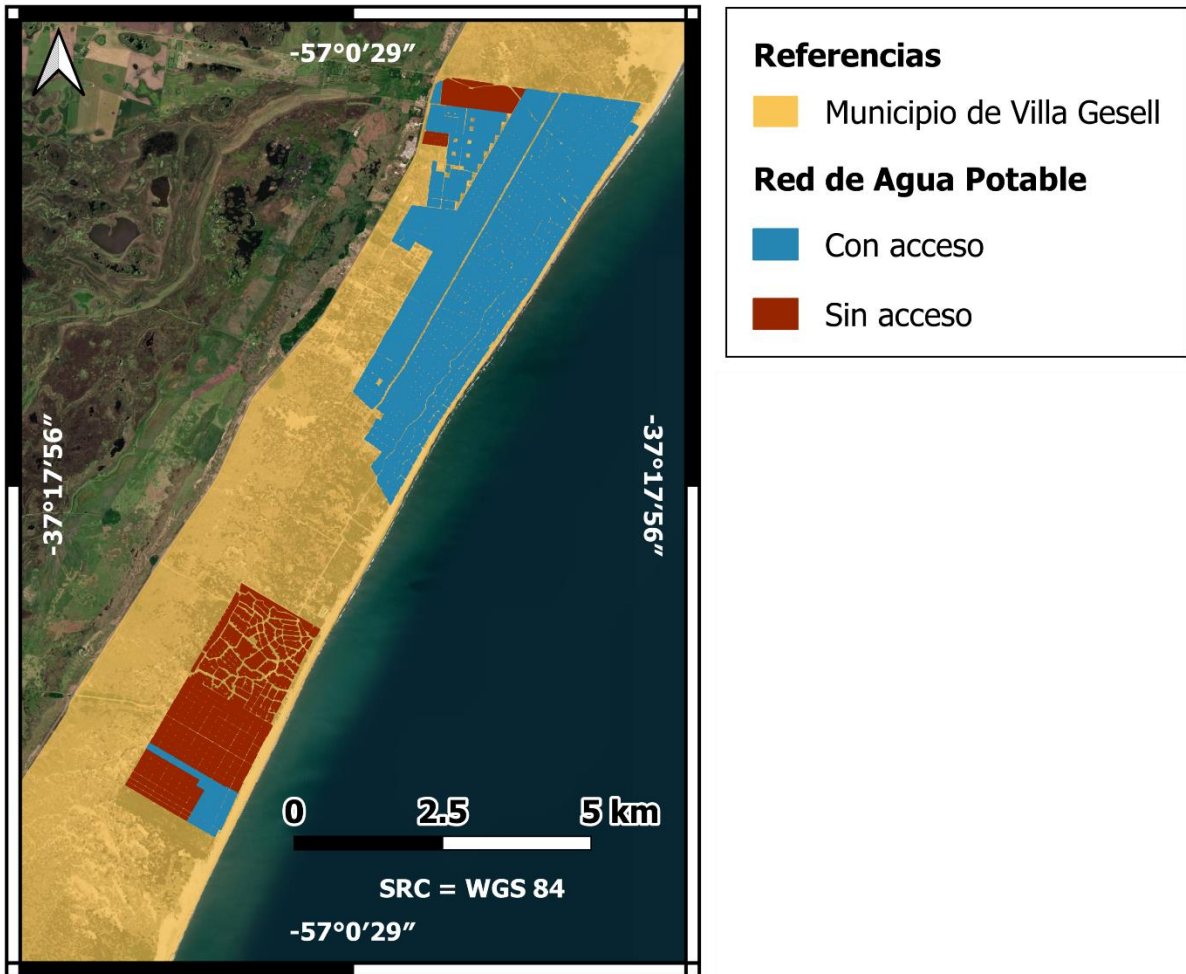


Figura 3.13. Cobertura areal de la red de agua potable para la zona urbana del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaboración propia a partir de datos de GeoARBA y POM-21 (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

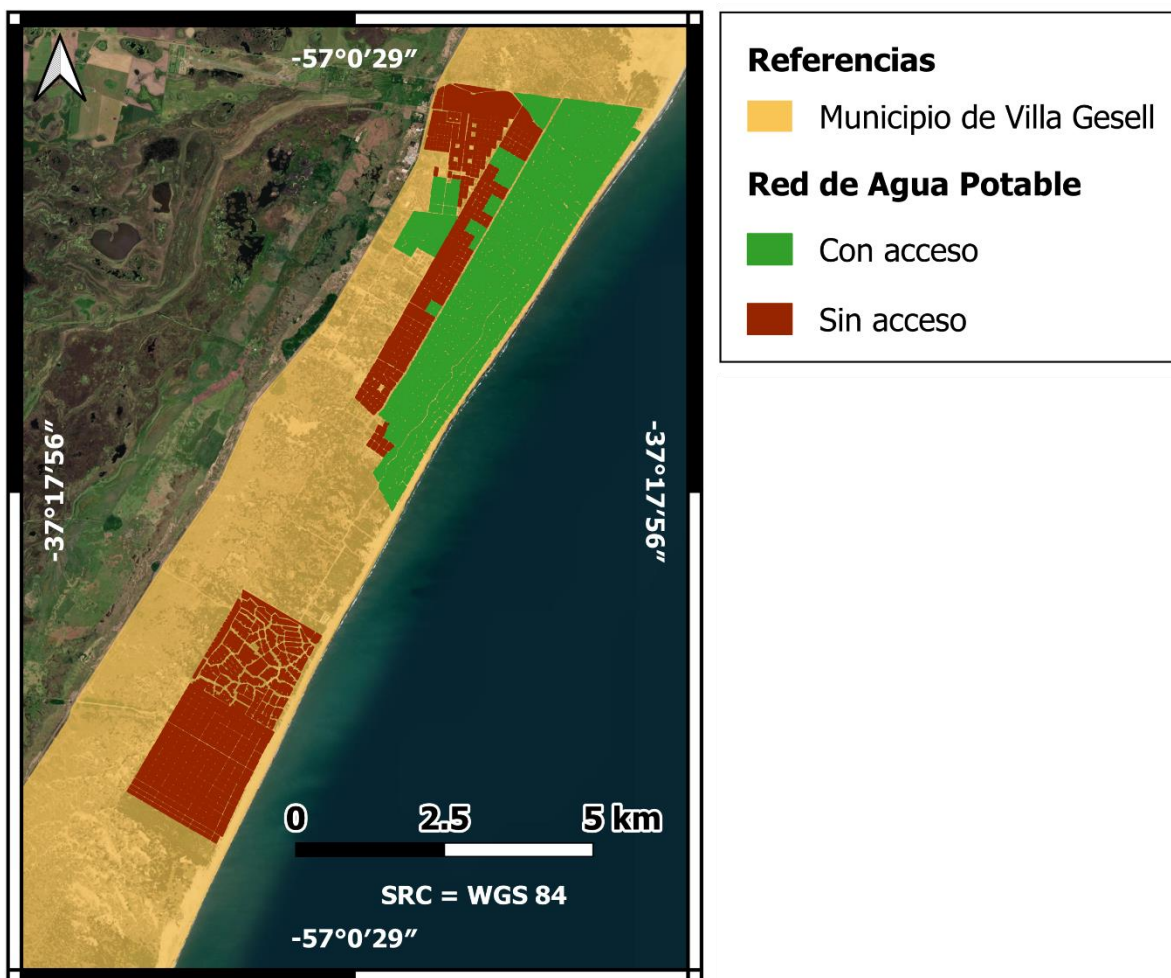


Figura 3.14. Cobertura areal de la red de cloacas para la zona urbana del municipio de Villa Gesell.

Fuente: elaboración propia a partir de datos de GeoARBA y POM-21 (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

En términos demográficos, la falta de acceso a los servicios de red de agua potable y de red cloacal afecta al 12,69 % y al 42,31 % de la población geselina, respectivamente (Juárez *et al.*, 2017). A escala regional, estos valores posicionan a Villa Gesell como uno de los municipios con mejor acceso al servicio de agua potable, aunque con cifras preocupantes en cuanto a la red cloacal (Fig. 3.15).

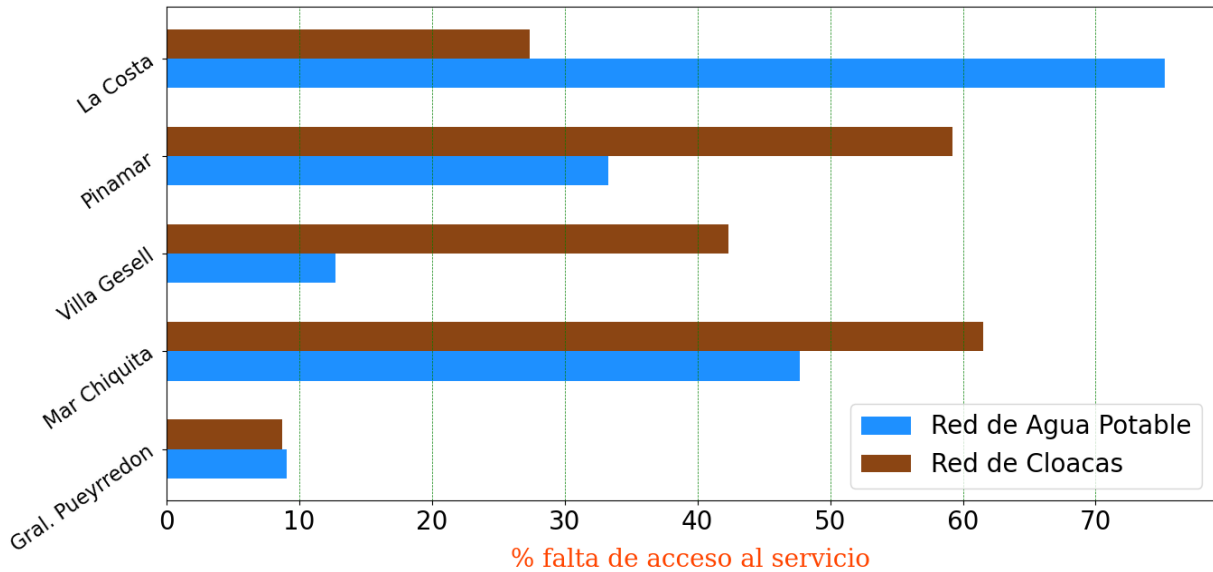


Figura 3.15. Porcentaje de habitantes con falta de acceso a los servicios básicos de agua potable y red de cloacas para los 5 municipios más septentrionales del litoral bonaerense. Fuente: elaboración propia a partir de datos de Juárez et al., (2017).

Por último, la red de distribución eléctrica abarca el 100 % de la zona urbana del municipio, en todas sus localidades. La red de suministro actual presenta una capacidad de 45 mW/h, aunque se están desarrollando obras para incrementarla a 70 mW/h (POM, 2021).

3.5.2. Población y viviendas

El municipio de Villa Gesell, según datos definitivos del Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2022²⁰, cuenta con 37.463 habitantes (INDEC, 2023). El crecimiento demográfico ha sido sostenido en las últimas 4 décadas, suponiendo un incremento del 232 % desde 1980 hasta la actualidad (Tabla 3.5; Fig. 3.16) (INDEC, 1982, 1992, 2001, 2010, 2023). Asimismo, en el período intercensal 2010-2020, el crecimiento poblacional representó un 18,1 %. Si bien no se cuenta con datos del último censo discriminados por localidad, para el relevamiento del año 2010 el total de la población se

²⁰ Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2022. Disponible en: <https://censo.gob.ar/> [última visita: 02/01/2024].

distribuía según un 93 % en Villa Gesell, un 6 % en Mar Azul y un 1 % en las restantes localidades (Mar de Las Pampas y Las Gaviotas) (INDEC, 2010).

Tabla 3.5. Cantidad total de habitantes registrados para el municipio de Villa Gesell durante los últimos 5 censos nacionales. Fuente: elaboración en base a datos de INDEC (1982, 1992, 2001, 2010, 2023).

CENSO	Población Total [habitantes]
1980	11.632
1991	16.012
2001	24.282
2010	31.730 *
2022	37.463

* 93 % Villa Gesell; 6 % Mar Azul; 1% Otras Localidades



Figura 3.16. Evolución de la población registrada para el municipio de Villa Gesell durante los últimos 5 censos nacionales. Fuente: elaboración propia en base a datos de INDEC (1982, 1992, 2001, 2010, 2023).

La cantidad de viviendas particulares registradas ha incrementado de 20.748 a 28.693 entre los censos de 2010 y 2022, respectivamente, suponiendo un aumento del 38 %. A la vez, del total registrado para 2022, tan sólo el 49 % demostró una ocupación

efectiva al momento de la realización del censo (14.118 viviendas). La tasa de ocupación del municipio se encuentra muy por debajo del promedio provincial, el cual registra un 88 % de viviendas ocupadas.

La densidad poblacional actual del municipio es 234 hab/km². Para el año 1980, esta magnitud era aproximadamente el doble de lo observado a nivel provincial con 72 y 35 hab/km², respectivamente. Sin embargo el crecimiento sostenido del municipio ha llevado a que actualmente la densidad de Villa Gesell represente un 309 % más que el promedio de la provincia de Buenos Aires (57 hab/km²) (Fig. 3.17). Más aún, si sólo se considera la superficie urbanizada del municipio (20 km²) (POM, 2021), la densidad poblacional registrada en el año 2022 asciende 1.930 hab/km².

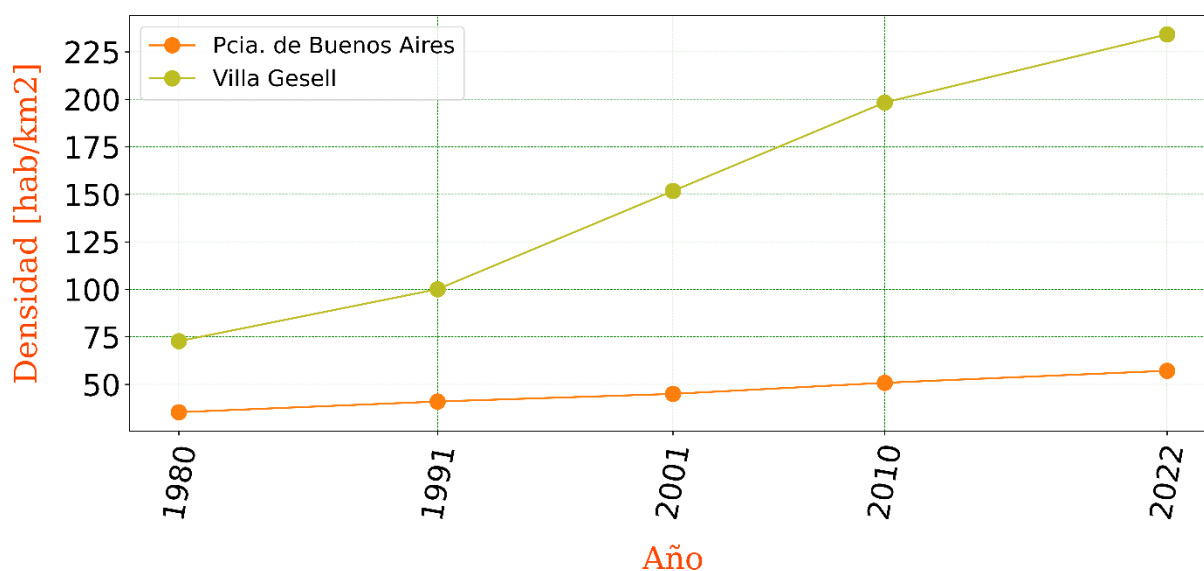


Figura 3.17. Evolución de la densidad poblacional para el municipio de Villa Gesell y para la provincia de Buenos Aires durante los últimos 5 censos nacionales. Fuente: elaboración propia en base a datos de INDEC (1982, 1992, 2001, 2010, 2023).

El crecimiento intercensal de Villa Gesell para el período 2010-2022 fue de 1,8 % anual, representando el valor más bajo registrado en las últimas cuatro décadas. Para los períodos 1980-1991 y 2001-2010 este valor estuvo en torno al 3,4 % anual, mientras que para el período 1991-2001 el crecimiento intercensal anual registrado fue del 5,2 % (Fig. 3.18). Asimismo, Villa Gesell se ha posicionado históricamente por encima de los

porcentajes de crecimiento observados a escala provincial, los cuales se han estimado entre el 1 % y el 1,4 % desde 1980 hasta la actualidad (INDEC, 1982, 1992, 2001, 2010, 2023).

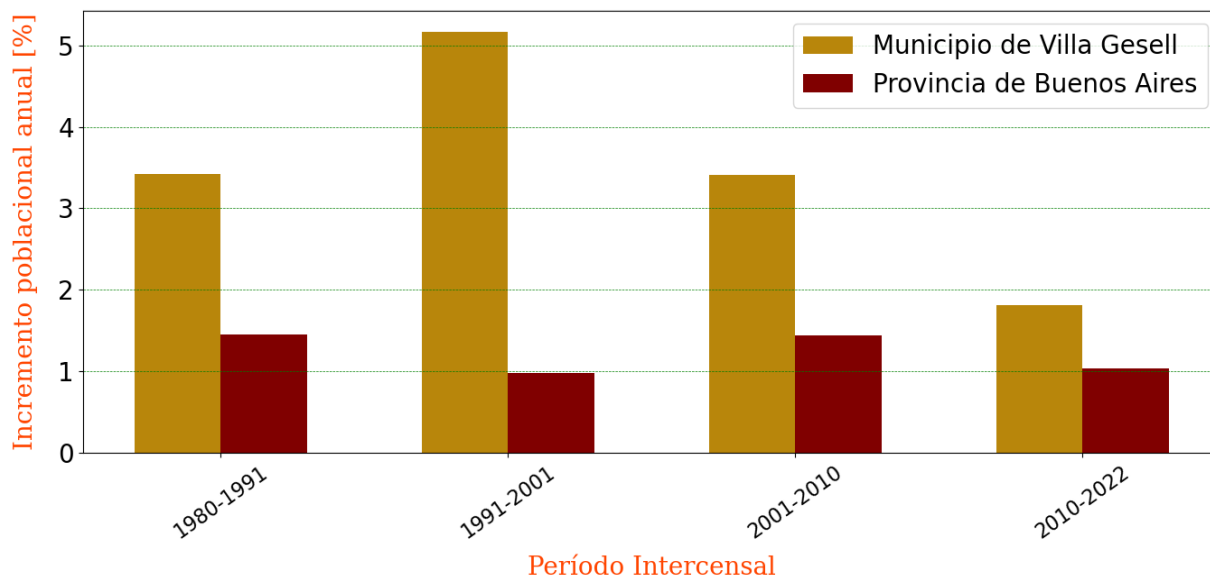


Figura 3.18. Incremento poblacional anual porcentual para el municipio de Villa Gesell y para la provincia de Buenos Aires durante los últimos 4 períodos intercensales. Fuente: elaboración propia en base a datos de INDEC (1982, 1992, 2001, 2010, 2023).

La variación intercensal observada entre los años 1980 y 2022 ubica a Villa Gesell dentro de los 10 municipios con más crecimiento registrado a nivel provincial. Para un total de 135 municipios, Villa Gesell se ubicó en el 10° valor de crecimiento para el período 1980-1991, y en el 5° valor para 1991-2001 y para 2001-2010, siendo sólo superado por municipios correspondientes a la región del AMBA. Para el período 2010-2022 Villa Gesell se ubicó en el puesto 19° respecto de los restantes municipios de la provincia.

3.5.3 Turismo

El turismo representa la principal actividad económica del municipio, impactando directa o indirectamente sobre otros sectores económicos tales como los de construcción, hotelería y gastronomía, comercio, servicios inmobiliarios (POM, 2021). En la provincia de Buenos Aires, cerca del 80 % de las plazas hoteleras y parahoteleras se concentra en la

Costa Atlántica, siendo la localidad de Villa Gesell el segundo destino con mayor oferta por detrás de la ciudad de Mar del Plata e integrando el Corredor Turístico Atlántico Bonaerense junto con los municipios de La Costa, Pinamar, Mar Chiquita, General Pueyrredon y General Alvarado, todos interconectados por la Ruta Provincial Interbalnearia N° 11. Asimismo, entre los años 2006 y 2019, Villa Gesell se mantuvo en el cuarto lugar a escala nacional en cuanto a oferta de plazas hoteleras por detrás de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Mar del Plata y San Carlos de Bariloche, y superando a importantes destinos turísticos como Villa Carlos Paz, Salta, Mendoza y Termas de Río Hondo (PFETS, 2020).

El municipio de Villa Gesell cuenta con cerca de 30.000 plazas de alojamiento distribuidas en hoteles, hosterías, hostels, cabañas, aparts, departamentos con servicios y campings (Tabla 3.6). El 75 % de estas plazas se encuentran en la localidad de Villa Gesell, mientras que Mar de Las Pampas y Las Gaviotas concentran casi la totalidad de la oferta restante. A la vez, el municipio cuenta con 41 Unidades Turísticas Fiscales (UTF) que representan los servicios de sombra y gastronomía de las concesiones balnearias de playas; 39 de estos se emplazan sobre el borde costero de la localidad de Villa Gesell, 1 en Mar de Las Pampas y el restante en Mar Azul (datos proporcionados por la STVG y actualizados a enero de 2023).

Tabla 3.6. Cantidad de plazas de alojamiento para las distintas localidades del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaborado a partir de datos aportados por la STVG (actualizados a enero de 2023)

Localidad	Cantidad de plazas	Porcentaje de plazas [%]
Villa Gesell	22.227	75,3
Mar de Las Pampas	3.392	11,5
Las Gaviotas	3.114	10,6
Mar Azul	783	2,6
Total	29.516	100

El municipio cuenta con 49.086 partidas inmobiliarias registradas por la Dirección de Catastro, lo que supone una población potencial de 196.344 habitantes a un promedio de 4 habitantes por partida. De la sumatoria de las plazas hoteleras, la población potencial en

viviendas de población estable y la población en viviendas de alquiler por temporada, se obtiene una población máxima potencial de 225.860 habitantes en momentos de máxima ocupación turística (POM, 2021). Partiendo de los datos demográficos presentados en la sección anterior y ante un total de 37.463 habitantes en el municipio, la población turística máxima potencial representa casi el 500 % de la población estable en momentos de máxima ocupación.

El principal producto turístico que ofrece el municipio son sus playas, signando los patrones de oferta y demanda bajo una marcada estacionalidad de la actividad que se relacionan con el clima y con los períodos vacacionales (Fig. 3.19). Los meses de enero y febrero representan niveles de demanda turística que se encuentran un 320 % y un 280 % por encima del promedio anual. De esta manera, Villa Gesell se encuentra categorizada como un destino de Alta Estacionalidad. Asimismo, esto genera que la oferta laboral también presente una marcada estacionalidad representando para el mes de enero un 180 % más que para el resto del año (SDE, 2022).

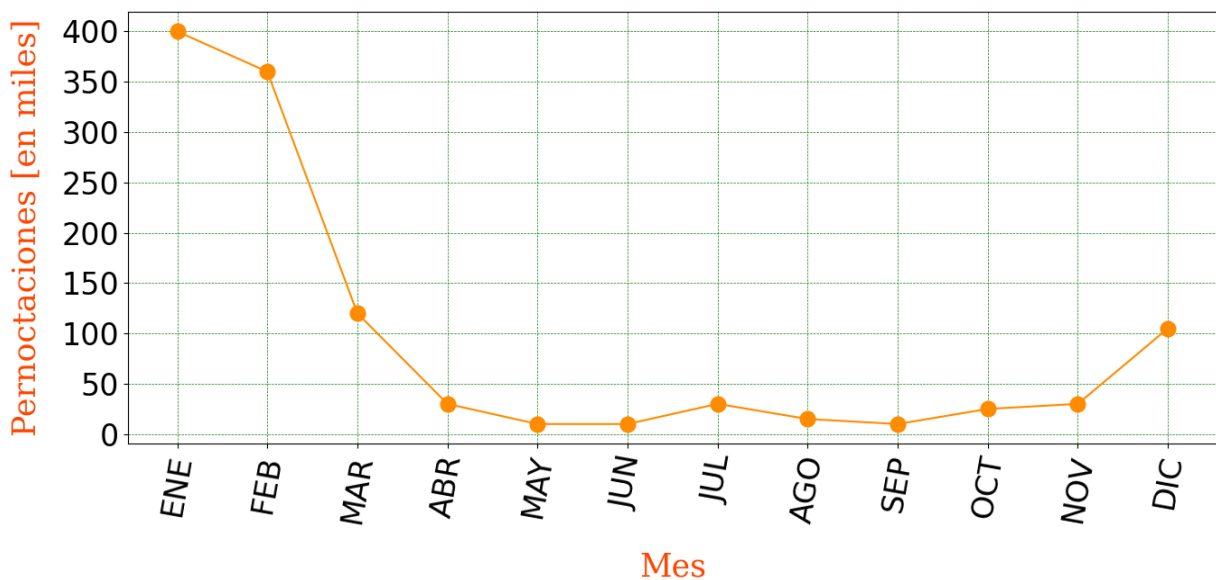


Figura 3.19. Pernoctaciones promedio para el período 2015-2019 en establecimientos hoteleros del municipio de Villa Gesell. Fuente: elaboración propia en base a datos de EOH.

Partiendo de datos aportados por la Secretaría de Turismo del municipio de Villa Gesell (actualizados a marzo de 2023), la estancia promedio para las temporadas estivales

20/21, 21/22 y 22/23 fue de entre 4 y 7 días para más del 65 % de los turistas (Fig. 3.20). Asimismo, cerca del 40 % se alojó en viviendas de alquiler, el 30 % representó a propietarios de viviendas particulares, y el 25 % utilizó los servicios de hotelería y parahotelería.

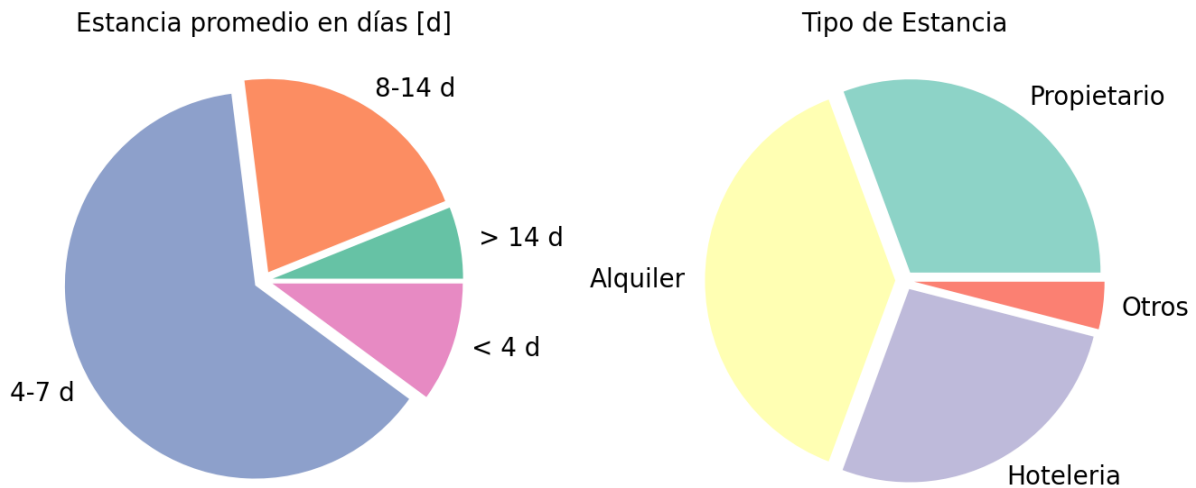


Figura 3.20. Estancia promedio en días y promedio del tipo de establecimiento de la estancia para turistas del municipio de Villa Gesell durante las temporadas estivales 20/21, 21/22, 22/23. Fuente: elaboración propia a partir de datos aportados por la STVG (actualizados a marzo de 2023)

A excepción de la temporada 20/21, signada por la baja en la afluencia turística por motivo de la pandemia de COVID-19, el municipio de Villa Gesell ha presentado en los últimos años porcentajes de ocupación general superiores al 90 % en los meses de enero y febrero. Asimismo, el promedio de ocupación de espacios de sombra en las UTFs fue superior al 75 % (Fuente: STVG).

La distribución promedio de la afluencia turística total para la temporada se concentra según el 40 % en enero, el 35 % en febrero, y el 25 % en diciembre (Tabla 3.7). Asimismo, para la temporada estival 22/23, el total de visitas superó los 2,04 millones de turistas, representando el récord histórico para el municipio. Esta afluencia significó porcentajes promedio de ocupación del 100 % para las localidades del sur (Mar de Las

Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul) y cercanos al 90 % para Villa Gesell para los meses de enero y febrero (Fig. 3.21).

Tabla 3.7. Cantidad de turistas que visitaron el municipio de Villa Gesell durante los meses de diciembre, enero y febrero de las temporadas 20/21, 21/22 y 22/23. Fuente: Elaborado a partir de datos aportados por STVG (actualizados a marzo de 2023).

Año	CANTIDAD DE TURISTAS				PORCENTAJE [%]		
	DIC	ENE	FEB	TOTAL	DIC	ENE	FEB
2020/2021	296.000	404.000	360.000	1.060.000	28	38	34
2021/2022	470.000	800.000	730.000	2.000.000	24	40	36
2022/2023	350.000	850.000	840.000	2.040.000	17	42	41

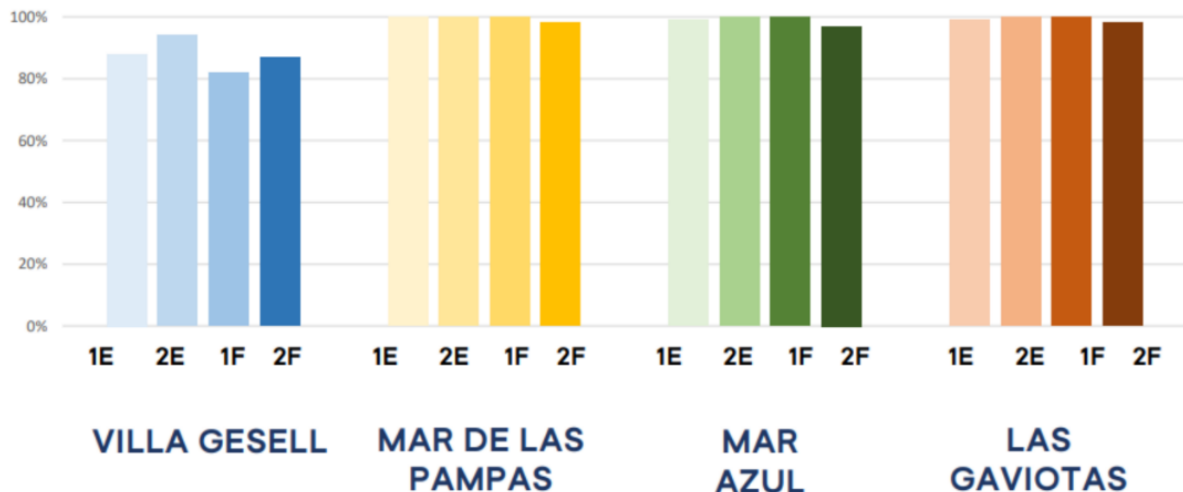


Figura 3.21. Porcentaje de ocupación quincenal (1 y 2 quincena) de establecimientos hoteleros y para-hoteleros durante enero (E) y febrero (F) de 2023. Fuente: elaboración propia a partir de datos aportados por la STVG (actualizados a marzo de 2023).

3.6. ASPECTOS FÍSICO-NATURALES

3.6.1. Topografía

El sudeste de la provincia de Buenos Aires se presenta como una extensa planicie desarrollada a partir de la fluctuación Holocena del nivel del mar que afectó a los terrenos bajos de la Cuenca del Río Salado. En el sector donde hoy se ubica el área de estudio, se emplazó un extenso sistema de barrera denominado Barrera Medanosa Oriental (ver sección 3.6.5. Geomorfología regional), superponiéndose sobre antiguas lagunas costeras y marismas de agua dulce. Más al sur, la Barrera Medanosa Austral se conformó sobre antiguos acantilados labrados sobre sedimentos Plio-Pleistocenos (Isla et al., 2001). Ambas barreras, ubicadas en el borde costero atlántico, se encuentran únicamente interrumpidas por las estribaciones del sistema serrano de Tandilia, que junto con el de Ventania aparecen como los únicos rasgos topográficos destacables a escala regional (Fig. 3.22).

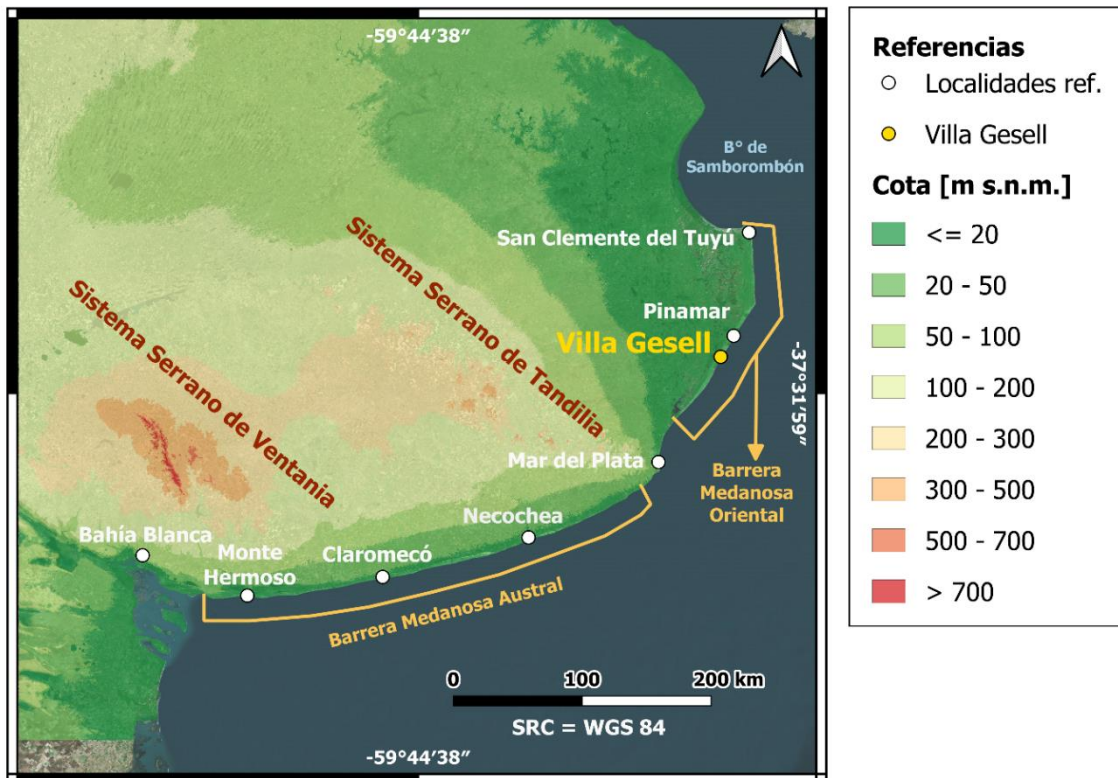


Figura 3.22. Topografía del sudeste bonaerense. Se incluye la ubicación puntual del municipio de Villa Gesell (amarillo), así como de localidades de referencia. Las cotas se expresan en metros sobre el nivel del mar (s.n.m.). Fuente: elaboración propia a partir de datos de IGN (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

De esta manera, Villa Gesell queda ubicado, a nivel regional, dentro de una extensa planicie baja de escasa topografía, únicamente interrumpida por la cadena de médanos en su sector oriental. Para el área de estudio, la información topográfica antecedente se encuentra principalmente contenida en la Carta Topográfica 3757-22-3 "Villa Gesell" (Escala 1:50.000) del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 1956). Sin embargo, la alta movilidad de los campos de dunas y la imposibilidad de cartografiarlos ha llevado a que los relevamientos topográficos no hayan sido elaborados para los sectores de barrera, generando una falta de información para la zona.

3.6.2. Ecorregiones

El concepto de ecorregión desarrollado por Burkart et al. (1999), se establece teniendo en cuenta la uniformidad en las condiciones geomorfológicas, climáticas, topográficas, ecológicas y fitogeográficas de un determinado territorio geográficamente definido. Estos autores han categorizado al territorio nacional en 18 grandes complejos, determinando que el sudeste de la provincia de Buenos Aires se corresponda a la Ecorregión Pampa, donde se ubica enteramente el área de estudio (Fig. 3.23). Particularmente, el área de estudio se encuentra en la zona de transición entre este complejo y la Ecorregión Mar Argentino.

Esta región, también llamada llanura o pradera pampeana, ocupa una superficie total de aproximadamente 40 millones de hectáreas, representando el ~8 % del territorio nacional (Burkart et al., 1999). Se conforma de sedimentos superficiales predominantemente continentales y de procesamiento eólico, con texturas arenosas predominando en el sector costero. El relieve es escaso y suave, a excepción de los sistemas serranos de Tandilia y Ventania, con cotas máximas de aproximadamente 500 y 1.200 m s.n.m. (sobre el nivel del mar), respectivamente. El clima es templado-húmedo a sub-húmedo con veranos cálidos. Las lluvias, aproximadamente equidistribuidas a lo largo del año, varían entre los 700 mm y los 1.000 mm. La temperatura media anual oscila entre los 15 °C y los 18 °C. La red hidrográfica tiene escaso desarrollo, a excepción de los numerosos arroyos que parten de

los sistemas serranos. Presenta un extenso sistema de lagunas de agua dulce o salobre, a veces encadenadas entre sí, con relieves planos de drenaje impedido y sujetos a anegamientos periódicos (Scarpati y Capriolo, 2013). Los suelos presentan altos contenidos de materia orgánica y de nutrientes, con horizontes sub-superficiales arcillosos (Burkart et al., 1999).

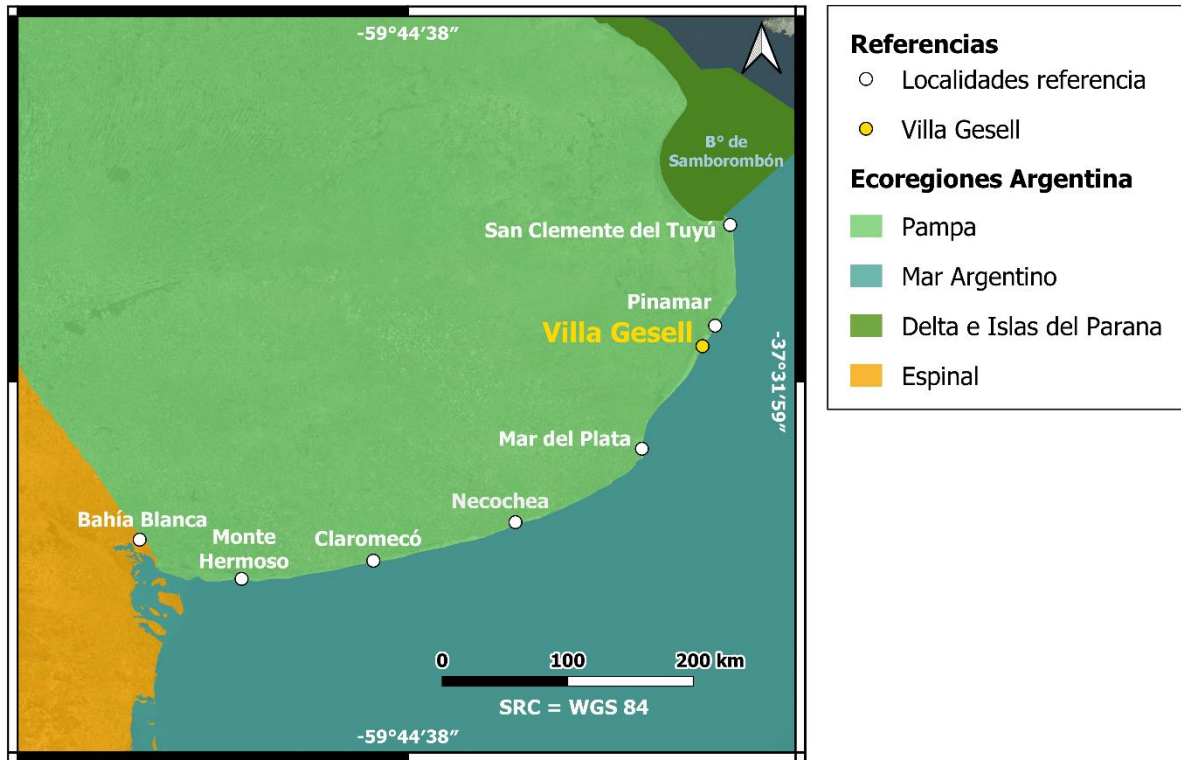


Figura 3.23. Grandes eco-regiones presentes en el sudeste bonaerense. Se incluye la ubicación puntual del municipio de Villa Gesell (amarillo), así como de localidades de referencia. Fuente: elaboración propia a partir de datos de IDERA y Burkart et al. (1999) (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

Dentro de esta gran ecorregión, Villa Gesell se ubica dentro de la sub-región correspondiente a la Pampa Deprimida (Tricart, 1973). Diversos autores han caracterizado esta región destacando como rasgos fundamentales su relieve extremadamente llano y bajo con un suave declive hacia el este, la ausencia de un sistema de drenaje desarrollado, la baja conductividad de los suelos arcillosos y la recurrencia de anegamientos (Difrieri, 1958). Asimismo, la barrera de dunas costeras se destaca como el único rasgo topográfico que

interrumpe la monotonía del paisaje de llanuras y bajos pampeanos (Dadon y Matteucci, 2006). En la zona costera, dadas las características del sustrato, la red hidrográfica superficial es inexistente. Palese de Torres (1958) destacó la ausencia de arroyos o cursos de aguas superficiales que seccionen la cadena de dunas desde el Cabo San Antonio, cercano a la localidad de San Clemente del Tuyú, hasta 180 km al sur del mismo, en la boca de la albufera de Mar Chiquita.

3.6.3. Geología regional

Desde el punto de vista geológico, el área de estudio se encuentra ubicada en el sector más austral de la provincia geológica denominada Cuenca del Salado, perteneciente a la Gran Región Geológica Llanura Oriental (Ramos, 1999). Esta cuenca se presenta como una gran cubeta de depositación sedimentaria, de forma alargada y extendida en sentido NNO-ESE desde el norte de la provincia de Buenos Aires hasta penetrar en la Plataforma Continental Argentina al sudeste de la Bahía de Samborombón (Parker y Violante, 1990). Según Roller (1975), esta cuenca geológica se generó durante tiempos jurásico-cretácicos como producto del fallamiento que acompañó el fracturamiento de Gondwana y la separación de América y África. Esta gran cubeta evolucionó colmatándose durante el Cretácico y el Cenozoico hasta alcanzar su configuración actual.

De acuerdo con Bracaccini (1972) la Cuenca del Salado se caracteriza por: 1.- la carencia de afloramientos previos al Cuaternario; 2.- un gran desarrollo vertical de sucesiones sedimentarias del Paleozoico inferior, el Mesozoico y el Terciario; 3.- el carácter principalmente continental de esos sedimentos con una gran uniformidad estratigráfica; y 4.- la evidencia de procesos erosivos asociados a movimientos de edad triásica y más modernos que originaron la desaparición parcial de la secuencia paleozoica. Su columna sedimentaria tiene más de 6.000 m de espesor y cubre un área de aproximadamente 80.000 km² (Parker, 1979).

Siguiendo lo propuesto por Violante et al. (2001), en la zona central más deprimida de la Cuenca del Salado, se ubican la Llanura Pampeana y la Llanura Costera. La Llanura

Pampeana es la superficie situada en cotas superiores a los 5 m s.n.m., no cubierta por depósitos litorales del Holoceno. En su borde oriental se destaca un cambio de pendiente de no más de 1 m que la separa de la terraza baja. Presenta un diseño irregular signado por los rasgos sobresalientes de la línea de costa al momento del máximo transgresivo del Holoceno. Esta llanura se encuentra principalmente compuesta por limos loessoides generados por acción eólica y que fueron agrupados en la Fm. General Madariaga por Dangavs (1977).

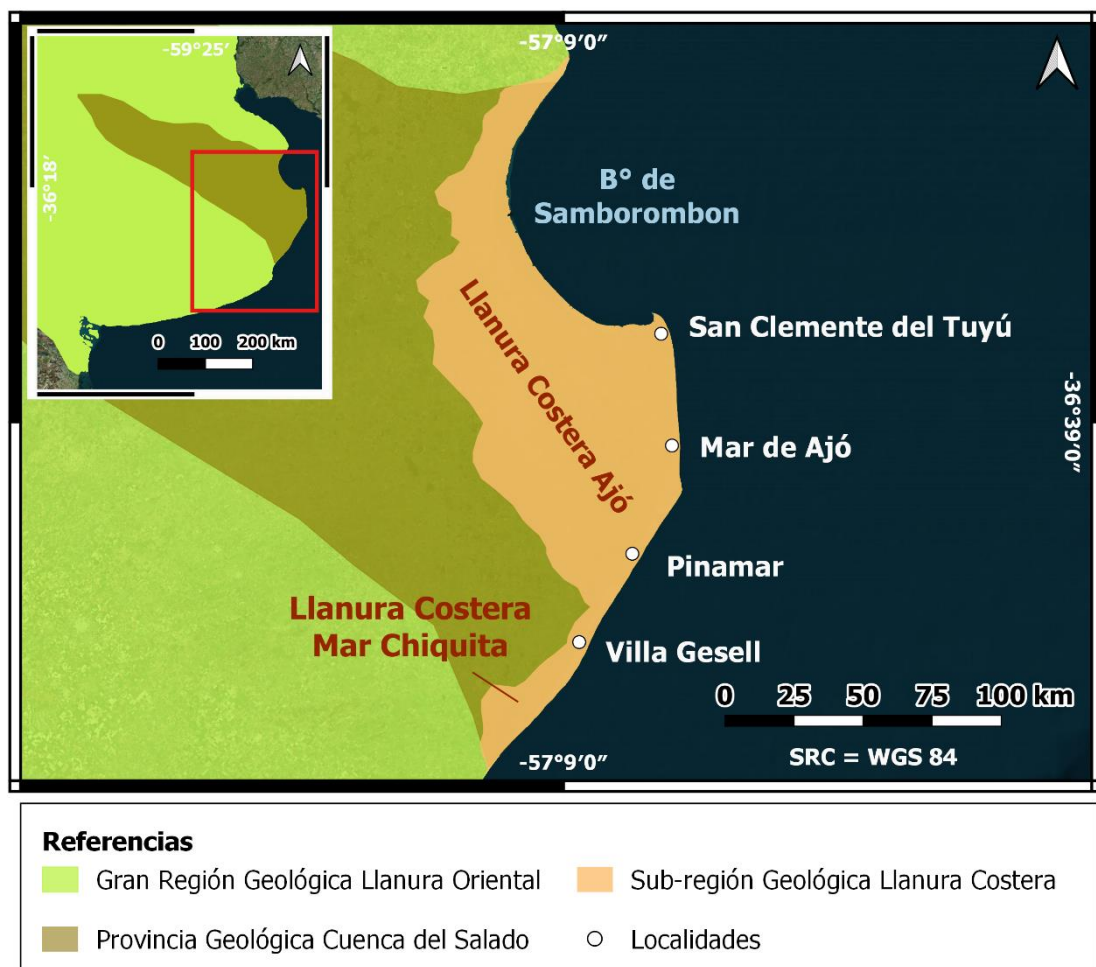


Figura 3.24. Ubicación de la localidad de Villa Gesell, así como otras localidades de referencia, en la Sub-región Geológica Llanura Costera. Fuente: elaboración propia a partir de Ramos (1999) y Violante et al. (2001). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

La Llanura Costera, por otro lado, presenta un relieve llano, ligeramente ondulado con muy baja pendiente hacia el este (menor al 0,1 %), donde la cadena de dunas aparece

como el único rasgo que interrumpe la monotonía del paisaje. El escaso desarrollo topográfico, en conjunto con una intensa dinámica sedimentaria y con las fluctuaciones del nivel del mar ocurridas con posterioridad a la última glaciación, permitieron que grandes extensiones del terreno se vieran afectadas por procesos costeros. De esta manera, esta sub-región representa a la cuña sedimentaria costera del Holoceno que dio origen a extensos ambientes y sistemas de barrera, cordones de playas, llanuras de mareas y albuferas. Esta sub-región se encuentra subdividida en dos áreas: la primera de ellas entre Punta Rasa y el sur de Pinamar, caracterizada por un declive topográfico hacia el norte en sentido meridional que cambia al este en la zona interior de la bahía (Llanura Costera Ajó); y, en segundo lugar, desde un paleocabo situado aproximadamente donde se ubica actualmente Villa Gesell hasta la albufera de Mar Chiquita, con pendiente hacia el suroeste (Llanura Costera Mar Chiquita) (Violante et al., 2001; Fig. 3.24).

3.6.4. Estratigrafía

Para el sector de barrera comprendido entre Punta Rasa, cercano a la localidad de San Clemente del Tuyú, y la albufera de Mar Chiquita, diversos autores han descrito una secuencia caracterizada por la presencia de un sustrato pleistoceno discordante respecto de las formaciones geológicas holocenas suprayacentes (Fig. 3.25).

El sustrato pleistoceno está conformado principalmente por paleosuelos correspondientes a las formaciones Buenos Aires (Kraglievich, 1952), Lomauquén, Canal 5, Pozo N° 4 y N° 10 (Parker, 1979). La Fm. Buenos Aires se destaca por sus sedimentos loésicos y limo-loésicos de origen eólico característicos de los ambientes continentales de la región Pampeana y con espesores de hasta 9 m; las restantes formaciones alternan espesores máximos de entre 10 y 14 m de arenas finas a medianas en matrices arcillosas y limosas con presencia de material biogénico representado mayoritariamente por valvas de conchillas (Parker y Violante, 1990).

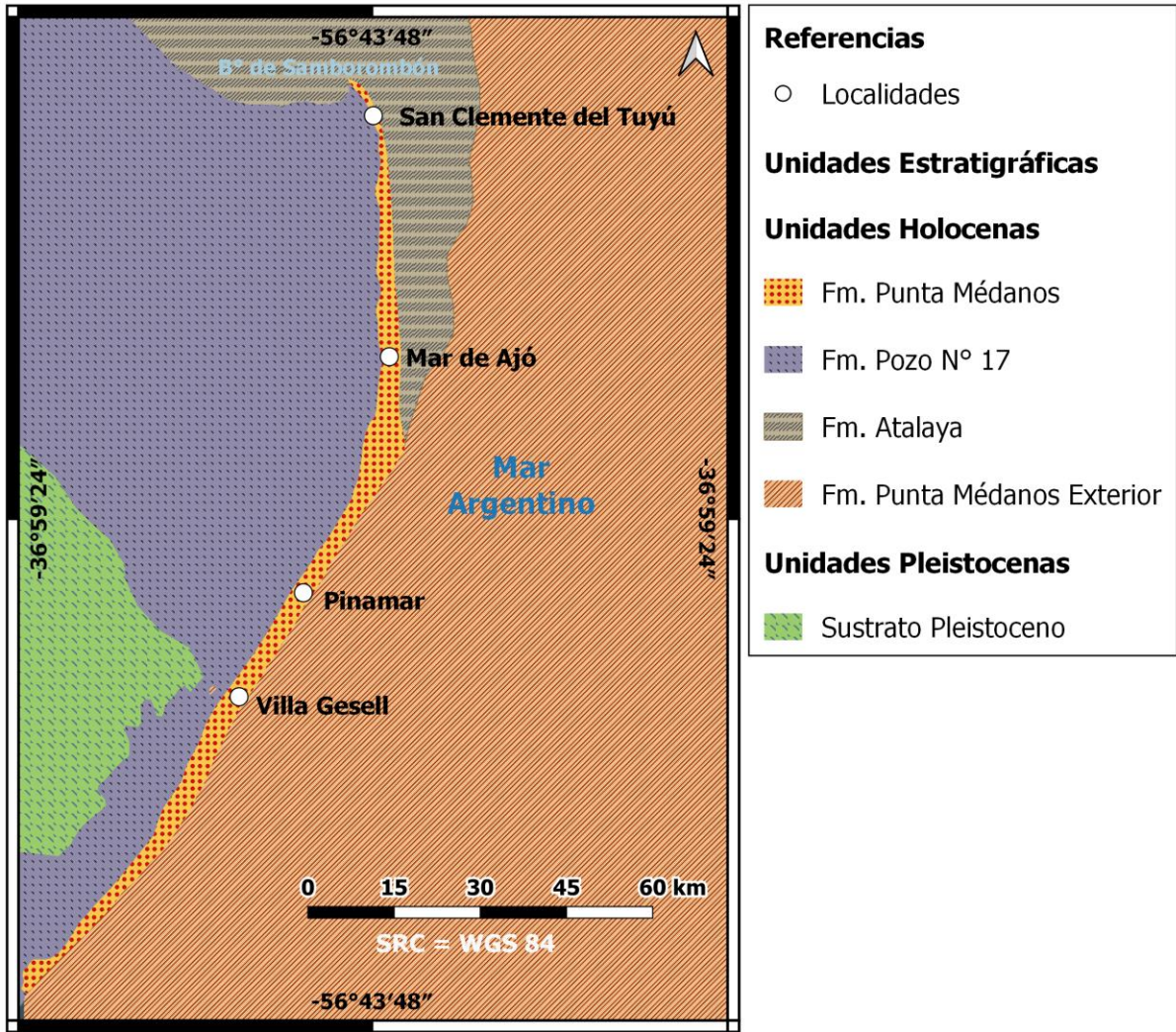


Figura 3.25. Ubicación de la localidad de Villa Gesell, así como otras localidades de referencia, respecto de las unidades estratigráficas regionales de superficie. Fuente: elaboración propia a partir de Scalise y Schnack (2007).

Los estratos superiores, correspondientes a los períodos deposicionales holocenos, se encuentran representados por cinco formaciones principales (Fig. 3.26):

1. La Fm. Atalaya (Parker, 1985), representada por sedimentos arcillosos con intercalaciones de conchillas y abundante materia orgánica. Presenta un espesor de hasta 30 m y corresponde al relleno del antiguo cauce del Río de La Plata durante el evento transgresivo del Holoceno. Se desarrolla en el ámbito de la Bahía de Samborombón y en la plataforma interior vecina al sector de barrera comprendido entre Punta Rasa y Punta Médanos.

2. La Fm. Pozo N° 8 (Parker, 1979), constituida por las Facies La Victoria y Pinamar, presenta intercalaciones de arenas finas a gruesas con predominancia de medias, con abundantes restos de conchillas y materia orgánica. Se apoya sobre el sedimento pleistoceno y es sobrepuesta por la Fm. Pozo N° 17. Alcanza un espesor de hasta 10 m en la zona del Faro Querandí.

3. La Fm. Pozo N° 17 (Parker, 1979) se subdivide en tres facies: Mar de Ajó, Pto. Del Tigre y La Ernestina. La Facies Mar de Ajó, siendo la más representativa del cordón costero, está integrada por arenas con abundante conchilla y grava, con materia abundante orgánica. Se desarrolla en todo el ámbito de las cuencas marinas holocenas al norte y al sur de Villa Gesell. Se apoya sobre diferentes términos de la Fm. Pozo N° 8 y es sobrepuesta por la Fm. Punta Médanos. El espesor general es de 2 m, aunque puede alcanzar espesores de hasta 7 m.

4. La Fm. Punta Médanos (Parker, 1979) se compone de arenas finas y medianas con restos de conchillas que conforman típicamente a las dunas costeras del sector de estudio. Se extienden sin interrupción desde Punta Rasa hasta la desembocadura de la albufera de Mar Chiquita, con anchos de hasta 4 km paralelas al borde costero. Se superpone a las facies Mar de Ajó y puede alcanzar un espesor aproximado de hasta 20 m. Otros autores la han denominado Fm. Faro Querandí (Schnack *et al.*, 1982).

5. La Fm. Punta Médanos Exterior (Parker y Violante, 1982), compuesta de arenas medianas y finas con restos de conchilla se desarrolla en la plataforma interior vecina a la costa desde Punta Médanos hacia el sur, conformando sistemas de barras alineadas en dirección N-S. Los extremos de las barras se disponen en sentido NE-SO y desaparecen gradualmente al llegar a profundidades mayores a 30 m. Yace sobre sustratos de diversas edades ya sea holocenos como pleistocenos.

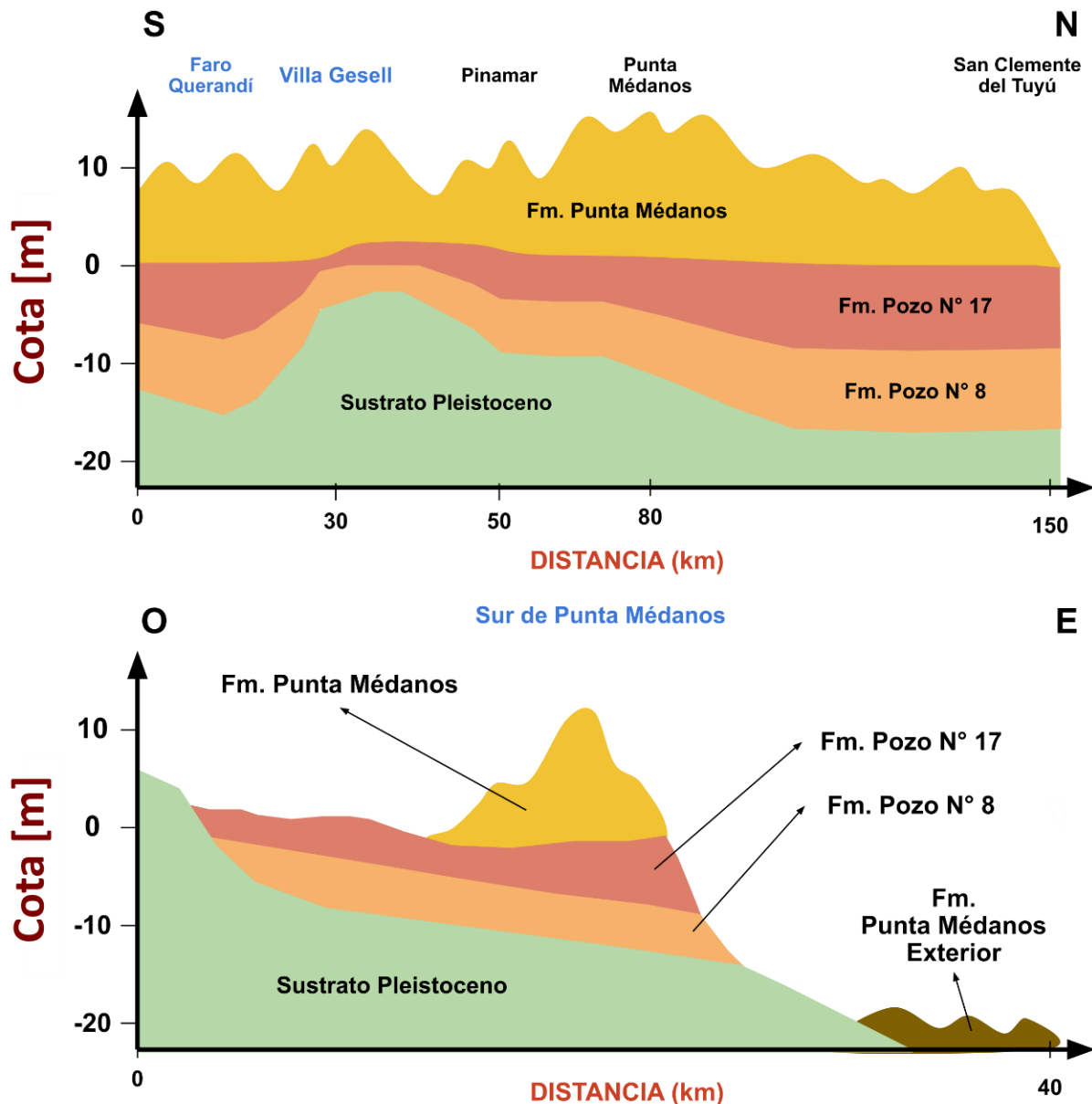


Figura 3.26. Perfiles lito-estratigráficos esquemáticos. Arriba = perfil N-S entre Punta Rasa y la zona del Faro Querandí; Abajo = perfil O-E para el sector de barrera comprendido al sur de Punta Médanos. Fuente: redibujado a partir de Violante et al. (2001), y Scalise y Schnack (2007).

3.6.5. Geomorfología regional

Desde el punto de vista geomorfológico, se reconocen dos unidades mayores dentro de la sub-región geológica Llanura Costera (Fig. 3.27). Hacia el oeste se emplaza, con un relieve deprimido, la planicie interior, integrada por cordones litorales holocenos de escasa topografía que alternan con cuerpos de agua permanentes o temporarios. Sus gradientes

topográficos son muy bajos, con pendientes que oscilan entre 0,14 % y 0,36 %, promoviendo la inexistencia de un sistema de drenaje superficial (Parker, 1979).

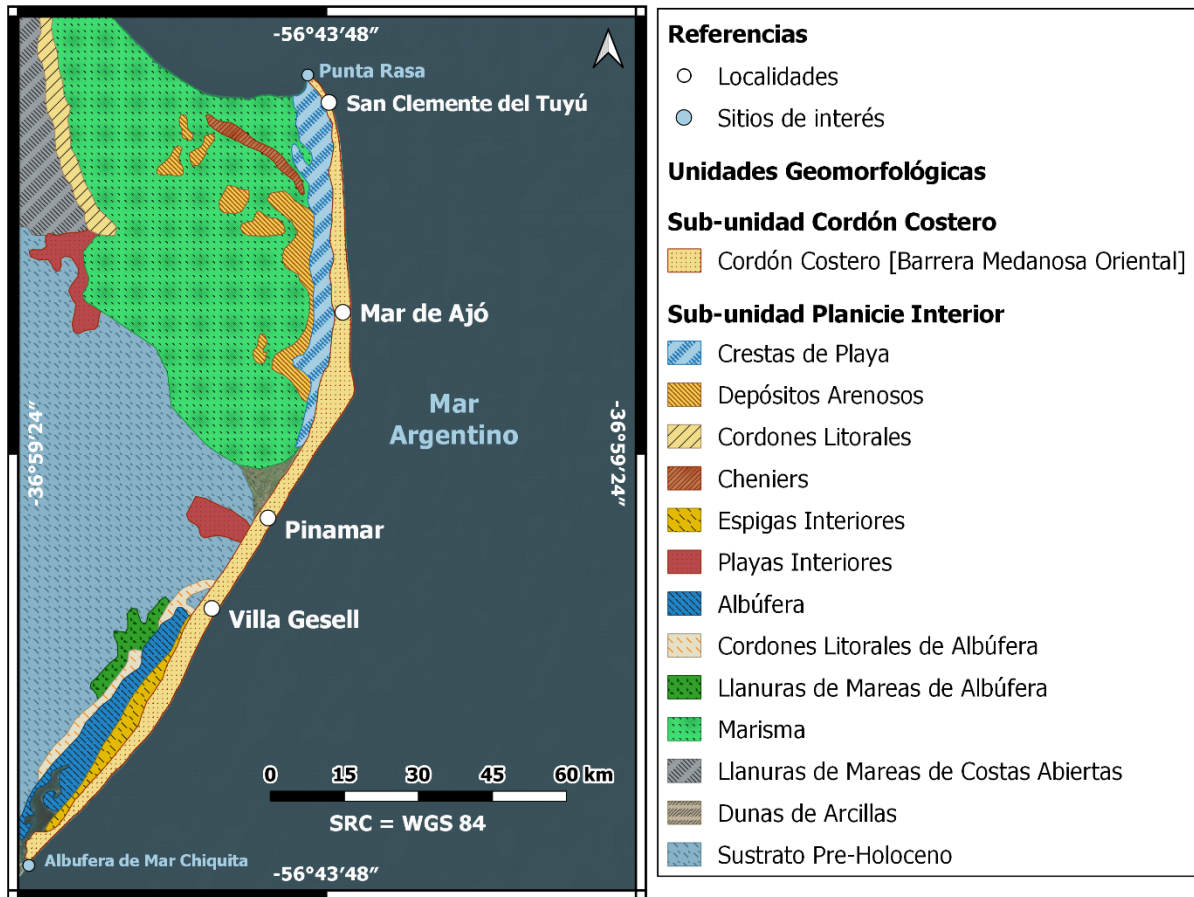


Figura 3.27. Ubicación de la localidad de Villa Gesell, así como otras localidades de referencia, respecto de las unidades y sub-unidades geomorfológicas regionales. Se destacan Punta Rasa y la desembocadura de la Albufera de Mar Chiquita como límites de la Barrera Medanosas Oriental. Fuente: elaboración propia a partir Violante et al. (2001). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

Hacia el este, sector donde se ubica enteramente el área de estudio, se emplaza un sector de barrera conformado por sedimentos eólicos y litorales que se extiende desde Punta Rasa hasta la desembocadura de la Albufera de Mar Chiquita. Geomorfológicamente se reconoce a este sistema como Barrera Medanosas Oriental (Isla et al., 2001; Fig. 3.27). Desde el punto de vista geológico, esta barrera está comprendida por la Fm. Punta Médanos, de edad Holoceno superior pero con desarrollo actual, presentando un ancho variable de entre 1.500 y 4.000 m. Infrayaciendo estos depósitos se encuentran sedimentos

costero-marinos en facies arenosas con conchillas de moluscos y rodados, y fangosas con materia orgánica y valvas de moluscos, correspondientes al incremento postglacial del nivel del mar y oscilando entre los 7.000 y 3.000 años de antigüedad (Parker, 1979).

El origen del sector de barrera y de los ambientes costero-marinos responde a los procesos transgresivos-regresivos Holocenos que promovieron la acumulación sedimentaria, con depósitos de playas y médanos como las facies sedimentarias más comunes. El prisma de acreción generado se presenta en clara discordancia sobre los depósitos del Pleistoceno y su distribución responde al paleorelieve heredado y a los diversos procesos geomorfológicos actuantes durante su evolución (Scalise y Schnack, 2007). Según Codignotto (1997) este sector de barrera se presenta como el sistema progradacional más importante de Argentina.

3.6.5.1. Sistemas playa-duna

La Barrera Medanosa Oriental, en tanto representa la sub-unidad geomorfológica determinada por el cordón costero (Fig. 3.27) se encuentra conformada por dos ambientes, playas y dunas, que conforman un sistema dinámico. Partiendo de la clasificación de Teruggi (1959), las playas son categorizadas como costas de construcción (sin barrancas y con playa arenosa). Sus parámetros morfológicos, granulométricos y mineralógicos generales fueron descritos originalmente por Mazzoni (1977).

El sector de playas correspondiente al área de estudio ha sido descrito por Violante (1988), identificando dos áreas con características disímiles. En la primera sección, ubicada entre Villa Gesell y Mar Azul, se han identificado anchos de playa medios de entre 75 y 100 m, con un perfil “quebrado” que diferencia una playa distal sub-horizontal de una playa frontal con pendientes de hasta 3°. El punto de diferenciación entre estos sub-ambientes es una berma bien marcada. Asimismo, hacia el oeste de la playa distal se genera un cambio de pendiente abrupto en la transición hacia el sistema de dunas. Las arenas características

son de granulometrías finas a medianas con presencia de conchillas, y es frecuente la presencia de cúspides de playa (*beach cusps*) (Fig. 3.28).



Figura 3.28. Playa ubicada en el norte de la localidad de Villa Gesell. La presencia de una berma conspicua divide a la playa frontal de la playa distal. Se observan algunas cúspides de playa y acumulaciones de conchillas. Fuente: imagen de archivo propio (noviembre de 2021).

La segunda sección, comprendida entre Mar Azul y el sector de la Reserva Natural Faro Querandí, fue descrita según anchos de playa de entre 100 y 150 m, con una berma discontinua o ausente. Sin embargo, de encontrarse presente, puede separar a la playa distal de la playa frontal con pendientes de hasta 5°. Las arenas son de finas a medianas con abundante conchilla y se extienden hacia los sistemas de barras longitudinales sumergidos que son descubiertos durante marea baja. En este sector las playas carecen de espaldón y gradan muy suavemente hacia la cadena de médanos (Violante, 1988; Fig. 3.29).

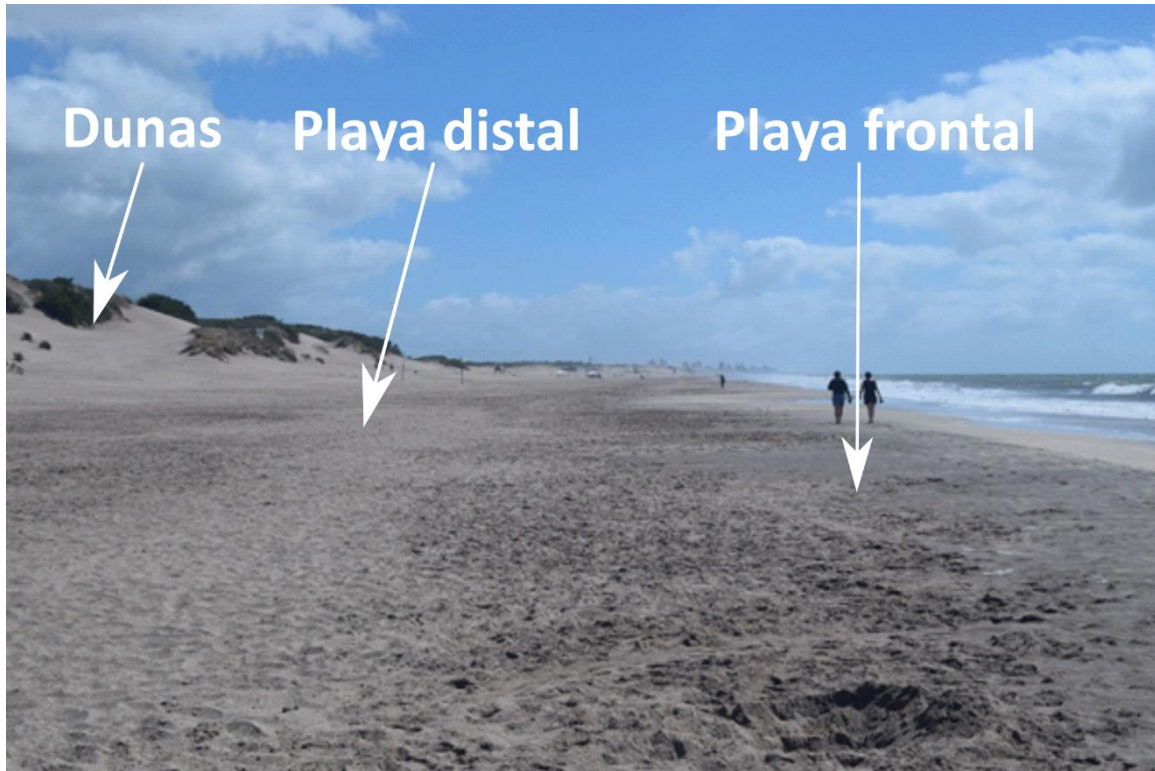


Figura 3.29. Sector de playa de la localidad de Mar Azul, con ausencia de una berma bien diferenciada. Fuente: imagen de archivo propio (diciembre de 2021).

La unidad conformada por la cadena de dunas se ubica directamente al oeste de las acumulaciones de playa que le dan origen, pudiendo alcanzar alturas máximas de hasta 40 m (Parker y Violante, 1990). Violante (1988) ha identificado para el sector de estudio dunas transversales, barjanas, crestas barjanoides, dunas parabólicas y dunas en matas. Posteriormente, Isla et al. (2001) identificaron médanos en estrella en el sector costero al norte de Villa Gesell. Las dunas presentan principalmente arenas medias, con granulometrías gruesas en sectores de deflación eólica (*blowouts*) y finas en las depresiones intermedanasas.

Schmidt y Lanfredi (1979) estimaron los volúmenes de arena movilizados en un sector de dunas de Pinamar, identificando un transporte hacia el continente de 70.000 m³/año y hacia el mar de 35.000 m³/año. Esto resulta en un balance positivo de 35.000 m³/año de transporte de arenas desde las playas hacia los sectores de dunas a partir los vientos intensos del cuadrante sur. Asimismo, Violante y Parker (1990) estimaron una

capacidad de transporte total de arena por efecto del viento del orden de los 150.000 m³/año, de los cuales cerca del 35 % se incorpora nuevamente al transporte por deriva litoral. Esto revela una importante pérdida de arena de las playas que se incorpora directamente a los sectores de dunas con diversos grados de fijación y no regresa al perfil de playa (Fig. 3.30).

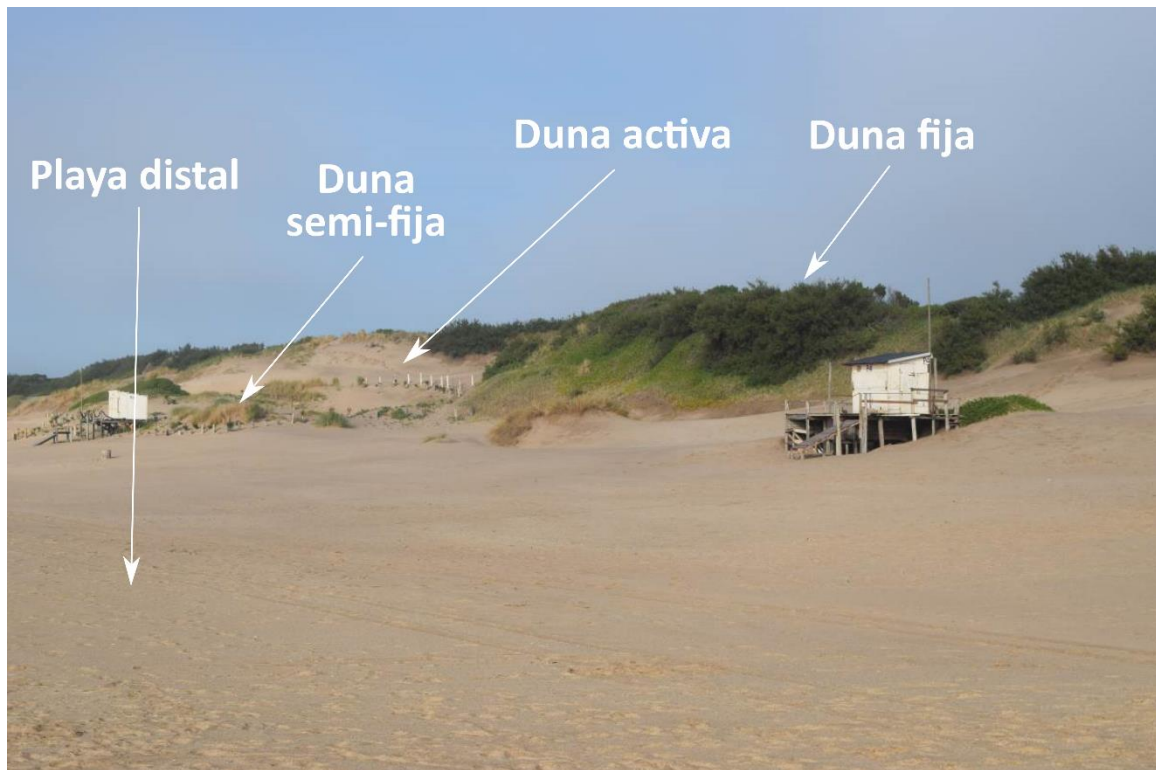


Figura 3.30. Dunas con diferente grado de fijación ubicadas en la localidad de Mar de Las Pampas.

Fuente: imagen de archivo propio (marzo de 2021).

El mencionado sistema playa-duna, se encuentra en equilibrio dinámico con el sistema de barras *offshore* correspondientes a la Fm. Punta Médanos Exterior (Parker y Violante, 1982; Fig. 3.25). La topografía de la plataforma marina adyacente al sector costero de Villa Gesell fue estudiada a partir de un informe técnico del Consejo Federal de Inversiones en el año 2007 (Alliota, 2007). Este sector de la plataforma se caracteriza por presentar un sistema de bancos elongados que se disponen transversales a la costa, con un ángulo aproximado de entre 165° y 170°. Considerando la curva batimétrica de 12 m de profundidad, el ancho de los bancos varía entre 2 km y 3 km, con un largo promedio de 5

km. La cota más somera de los embancamientos se ubica entre los 8 m y 9 m de profundidad, mientras que la cota máxima supera los 14 m. Los sectores más bajos generan un sistema de canales de forma alargada, abiertos en dirección SE y que se prolongan hasta una distancia aproximada de 1,8 km respecto de la línea de costa.

3.6.6. Hidrogeología regional

Desde el punto de vista hidrogeológico, las columnas estratigráficas pueden ser divididas en dos grandes unidades de escala regional: los reservorios Holocenos y los Pleistocenos (Fig. 3.31). Los primeros se vinculan principalmente a infiltraciones locales, encontrándose físicamente aislados del contexto geológico regional entre capas impermeables. Los segundos, en cambio, participan del mecanismo hidrogeológico regional a través de intercambios laterales (Parker y Violante, 1990).

Los reservorios Pleistocenos, ubicados en el borde oeste de las Llanuras Costeras Ajó y Mar Chiquita (Fig. 3.24), constituyen una secuencia de cuerpos arenosos alargados de 5 m de espesor, recubiertos por loess de la Fm. Buenos Aires. Están asociados a un paisaje de lagunas pampeanas y en algunos sitios puede encontrarse subyaciendo debajo de los sistemas hidrogeológicos Holocenos (Parker y Violante, 1990; Fig. 3.31).

Los reservorios Holocenos pueden reconocerse en dos zonas con características particulares: las sub-unidades geomorfológicas Cordón Costero y Planicie Interior, respectivamente (Parker y Violante, 1990). Entre los reservorios de la Planicie Interior pueden encontrarse tres áreas: la primera de ellas caracterizada por conglomerados de conchillas y arenas con espesores que no exceden los 3 m y que conforman acuíferos libres y semi-confinados donde hay presencia de arcillas suprayacentes (Reservorio 2; Fig. 3.31); una segunda, conformada por arenas de playas uniformemente extendidas a una profundidad de 1 a 3 m que conforman acuíferos semi-confinados por arcillas (Reservorio 3; Fig. 3.31); y por último, un área compuesta por arenas finas, limos y arcillas holocenas de ambientes de lagunas costeras, que pueden alcanzar los 20 m de espesor y conforman

acuíferos libres discontinuos de reducida capacidad de almacenamiento (Reservorio 4; Fig. 3.31).

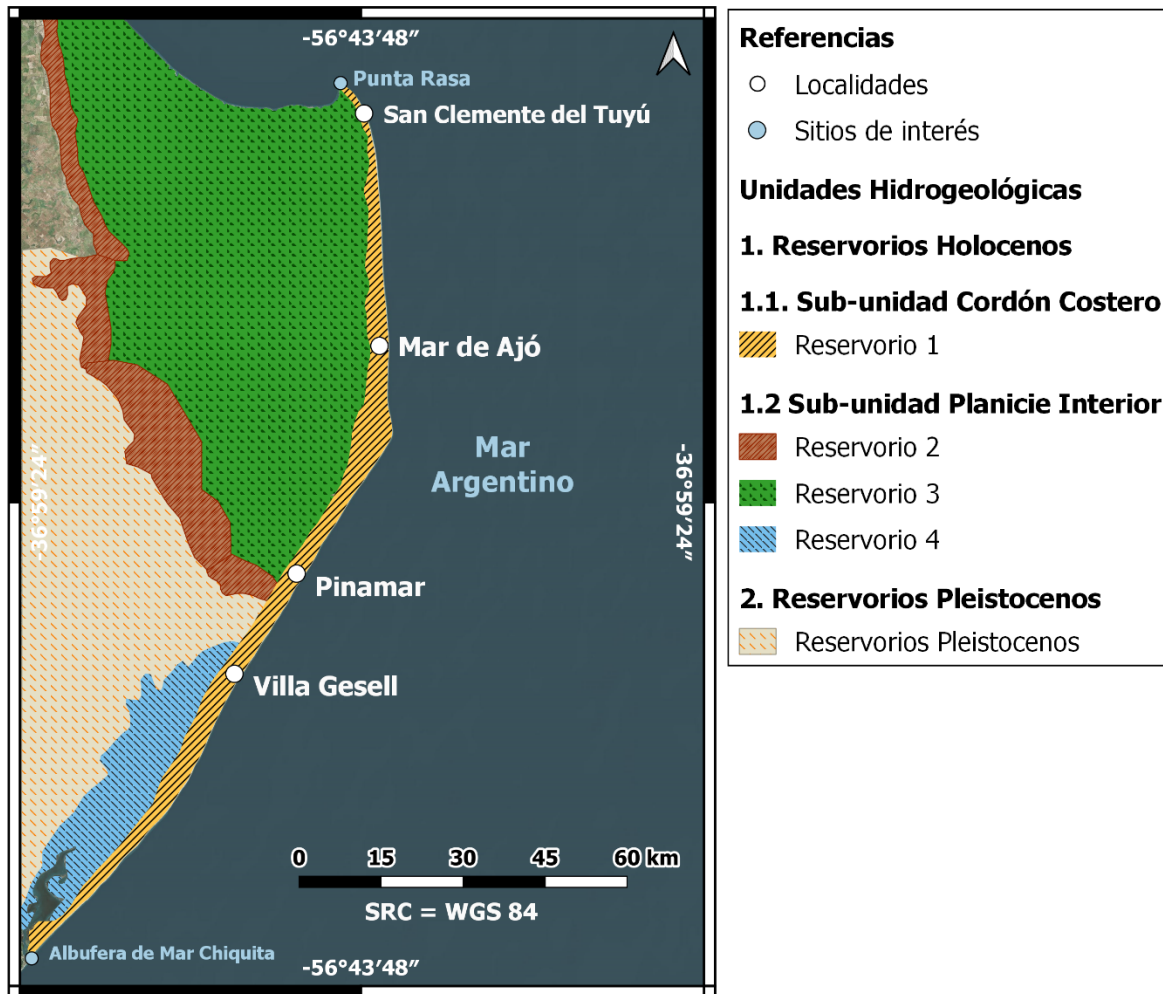


Figura 3.31. Ubicación de la localidad de Villa Gesell, así como otras localidades de referencia, respecto de la distribución regional de los reservorios hidrogeológicos. Se destacan Punta Rasa y la desembocadura de la Albufera de Mar Chiquita como límites de la Barrera Medanosas Oriental.

Fuente: elaboración propia a partir Parker y Violante (1990). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

Por último, los reservorios hidrogeológicos Holocenos correspondientes al Cordón Costero (Reservorio 1; Fig. 3.31), se extienden a lo largo de la Barrera Medanosas Oriental desde Punta Rasa hasta Mar Chiquita, y presentan una subdivisión en 5 sub-áreas: entre San Clemente del Tuyú y Las Toninas, entre Las Toninas y Mar de Ajó, Entre Mar de Ajó y Punta Médanos, entre Punta Médanos y Valeria del Mar, y entre Valeria del Mar y Mar Chiquita. Esta última sub-área, que incluye enteramente al área de estudio, se compone de

arenas de dunas superpuestas a arenas de barrera holocena, conformando acuíferos libres dispuestos en forma de lentes de agua que se alojan dentro de los médanos. El paquete sedimentario se dispone con espesores que oscilan entre los 30 y 40 m, pudiendo superponerse a cuerpos arenosos Pleistocenos semiconfinados o vinculados débilmente en forma vertical (Parker y Violante, 1990). Dadas las características del sustrato arenoso del sector costero de barrera, se destaca la ausencia de procesos naturales de escurrimiento superficial y se considera que todos los ingresos del balance hídrico, principalmente signados por las precipitaciones, son directamente transformados en procesos de recarga efectiva del acuífero Holoceno costero (Rodríguez Capítulo et al., 2018).

3.6.7. Suelos

De acuerdo a la clasificación regional de suelos a escala 1:500.000 para la provincia de Buenos Aires (INTA, 1989), los suelos correspondientes al área de estudio se ubican dentro del Dominio Edáfico N° 27, el cual se extiende como un cordón paralelo a la costa desde Punta Rasa hasta la Laguna de Mar Chiquita, correspondiéndose con la Barrera Medanosa Oriental. El desarrollo de sus suelos es altamente dependiente de la estabilidad que presentan los sectores de acumulaciones sedimentarias; Cuarzipsamientos y Torripsamientos típicos se ubican en los sectores activos de los campos de dunas; Haplustoles énticos y arídicos y Hapludoles énticos se identifican en los sectores de bajos con mayor cobertura vegetal.

Partiendo de la Serie de Cartas de Suelos de la República Argentina Escala 1:50:000 del INTA, se reconocen para Villa Gesell 5 unidades cartográficas (Tabla 3.8), ubicadas en las hojas Villa Gesell (3757-22-3), Estación Macedo (3757-21-4), Faro Querandí (3757-27-2) y Laguna Blanca (3757-27-4). Estas unidades se corresponden, de manera preponderante, a la Serie Punta Médanos (PM), aunque formando consociaciones y complejos con las series Villa Gesell, Laguna Blanca y Faro Querandí.

Tomando como referencia la Taxonomía de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Soil Taxonomy V.2014 – USDA), la serie Punta Médanos se asocia

a Udipsaments Típicos, representando suelos sin desarrollo, arenosos, profundos, excesivamente drenados, con un escurrimiento medio y una permeabilidad muy rápida. Su capacidad de uso para la actividad productiva es Vlls, lo que representa importantes limitaciones de uso asociadas a una gran movilidad del sustrato, alta susceptibilidad a los procesos erosivos, una baja capacidad de intercambio catiónico, un bajo contenido de materia orgánica y desarrollo del perfil edáfico, y una baja capacidad de retención hídrica.

Las series Villa Gesell y Laguna Blanca se asocian a suelos poco profundos y con escaso desarrollo, ubicados en las zonas de bajos interdunares, donde el nivel freático puede ascender hasta los horizontes sub-superficiales o incluso hasta la superficie. Presentan una elevada alcalinidad sódica desde la superficie y restos de conchillas en todo el perfil del suelo. La serie Villa Gesell se asocia a Udipsament Oxiácucos y Ácucos, mientras que la serie Laguna Blanca representa Haplacuales Típicos y Hapludoles Ácucos. En ambos casos representan suelos excesivamente drenados, con un escurrimiento de nulo a muy lento y una permeabilidad de rápida a muy rápida. Su capacidad de uso es VIIws, con importantes limitantes asociadas al escaso desarrollo del perfil edáfico, la baja capacidad de intercambio catiónico, la alcalinidad sódica, la baja capacidad de retención hídrica y los recurrentes anegamientos.

Por último, la serie Faro Querandí corresponde a Natracuales Típicos y Argiacuales Abrúpticos, ubicados en relieves cóncavos de zonas bajas. Presenta horizontes que varían entre franco limosos, arcillosos y franco arcillo limosos, con importantes déficits de escurrimiento, una permeabilidad lenta y una alta vulnerabilidad al anegamiento. Su capacidad de uso es Vles, representando limitantes ante su susceptibilidad a los procesos erosivos así como impedimentos para el desarrollo radicular de especies de importancia agronómica.

Tabla 3.8. Detalle de las unidades cartográficas de suelos presentes en el área de estudio. Fuente: Elaborado a partir de los datos de INTA (Tabla 3.1).

Unidad	Paisaje	Capacidad de Uso	Componentes Taxonómicos			
			Serie	%	Sub-ambiente	Orden
PM	Dunas activas	Viles	Punta Médanos	85	Crestas de dunas	Entisol
			Villa Gesell	15	Bajos interdunares	Entisol
PM2	Dunas semi-fijas sin bajos anegables	Viles	Punta Médanos	80	Crestas de dunas	Entisol
			Villa Gesell	20	Bajos interdunares	Entisol
PM3	Dunas semi-fijas con bajos anegables	Viles	Punta Médanos	60	Crestas de dunas	Entisol
			Laguna Blanca	30	Bajos interdunares	Mollisol
			Villa Gesell	10	Bajos interdunares	Entisol
PM4	Antiguas dunas estabilizadas con vegetación natural	Viles	Punta Médanos	45	Crestas de dunas	Entisol
			Laguna Blanca	25	Bajos interdunares	Mollisol
			Villa Gesell	20	Bajos interdunares	Entisol
			Faro Querandí	10	Llanos vegetados	Mollisol
PM5	Dunas fijas con vegetación natural que incluyen lagunas	Viles	Punta Médanos	50	Crestas de dunas	Entisol
			Laguna Blanca	30	Bajos interdunares	Mollisol
			Faro Querandí	20	Llanos vegetados	Mollisol

Las unidades PM y PM3 presentan un importante predominio en Villa Gesell abarcando ~40 % y ~35 % de la superficie libre de urbanizaciones, respectivamente (Fig. 3.32). Las restantes unidades (PM2, PM4 y PM5) presentan porcentajes que oscilan entre el 7 % y el 11 %. De esta manera, los suelos del municipio se identifican principalmente con aquellos desarrollados en sectores de dunas activas o semi-fijas con depresiones intermedanosas anegables.

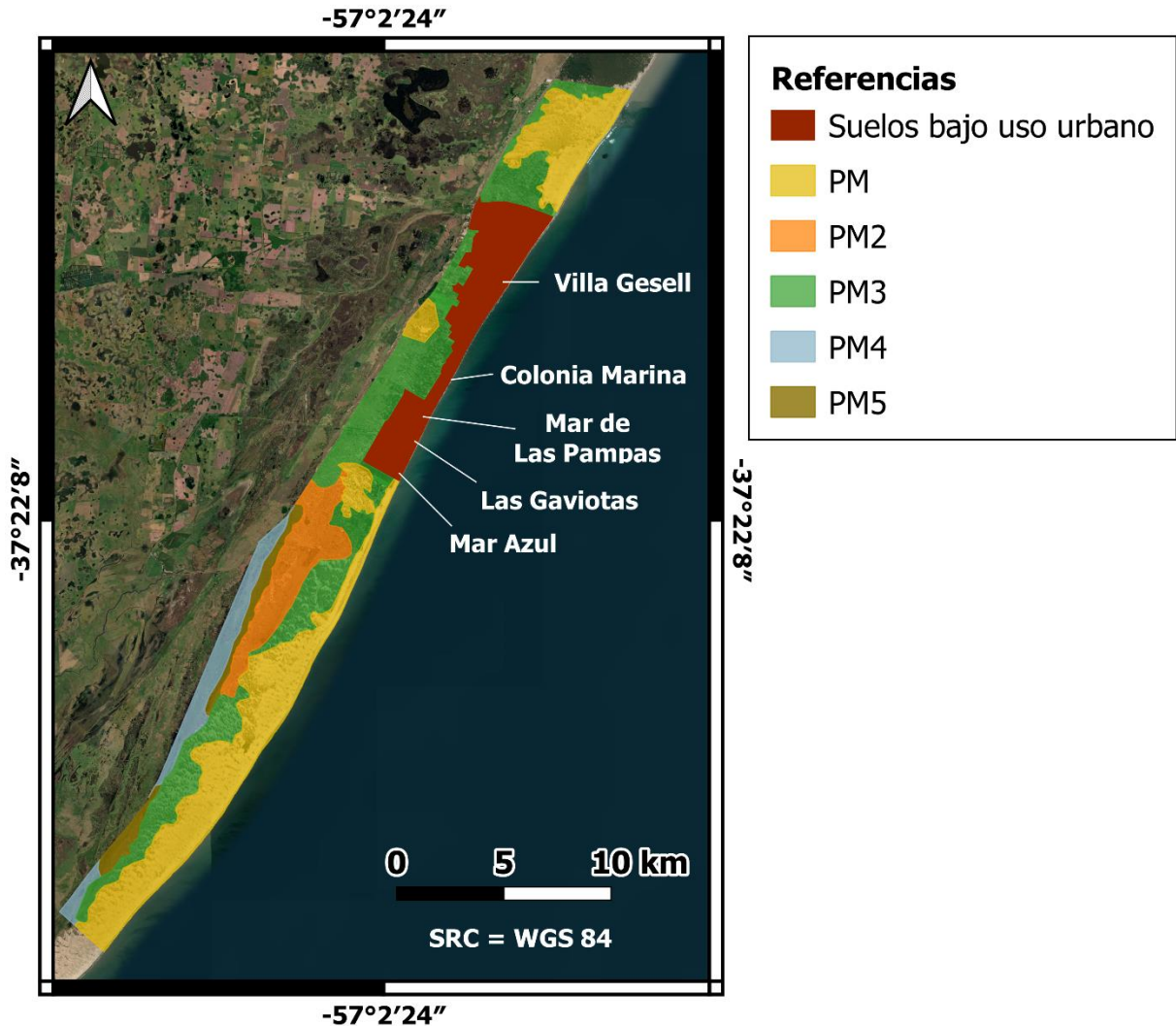


Figura 3.32. Distribución espacial de las unidades cartográficas de suelos presentes en el área de estudio. Fuente: elaboración propia a partir de datos de INTA (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

3.6.8. Flora

La mayoría de los componentes florísticos del cordón de dunas corresponden a la región Pampeana, pero se encuentran determinados por la presencia casi exclusiva de comunidades psamófilas (adaptadas a suelos arenosos) propias de estos ambientes (Celsi, 2016). La vegetación de la Barrera Medanosa Oriental ha sido descrita pormenorizadamente en Cabrera (1941), partiendo de 18 inventarios realizados entre 1930 y 1940 que permitieron identificar elementos florísticos característicos compartidos con las costas de barrera de Uruguay y el sur de Brasil (por ej. *Senecio crassiflorus*, *Polygala*

cyparissias, *Androtrichum tryginum*). Estas especies presentan su época máxima de floración durante los meses de octubre y diciembre, período en el cual se han identificado los mayores valores en los registros polínicos (Fontana, 2003). Estos relevamientos pueden ser considerados como representativos de la composición florística previa a los procesos de urbanización costera. Otros autores han estudiado los cambios en la composición y en la cobertura durante el siglo XX y las décadas recientes (Faggi y Cagnoni, 1991; Faggi y Dadon, 2010; Faggi y Dadon, 2011; Marcomini et al., 2011; Celsi, 2016; Marcomini et al., 2017).

La combinación de distintos factores ambientales como la estabilidad y la humedad del sustrato, la disponibilidad de nutrientes, la incidencia de los vientos, la radiación solar y el contacto con agua salada, determinan un mosaico de unidades vegetales que coexisten dentro de los sub-ambientes de barrera (Miller et al., 2010). Los distintos niveles de tolerancia de las especies determinan un fuerte eje de variación en sentido perpendicular a la línea de costa (Montserrat et al., 2012). A su vez, a medida que la cobertura vegetal se establece y se desarrolla sobre los ambientes de barrera, esta incide sobre la estabilidad del sustrato, la formación de dunas embrionarias y la migración de dunas activas, determinando una relación interactiva directa entre la vegetación, el balance sedimentario, y la geomorfología costera (Celsi, 2016).

El perfil completo de ensambles de comunidades vegetales de las dunas se encuentra casi exclusivamente representado en el área correspondiente a la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, siendo esta uno de los últimos relictos de la barrera con alto nivel de conservación de la vegetación dunar nativa. En el resto del municipio es posible encontrar parches aislados de comunidades nativas en los sectores de dunas, viéndose interrumpido este ensamble por diversas intervenciones antrópicas.

La cobertura de especies dominantes de la barrera está mayoritariamente representada por hierbas graminiformes o latifolaidas de hábito perenne, representando el 80 % de la riqueza de especies (Fig. 3.37). El restante 20 % corresponde a especies de

arbustos y sub-arbustos, por lo tanto no existen árboles nativos en las dunas bonaerenses (Celsi, 2016).

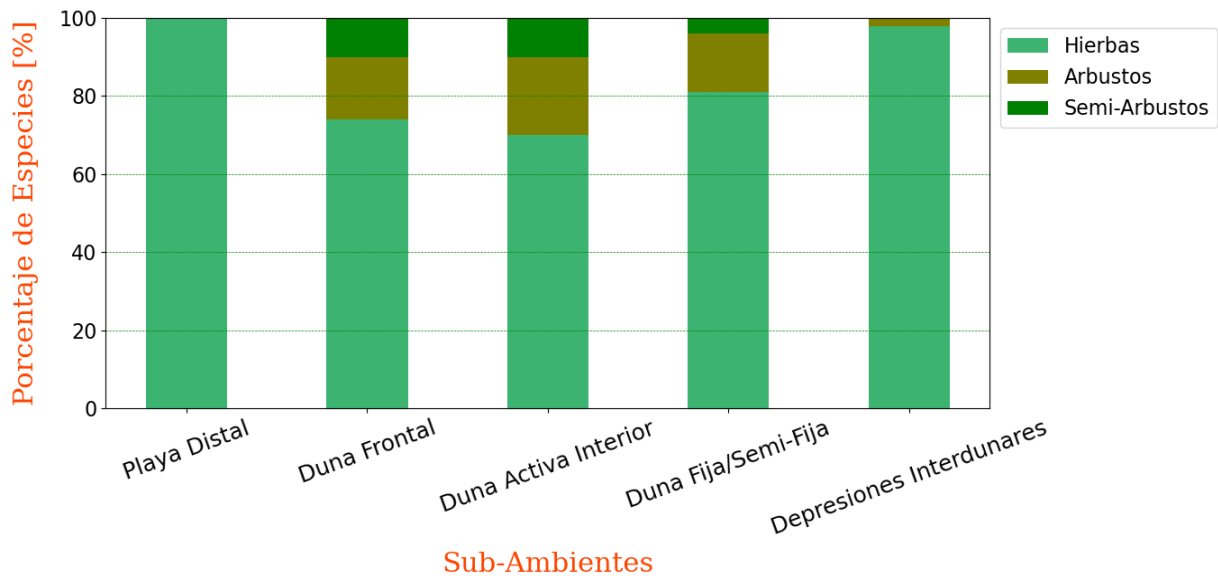


Figura 3.33. Porcentaje de especies nativas clasificadas según formas de vida (hierbas, arbustos y semi-arbustos) para los distintos sub-ambientes de los sistemas de barrera. Fuente: elaboración propia a partir de Celsi (2016).

Los distintos ensambles de especies desarrollados a lo largo del perfil transversal a la línea de costa, evidencian niveles diferenciales de cobertura del sustrato arenoso (Fig. 3.38). Marcomini et al. (2017) analizaron esta distribución para ambientes con bajo nivel de intervención antrópica de la Barrera Medanosa Oriental. En las dunas primarias, la cobertura vegetal oscila entre el 5 % y el 20 % para las dunas embrionarias, las crestas y las caras de playa, mientras que pueden alcanzar el 60 % para las caras continentales; en los campos de dunas activas, la cobertura varía del 0 % al 10 %; en las dunas semi-fijas la cobertura varía entre el 23 % y el 32 % para los sectores topográficamente mayores, pudiendo alcanzar el 65 % en los bajos interdunares; finalmente, los campos de dunas fijas pueden presentar un 50 % de suelo desnudo en las crestas y caras de playa, mientras que un 100 % de cobertura en las caras continentales y los bajos.

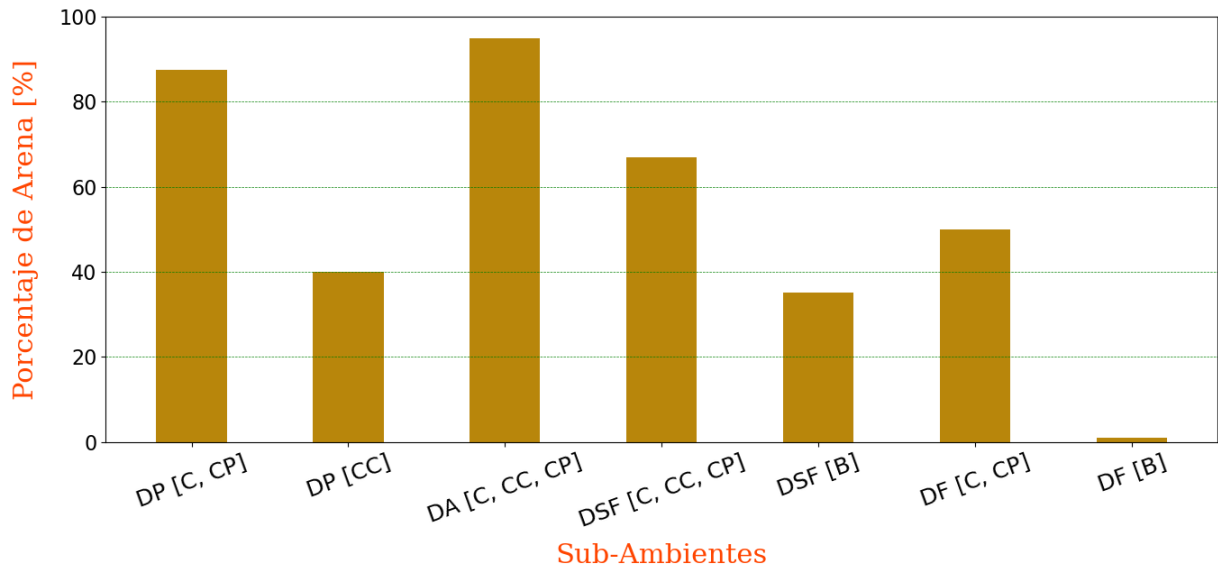


Figura 3.34. Porcentaje superficial sin cobertura vegetal para los distintos sub-ambientes de la Barrera Medanosa Oriental. Referencias: DP = Dunas primarias; DA = Dunas activas; DSF = Dunas semi-fijas; DF = Dunas fijas; C = Crestas; CP = Caras de playa; CC = Caras continentales; B = Bajos interdunares. Fuente: elaboración propia a partir de Marcomini et al. (2017).

Entre las especies dominantes de estos sub-ambientes se ha identificado cerca de un 10 % correspondiente a especies exóticas naturalizadas, mientras que el 90 % restante representa a especies nativas. Se ha reconocido, a la vez, que las plantas pioneras de las dunas actúan como dominantes en los ambientes de dunas vivas y semi-fijas, produciéndose recién un cambio en la sucesión hacia ambientes de dunas fijas o estabilizadas (Marcomini et al., 2011).

La vegetación aparece recién en los sectores topográficos más altos del perfil de playa (desde la playa distal hasta el pie de médano), alcanzados únicamente por las mareas durante las tormentas. Sólo unas pocas especies se encuentran adaptadas a las condiciones ambientales de estos espacios. Entre estas se destaca el espartillo (*Spartina ciliata*), una gramínea que crece esporádicamente. Su gran desarrollo de rizomas horizontales poco profundos le otorga un alto poder fijador, propiciando la acumulación de arenas transportadas por el viento y actuando como núcleo para la conformación inicial de dunas embrionarias. A la vez, es una especie que puede soportar sepultamientos de arena

provocados durante eventos climáticos extremos, regenerándose y ascendiendo a partir de sus rizomas verticales (ARFQ, 2000; Celsi, 2016) (Fig. 3.39).



Figura 3.35. Espartillo (*Spartina ciliata*) [1], especie característica de los ambientes de playa distal y conformadora de núcleos para el desarrollo de dunas embrionarias. En la imagen de la derecha esta especie es acompañada por ejemplares de *Calycera crassifolia* [2] y *Solidago chilensis* [3]. Fuente: imágenes de archivo propio (diciembre de 2023), tomadas en playas del norte de Villa Gesell.

Por detrás del perfil de playa, se erigen las dunas primarias, caracterizadas por un bajo desarrollo vegetal. La movilidad y la permeabilidad del sustrato determinan la presencia de comunidades conformadas por escasas especies de un fuerte hábito psamófilo, con buena respuesta a las acumulaciones de arena y con adaptaciones para este tipo de ambientes. Sistemas radiculares extensos y profundos permiten estabilizar el sustrato y alcanzar las lentes de agua alojadas en el cordón de dunas. Estas especies son generalmente de baja estatura, dejando amplios espacios de suelo desnudo entre individuos y permitiendo el intercambio sedimentario con el perfil de playa (Celsi et al., 2016).

Se destaca en estos ambientes la gramínea rizomatoza conocida como pasto dibujante (*Panicum racemosum*), especie pionera en la colonización de arenas móviles y

participante fundamental en la formación y estabilización de dunas (Fig. 3.40). A la vez, se encuentran frecuentemente en estos sub-ambientes algunas especies tales como *Calycera crassifolia*, *Cakile marítima* (oruga de mar, especie exótica naturalizada), *Archyrocline satureioides* (marcela), *Solidago chilensis* (vara dorada), *Androtrichum trigynum*, (*Calystegia soldanela* (campanilla de las dunas), *Senecio crassiflorus* (margarita de las dunas), *Tessaria absinthioides* (brea) e *Hydrocotyle bonariensis* (muñequita de agua) (Faggi y Dadon, 2010; Celsi, 2016, Marcomini et al., 2017).

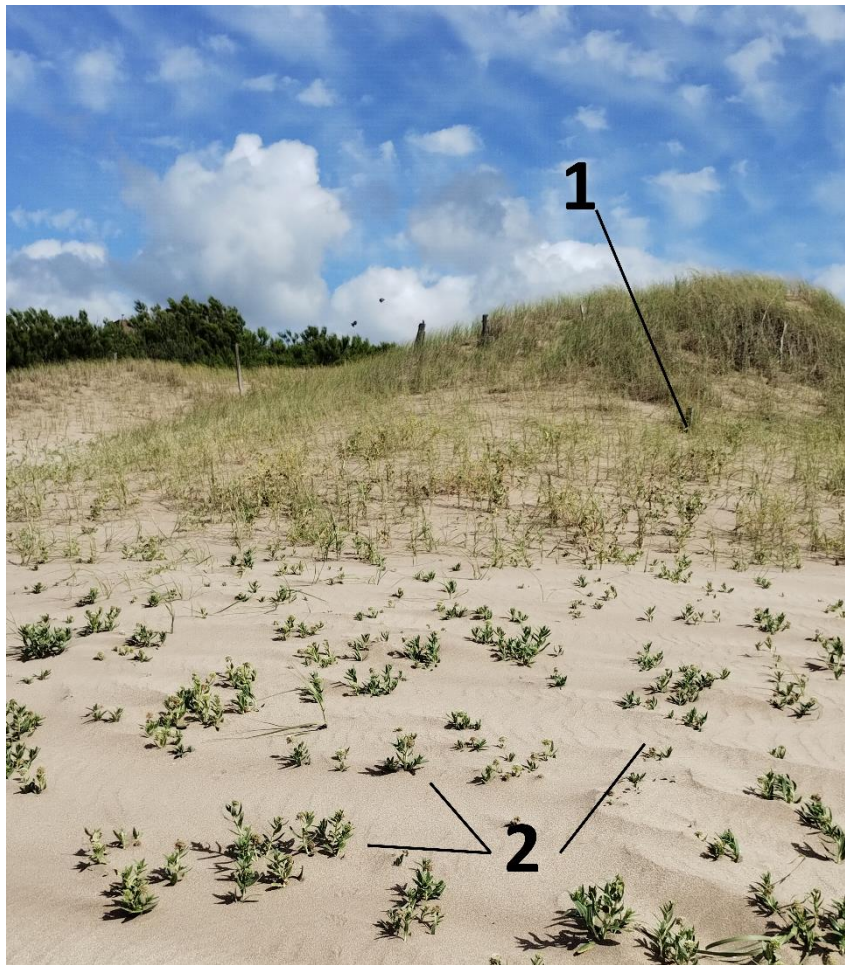


Figura 3.36. Pasto dibujante (*Panicum racemosum*) [1] y *Calycera crassifolia* [2], especies características de las dunas primarias. Fuente: imagen de archivo propio (diciembre de 2023), tomada en playas del sur de la localidad de Villa Gesell.

A medida que progresa la cobertura vegetal se genera una mayor estabilización del sustrato y por tanto un incremento en la riqueza de especies. De esta manera, las dunas fijas y semi-fijas, se ubican en los sectores más alejados del mar respecto del perfil

transversal. Esto permite que las comunidades vegetales evidencien una transición hacia los pastizales bajos de *Imperata brasiliensis* (chajapé) y *Poa lanuginosa* (pasto hebra). El grado de dominancia de *P. racemosum* disminuye, asociándose con *Tessaria absinthioides* (brea), *Achyrocline satureioides* (marcela), *Adesmia incana* (especie endémica), *Cortaderia selloana* (cortaderas), *Ambrosia tenuifolia* (altamisa), *Oxypetalum solanoides* (plumerillo negro), *Polygala cyparissias* (polygala) y *Baccharis trimera* (carqueja), entre otras (Faggi y Dadon, 2010; Celsi, 2016, Marcomini et al., 2017). Asimismo, algunas especies de arbustos y sub-arbustos se asocian a suelos con mayor tiempo de desarrollo en los cuales puede percibirse el desarrollo incipiente de horizontes edáficos (Celsi, 2016). *Discaria americana* (brusquilla) y *Margyricarpus pinnatus* (yerba de perdiz) son ejemplos de ello.

En los espacios topográficamente más bajos de estos ambientes, llamados bajos interdunares o depresiones intermedanosas, el régimen hídrico es regulado estacionalmente por las precipitaciones y por el nivel freático (Rodríguez Capítulo et al., 2018). El gradiente de humedad de estos sub-ambientes puede oscilar desde bajos completamente secos hasta bajos totalmente anegados. Esto determina distintos ensambles de especies vegetales. En las depresiones intermedanosas con altos niveles de humedad los suelos presentan agua en superficie o a escasa profundidad durante la mayor parte del año, propiciando la acumulación de materia orgánica y hojarasca (Fig. 3.41). Abundan las especies del género *Typha* (totoras) y especies higrófilas tales como *Schoenoplectus californicus* (juncos), *Equisetum giganteum* (cola de caballo), *Hydrocotyle bonariensis* (redondita de agua), *Bacopa monnieri* (bacopa enana), *Eleocharis macrostachya*, *Juncus acutus*, *Carex polysticha*, *Melilotus indicus* (trébol de olor), *Ambrosia tenuifolia* (altamisa), *Mikania parodii* (especie endémica) y *Coniza blakei*. A la vez, la *Cortaderia selloana* (cortadera), gramínea emblemática de la región Pampeana, se dispone ocupando grandes superficies de los bajos interdunares (Faggi y Dadon, 2010; Celsi, 2016, Marcomini et al., 2017).



Figura 3.37. Dunas vivas sin vegetación y bajos interdunares con un alto nivel de cobertura vegetal.
Fuente: imagen de archivo propio (marzo de 2021) tomada en la Reserva Natural Faro Querandí.

Sin embargo, un componente muy relevante de la flora del área de estudio corresponde a las especies exóticas introducidas para fijación o estabilización de dunas, donde las especies leñosas se encuentran profusamente representadas. Otros procesos de establecimiento de especies exóticas también han sido mediados de manera indirecta por dispersión, provenientes de las áreas de cultivo del municipio vecino de General Madariaga, o bien de jardines y parques correspondientes a las zonas urbanas (Faggi y Dadon, 2010).

La mayoría de las asociaciones de especies descritas en la década del '30 por Cabrera se encuentran presentes en la actualidad. Sin embargo, algunas especies nativas han desaparecido y los porcentajes de cobertura y abundancia de estas especies se han visto modificados. Hace cerca de 90 años, los relevamientos permitieron identificar un total de 29 especies asociadas a los pastizales del género *Panicum*, con un porcentaje de exóticas del 18 %. Estas especies denotaban un hábito de crecimiento espontáneo, al tiempo que no había presencia de áreas forestadas artificialmente ni tampoco de árboles nativos de los ambientes de dunas costeras. Para el año 2006, en cambio, la riqueza de especies ascendió a 37 especies para los campos de dunas y a 56 especies para los

sectores forestados, con un 42 % de especies exóticas introducidas de manera intencional para la estabilización del sustrato (Faggi y Dadon, 2011).

En Villa Gesell, las campañas de fijación de dunas llevadas a cabo desde 1930 promovieron el reemplazo de la vegetación nativa a partir de la introducción de especies exóticas con gran poder de fijación (Fig. 3.42). Inicialmente se recurrió a especies forrajeras fijadoras de nitrógeno tales como *Melilotus albus* (trébol blanco) y *Medicago sativa* (Alfalfa). Estas promovieron las condiciones adecuadas para el establecimiento de numerosas especies leñosas de crecimiento rápido tales como *Acacia trinervis* (Acacia), *Pinus pinaster* (Pino marítimo), *Pinus radiata* (Pino insignis), *Populus alba* y *Populus nigra* (Álamos), *Cupressus lambertiana* (Ciprés), *Eucalyptus spp.* (Eucaliptus), *Salix humboldtiana* (Sauce criollo), *Myoporum laetum* (Siempre Verde) y *Tamarix gallica* (Tamariscos). A excepción del sauce criollo, nativo de la región Pampeana pero no de las dunas, todas las especies arbóreas introducidas fueron exóticas (Marcomini et al., 2011). Algunas especies rastreras y de gran adaptación a los ambientes dunares también fueron utilizadas para estabilizar las dunas. Un ejemplo de ello es la gran presencia de uña de gato (*Carpobrotus edulis*) en los ambientes de la Barrera Medanososa Oriental (Fig. 3.43; Celsi, 2016; Marcomini et al., 2017).



Figura 3.38. Ensamble de especies leñosas exóticas utilizadas para fijación de dunas (Tamariscos - *Tamarix gallica* [1]), con especies nativas (*Panicum racemosum* [2] y *Calycera crassifolia* [3]), en sectores de dunas primarias. Fuente: imagen de archivo propio (diciembre de 2023) tomada en playas del norte de Mar de Las Pampas.



Figura 3.39. Ensamble de especies exóticas utilizadas para fijación de dunas (Uña de gato - *Carpobrotus edulis* [1]; Siempre verde - *Myoporum laetum* [3]), con especies nativas (*Hydrocotyle bonariensis* [2] y *Panicum racemosum* [4]). Fuente: imagen de archivo propio (diciembre de 2023) tomada en un sector de dunas de la localidad de Mar Azul.

Asimismo, se ha reconocido, para la Barrera Medanososa Oriental, la presencia de especies foráneas provenientes de las zonas rurales ubicadas al oeste de la cadena de dunas (municipios de Gral. Madariaga y Gral. Lavalle), así como especies exóticas ornamentales vinculadas al desarrollo de jardines y parquizados de las zonas urbanas. Se destacan especies herbáceas como *Lagurus ovatus* (pasto cola de liebre), *Cakile marítima* (oruga de mar), *Salsola kali* (cardo ruso), *Melilotus albus e indicus* (trébol blanco y trébol de olor, repectivamente), *Senecio madagascariensis* (senecio amarillo), *Centaureum pulchellum*, *Blackstonia perfoliata* y *Silene spp*, entre otras (Marcomini et al., 2017).

3.6.9. Fauna

Al igual que para la vegetación, la mayor representatividad de los ejemplares faunísticos para el área de estudio puede encontrarse en la Reserva Natural Faro Querandí. A su vez, la distribución de estas especies también responde a un perfil de variación perpendicular a la línea de costa. En los sectores de playas se destaca la presencia esporádica del lobo marino de dos pelos (*Arctophoca australis*), el lobo marino de un pelo (*Otaria flavescens*), el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), el albatros real (*Diomedea epomophora*), el petrel negro (*Procellaria aequinoctialis*) y el macá grande (*Podiceps major*). Por el contrario, abundan las especies de bivalvos y aves playeras, con una importante presencia del ostrero común (*Haematopus ostralegus*) que desova al pie de médano, la gaviota de olrog (*Larus atlanticus*) y la paloma antártica (*Chionis albus*). Las aves presentes en el entorno de la reserva superan al menos las 200 especies identificadas (ARFQ, 2000).

En los ambientes del campo de dunas (vivas, semi-fijas y fijas, incluyendo los bajos interdunares) se pueden encontrar algunos mamíferos como las liebres (*Lepus capensis*), los tuco-tucos de las dunas (*Ctenomys talarum*) y los zorros (*Cucycion culpaeus smithers*); entre las aves se destaca el tero (*Vanellus chilensis*), los chimangos (*Phalacrocorax chilango*) y los caranchos (*Caracara plancus*). En este sector se destaca la presencia de la lagartija de las dunas (*Liolaemus multimaculatus*) como endemismo regional (declarada Monumento Natural Provincial por Ley 14.960) y otros reptiles como la culebra de cristal (*Ophiodes yacupoi*).

Los ambientes de pastizales, bajos y bañados presentan especies faunísticas con mayor representatividad de mamíferos característicos de la región Pampeana. Se destacan el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), la vizcacha (*Lagostomus maximus*), la mulita (*Dasyus septemcintus*), el cuis (*Cavia pamparum*), el coypo (*Miocastor coipus bonariensis*) y el zorrino (*Canepatus castaneus*), entre otros. Las aves dominan estos espacios, con algunas especies representativas tales como el pato overo (*Anas sibilatrix*), el biguá

(*Phalacrocorax olivaceus*), la garcita blanca (*Egretta thula*), cigüeña americana (*Ciconia maguari*) y la lechucita vizcachera (*Athene cunicularia*), entre otras.

Por último, la introducción de especies florísticas exóticas para fijación de dunas ha promovido la aparición de especies de aves no características de los ambientes de esta barrera, ni de los pastizales y bañados de la post-barrera. Este escenario se observa tanto en el bosque de la Armada presente en la Reserva Faro Querandí, como en los sectores forestados de las localidades balnearias. Se destacan en estos ambientes las torcazas (*Zenaida auriculata*), las palomas domésticas (*Columba livia*), los horneros (*Furnarius rufus*), los carpinteros reales (*Colaptes melanolaimus*) y las cotorras (*Myiopsitta monacha*).

3.6.10. Áreas protegidas

La Reserva Natural Municipal Faro Querandí, ubicada en el sector austral del municipio de Villa Gesell, se destaca como la única área protegida de la zona de estudio (Fig. 3.1). Fue creada el 18 de noviembre de 1996 por medio de la Ordenanza N° 1.487/96, representando una superficie aproximada de 5.800 has y 20 km lineales de frente costero. A excepción de su límite este, representado por el Mar Epicontinental Argentino, esta reserva se encuentra circundada por tierras correspondientes al dominio privado. Al oeste se encuentran dos grandes estancias (Arbeláiz y Medalán), al norte una subdivisión de tierras que resultó en un parcelamiento con diversos propietarios, y al sur un terreno de casi 2 km lineales de frente costero de propiedad única (Santamarina). Al sur de este último lote privado se da comienzo a la Reserva Dunícola Provincial de Mar Chiquita, dentro del territorio del municipio homónimo (ARFQ, 2000).

Junto con las reservas de Punta Rasa y Mar Chiquita, constituye uno de los pocos remanentes de ambientes naturales con bajo grado de transformación antrópica de toda la Barrera Medanosa Oriental, ocupando cerca del 10 % de su superficie (Celsi et al., 2016). A la vez, los ambientes de barrera no se encuentran representados en ningún área bajo la Administración de Parques Nacionales (APN), destacando la importancia de la Reserva Municipal Faro Querandí a escala regional.

De acuerdo con la Ordenanza N° 1994/04 del Programa Estratégico de Manejo de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, esta reviste una categoría de conservación correspondiente a “reserva de usos múltiples”, bajo la órbita de manejo municipal. A partir de esto, presenta una zonificación con una zona intangible o zona núcleo, una zona de amortiguación y una zona experimental o de transición (Fig. 3.44).

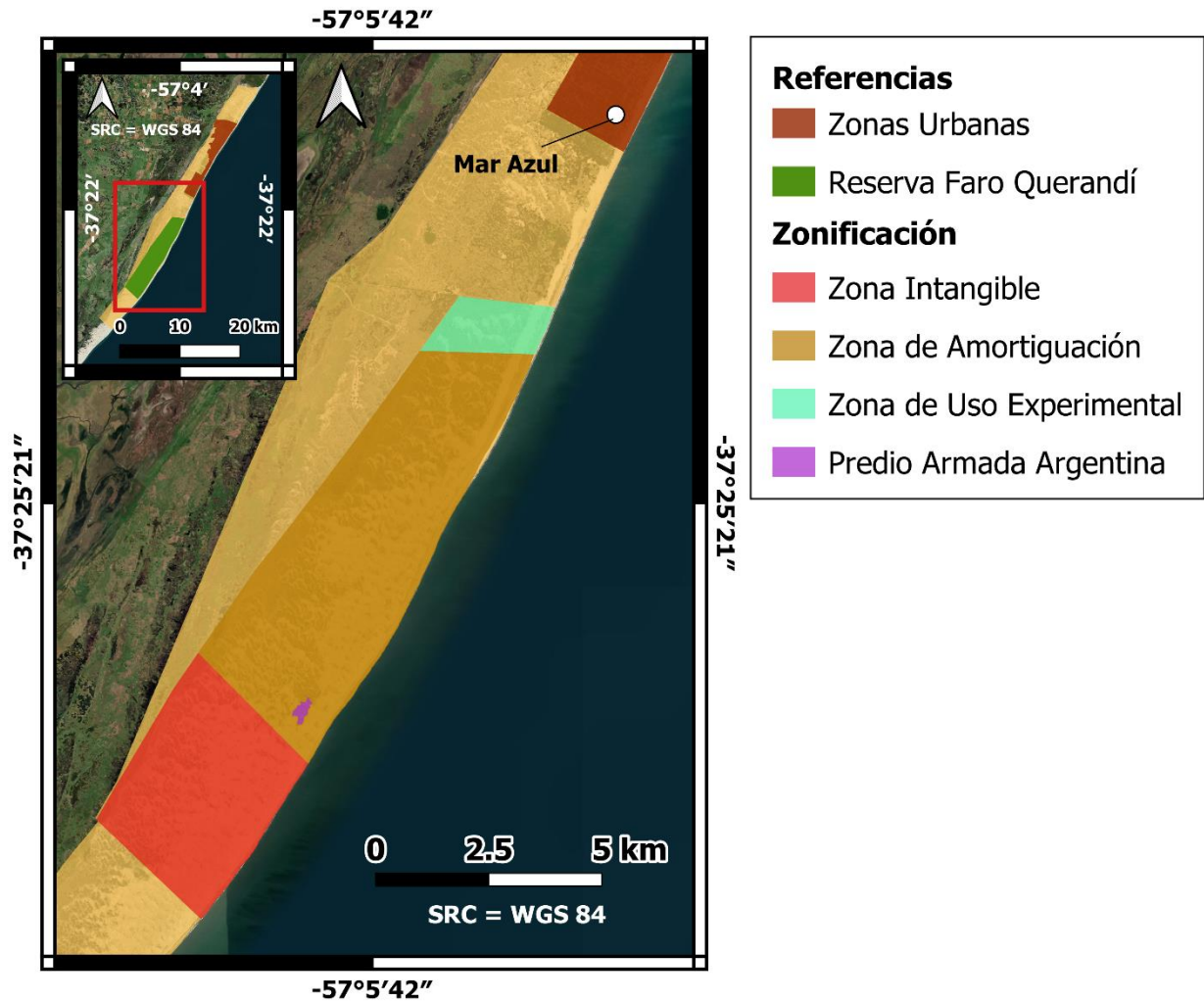


Figura 3.40. Ubicación relativa y zonificación de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí dentro del municipio de Villa Gesell, al sur de la localidad de Mar Azul. Fuente: elaboración propia a partir de datos de DMAVG (Tabla 3.1).

Siguiendo los lineamientos de la Ord. N° 1994/04, la zonificación se establece según: 1.- la zona intangible, donde la única actividad antrópica permitida es la investigación científica. Se excluyen de esta zona cualquier aprovechamiento de recursos,

asentamientos, modificaciones al paisaje o cambios de uso del suelo (Art. N° 8); 2.- la zona de amortiguación, donde se permiten actividades recreativas y ecoturísticas (Art. N° 10); y 3.- la zona de uso experimental, donde se autorizará el acceso y el desarrollo de actividades antrópicas previa autorización de las autoridades de la reserva y ante mecanismos de control (Art. N° 9). Dentro de los límites de la reserva se encuentra también un predio correspondiente a la Armada de la República Argentina por motivo del control y funcionamiento del Faro Querandí, erigido en el año 1922 (Fig. 3.45).



Figura 3.41. El campo de dunas activas y el Faro Querandí, representados en la reserva homónima.

Fuente: imagen de archivo (marzo de 2021).

Se trata de una reserva creada con el objetivo de conservar el sistema de dunas en su estado natural, protegiendo una muestra representativa de los ambientes de barrera, incluyendo tanto dunas activas como vegetadas, así como bañados y pastizales de la planicie costera de post-barrera. De esta manera, su objetivo radica, por un lado, en conservar los procesos asociados al balance sedimentario regional y el intercambio playa-

médano; y por otro lado, en mantener la sostenibilidad de los procesos hidrológicos promoviendo la recarga natural de los acuíferos locales (ARFQ, 2000).

Se reconocen al menos cinco sub-ambientes dentro de los límites de la reserva, los cuales, dado su grado de conservación actual, pueden considerarse como característicos de la Barrera Medanosa Oriental. Estos se ubican en un continuo con sentido este-oeste según: sistemas de playas, dunas activas, dunas semi-fijas y fijas, pastizales y bañados pampeanos, y bosque exótico (ARFQ, 2000), y se caracterizan por:

1. Los sistemas de playas, altamente dinámicos, son ambientes donde se destaca la presencia de bivalvos, actuando como sitio de alimentación para aves migratorias. En su sector topográficamente más elevado se observan los primeros rasgos de la vegetación dunar nativa y se encuentran sitios de nidificación de aves marinas.

2. El cordón de dunas activas aparece como el rasgo preponderante de la reserva (Fig. 3.41). La vegetación comienza a hacerse más abundante, sobre todo en los valles interdunares con elevado contenido de humedad edáfica. Las especies animales también adquieren mayor representatividad, incluso presentando algunos endemismos regionales.

3. Las dunas semi-fijas y fijas, presentando mayores niveles de cobertura florística y por tanto menor movilidad del sustrato. Esto permite el establecimiento de un gran número de especies vegetales y animales. A la vez, los bajos interdunares suelen estar anegados ante el ascenso de las napas freáticas, generando microambientes particulares con abundante vegetación nativa.

4. Los pastizales y bañados pampeanos se encuentran en las cercanías del límite occidental de la reserva, en la transición hacia el sector de llanura de post-barrera, y característicos de las estancias ubicadas al otro lado de la RP N° 11 (municipio de General Madariaga). La vegetación es bastante coincidente con la observada en bajos topográficos de los médanos fijos, aunque la fauna se vincula a la aparición de diversos

mamíferos representativos de la Región Pampeana. En este extenso pastizal de escaso desarrollo topográfico, es común observar lagunas y bañados típicos de la zona.

5. Por último, el bosque exótico corresponde a un predio de 57 has que circunda la estructura del Faro Querandí y corresponde a la Armada de la República Argentina (Fig. 3.46). Allí se han introducido especies exóticas de crecimiento rápido con el objetivo de fijar las dunas, entre las que se destacan pinos marítimos (*Pinus pinaster*), pinos insigne (*Pinus radiata*), cipreses (*Cupressus lambertiana*), acacias (*Acacia longifolia*), y tamariscos (*Tamarix ramosissima*).



Figura 3.42. El campo de dunas activas y la vegetación nativa presente en los bajos interdunares. En el sector donde se erige el Faro Querandí se identifica el bosque exótico correspondiente al predio de la Armada de la República Argentina. Fuente: imagen de archivo (marzo de 2021).

La reserva alberga numerosas especies de flora y fauna (ver secciones 3.6.9 y 3.6.10). Entre las más representativas se destacan las comunidades de plantas nativas con predominio de pastizales psamófilos de pasto dibujante (*Panicum racemosum*), margarita de las dunas (*Senecio crassiflorus*) y polygala (*Polygala cyparissias*). Por otro lado, se

destaca la presencia de la lagartija de las dunas (*Liolaemus multimaculatus*) como endemismo regional (declarada Monumento Natural Provincial por Ley N°14.960) y más de 200 especies de aves migratorias y marinas. A la vez, la reserva actúa como sitio de nidificación para una especie de ave en peligro de extinción: la monjita dominicana (*Xolmis dominicanus*) (Celsi et al., 2016; Fig. 3.47).



Figura 3.43. Izquierda: Lagartija de las dunas (*Liolaemus multimaculatus*), endemismo regional y Monumento Natural Provincial. Derecha: Monjita dominicana (*Xolmis dominicanus*). Fuente: Kacoliris et al. (2019) y Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales (<http://sib.gob.ar> [última visita: 5/1/24]), respectivamente.

A partir del año 2015, la reserva cuenta con un cuerpo de guardaparques oficial y estable, encargado de recibir y orientar a los visitantes, realizando tareas de control sobre los vehículos y los servicios turísticos realizados en el área. A la vez realizan tareas vinculadas al mantenimiento de senderos y señalética y de apoyo a la investigación científica (POM, 2021).

3.6.11. Clima

La ampliamente difundida clasificación climática global de Köppen-Geiger, se basa en el análisis de la precipitación mensual y de la temperatura media mensual como parámetros fundamentales. Partiendo de datos in-situ para el período 1991-2020, Beck et

al. (2023) aplicaron este método obteniendo un producto de alta resolución y a escala global, y permitiendo clasificar al clima regional del sudeste de la provincia de Buenos Aires como Cfb (Fig. 3.33). Esto refiere a un clima templado (C), con una precipitación anual que supera el umbral de aridez, la temperatura media del mes más cálido por encima de los 10° y la temperatura media del mes más frío que oscila entre los 0 °C y los 18 °C; sin temporada de sequía (f), no presenta ni veranos ni inviernos secos, con lluvias equidistribuidas a lo largo del año; y con veranos cálidos (b), contando con más de 4 meses con temperaturas medias superiores a los 10 °C.

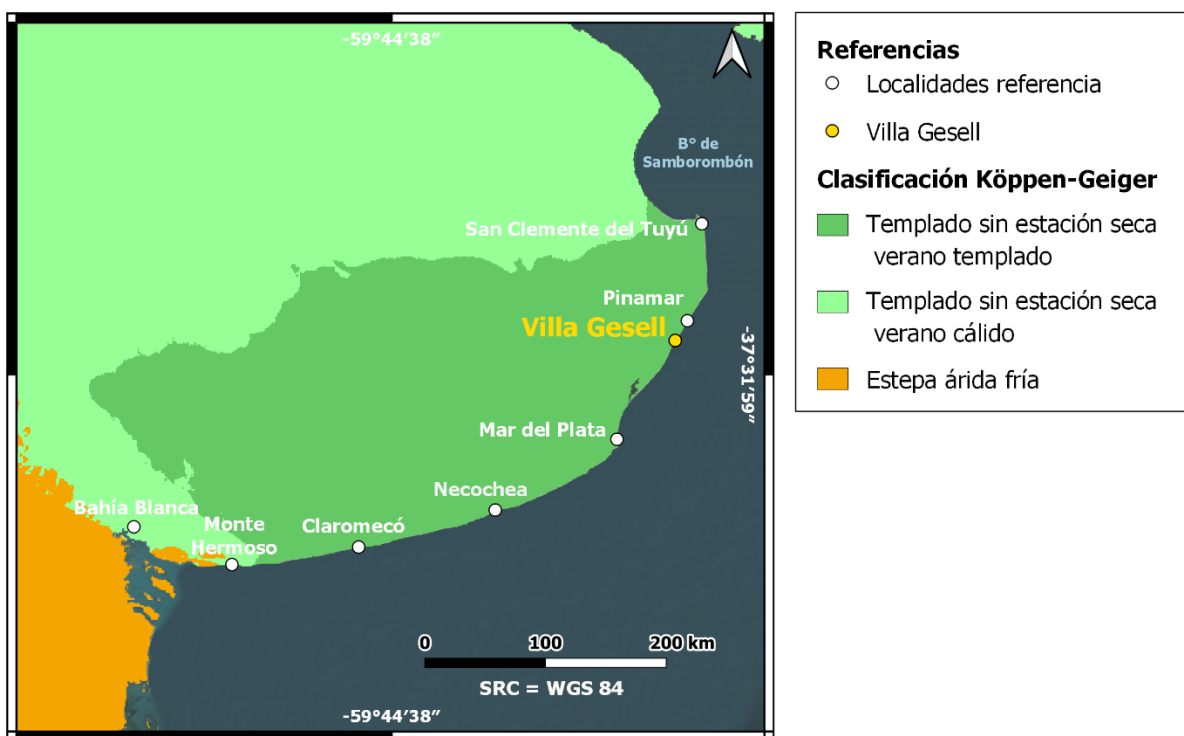


Figura 3.44. Clasificación climática de Köppen-Geiger (1991-2020) para el sudeste bonaerense. Se incluye la ubicación puntual del municipio de Villa Gesell (amarillo), así como de localidades de referencia. Fuente: elaboración propia a partir de datos de Beck et al. (2023) (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

Para el caso de la clasificación agro-climática de Thornthwaite (1948), basada en el cálculo de la evapotranspiración potencial como parámetro fundamental, el clima regional ha sido caracterizado como B2B'2ra'. Esto refiere a un clima moderadamente húmedo (B2) y mesotermal templado frío (B'2) con un nulo o pequeño déficit de agua (r) y una

concentración estival de la eficiencia térmica menor al 48 % (a') para el sector de barrera que incluye a Pinamar y Villa Gesell (Rodríguez Capítulo et al., 2018).

Del análisis del Atlas Climático de la República Argentina del Servicio Meteorológico Nacional (Tabla 3.1), se observa que la zona de estudio se ha ubicado en la región comprendida entre las isotermas de 14°C y 16°C respecto de su temperatura media anual para el período 1991-2020 (Fig. 3.34). El promedio estacional de temperatura media para el invierno se ubicó entre los 8°C y 10°C, mientras que para el verano entre los 20°C y 22°C. Enero y agosto se presentaron como el mes más cálido y el mes más frío (1991-2020), respectivamente.

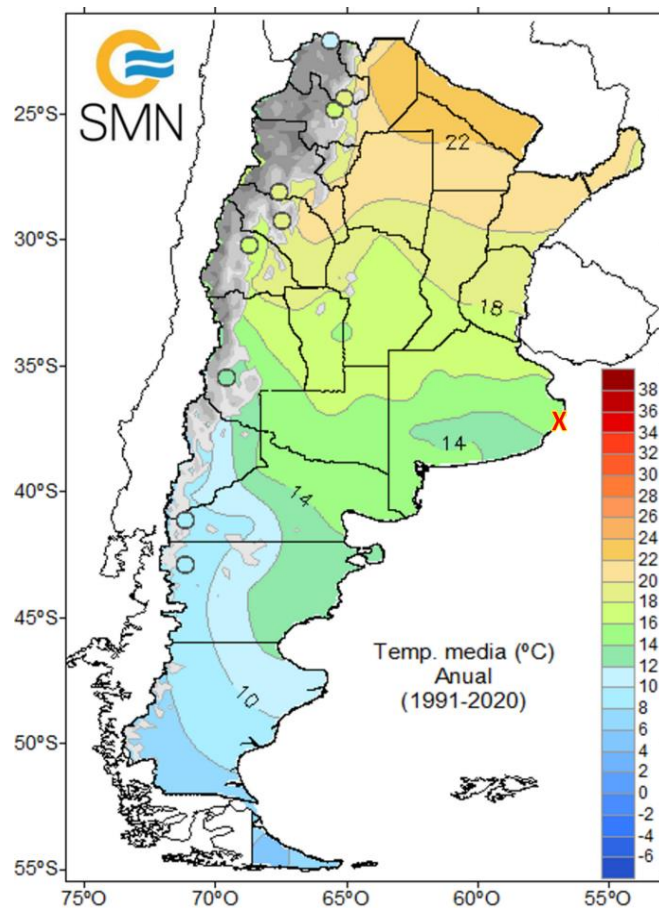


Figura 3.45. Isotermas de temperatura media anual para el período 1991-2020. La cruz roja indica la ubicación del municipio de Villa Gesell. Fuente: SMN (Tabla 3.1).

Partiendo del análisis de la precipitación anual para el mismo período (1991-2020) el área de estudio se ubica en la región comprendida entre las isohietas de 1000 mm y 1200

mm (Fig. 3.35), con los meses de verano y otoño ligeramente más lluviosos que los de invierno y primavera. La frecuencia promedio de días con precipitación oscila entre los 100 y los 120 días anuales, con una distribución equitativa de entre 24 y 28 días por estación.

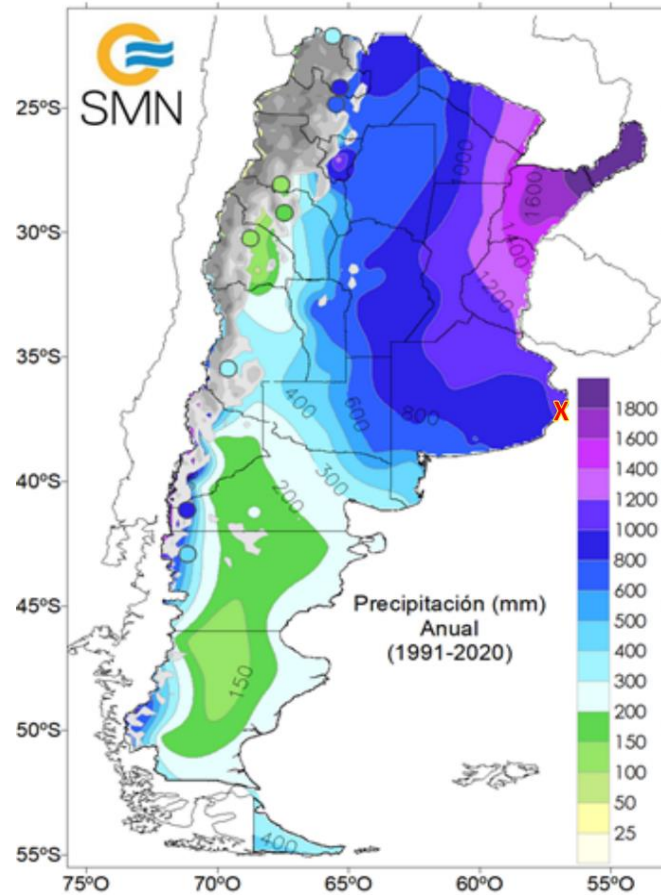


Figura 3.46. Isohietas de precipitación acumulada anual para el período 1991-2020. La cruz roja indica la ubicación del municipio de Villa Gesell. Fuente: SMN (Tabla 3.1).

Rodríguez Capítulo et al. (2018) realizaron una caracterización climática del sector de barrera correspondiente al municipio vecino de Pinamar. A partir del análisis de datos in situ (1951-1980) de una estación meteorológica ubicada en la localidad homónima, la precipitación media anual se ubicó en torno a los 900 mm/año con una distribución mensual relativamente uniforme a lo largo del año, aunque con un leve incremento durante los meses estivales (máximo en enero); la temperatura media anual fue de 14,5°C con máximos y mínimos del orden de los 22°C y 8,5°C para enero y julio, respectivamente. En cuanto al balance hídrico regional, el valor de las precipitaciones supera a la

evapotranspiración real, significando un exceso anual de aproximadamente 160 mm. Este exceso se manifiesta durante los meses de junio a octubre, con un máximo de 44,2 mm para el mes de julio.

Por su parte, Castro (1989) analizó variables climáticas para la mencionada estación meteorológica de Pinamar (1951-1980), determinando tres patrones del régimen de vientos destacables de la región. En primer lugar, no existe una predominancia en la dirección de los vientos incidentes. En segundo lugar, los vientos de mayor intensidad son aquellos provenientes del cuadrante sur. Por último, el fenómeno de la brisa marina genera vientos perpendiculares a la costa con importantes aportes de humedad.

Asimismo, la Región Pampeana se encuentra directamente afectada por el fenómeno “El Niño-Oscilación del Sur” (ENSO), lo que determina una importante variabilidad climática y cambios en el régimen hídrico de escala local (Bianchi y Cravero, 2010). Los años Niño, determinados por anomalías positivas en la temperatura superficial del Océano Pacífico Intertropical, se asocian a incrementos importantes de las precipitaciones, con excesos hídricos que promueven inundaciones y anegamientos recurrentes en la región (Scarpati y Capriolo, 2013). Las anomalías negativas (años Niña), en cambio, se asocian a fuertes sequías para la región (De la Casa y Ovando, 2006).

Retomando la clasificación de Köppen-Geiger anteriormente presentada para el período 1991-2020, Beck et al. (2023) estimaron proyecciones climáticas globales (2041-2070 y 2071-2099) a partir del análisis de 67 modelos resultantes del CMIP6 (*International Coupled Model Intercomparison Project 6*), teniendo en cuenta los escenarios de emisiones (*Shared Socioeconomic Pathways – SSPs*) propuestos por el IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) en su reporte IPCC AR6 del año 2021.

Del análisis de estas proyecciones a escala regional se desprende que, de mantenerse los niveles de emisiones actuales (SSP2-4.5) para el período 2041-2070, gran parte del sudeste de la provincia transitaría hacia la categoría Cfa (Fig. 3.36). Esto implicaría veranos más cálidos, y por tanto un incremento en las precipitaciones estivales. Sin embargo, para este escenario, tanto el sector de barrera que comprende al municipio de

Villa Gesell como aquellos sectores correspondientes a los sistemas serranos de Tandilia y Ventania, mantendrían la clasificación Cfb al igual que para el período histórico 1991-2020.

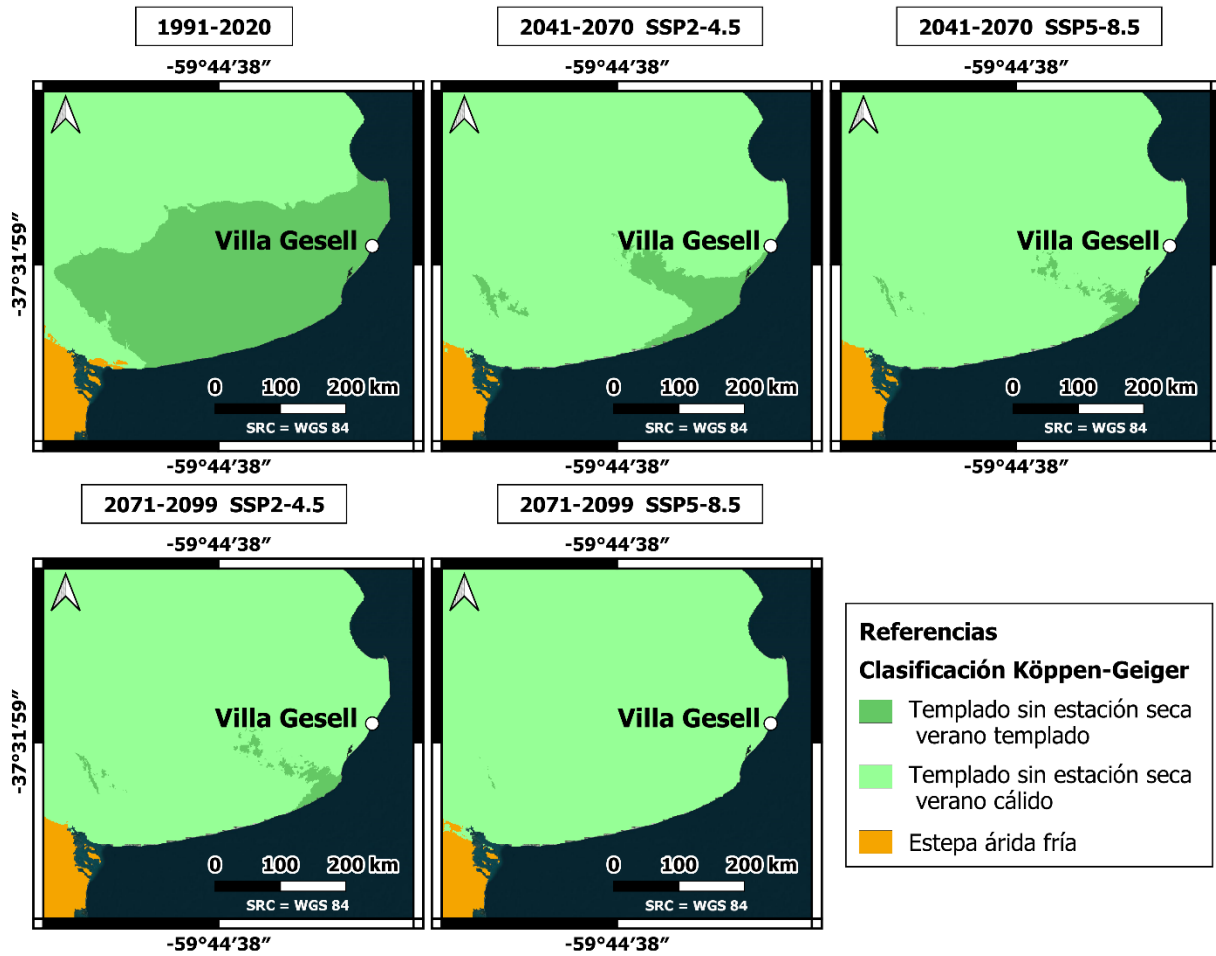


Figura 3.47. Clasificación climática de Köppen-Geiger para el período histórico 1991-2020 y para estimaciones futuras correspondientes a los períodos 2041-2070 y 2071-2099 ante escenarios de mantenimiento de las emisiones actuales (SSP2-4.5) y de incremento de las emisiones (SSP5-8.5). Se indica la ubicación del municipio de Villa Gesell Fuente: elaboración propia a partir de datos de Beck et al. (2023) (Tabla 3.1). Imagen base correspondiente al servicio Google Earth para QGIS.

Para el escenario de intensificación del uso de combustibles fósiles y altas emisiones (SSP5-8.5) proyectado para 2041-2070, y para el escenario de niveles actuales de emisiones (SSP2-4.5) proyectado para 2071-2099, el sector correspondiente a la Barrera Medanosa Oriental se encontraría bajo la categoría Cfa. Finalmente, para el escenario de altas emisiones (SSP5-8.5) proyectado para 2071-2099 se observa una transición generalizada hacia veranos más cálidos y más lluviosos (categoría Cfa) en todo el sudeste de la provincia de Buenos Aires.

3.6.11.1. *Clima de olas*

Las tormentas extra-tropicales provenientes del cuadrante sur generan oleaje de alta energía que afecta de manera generalizada al litoral bonaerense (Salcedo-Castro et al., 2018). En el área de estudio, el término “sudestada” se establece para eventos con oleaje proveniente del SE, el cual incide de manera perpendicular a la línea de costa. Estos eventos responden a ondas positivas de tormenta de escala sinóptica, generadas a partir de sistemas de presión localizados en el Atlántico Sudoccidental (Isla et al., 2022). Estas condiciones suponen un incremento en el nivel medio del mar, en conjunción con incrementos en la altura de olas (Pousa et al., 2013).

Dado que las sudestadas originan procesos erosivos, el desarrollo morfodinámico del sector costero de Villa Gesell es dominado directamente por las condiciones de tormentas y del clima de olas (Marcomini et al., 2017). Por un lado, los impactos sobre la costa se incrementan cuando las ondas positivas de tormenta son coincidentes con intervalos de altas mareas (Pousa et al., 2013). Por otro lado, el intervalo entre tormentas determina los tiempos de recuperación sedimentaria. La conjunción de eventos extremos puede potenciar los efectos erosivos tanto en sectores de playa emergida como sumergida (Isla et al., 2022). A la vez, los efectos erosivos pueden estar localizados en sectores puntuales de la costa, lo cual se atribuye a la refracción diferencial del oleaje en los sistemas de barras sumergidas (Isla et al., 2001; Isla et al., 2022)

El ángulo de incidencia del oleaje no tiene una dirección predominante, encontrándose representadas todas las direcciones a excepción de las del oeste. Sin embargo, el oleaje de mayor energía se concentra comúnmente desde el ESE y SSE, asociado a las sudestadas (Scalise y Schnack, 2007). Esto determina un transporte sedimentario neto por deriva litoral hacia el norte, el cual puede oscilar entre los 300.000 y 1.000.000 m³/año (Caviglia et al., 1991).

Por su parte, las ondas positivas de tormenta, se encuentran mayoritariamente representadas en cantidad y en magnitud durante el otoño. Durante la primavera, se presenta un 50 % menos de eventos que en los restantes trimestres y con menores

intensidades, disminuyendo la probabilidad de ocurrencia de tormentas intensas (Schnack et al., 2001).

A escala local, Lanfredi et al. (1992) estimaron la altura significativa media de olas en 0,70 m, (pudiendo alcanzar los 2 m durante las sudestadas) y el período medio es de 8,4 seg (máx = 14 seg; mín = 7 seg); con un tipo de rompiente preponderante de volteo. Las mareas del sector representan un régimen micromareal de desigualdades diurnas, con una amplitud media de sicigias de 0,68 m y una velocidad de propagación desde el sur de 0,13 m/h que es altamente dependiente de los vientos (Bértola et al., 2021; SHN, 2023). Las variaciones en el nivel medio del mar producto de la fluctuación de mareas pueden considerarse prácticamente despreciables frente a los cambios producto de aquellas generadas por los eventos de tormentas (Marcomini, 2002).

Los aspectos históricos, socio-demográficos y físico-naturales abordados en este capítulo, de escala regional y local, se complementan con las bases metodológico-conceptuales presentadas en el capítulo previo. De esta manera, quedan sentadas las bases analíticas que sustentarán las evaluaciones realizadas, los resultados obtenidos y las conclusiones derivadas de los siguientes cuatro capítulos de esta tesis.

CAPÍTULO 4

CARACTERIZACIÓN DE LOS AMBIENTES DE BARRERA

4.1. INTRODUCCIÓN

Los ambientes de barrera del sector septentrional del litoral atlántico bonaerense proveen protección física y ecológica a los sectores costeros y a los ambientes continentales interiores. Al mismo tiempo, los extensos campos de dunas y las playas de la Barrera Medanosa Oriental, actúan como principal sustento para el turismo de sol y playa, principal actividad económica de la región. Sin embargo, los procesos históricos de estabilización de dunas y desarrollo urbano han promovido diversos cambios en su dinámica. Dada la fragilidad de estos ambientes y su importancia socio-económica, es fundamental conocer su historia para interpretar sus cambios y su evolución futura. Para ello se debe partir de una caracterización que permita el entendimiento de los principales procesos morfodinámicos y sedimentológicos involucrados.

El objetivo de este capítulo es caracterizar la geología, la geomorfología y la topografía del sector de barrera del municipio de Villa Gesell. Para ello, se utilizaron diversos métodos que permitieron el estudio pormenorizado de los sub-ambientes y paisajes de esta sección de la Barrera Medanosa Oriental de la provincia de Buenos Aires. Estos métodos se basaron, principalmente, en la realización de tareas de campo, seguidas de trabajo de laboratorio y de gabinete, así como en la aplicación de distintas herramientas de teledetección.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión

Con el objetivo de brindar apoyo de campo a los métodos de teledetección y relevamiento posteriormente descritos en este capítulo, se realizaron 7 campañas topográficas de alta precisión en la zona de barrera del municipio de Villa Gesell. Estas

campañas permitieron obtener referencias topográficas precisas, que luego fueron utilizadas como puntos de control de campo y puntos fijos de geo-posicionamiento.

El trabajo de campo, realizado entre noviembre de 2022 y julio de 2023, se basó en la utilización de un equipo GPS/GNSS, coloquialmente denominado GPS diferencial, modelo Kolida K7/K58 Plus¹, triple frecuencia (GPS, GLONASS, Galileo), con sensor IMU de corrección de inclinaciones, y dos antenas de campo (*base* y *móvil/rover*) con capacidad de interconexión mediante sistema de radio de frecuencia 410-470 MHz (Fig. 4.1).

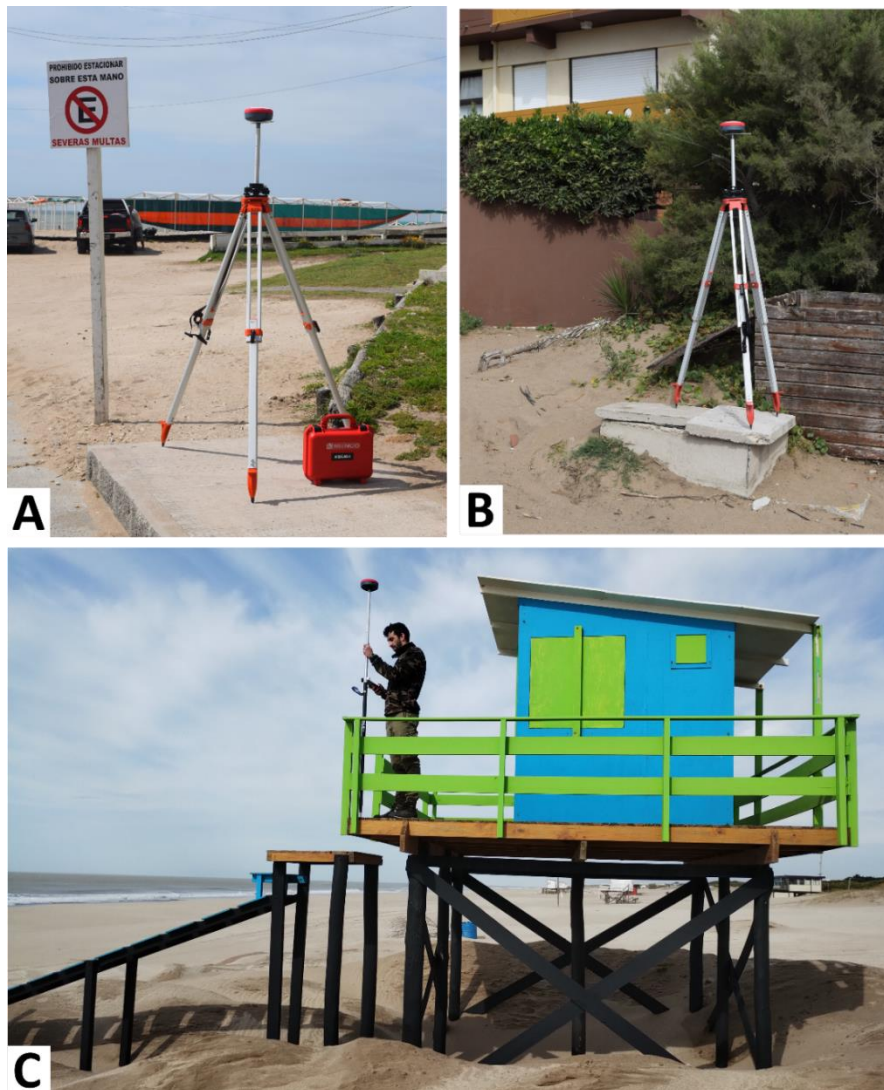


Figura 4.1. Equipamiento GPS/GNSS Kolida K7/K58 Plus. Este se dispone mediante dos antenas: una de ellas utilizada como *base* para la estimación de puntos estáticos [A y B]; la otra como *móvil* o *róver* para la estimación de puntos dinámicos [C]. Fuente: imágenes de archivo propio (nov '22).

¹ Instrumental perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoecología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

Durante el trabajo de campo se utilizó la técnica PPK (*Post Processed Kinematic*), basada, en primer lugar, en el geoposicionamiento de la antena base en modo estático. Atendiendo a lo requerido por la configuración del equipo GPS/GNSS, cada punto estático se dispuso con un mínimo de conexión satelital continua de 3 horas. De esta manera, se obtuvieron 6 puntos de muy alta precisión (Fig. 4.2), los cuales fueron ubicados en tapas de luz, intersecciones de calles, veredas demarcadas, y otros hitos de infraestructura que permitiesen su ubicación en las subsiguientes campañas.

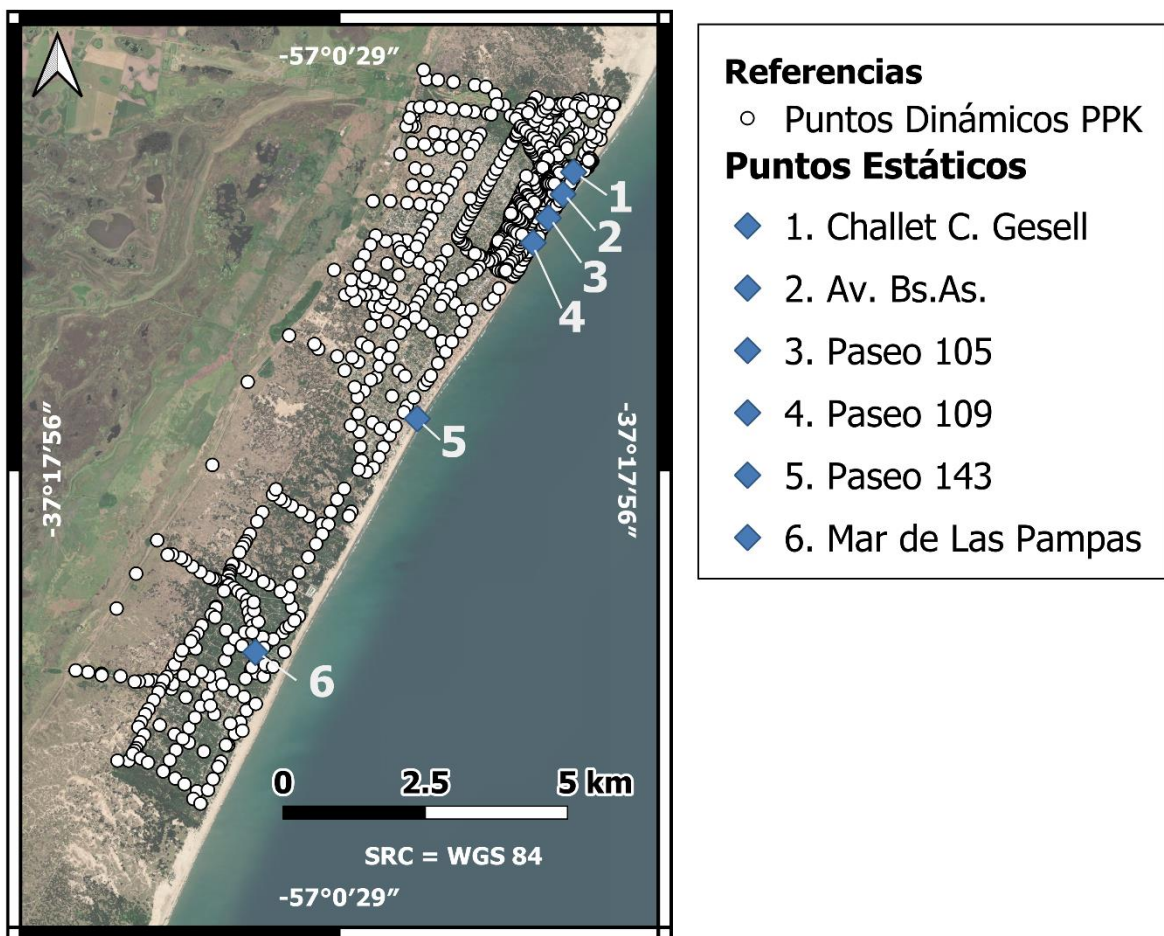


Figura 4.2. Ubicación de los 6 puntos estáticos de alta precisión topográfica y de los puntos dinámicos PPK resultantes de los relevamientos realizados. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

El geoposicionamiento diferencial fue determinado realizando el ajuste correspondiente respecto de la estación MPL2² (Mar del Plata) de la Red RAMSAC del Instituto Geográfico Nacional. Los datos crudos se obtuvieron referidos al sistema de referencia de coordenadas (SRC) WGS84 y al datum vertical EGM96 (alturas elipsoidales). Posteriormente, estos fueron convertidos al Marco de Referencia Geodésico Nacional POSGAR07 Faja 6 y a cotas ortométricas referidas al Sistema de Referencia Vertical Nacional 2016 (SRVN16, Guagni, 2020), mediante la resta de la ondulación del geoida estimada por el modelo geoidal GEOIDE-Ar16 (Piñon et al., 2018). Los puntos estáticos obtenidos fueron determinados, en la mayoría de los casos, por errores horizontales sub-centimétricos y errores verticales por debajo de los 1,5 cm (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Detalle de los 6 puntos estáticos de alta precisión topográfica (ver figura 4.2). HRMS y VRMS refieren a la estimación de los errores horizontales y verticales de geoposicionamiento, respectivamente.

Punto	Latitud	Longitud	Altura Elipsoidal [m]	Cota SRVN16 [m]	Tiempo de toma	HRMS [m]	VRMS [m]
Chalet C. Gesell	-37.2520178	-56.9613967	22.2358	8.2998	3h57m41s	0.00752	0.01254
Av. Buenos Aires.	-37.2555233	-56.9635009	17.2014	3.2664	3h02m01s	0.00732	0.01288
Paseo 105	-37.2592665	-56.9664212	17.5021	3.5671	3h18m29s	0.00656	0.01274
Paseo 109	-37.2631813	-56.9694194	19.5333	5.5983	3h17m30s	0.00929	0.01551
Paseo 143	-37.2909560	-56.9924392	19.8248	5.8748	3h45m59s	0.00959	0.01518
Mar de Las Pampas	-37.3278294	-57.0245501	19.4992	5.5192	3h08m54s	0.01273	0.02336

A partir de la distancia máxima recomendada entre puntos base y puntos dinámicos para el modo PPK (50 km), los puntos estáticos fueron utilizados para la ubicación de una antena en modo *base*, mientras que la restante antena se utilizó en modo *móvil autónomo*.

² Estación MPL2 (Lat = -38°00'20.76241"; Lon = -57°34'16.67025"; Mar del Plata, Buenos Aires), correspondiente a la Red Argentina de Monitoreo Satelital Continuo (RAMSAC) del Instituto Geográfico Nacional. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/Ramsac> [última visita: 23/1/24].

Esto permitió precisar, a lo largo de las 7 campañas, un total de 1009 puntos distribuidos en toda la zona urbana del municipio (Fig. 4.2). Durante el post-proceso, realizado en gabinete, y el ajuste respecto de los puntos estáticos (Tabla 4.1), se descartaron 93 puntos de baja precisión, obteniendo así un total de 916 puntos de alta precisión de posicionamiento, con un error horizontal medio de 0,73 cm y un error vertical medio de 1,22 cm. Estos puntos dinámicos fueron también referidos al SRC POSGAR07 Faja 6 y al datum vertical SRVN16.

De esta manera, los puntos GPS/GNSS quedaron determinados como referencias topográficas precisas, las cuales fueron utilizadas en las técnicas que serán descritas en las siguientes secciones. Para el procesamiento de los datos resultantes de los relevamientos de campo y los datos geospaciales se utilizó la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022), así como diversas librerías de Python (Python, 2023). El post-proceso de los datos GPS/GNSS se llevó a cabo mediante el software Kolida Geomatics Office³. Durante el desarrollo de todas las campañas se contó con apoyo y asistencia de la Dirección de Medio Ambiente del municipio de Villa Gesell.

4.2.2. Perfiles de playa

Con el objetivo de caracterizar la morfología y los cambios temporales en el perfil de playa para el sector de barrera bajo estudio, se analizaron 6 sitios distribuidos a lo largo del frente urbano bajo estudio. Tres de ellos se ubicaron en la localidad de Villa Gesell: uno en el sector norte (Chalet C. Gesell), uno en el centro (Paseo 105) y uno en el sur (Paseo 128), mientras que los tres restantes se ubicaron en las localidades de Mar de las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul, respectivamente (Fig. 4.3). No se realizaron perfiles para el sector de Colonia Marina, ya que no representaba un núcleo urbano al momento de la realización de estas campañas. Partiendo de análisis previos de otros autores para este sector de playas (Isla et al., 1998; Bértola, 2006; Bértola et al., 2021), se consideró a la época otoño/invierno como aquella relacionada con períodos mayoritariamente erosivos, mientras que a la época

³ Software Kolida Geomatics Office (KGO) v 2.30.220819. Disponible en: <http://www.kolidainstrument.com/> [última visita: 23/1/24]

primavera/verano como la referida a períodos acumulativos de recuperación del perfil de playa. De esta manera, se llevaron a cabo tareas de campo mediante dos campañas representativas de estos períodos, realizadas en julio (16/7/2021) y diciembre (7/12/2021), respectivamente.

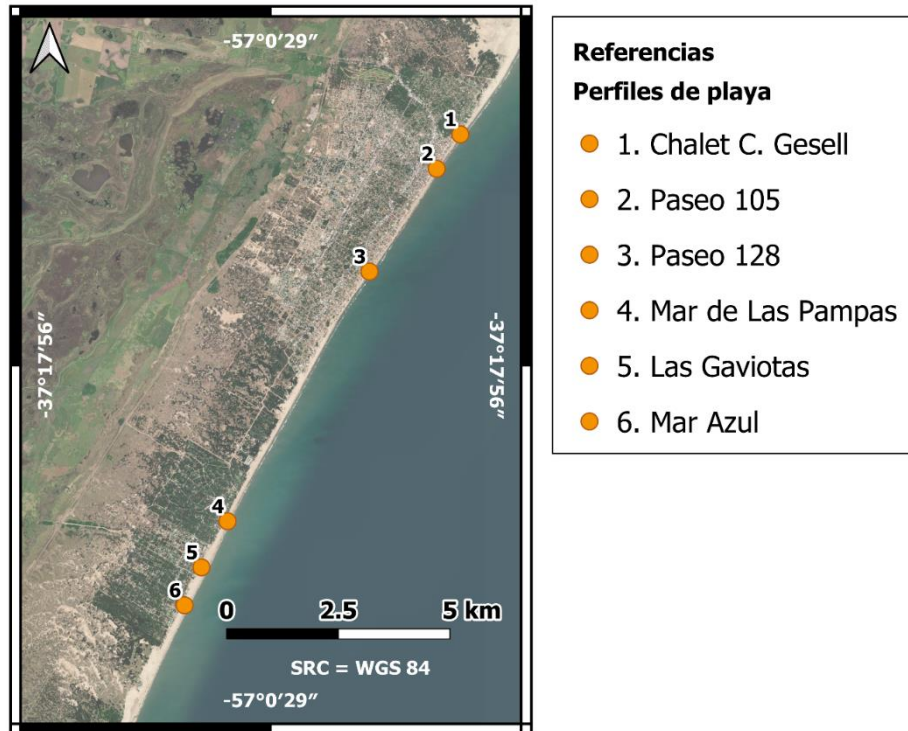


Figura 4.3. Ubicación de los sitios de relevamiento de perfiles de playa. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Para cada perfil se realizó una transecta transversal a la línea de costa, trazada desde el pie de dunas hasta una cota aproximada de 0,5 m por debajo del contacto con el agua durante bajamares de sicigia. En aquellos sitios donde el pie de dunas se encontraba modificado o eliminado por acción antrópica, o bien el perfil de playa se hallaba interrumpido por concesiones balnearias, se utilizó como punto de inicio al sector topográficamente más elevado de la playa distal. Siguiendo la transecta, se censaron cotas con una equidistancia de 5 m mediante la utilización de un Teodolito Digital Kolida KT-02⁴ y una mira graduada

⁴ Instrumental perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoecología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

(Fig. 4.4). En cada sitio se utilizó un punto fijo de referencia, llamado punto estación, el cual, en algunos casos, fue coincidente con el punto de inicio del perfil.

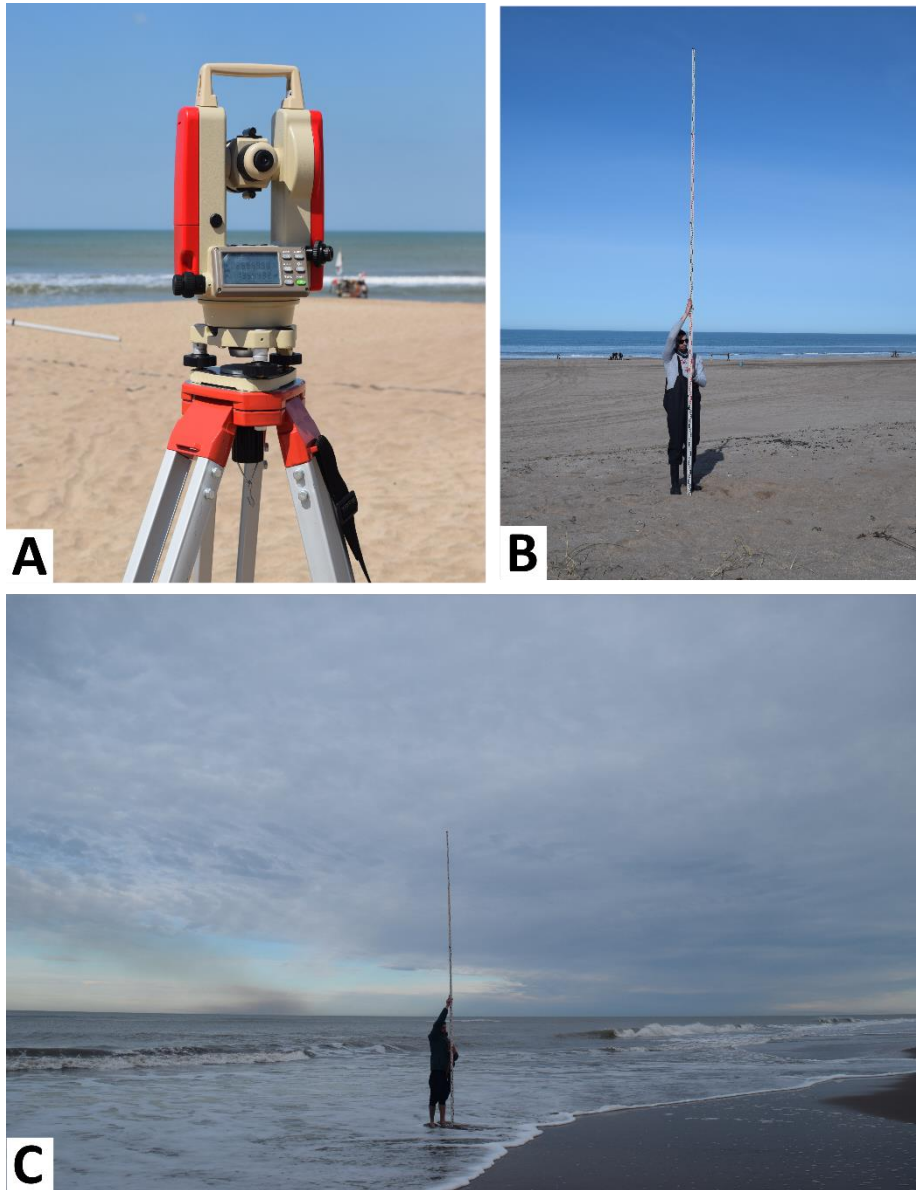


Figura 4.4. Kolida KT-02 [A] y mira graduada [B y C] utilizados para el trazado de transectas topográficas correspondientes a los perfiles de playa. Fuente: imágenes de archivo propio (julio '21).

Como punto estación se seleccionaron estructuras fijas que resultasen invariables en el tiempo y que permitieran ajustar cada uno de los relevamientos. Para ello se definieron hitos tales como casillas de guardavidas, escaleras fijas, infraestructura de paradores de playa y/o de edificios costaneros. Con el fin de obtener perfiles de playas con cotas absolutas referidas al Sistema de Referencia Vertical Nacional (SRVN16; Guagni, 2020) del

IGN, cada uno de los seis puntos estación fue georeferenciado y acotado durante las posteriores campañas topográficas de alta precisión realizadas entre noviembre de 2022 y julio de 2023 (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión). El post-procesamiento de estos seis puntos permitió estimar un error horizontal medio de 0,68 cm y un error vertical medio de 1,19 cm.

Tras la obtención de los perfiles, se estimaron las diferencias volumétricas entre relevamientos considerando la longitud del perfil menor, según el método convencional propuesto por Fox y Davis (1978). Este método permite estimar el volumen de sedimento acumulado por debajo del perfil, considerando una continuidad lateral arbitraria a cada lado de la transecta relevada, según:

$$Volumen\ de\ playa = \sum_{i=1}^n [|C_i| * R * E] \quad (1)$$

siendo n la cantidad total de puntos equidistantes que conforman el perfil, C_i la cota de cada uno de los puntos, R el radio de influencia del perfil; y E la distancia entre el punto n y el punto $n+1$. En este caso, se consideró una franja de 10 m a cada lado del perfil, por lo que el parámetro de continuidad lateral (R) queda representado por 20 m. E será siempre igual a 5 m por representar la equidistancia entre los puntos relevados.

Se estimó también la pendiente porcentual de cada perfil, según:

$$P\% = ([C_{PI} - C_{PF}] / L) * 100 \quad (2)$$

siendo C_{PI} y C_{PF} las cotas del punto inicial y punto final del perfil, respectivamente; y L la longitud total del perfil. Siguiendo lo planteado en la ecuación 2, la pendiente porcentual de la playa distal fue estimada entre el punto de inicio y la cota del punto de pleamar; por su parte, para la playa frontal se tuvo en cuenta la cota de este último y la cota del punto final.

Para el procesamiento de los datos resultantes de los relevamientos de campo y los datos geoespaciales se utilizó la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022), así como diversas librerías de Python (Python, 2023). El post-proceso de los datos GPS/GNSS

obtenidos para la georreferenciación de los puntos estación se llevó a cabo mediante el software Kolida Geomatics Office.

4.2.3. Granulometría de playas

Con el objetivo de caracterizar texturalmente las playas de estudio, se tomaron muestras superficiales (no más de 1 cm de profundidad) de sedimento de playa en cada uno de los 6 perfiles relevados durante la campaña realizada en diciembre de 2021. Para cada caso, se tomaron dos muestras: una de la playa frontal, representativa del sector determinado por la energía del oleaje incidente, y otra del pie de dunas, ya que registra los posibles aportes eólicos y por sobrelavado del sistema costero. Las muestras fueron, en primer lugar, lavadas y secadas en laboratorio⁵ y, posteriormente, tamizadas mediante la utilización de un equipo *ro-tap* y una columna de 15 tamices (Fig. 4.5), norma ASTM, graduados, cada 0,5 unidades phi (Φ) según la escala de Udden (1914) y Wentworth (1922) (Tabla 4.2). Se obtuvieron los parámetros granulométricos estadísticos clásicos (tamaño medio de grano y selección) según el método propuesto por Folk y Ward (1957). Para el procesamiento de los datos en gabinete se utilizó el software estadístico para análisis de sedimentos no consolidados GRADISTAT⁶ (Blott y Pye, 2001).

⁵ Los análisis fueron llevados a cabo, por cuenta propia, utilizando las instalaciones y el equipamiento del Laboratorio de Sedimentología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

⁶ Software GRADISTAT v8.0 (Blott y Pye, 2001). Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/share/MHYHMM936Q2SQC3XMUS?target=10.1002/esp.261> [última visita: 23/1/24].



Figura 4.5. Columna de tamices y tamizadora *ro-tap* utilizados para el análisis granulométrico [A]; proceso de separación de arenas post-tamizado cada 0,5 unidades phi [B].

Tabla 4.2. Clasificación granulométrica para el tamaño de partículas según la escala de Udden-Wentworth. Fuente: elaboración propia en base a Blott y Pye (2001).

Tamaño de partículas		Clase granulométrica
Φ	mm	
-4,0	15,9000	Gravas
-3,0	7,9300	
-2,0	4,0000	
-1,5	2,8300	
-1,0	2,0000	Arena muy gruesa
-0,5	1,4100	
0,0	1,0000	Arena gruesa
0,5	0,7100	
1,0	0,5000	Arena media
1,5	0,3500	
2,0	0,2500	Arena fina
2,5	0,1770	
3,0	0,1250	Arena muy fina
3,5	0,0880	
4,0	0,0625	Limos y arcillas

4.2.4. Topografía de barrera

Con el objetivo de analizar la topografía del sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell, se utilizaron diversas técnicas de interferometría de radar (InSAR) que permitieron la obtención de un Modelo Digital de Elevaciones (DEM, por sus siglas en inglés de *Digital Elevation Model*). Para ello, se utilizaron datos satelitales de la Misión SAOCOM (Satélite Argentino de Observación con Microondas)⁷, la cual se dispone a partir de una constelación de dos satélites SAR banda L (SAOCOM-1A y SAOCOM-1B) desarrollados por la Comisión Nacional de Actividades Aeroespaciales (CONAE, Argentina), en conjunto con la Agencia Espacial Italiana (ASI). Estas plataformas, puestas en órbita en octubre de 2018 y agosto de 2020, respectivamente, representan sensores idénticos que operan sobre la misma órbita heliosincrónica a una altura de 620 km. Esto les permite disponer de un tiempo de revisita de 16 días para cada satélite y de 8 días para la constelación en conjunto. Asimismo, estos sensores trabajan dentro del espectro de las microondas bajo una frecuencia de 1,275 GHz y una longitud de onda del orden de los 23 cm. SAOCOM presenta tres modos de adquisición posibles bajo polarizaciones cuádruples (QuadPol), con resoluciones espaciales variables, que permiten generar productos en 4 niveles de procesamiento diferentes. De estos, el nivel 1 (*Single Look Complex* - SLC) resulta específico de aplicaciones interferométricas.

Atendiendo a la configuración geométrica necesaria para la realización de técnicas InSAR, se partió de dos imágenes SAR de valores complejos (SLC) adquiridas sobre el área de estudio durante los días 21 y 29 de enero de 2022. Estos datos satelitales fueron obtenidos desde el Catálogo SAOCOM⁸ a partir del Anuncio de Oportunidad AO-SAOCOM-DEM⁹ de CONAE. Las características técnicas y los metadatos de las imágenes (Tabla 4.

⁷ Misión SAOCOM. Características técnicas y productos. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/conae/misiones-espaciales/saocom> [última visita: 30/1/24].

⁸ Catálogo SAOCOM. Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE). Disponible en: <https://catalog.saocom.conae.gov.ar/catalog/> [última visita: 30/1/24].

⁹ Proyecto "Radar Dunas y Radar Ríos" (IP: Dr. Federico I. Isla), radicado en el Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP/CIC) correspondiente al Anuncio de Oportunidad para el Desarrollo de Modelos Digitales de Elevación y su Uso en Aplicaciones SAR (AO-SAOCOM-DEM) de

3) permitieron estimar los parámetros principales del sistema interferométrico generado, representando una línea de base temporal (B_{temp}) de 8 días, una línea de base perpendicular (B_{\perp}) de 348 m y, a partir de su ángulo de incidencia medio de 26° , una línea de pase perpendicular crítica ($B_{\perp crit}$) de 7.381 m (ver ecuación 3).

Tabla 4.3. Características principales de las adquisiciones SAR utilizadas y del sistema interferométrico propuesto. Fuente: elaboración propia a partir de la información extraída de los metadatos de las imágenes SAOCOM utilizadas.

Características	Fecha de adquisición	
	21/ENE/2022	29/ENE/2022
Plataforma	SAOCOM-1A	SAOCOM-1B
ID del producto	EOL1ASARSAO1A8811333	EOL1ASARSAO1B8811380
Path/Row	33/387	
Latitud central de la imagen	-37.4391234	
Longitud central de la imagen	-56.9771653	
Modo de adquisición	Stripmap-S5	
Tipo de órbita	Ascendente	
Nivel de Procesamiento	Nivel 1 (<i>Single Look Complex - SLC</i>)	
Polarización	QuadPol (HH-HV-VH-VV)	
Resolución espacial aproximada [m]	10	
B_{temp} [días]	8	
B_{\perp} [m]	348	
$B_{\perp crit}$ [m]	7.381	
Ángulo de incidencia medio (θ)	26°	

El procesamiento interferométrico se realizó siguiendo el flujo clásico propuesto por Braun y Veci (2021). A su vez, se tuvo en cuenta la corrección para la compensación de errores orbitales a partir del método propuesto por Pepe et al. (2011). De esta manera, las imágenes fueron, en primera instancia, co-registradas y re-escaladas píxel a píxel para obtener un sistema de paso repetido (*Repeat-pass Across Interferometry*). Siguiendo lo

la CONAE. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/conae/misiones-satelitales/ao-saocom-dem> [última visita: 30/1/24].

propuesto por Fielding et al. (2013) se calculó la coherencia del par interferométrico generado (ver ecuación 5), utilizando una ventana de estimación de 7×7 y obteniendo el mapa de coherencia derivado. Posteriormente, se obtuvo el interferograma complejo de fase enrollada mediante la resta de fase a escala de píxel entre ambas adquisiciones (ver ecuación 1), descartando la referencia de la tierra plana (ver ecuación 6) y aplicando la compensación orbital referida. Finalmente, se aplicó un filtro de reducción de ruido (Goldstein, 1967) a fin de procesar la fase desenrollada y convertirla a valores de elevaciones relativas al sensor. Estos datos fueron corregidos geoméricamente en rango, obteniendo un DEM inicial con una resolución espacial aproximada de 30 m, y geocodificados respecto del sistema de referencia de coordenadas (SRC) WGS84 y del datum vertical EGM96.

Este DEM inicial fue posteriormente procesado para la obtención del DEM final. Para ello, partiendo del mapa de coherencia previamente generado, se obtuvo una máscara con un umbral de 0,25 en valores de coherencia, la cual fue aplicada al DEM inicial con el objeto de eliminar los píxeles con un alto grado de decorrelación. Posteriormente, el producto filtrado fue convertido de alturas elipsoidales (EGM96) a cotas absolutas referidas al Sistema de Referencia Vertical Nacional (SRVN16; Guagni, 2020) mediante la resta de la ondulación del geoide estimada por el modelo geoidal GEOIDE-Ar16 del Instituto Geográfico Nacional (Piñon et al., 2017).

De esta manera se obtuvo el DEM final y perfiles topográficos transversales de barrera como productos derivados del mismo. Cabe destacar que, a partir de la configuración geométrica de los sistemas SAR y su capacidad de estimación de la topografía de la superficie terrestre (ver sección 2.3.3. Interferometría de radar), el DEM obtenido se trata particularmente de un modelo digital de superficie (DSM, *Digital Surface Model*) al representar todos los elementos presentes en el terreno: vegetación, edificaciones, e infraestructura. El flujo de trabajo aquí descrito se esquematiza en la figura 4.6.

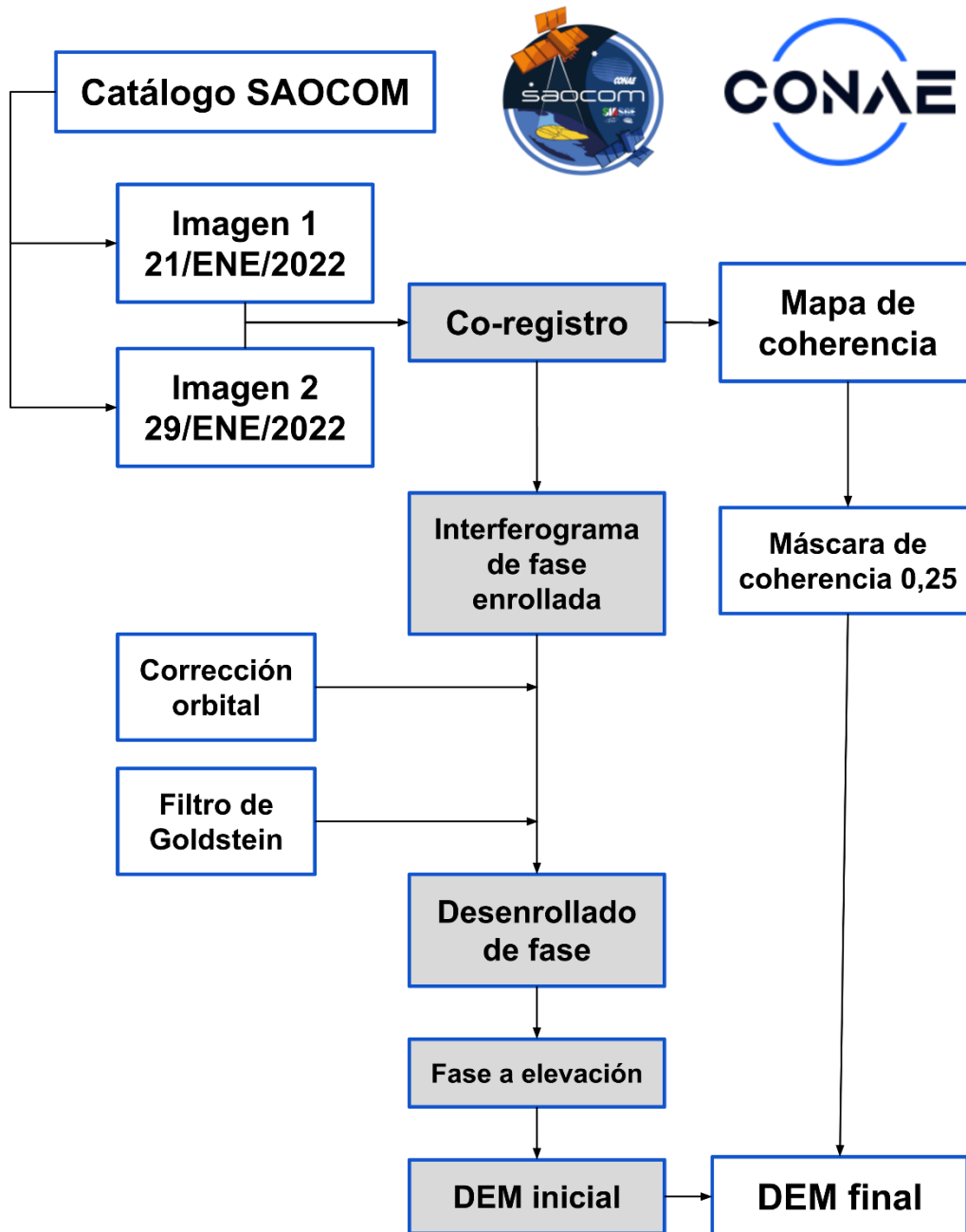


Figura 4.6. Flujo de trabajo realizado. Los recuadros grises representan los procesos del flujo interferométrico clásico propuesto por Braun y Veci (2021).

Con el objetivo de validar el método propuesto, se estimó la precisión del DEM final mediante la utilización de 12 puntos topográficos de control de campo (PCCs) homogéneamente distribuidos en el área de cobertura del modelo. Los PCCs fueron obtenidos durante las campañas de geoposicionamiento topográfico diferencial

anteriormente descriptas (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión). El post-procesamiento de estos puntos determinó un error horizontal medio de 0,61 cm y un error vertical medio de 1,08 cm. Finalmente, como medida de precisión se estimó la raíz del error cuadrático medio (RMSE) según:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - X_{PCC})^2}{n}} \quad (3)$$

donde, n corresponde a la cantidad total de PCCs; X_i a la cota estimada por el modelo en un punto; y X_{PCC} a la cota correspondiente al PCC en dicho punto. Para la estimación de X_i se extrajo el valor del DEM correspondiente a las coordenadas precisas en cada PCC.

Por último, se comparó la precisión del modelo obtenido respecto de la correspondiente a otros DEMs globales de libre distribución (Tabla 4.4), así como para el Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina (MDE-Ar v2.1) del IGN. Para ello se consideraron los mismos puntos de control de campo y la estimación propuesta en la ecuación 10. El tratamiento de todos los datos referidos a esta validación se desarrolló respecto del SRC WGS84 y del datum vertical EGM96.

Tabla 4.4. Modelos utilizados para la validación del DEM interferométrico obtenido. Estos representan modelos globales, a excepción del MDE-Ar, desarrollado por el IGN para la República Argentina.

Modelo	Última versión	Disponible en [última visita: 31/1/24]
MDE-Ar v2.1	2019	https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Mapa
NASA Global DEM	2020	https://earthexplorer.usgs.gov/
SRTM v3	2017	https://earthexplorer.usgs.gov/
ASTER GDEM v3	2019	https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp
ALOS World 3D v3.2	2021	https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/dataset/aw3d30/aw3d30_e.htm
TanDEM-X	2016	https://data.europa.eu/data/datasets/8545a026-2e0c-466f-b6de-99faa639e3c0?locale=en
MERIT DEM	2018	https://hydro.iis.u-tokyo.ac.jp/~yamada/MERIT_DEM/

El procesamiento interferométrico y el post-procesamiento de los datos SAR fue realizado mediante la utilización de la interfaz gráfica del software de acceso abierto SNAP¹⁰, y diversas librerías de Python (Python, 2023). El procesamiento de los datos geoespaciales, así como la obtención del DEM final y la estimación de los productos derivados, fue realizado utilizando la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022). El post-proceso de los datos GPS/GNSS obtenidos para el georeferenciamiento de los PCCs se llevó a cabo mediante el software Kolida Geomatics Office¹¹.

4.2.5. Topografía de zonas urbanas

Con el objetivo de analizar la topografía de los sectores urbanos del área de estudio, se llevaron a cabo diversas técnicas de aerofotogrametría SFM, permitiendo la obtención de productos topográficos de alta precisión para el área de estudio. Para ello, se utilizaron datos obtenidos a campo por el Área de Geodesia y Sensores Remotos de la Dirección Nacional de Servicios Geográficos y Producción Cartográfica del IGN, en conjunto con la Secretaría de Planeamiento y la Dirección de Medio Ambiente del municipio de Villa Gesell. A partir de esto, se contó con un total de 3.634 imágenes capturadas a nadir (o cuasi nadir) durante tareas de campo realizadas entre los días 3 y 10 de octubre de 2023 mediante la utilización de un drone fotogramétrico de ala fija modelo AG-Eagle-eBee X, equipado con un sensor RGB cámara SenseFly S.O.D.A. Los principales parámetros de calibración del sensor y de programación de vuelo que fueron utilizados para la adquisición de las imágenes son presentados en la tabla 4.5.

Tabla 4.5. Principales características del sensor y parámetros de vuelo utilizados.

Modelo VANT	AG-Eagle-eBee X
Sensor	SenseFly S.O.D.A.
Resolución	20 Megapíxeles

¹⁰ Software SNAP (v 9.0.0) desarrollado por la Agencia Espacial Europea (ESA). Disponible en: <https://step.esa.int/main/download/snap-download/> [última visita: 30/1/24].

¹¹ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

Relación de aspecto	3:2 (5.472x3.648 píxeles)
Lente	RGB F/2,8-11
Distancia focal	10,6 mm (Equiv. 35 mm = 29 mm)
ISO	120-200
Velocidad de obturación	1/1,000 seg
Altura de vuelo	500 m
Superposición entre fotogramas	Mínimo 75% horizontal y vertical
Velocidad crucero de vuelo	40 km/h

Dada la extensión territorial de la superficie relevada y la limitante referida a la autonomía de vuelo del equipo utilizado, la captura de los fotogramas se realizó en etapas, cubriendo 3 sectores que aproximadamente corresponden a: 1. centro y norte de Villa Gesell; 2. sur de Villa Gesell; 3. Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul. Ante el gasto computacional que supone el procesamiento de técnicas SFM en gabinete, y la gran cantidad de imágenes adquiridas, esta sectorización se mantuvo a fin de procesar cada sector de manera individual, para luego generar los productos finales de manera conjunta.

Además de los datos aerofotogramétricos descriptos, durante estas campañas se obtuvieron datos de geoposicionamiento espacial y altimétrico de alta precisión mediante equipamiento GPS/GNSS y siguiendo la metodología PPK anteriormente descrita (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión). Para ello se utilizó un equipo dotado de dos antenas de campo TRIMBLE R9s/TRM105000.10. Se estimaron, en primer lugar, 8 puntos estáticos de alta precisión (error horizontal medio = 0,59 cm; error vertical medio = 0,94 cm). El geoposicionamiento diferencial de los mismos fue determinado realizando el ajuste correspondiente respecto de la estación MPL2¹² (Mar del Plata) de la Red RAMSAC del Instituto Geográfico Nacional. Los datos fueron referidos al SRC POSGAR07 Faja 6 y a cotas ortométricas referidas al SRVN-16 (Guagni, 2020). Finalmente,

¹² Estación MPL2 (Lat = -38°00'20.76241"; Lon = -57°34'16.67025"; Mar del Plata, Buenos Aires), correspondiente a la Red Argentina de Monitoreo Satelital Continuo (RAMSAC) del Instituto Geográfico Nacional. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/Ramsac> [última visita: 23/1/24].

se obtuvieron 30 puntos dinámicos PPK (error horizontal medio = 0,63 cm; error vertical medio = 0,97 cm) equidistribuidos a lo largo de las zonas urbanas del municipio, resultantes del ajuste diferencial respecto de los puntos estáticos.

El flujo de procesamiento aerofotogramétrico se llevó a cabo siguiendo las directrices propuestas por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS; Over et al., 2021), quienes desarrollaron una guía que contempla los requerimientos, procedimientos e insumos necesarios para crear productos derivados de técnicas SFM de alta calidad para ambientes costeros, a partir de la utilización del Software Agisoft Metashape Professional v1.6.5 (Agisoft, 2020).

Inicialmente se llevó a cabo una estimación de la calidad de las imágenes a partir de su nitidez, descartando aquellas con un factor de calidad menor a 0,5. A continuación se realizó la alineación de fotogramas mediante el ajuste adaptativo al modelo de la cámara, partiendo de un límite de identificación de 40.000 puntos por imagen, censados a escala de píxel, y un límite de infinitos puntos automáticos de correlación (*tiepoints*) entre adquisiciones. Esto permitió obtener, luego de descartar las imágenes no alineadas, una nube de puntos dispersa para cada sector, con un promedio de 3,6 millones de *tiepoints* para cada una de ellas.

Las nubes de puntos dispersas fueron optimizadas con el objetivo de eliminar los *tiepoints* deficientes y reducir el error asociado. Para ello, se ajustaron los fotogramas respecto de los puntos GPS/GNSS, vinculados a las imágenes mediante puntos de control (PC) identificables en las mismas y refiriendo una precisión pactada en 0,1 píxel. Siguiendo lo propuesto por James y Robson (2012), del total de puntos, se utilizó un mínimo de 12 PCs para la optimización y 3 PCs para la validación del procesamiento. Posteriormente, se llevaron a cabo las optimizaciones referidas a la incerteza de reconstrucción geométrica (nivel 10), la precisión de proyección (nivel 2), y el error de reproyección (nivel 0.3). En todos los casos se consideraron los parámetros clásicos de optimización de cámaras f , c_x , c_y , k_1 , k_2 , k_3 , p_1 y p_2 . Una vez optimizados los tres sectores, se obtuvieron las nubes de

puntos densas, con un promedio de 385 millones de puntos por sector. Estos fueron filtrados, descartando aquellos no correspondientes al intervalo de confianza del 99%.

Una vez obtenidas las nubes de puntos densas de alta calidad, se generó la reconstrucción aerofotogramétrica de los productos finales. En primer lugar, se obtuvo el Modelo Digital de Superficie (DSM, *Digital Surface Model*), representando todos los elementos presentes en el terreno: vegetación, edificaciones, infraestructura, etc. A partir de este se obtuvieron, por un lado, el ortomosaico fotogramétrico libre de deformaciones y, por otro lado, el Modelo Digital del Terreno (DTM, *Digital Terrain Model*). Este último, representando los desniveles topográficos del terreno libre de artefactos, fue estimado mediante la identificación de puntos del terreno bajo un tamaño de celda de 200 m, un ángulo máximo de 5° y una diferencia altimétrica de 10 cm. Posteriormente, se extrajeron las curvas de nivel para los dos modelos de elevaciones generados, trazando perfiles transversales de barrera para su análisis. El flujo de trabajo aquí descrito se esquematiza en la figura 4.7.

Tanto el DSM como el DTM presentaron una resolución final de píxel de 23 cm; el ortomosaico, por su parte, refirió una resolución de 11 cm/píxel. El procesamiento aerofotogramétrico se realizó teniendo en cuenta el SRC POSGAR 07 Faja 6 y el datum vertical SRVN-16. El procesamiento SFM fue realizado mediante la utilización de la interfaz gráfica del software Agisoft Metashape Professional v1.6.5¹³, siguiendo los procedimientos sugeridos por Over et al. (2021) y por el manual de usuario del mencionado software (Agisoft, 2020). El posterior procesamiento y análisis geoespacial de los productos derivados, fue realizado utilizando la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022). La extracción de perfiles transversales de referencia se realizó mediante la herramienta Profile Tool v4.1.8 (Jurgiel, 2018), desarrollada para el software QGIS¹⁴.

¹³ Agisoft Metashape Professional v1.6.5. Disponible en: <https://www.agisoft.com/features/professional-edition/> [última visita: 16/2/24].

¹⁴ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

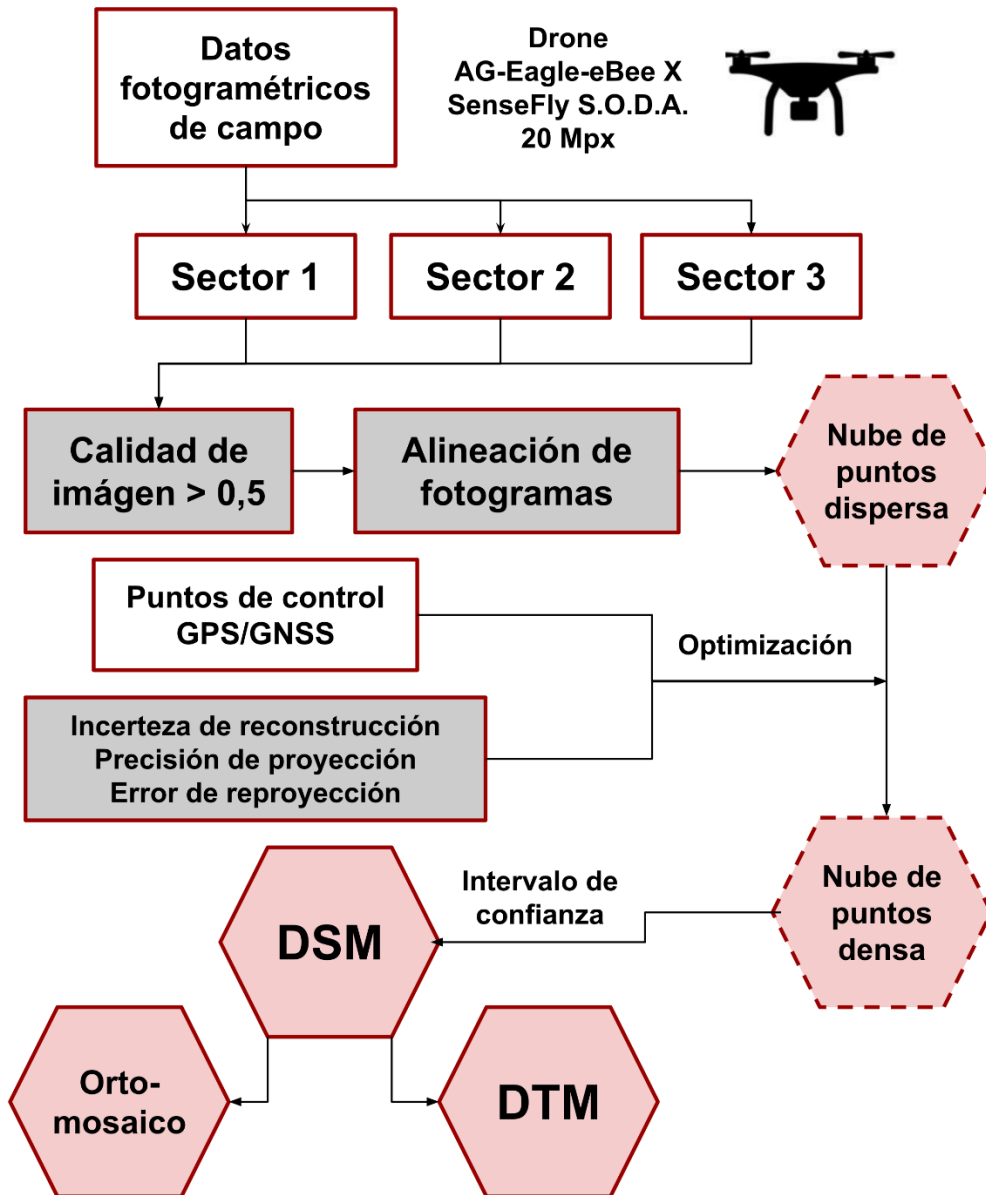


Figura 4.7. Flujo de trabajo realizado. Los recuadros grises representan el procesamiento de *Structure for Motion* (SfM) propuesto por Over et al. (2021). Los hexágonos representan los productos parciales (línea punteada) y finales (línea sólida) generados durante el proceso.

4.2.6. Geomorfología de barrera

Con el objetivo de caracterizar geomorfológicamente el área de barrera del municipio de Villa Gesell, se realizó una categorización basada en índices de teledetección multispectrales. Para ello, se utilizó el catálogo de productos disponibles en la plataforma

Google Earth Engine¹⁵, accediendo particularmente a los datos disponibles de la plataforma Sentinel 2-MSI del programa Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA)¹⁶. El análisis se basó en una imagen correspondiente al mes de enero de 2023, garantizando un cuasi nulo nivel de nubosidad en la adquisición, y la cobertura total del área de estudio. Las principales características del producto utilizado se detallan en la Tabla 4.6.

Tabla 4.6. Características principales de la imagen Sentinel-2B utilizada. Fuente: elaboración propia a partir de la información extraída de los metadatos de adquisición.

Fecha adquisición	15/01/2023
ID del producto	S2B_MSIL1C_20230115T133829_N0509_R124_T21HVU
Plataforma	Sentinel-2B
Sensor	MSI [<i>MultiSpectral Instrument</i>]
Bandas	13 bandas
Nivel de procesamiento	Level-1C
Tipo de dato	Reflectancia TOA
Factor de escalado	1.000
Número de órbita relativa	124
Resolución espacial	10m/píxel para bandas 2, 3, 4 y 8
Nubosidad a escala de píxel	< 1%

La morfología de los campos de dunas en ambientes de barrera es altamente dependiente de la vegetación (Hesp y Short, 1982; Psuty, 1989; Hesp, 2000). A partir de esto, se estimó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*) a fin de caracterizar el grado de cobertura vegetal del área de estudio. Este índice espectral, de amplia difusión y utilización dada su simplicidad matemática, se vincula directamente a variables biofísicas tales como el área foliar, la productividad, la biomasa y la cobertura (Weiss et al., 2004).

¹⁵ Catálogo de datos de la plataforma Google Earth Engine. Disponible en: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets> [última visita: 18/2/24].

¹⁶ Programa Copernicus. Agencia Espacial Europea (ESA). Disponible en: <https://www.copernicus.eu/es> [última visita: 18/2/24].

De esta manera, se partió de la imagen multispectral Sentinel 2-MSI de 13 bandas, de las cuales se extrajeron aquellas correspondientes a los canales 2, 3, 4 y 8 (azul, verde, rojo e infrarrojo cercano, respectivamente), generando un sub-producto apilado de 10 m de resolución espacial. Posteriormente, mediante aritmética de bandas, se estimó, a escala de píxel, el NDVI según:

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R} \quad (4)$$

siendo, *IR* y *R* los canales correspondientes al infrarrojo cercano (banda 8) y rojo (banda 4), respectivamente. Una vez estimado este índice y obtenido el mapa de NDVI, cuyos valores varían entre -1 y 1, se realizó una categorización basada en el tipo de cobertura, distinguiendo entre píxeles correspondientes a vegetación, suelo desnudo y agua. De manera general, los píxeles correspondientes a suelo desnudo oscilan en valores cercanos a 0 (entre -0,1 y 0,1), mientras que aquellos correspondientes a vegetación, de acuerdo a diversos parámetros biofísicos y el grado de cobertura, oscilan entre 0,1 y 1; valores negativos están asociados a cuerpos de agua (Richards et al., 2023). A fin de validar esta categorización para el área de estudio, se delimitaron parches de suelo desnudo en zonas de dunas y playas, censados durante las tareas de campo topográficas realizadas en enero de 2023 (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión), y se estimó su NDVI medio. Esto permitió establecer la categorización propuesta en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Rango de NDVI estimado para cada categoría de cobertura.

Categoría de cobertura	Rango de NDVI
Vegetación	> 0,05
Suelo Desnudo	-0,10 – 0,05
Agua	< -0,10

Una vez obtenido el mapa de categorías de coberturas, se superpuso a este una grilla con un total de 16.900 unidades cuadradas de 100 m de lado abarcando la totalidad

del área de estudio. De esta manera, cada unidad de grilla representó una ventana de 10x10 píxeles correspondientes al mapa de categorías y, en cada una de estas, se estimó el porcentaje de píxeles categorizados como vegetación. Esto permitió obtener un mapa de porcentaje de vegetación, el cual fue posteriormente categorizado según los parámetros geomorfológica establecidos por Marcomini et al. (2017) a partir de relevamientos de campo realizados para la Barrera Medanosa Oriental, y presentados en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Porcentaje de cobertura vegetal para cada categoría geomorfológica presente en el sector de barrera estudiado. Fuente: modificado a partir de Marcomini et al. (2017).

Categoría geomorfológica	Cobertura vegetal [%]
Dunas activas y playas	< 5
Dunas semi-fijas	5 – 70
Dunas fija	> 70

Como última instancia, se delimitó el pie de dunas a lo largo del frente costero de todo el municipio, según los criterios propuestos por Virdis et al. (2012), mediante interpretación visual de la composición RGB resultante del apilado de las bandas 2, 3 y 4 de la imagen original. En aquellos sitios donde el pie de dunas se encontraba artificialmente eliminado, fue delimitado en su lugar el paseo costanero o la infraestructura presente. Esta identificación permitió separar las zonas de playas de las zonas de dunas activas, alcanzando así la categorización final. La obtención de los datos satelitales, así como su filtrado y los procesos de aritmética espectral fueron realizados a través del editor de códigos de la plataforma Google Earth Engine¹⁷. Las subsiguientes categorizaciones y la obtención del producto final fueron realizadas utilizando la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022). El flujo de trabajo descrito se detalla en la figura 4.8¹⁸.

¹⁷ Editor de códigos plataforma Google Earth Engine. Disponible en: <https://code.earthengine.google.com/> [última visita: 18/2/24].

¹⁸ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

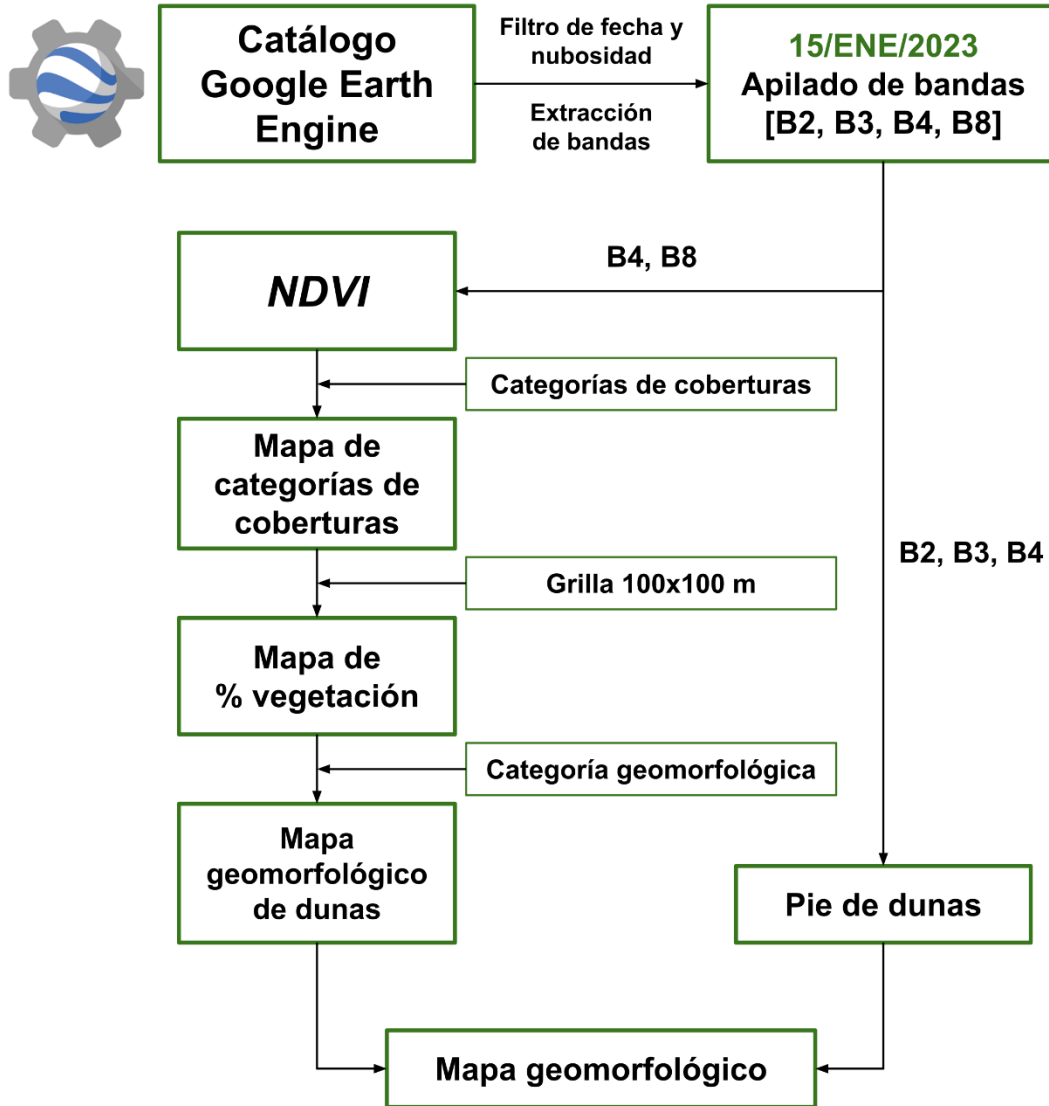


Figura 4.8. Flujo de trabajo llevado a cabo para la obtención del mapa geomorfológico correspondiente al sector de barrera bajo estudio.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Perfiles de playa

La estimación del perfil de playa es altamente dependiente del tiempo transcurrido después de un evento de alta energía de tormenta (Short, 1981; Short y Hesp, 1982). A su vez, la morfología del sector de barrera estudiado es dominada por las ondas positivas de tormentas extra-tropicales. Estas se asocian a eventos con vientos provenientes del SE y a oleaje máximo representado por las dirección ESE y SSE (sudestadas) (Lanfredi et al., 1992; Speroni et al. 1999; Scalise y Schnack, 2007; Marcomini et al., 2017). A fin de determinar si los relevamientos realizados se correspondían a perfiles típicos, sin la influencia directa de tormentas cercanas, se estimó el tiempo transcurrido entre cada uno de ellos y los máximos de viento precedente registrados *in situ*¹⁹ (Fig. 4.9).

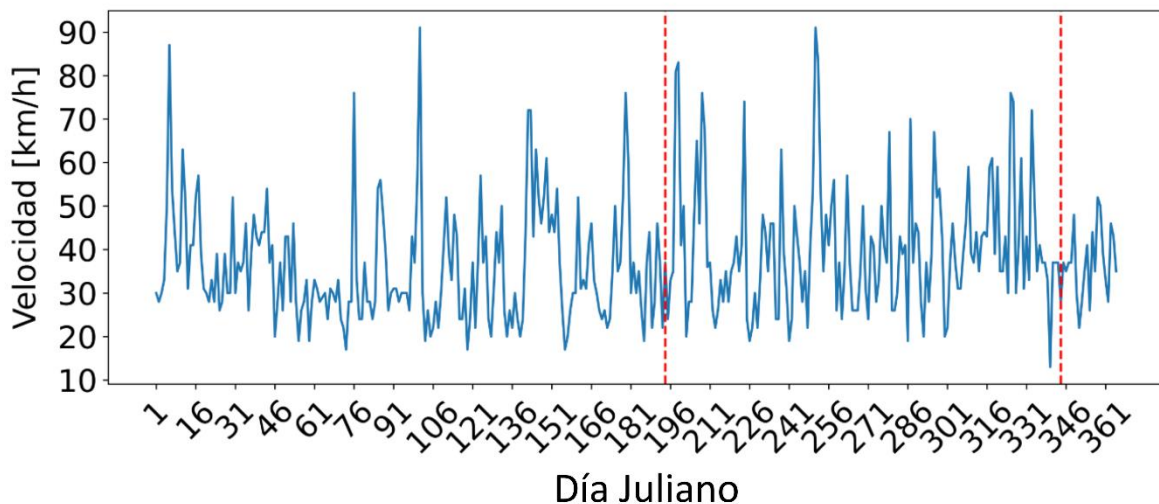


Figura 4.9. Velocidad máxima de viento diario para el año 2021. Las líneas punteadas indican las fechas de realización de los relevamientos de campo. Fuente: elaboración propia en base a datos del CIM para la Estación Villa Gesell del Servicio Meteorológico Nación

Partiendo de las tareas de campo realizadas en julio y diciembre de 2021, representativas de los períodos otoño/invierno (erosión) y primavera/verano (acumulación y

¹⁹ Datos diarios de velocidad máxima del viento brindados por el Centro de Información Meteorológica (CIM) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y correspondientes a la Estación Villa Gesell (Lat = -37°14'; Lon = -57°1'; Alt = 9 m.s.n.m.).

recuperación del perfil de playa), respectivamente, se calculó el tiempo transcurrido entre estos y los máximos de viento registrado. Pevio a la campaña de otoño/invierno (16 de julio), se registraron dos días de viento máximo promedio de 69 km/h proveniente del S (28 y 29 de junio). Durante los 17 días transcurridos entre estos y la campaña, la velocidad máxima promedio fue de 31 km/h con más del 60 % de los registros correspondientes a vientos del cuadrante oeste. Asimismo, en los 60 días previos a la campaña se registró un 39 % de datos desde el cuadrante sur, con una velocidad máxima promedio de 54 km/h. En el caso de la campaña de primavera/verano (7 de diciembre), se registraron dos días de viento máximo promedio de 62 km/h proveniente del SE (25 y 26 de noviembre). En los 11 días transcurridos, la velocidad máxima promedio fue de 33 km/h con el 65 % de los registros correspondientes al cuadrante este. En los 60 días previos a esta campaña se registró un 29 % de datos correspondientes al cuadrante sur, con una velocidad máxima promedio de 45 km/h.

Los perfiles topográficos, trazados con punto de inicio en el pie de dunas, evidenciaron diferencias morfológicas de acuerdo a su ubicación relativa (Fig. 4.10). El perfil Chalet C. Gesell, ubicado al norte de la localidad de Villa Gesell, presentó una pendiente media de 3,58 % y un ancho de playa correspondiente al perfil menor de 65 m. En cuanto a las diferencias volumétricas temporales, se registró una recuperación del perfil del 22 % entre los relevamientos de invierno y verano, con 2.899 y 3.534 m³, respectivamente (Fig. 4.11). La pendiente media de playa no tuvo mayor variación, sin embargo se observó que la acumulación sedimentaria estuvo mayoritariamente localizada en la playa distal, presentando un cambio de pendiente de entre 4,75 % y 3,02 % para esta sección (Tabla 4.9). La playa frontal, en cambio, presentó poca variación en cuanto a su pendiente y a su volumen sedimentario entre relevamientos. Morfológicamente, la playa se observó con una pendiente bastante homogénea durante el invierno, aunque con una berma de recuperación del perfil bien consolidada hacia el verano.

El perfil de Paseo 105, correspondiente a la zona céntrica de Villa Gesell, evidenció una pendiente media del 4,23 % y un ancho de 85 m. Se registró una recuperación del 8 %

del perfil hacia el verano, representada por una acumulación de 359 m³ (de 4.183 a 4.542 m³). Morfológicamente se observó la presencia de una berma de playa tanto en invierno como en verano, sin embargo, en este último se presentó asociada a un mayor volumen sedimentario de recuperación general del perfil. Esto promovió una playa distal más larga y menos escarpada (de 5,13 % a 3,90 %) hacia el verano.

Para el caso del perfil correspondiente al Paseo 128 (Villa Gesell sur), la pendiente media fue de 4,54 % y el ancho de playa de 70 m. La recuperación volumétrica del perfil entre invierno y verano fue del 13 %, con una acumulación neta de 321 m³. Este perfil no presentó una berma de playa bien consolidada en ninguno de los dos relevamientos. Por su parte, la acumulación sedimentaria se dio de manera general tanto en la playa distal como en la playa frontal, generando una playa distal menos escarpada y una playa frontal con mayor pendiente hacia el verano. Estos cambios morfológicos se evidenciaron en las variaciones de pendiente registradas para la playa distal y la playa frontal entre relevamientos, con cambios de 5,84 % a 5,16 % y de 1,55 % a 2,05 %, respectivamente.

El perfil de Mar de Las Pampas, con una pendiente media de 4,68 % y un ancho de 105 m, presentó una recuperación volumétrica del 14 % representada por 8.541 m³ hacia el invierno y 9.714 m³ para el verano. La acumulación sedimentaria se dio de manera general, aunque con mayor presencia en la playa distal. Esto generó un cambio morfológico en el perfil, con un corrimiento de la berma levemente hacia la costa y determinando una playa distal menos escarpada y una playa frontal con mayor pendiente para el verano.

Las Gaviotas, por su parte, registró una pendiente media de 2,37 % y un ancho de playa correspondiente al perfil menor de 105 m. La recuperación volumétrica del perfil alcanzó el 15 %, con una variación neta entre invierno y verano de 1.099 m³. Esta acumulación se dio tanto en la playa distal como frontal, promoviendo la consolidación de una berma de playa que no estuvo marcada durante el invierno. Esto generó una playa distal menos escarpada hacia el verano, con un cambio en la pendiente porcentual de 2,53 % a 1,38 %.

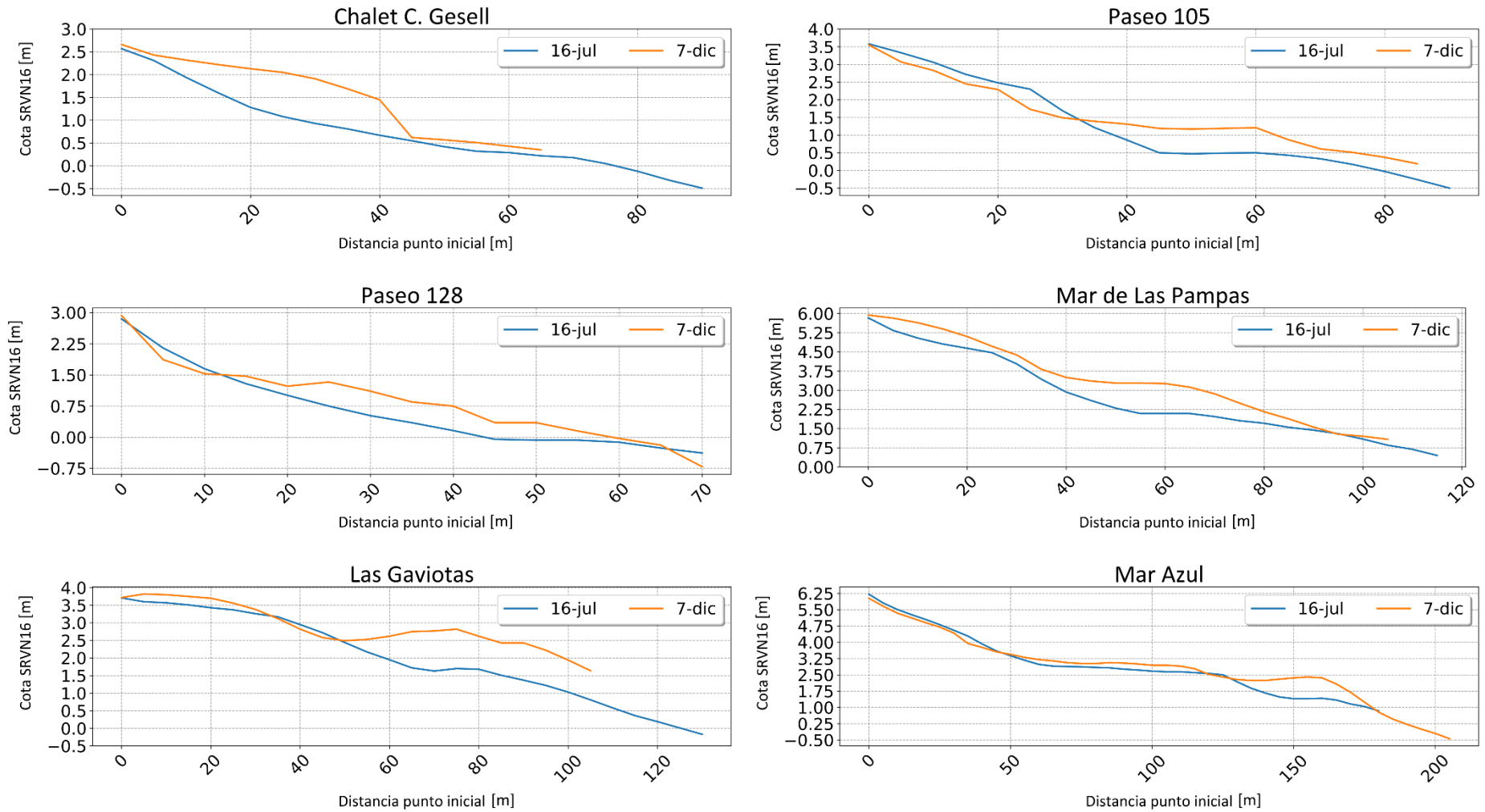


Figura 4.10. Perfiles topográficos de playa, relevados durante las campañas de otoño/invierno (16-jul) y primavera/verano (7-dic) de 2021.

Por último, el perfil de Mar Azul, registró una pendiente media del 2,94 % y un ancho de 180 m. Su balance sedimentario mostró una acumulación neta de 742 m³ entre invierno y verano, representando una recuperación del 5 % (de 14.674 a 15.416 m³, respectivamente). Esta acumulación sedimentaria se registró casi en su totalidad en su extensa playa frontal, promoviendo una consolidación de la berma de playa y un incremento en la pendiente de esta sección, pasando de 2,43 % a 2,72 %.

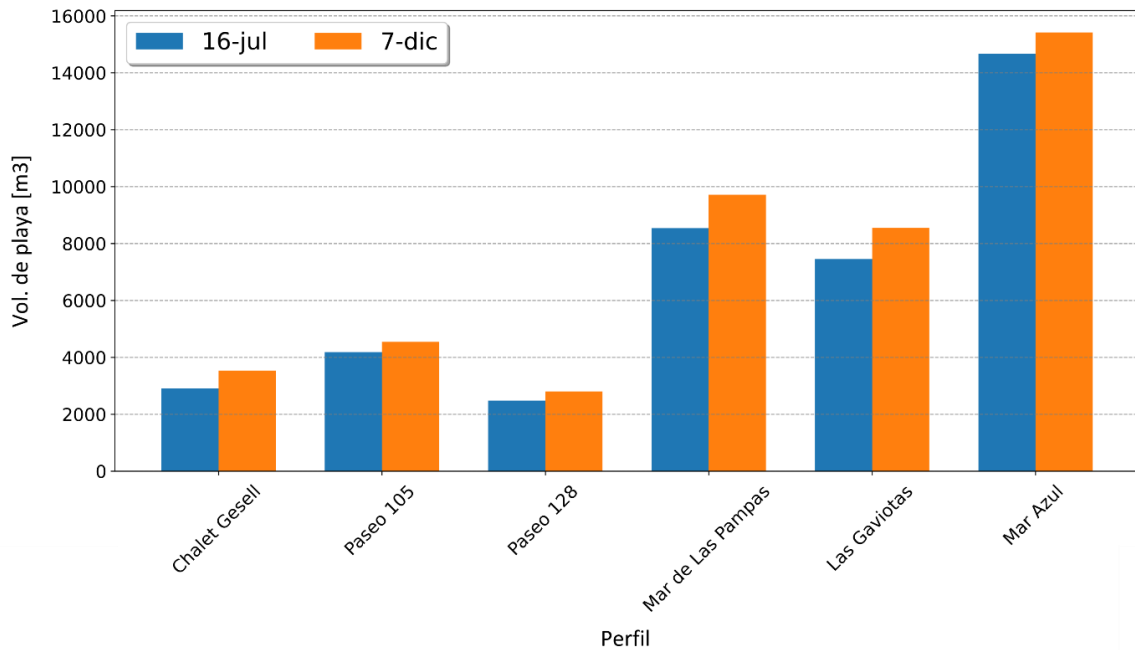


Figura 4.11. Volumen sedimentario asociado a cada perfil para los relevamientos de otoño/invierno (16-jul) y primavera/verano (7-dic).

Tabla 4.9. Pendiente porcentual de playa estimada para el perfil completo y para las secciones correspondientes a la playa distal y playa frontal.

Perfil	Pendiente de playa [%]					
	Playa		Pl. Distal		Pl. Frontal	
	16-jul	7-dic	16-jul	7-dic	16-jul	7-dic
Chalet C. Gesell	3,62	3,55	4,75	3,02	1,00	1,10
Paseo 105	4,51	3,95	5,13	3,9	2,76	2,77
Paseo 128	4,61	4,47	5,84	5,16	1,55	2,05
Mar de Las Pampas	4,74	4,63	5,15	4,73	2,8	3,21
Las Gaviotas	2,76	1,98	2,53	1,38	2,8	3,16
Mar Azul	2,98	2,91	2,97	2,91	2,43	2,72

4.3.2. Granulometría de playas

El análisis granulométrico de las muestras obtenidas a campo permitió identificar variaciones respecto de la ubicación relativa de los perfiles y, a su vez, dentro del mismo perfil. Los gráficos de distribuciones de frecuencias detallados, así como los registros de las muestras analizadas se presentan en la sección anexos de este capítulo (ver figuras 4.A.1, 4.A.2, 4.A.3 y 4.A.4). Los parámetros granulométricos clásicos estimados por el método de Folk y Ward (1957) son presentados en la Tabla 4.10. En todos los casos, las muestras presentaron porcentajes correspondientes a las fracciones de arcillas y limos menores al 0,2 %. De esta manera, en todas las playas se observaron porcentajes superiores al 98,4 % de arenas, a excepción de algunos sitios donde la presencia de valvas de conchillas se asoció con tamaños de partículas correspondientes a gravas.

Tabla 4.10. Parámetros granulométricos estimados para cada una de las muestras de playa frontal y pie de dunas tomadas en los sitios de relevamiento de perfiles de playa.

Perfil	Sector	Media [Φ]	Selección
Chalet C. Gesell	Playa frontal	2,200	0,546
	Pie de dunas	1,757	0,597
Paseo 105	Playa frontal	0,890	1,203
	Pie de dunas	2,285	0,416
Paseo 128	Playa frontal	1,135	1,614
	Pie de dunas	1,712	0,750
Mar de Las Pampas	Playa frontal	1,033	0,992
	Pie de dunas	1,768	0,668
Las Gaviotas	Playa frontal	1,491	0,789
	Pie de dunas	1,931	0,900
Mar Azul	Playa frontal	1,811	0,645
	Pie de dunas	1,867	0,660

Para el caso del Chalet C. Gesell, la playa frontal presentó arenas finas ($\Phi = 2,200$) con una distribución unimodal y moderadamente bien seleccionada. La muestra tomada en el pie de dunas presentó la misma distribución, pero con una media correspondiente a las arenas medias ($\Phi = 1,757$) y una mayor fracción de arenas gruesas.

La playa frontal del Paseo 105, en la zona céntrica de Villa Gesell, se caracterizó por una distribución bimodal pobremente seleccionada, con una moda predominante

correspondiente a las arenas gruesas ($\Phi = 0,247$) y otra de menor frecuencia asociada a arenas finas ($\Phi = 2,237$). Esta muestra presentó una importante fracción de arenas muy gruesas y una escasez de arenas medias. Para la muestra del pie de dunas, en cambio, se obtuvo una distribución unimodal bien seleccionada, con una media correspondiente a arenas finas ($\Phi = 2,285$).

El paseo 128, presentó, en su sección de playa frontal, una muestra trimodal y pobremente seleccionada. Las modas observadas correspondieron a arenas finas ($\Phi = 2,237$), arenas medias ($\Phi = 1,247$) y gravas ($\Phi = -4,243$). Estas últimas representadas por valvas de conchillas enteras o poco fraccionadas. La playa distal, en cambio, presentó una distribución unimodal centrada en las arenas medias ($\Phi = 1,712$) y con una importante proporción de arenas finas.

En el caso de las muestras ubicadas en las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), hubo una mayor homogeneidad entre sitios. Para la playa frontal, estas presentaron distribuciones unimodales moderadamente bien seleccionadas, con granulometrías correspondientes a las arenas medias ($\Phi = 1,033$; $\Phi = 1,491$; $\Phi = 1,811$; respectivamente). Sin embargo, los porcentajes de arenas gruesas y finas variaron, con una distribución inversamente proporcional, y con un gradiente de disminución de las arenas gruesas en sentido Norte-Sur. Para el caso de la playa distal, la distribución se mantuvo unimodal y moderadamente seleccionada, con tamaños medios representativos de las arenas medias ($\Phi = 1,768$; $\Phi = 1,931$; $\Phi = 1,867$; respectivamente). En este caso, la playa de Las Gaviotas presentó un porcentaje de arenas finas más importante que en las otras playas del sur del municipio.

4.3.3. Topografía de los campos de dunas

En primer lugar, se obtuvieron, como productos secundarios del flujo de procesamiento interferométrico clásico, los mapas de coherencia para el co-registro de las imágenes utilizadas (21 y 29 de enero de 2022) (Fig. 4.12). De esta manera, quedaron determinadas 4 estimaciones, cada una de ellas correspondiente a una polarización del

sensor SAOCOM según el modo de adquisición Stripmap-S5 QuadPol (HH, HV, VH y VV). Cabe destacar que, dada la disponibilidad de imágenes adquiridas por esta misión satelital, el área de cobertura de los productos interferométricos no comprende la totalidad del sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell. Los valores de coherencia interferométrica varían entre 0 y 1, siendo 0 una decorrelación total entre el par de imágenes considerado y 1 una correlación absoluta entre las mismas.

La coherencia media, estimada a escala de píxel, demuestra que las polarizaciones lineales HH y VV tuvieron una menor decorrelación respecto de las polarizaciones cruzadas HV y VH (Tabla 4.11). De los mapas presentados en la figura 4.12, se obtuvieron las máscaras de coherencia filtrando aquellos píxeles con valores menores a 0,25. El canal polarimétrico HH presentó la mejor estimación, con el 15,7 % de los píxeles comprendidos dentro del área de estudio por debajo del umbral. De esta manera, el desarrollo completo del flujo de trabajo presentado en la figura 4.6 fue llevado a cabo para esta polarización.

Tabla 4.11. Coherencia media y porcentaje del área de estudio con una coherencia menor a 0,25 para los cuatro canales polarimétricos disponibles a partir de las adquisiciones SAOCOM utilizadas.

Polarización	Coh media	% Coh < 0,25
H	0,469	15,7
HV	0,401	17,6
VH	0,399	17,8
VV	0,463	16,1

El DSM interferométrico obtenido representa todos los elementos presentes en el terreno, incluyendo la vegetación, las edificaciones y la infraestructura, entre otros rasgos. Esto permitió determinar aquellas zonas correspondientes a los sectores urbanos. A partir de esto, el DSM estimado fue filtrado por el enmascaramiento de coherencia 0,25 y luego se realizó un recorte, excluyendo del análisis a los núcleos urbanos. La topografía de las zonas urbanas será analizada mediante los productos de mayor calidad obtenidos a partir del procesamiento aerofotogramétrico SFM (ver sección 4.2.5. Topografía de zonas urbanas).

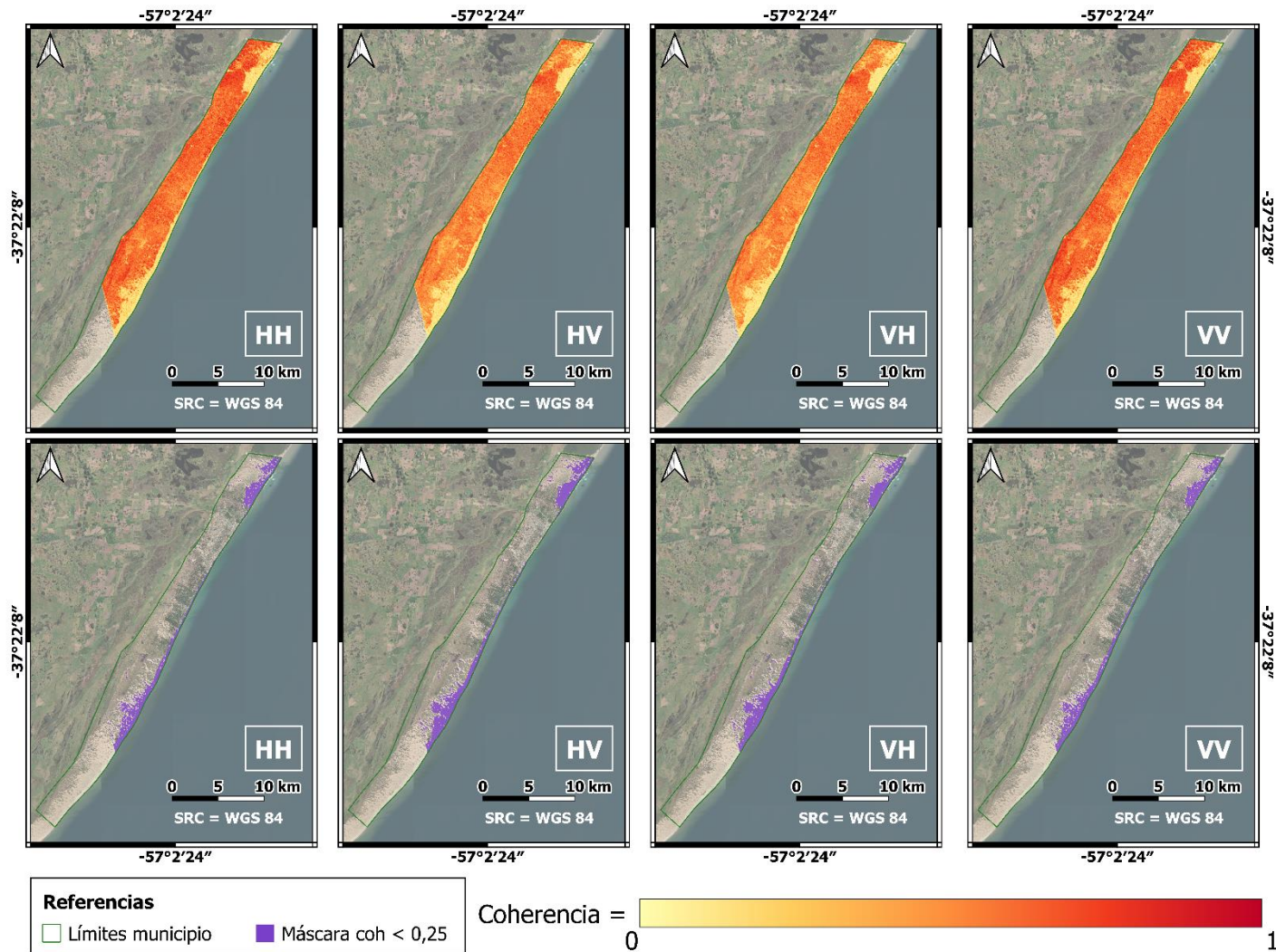


Figura 4.12. Mapa de coherencia (fila superior) y delimitación de las máscaras de coherencia < 0,25 (fila inferior) para cada uno de los canales polarimétricos disponibles (HH, HV, VH y VV). Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

De esta manera, se obtuvieron dos DSMs derivados, correspondientes a los campos de dunas sin urbanizar, del sur y del norte del municipio, abarcando una superficie de 5505 y 2108 has, respectivamente (Fig. 4.13).

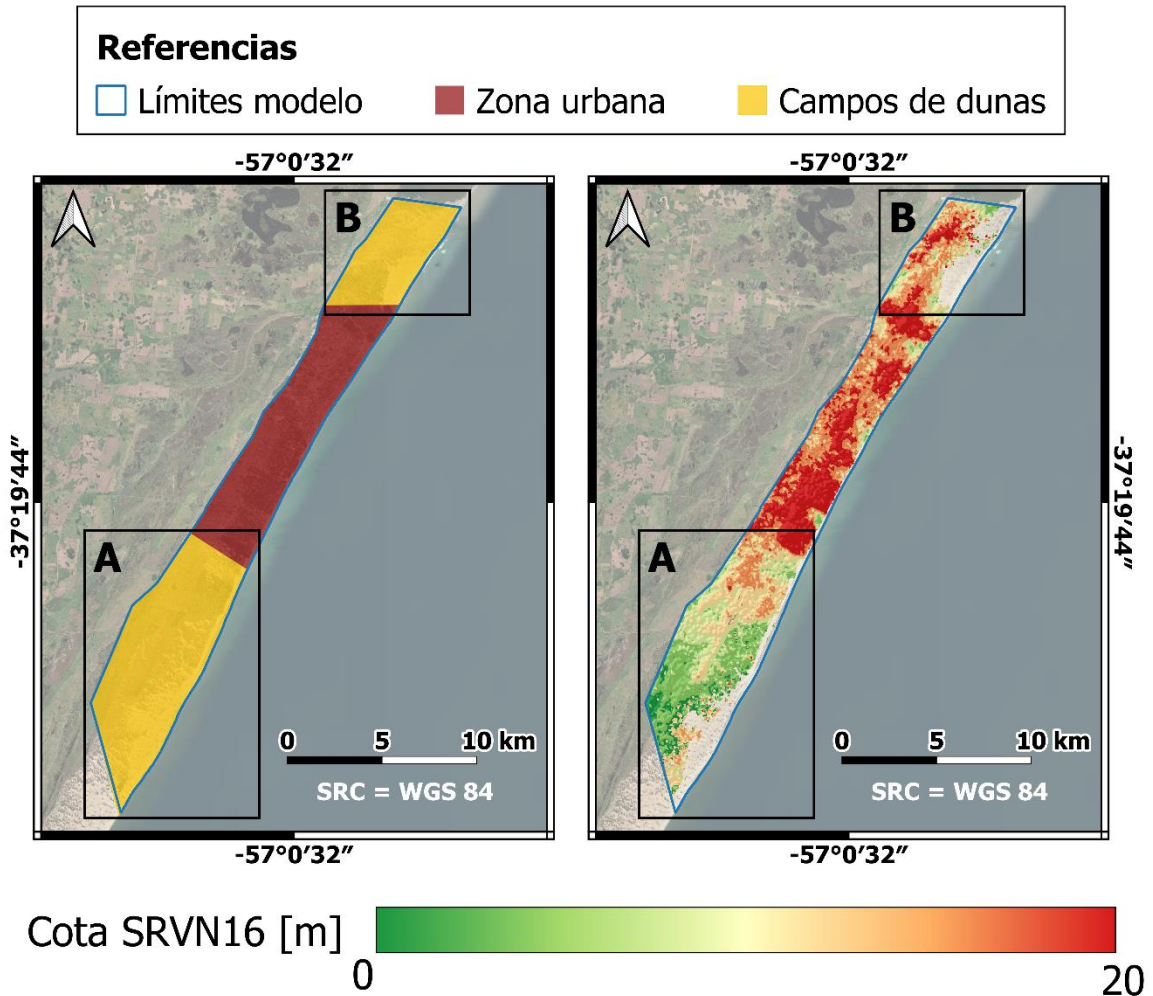


Figura 4.13. Izquierda: delimitación de las zonas urbanas, excluidas de este análisis, y de los campos de dunas del sur [A] y norte [B] correspondientes al área de estudio. Derecha: delimitación de los campos de dunas sobre el DSM interferométrico obtenido. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Para ambos campos de dunas, se detectaron píxeles eliminados por el enmascaramiento de coherencia $< 0,25$, los cuales estuvieron mayoritariamente ubicados en el sector más próximo a la línea de costa (Fig. 4.14). El campo de dunas del sur presentó una cota media de 3,52 m, con altitudes máximas de 19,96 m y mínimas de 0,02 m. Por su parte, el campo norte, presentó una cota media de 7,98 m, con un máximo de 20,13 m y un

mínimo de 0,01 m. En términos generales, las cotas máximas de dunas se encuentran ubicadas en el sector norte del municipio.

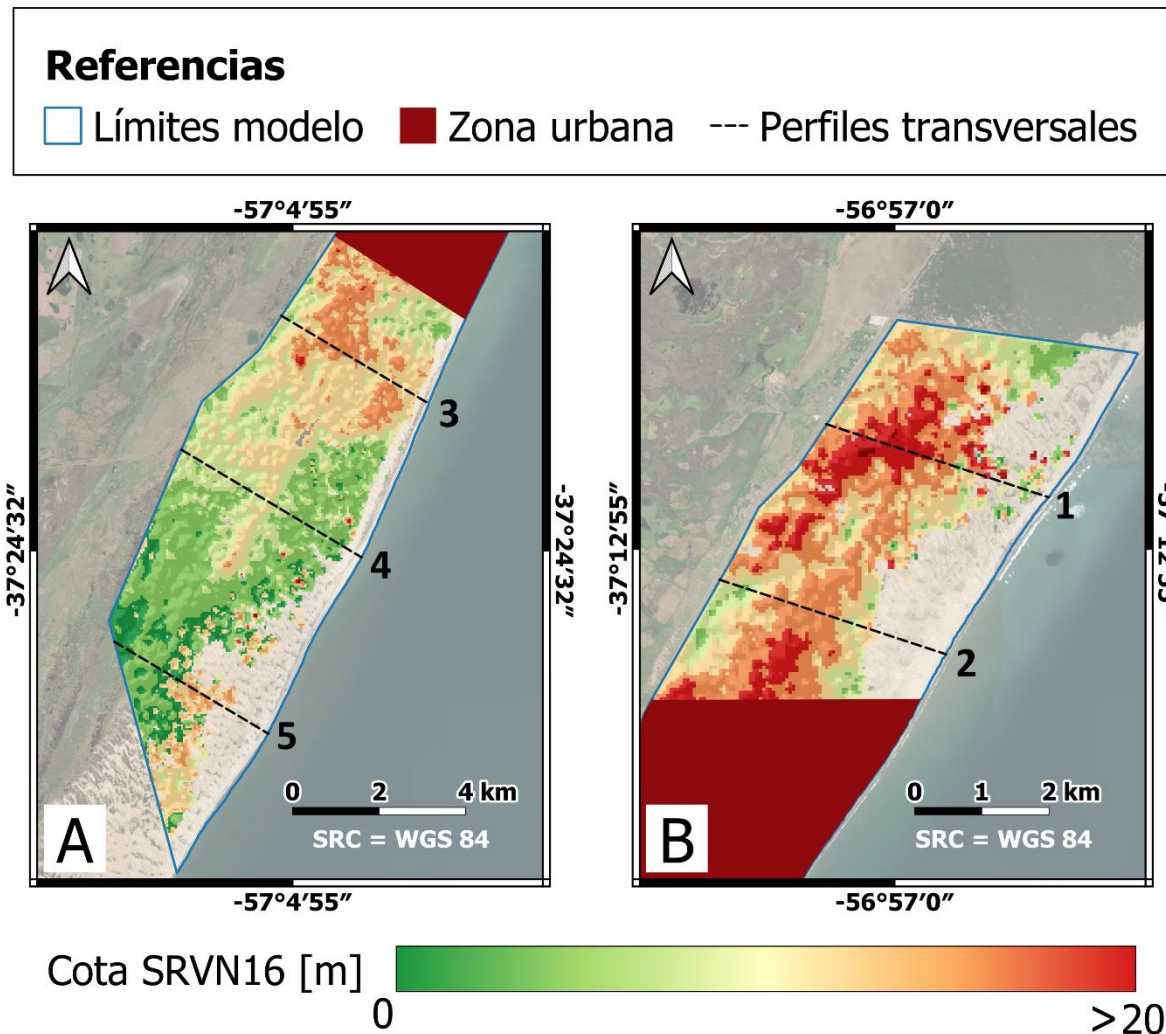


Figura 4.14. Detalle de los DSMs interferométricos obtenidos para los campos de dunas ubicados al sur [A] y al norte [B] de las zonas urbanas del municipio de Villa Gesell. Las líneas punteadas representan los perfiles transversales de barrera analizados. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

El análisis de los perfiles transversales de barrera permitió identificar diferencias morfológicas y altimétricas, presentando, de manera general, un patrón de variación en sentido norte-sur (Fig. 4.15). En el perfil 1, correspondiente al campo de dunas del norte del municipio, se estimó una cota máxima de 19,42 m y una cota mínima de 5,42 m. En sentido oeste-este, asciende progresivamente hasta alcanzar su máximo a 800 m de la Ruta

Provincial N° 11 (RP11) y manteniendo relativamente poca variación hasta los 2.000 m, donde existe una disminución brusca que alcanza cotas cercanas a los 6 m. Este patrón se repite nuevamente, alcanzando un nuevo máximo local de 17,52 m a los 2.550 m, y un nuevo mínimo local de 5,42 m hacia los 2.800 m del perfil.

Los perfiles 2 y 3, correspondientes a los campos de dunas del norte y del sur, respectivamente, presentaron bastante relación, con sus puntos de inicio en una cota aproximadamente 2 m inferior al perfil 1, y alcanzando su cota máxima, en torno a los 15 m, a los 1.300 m del perfil. Al igual que para el perfil 1, se observó una disminución en la cota hacia los 2.000 m, representando valores mínimos de 11,51 m.

El perfil 4, se presentó bastante invariable, con cotas en el orden de los 7,50 m hasta los 2.000 m del perfil. En este punto, las dunas ascienden progresivamente hasta alcanzar su punto máximo (9,28 m) a los 2.250 m, para luego dar paso un mínimo local de 6,67 m a los 2.450 m y otro de 3,51 m a los 2.900 m. Finalmente, el perfil 5 se desarrolla, desde su punto de origen y hasta aproximadamente los 1.400 m, en los ambientes de *backbarrier* con un mínimo de 0,66 m. Posteriormente, una vez en el campo de dunas, este alcanza un máximo de 10,42 m, el cual se mantiene aproximadamente invariable.

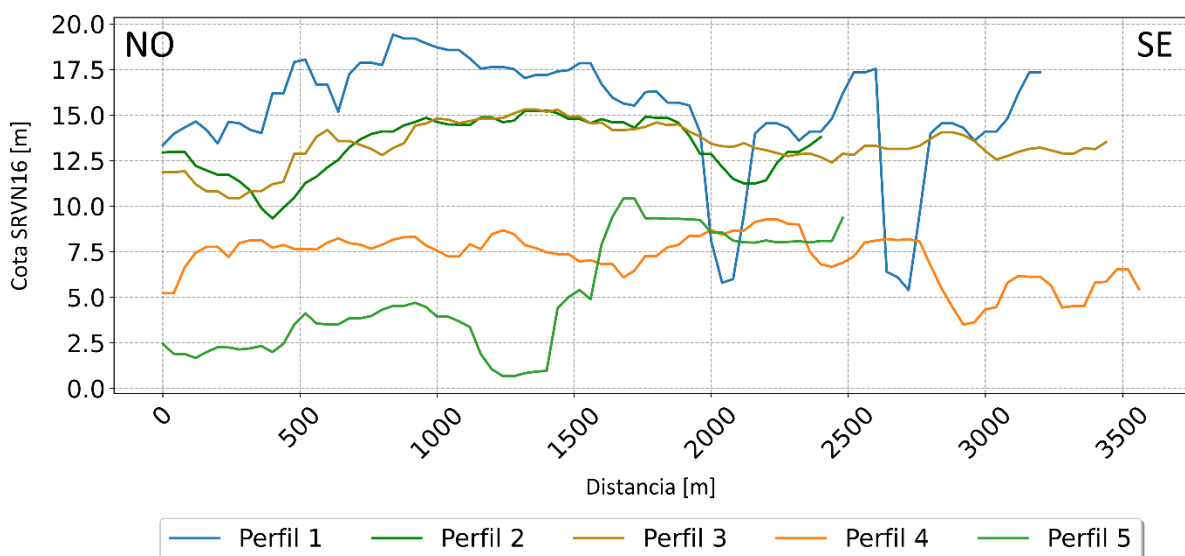


Figura 4.15. Perfiles transversales de barrera, trazados en dirección NO-SE, correspondientes a la estimación de los DSMs interferométricos presentados en la figura 4.14.

En cuanto a la validación del producto interferométrico obtenido, mediante su contrastación con puntos topográficos de alta precisión censados a campo, se obtuvo un RMS vertical de 2,314 m (Fig. 4.16). Esto supone una mejora del 22 % respecto del DEM desarrollado por el IGN (MDE-Ar v2.1), el cual presentó un error vertical de 2,957 m. Los modelos globales contrastados presentaron valores de RMS que variaron entre 3,054 y 3,813 m. El modelo SAOCOM, presentó una resolución espacial de 30 m, representando una mejora respecto de algunos modelos globales de gran uso y difusión con resolución de 90 m. A su vez, este supone una actualización en cuanto al estado morfológico de los campos de dunas, teniendo en cuenta que fue desarrollado con imágenes del año 2022.

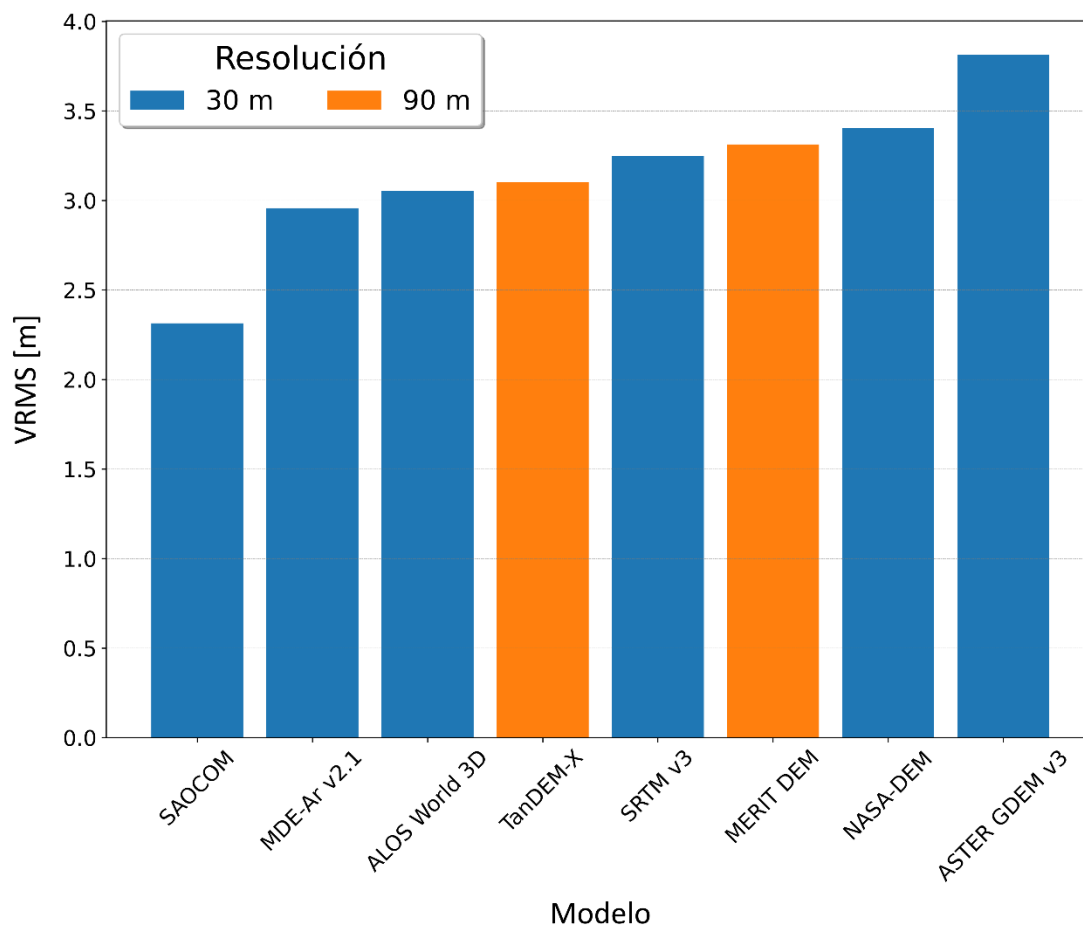


Figura 4.16. Comparación de la raíz del error medio cuadrático vertical estimada para el modelo interferométrico SAOCOM respecto de otros modelos de libre distribución.

4.3.4. Topografía de las zonas urbanas

La aplicación de técnicas SFM a partir de imágenes de las zonas urbanas capturadas con VANT, permitió la obtención de tres productos principales: el DSM, el DTM y el ortomosaico libre de deformaciones. Siguiendo lo propuesto por James et al. (2019), se informan en la Tabla 4.12 los principales parámetros asociados a la reconstrucción aerofotogramétrica de las imágenes utilizadas, así como de la obtención de los productos finales. De esta manera, el procesamiento cumplió con los estándares de calidad (James et al., 2019 y Over et al., 2021).

Tabla 4.12. Parámetros resultantes del procesamiento aerofotogramétrico de zonas urbanas. Los valores entre paréntesis refieren a los valores máximos recomendados por James et al. (2019) y Over et al. (2021).

Área de cobertura	70,7 km ²
Error residual de calibración de cámara (1 píxel)	< 1 píxel
Error de geoposicionamiento puntos de control (1 píxel)	0,434 píxel
Error de geoposicionamiento puntos de validación (1 píxel)	0,473 píxel
RMS de reproyección (0,3 píxel)	0,184 píxel
Densidad de puntos de reconstrucción	17,5/m ²
Resolución DSM y DTM	23 cm/píxel
Resolución Ortomosaico	11 cm/píxel

El DSM permitió identificar cotas máximas, las cuales fueron principalmente asociadas a sectores de forestaciones urbanas (Fig. 4.17). En la zona del Pinar del Norte, se registraron cotas máximas de 29,84 m. Por su parte, las forestaciones de Mar de Las Pampas y Mar Azul, presentaron cotas máximas de 31,17 y 30,92 m, respectivamente. En la zona céntrica de Villa Gesell, también se midieron máximos en torno a los 30 m, correspondientes a las edificaciones en altura ubicadas en los primeros 300 m respecto de la playa. Los mínimos en zonas urbanas, correspondieron con las calles ubicadas en el centro de Villa Gesell, originalmente trazadas sobre las depresiones intermedanasas. En el sector comprendido entre el paseo costanero y la Av. 3, las calles presentaron alturas entre 1,79 y 3,06 m, sólo

encontrándose por debajo de estas los registros de cotas correspondientes al perfil de playa. Finalmente, el modelo permitió identificar zonas con remanentes de dunas con diverso grado de fijación (antrópica o natural) ubicados en los sectores próximos a la RP11.

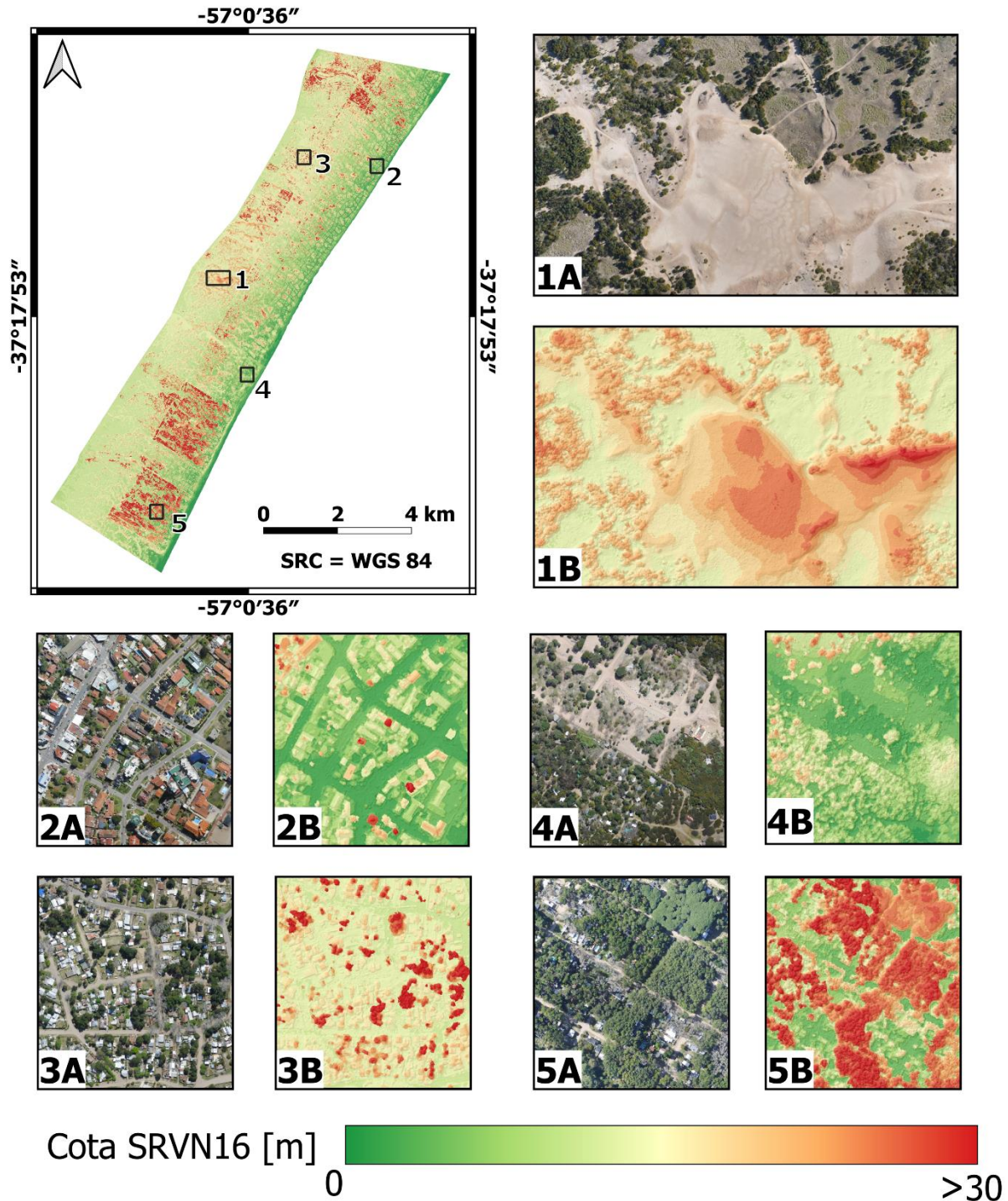


Figura 4.17. DSM obtenido a partir del procesamiento SfM de imágenes adquiridas con VANT. Los recuadros numerados representan zonas de detalle, donde se observa la comparación del ortomosaico libre de deformaciones [A] con el mencionado DSM [B].

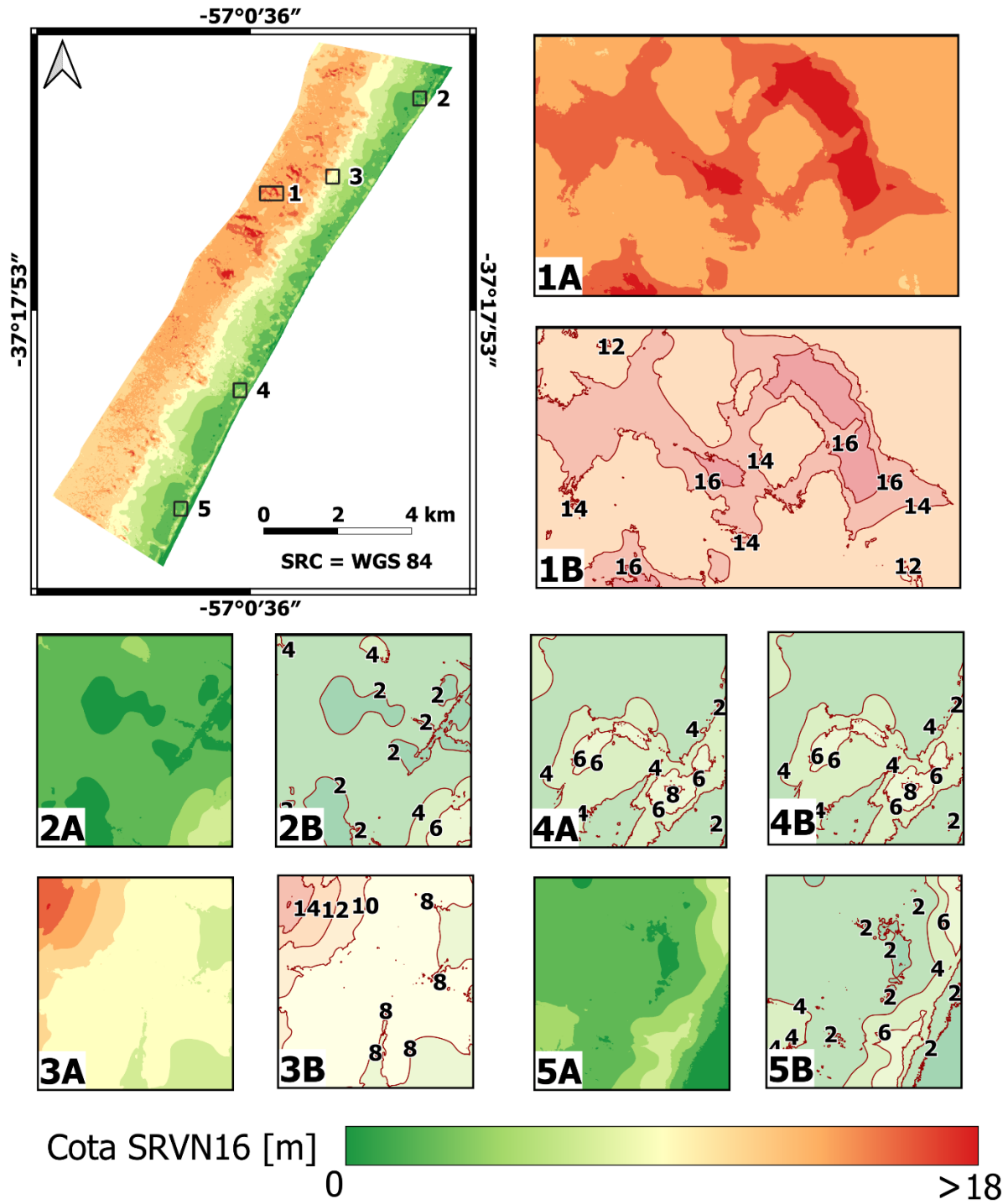


Figura 4.18. DTM obtenido a partir del procesamiento SFM de imágenes adquiridas con VANT. Los recuadros numerados representan zonas de detalle, donde se observa este DTM [A] y sus curvas de nivel asociadas [B].

Para el caso del DTM, entendido como el modelo del terreno libre de artefactos (forestaciones, edificios, infraestructura), las cotas máximas se ubicaron en torno a los 18 m (Fig. 4.18). Estos máximos se identificaron en los parches remanentes de dunas sin

urbanizar y con escaso grado de fijación, principalmente ubicados en los primeros 1.000 m entre la RP11 y la línea de costa. Los valores mínimos, más allá de los correspondientes al perfil de playa, se ubicaron en torno a los 2,5 m, ubicados, de manera general, entre 2.500 y 3.000 m al este de la RP11 (depresiones intermedanas).

Analizando los perfiles representativos de barrera extraídos del DTM (Fig. 4.19), se pudo observar una cierta homogeneidad entre los perfiles, incrementando progresivamente su cota desde la RP11 y alcanzando su máximo a aproximadamente 800 m hacia el este, con valores que oscilan entre los 12,5 y los 15,3 m. En el caso del perfil 3, ubicado en la zona sur de Villa Gesell, se observó una cota máxima de 20,72 m a los 770 m, representando un remanente de dunas sin urbanizar y sin fijar hacia el oeste del ejido urbano. Aproximadamente a los 1.200 m, los perfiles presentaron un cambio significativo en la pendiente, manteniéndose aproximadamente constante en valores cercanos al 0,5% hasta los 3.000 m.

En este punto, con cotas cercanas a los 2,5 m, los perfiles presentaron distintas configuraciones de acuerdo a su ubicación relativa. El perfil 1, ubicado en el norte de la localidad de Villa Gesell, presentó un máximo local de 5,42 m a 3.300 m de la RP11, correspondiente a las dunas primarias paralelas a la línea de costa. El perfil 2, ubicado en la zona céntrica de Villa Gesell y sin presencia de dunas primarias eliminadas artificialmente, no presentó un nuevo cambio en la pendiente, disminuyendo su cota hasta alcanzar el perfil de playa. Los perfiles 3 y 4, ubicados en Villa Gesell sur y Mar de las Pampas, presentaron un desarrollo similar al perfil 1, con máximos de 4,46 m y 5,88 m, ubicados a los 3.100 m y 3.200 m del perfil, respectivamente. Finalmente, el perfil 5, representativo de las localidades de Las Gaviotas y Mar Azul, presentó el sector urbano con mayor desarrollo de las dunas primarias por detrás del perfil de playa, con cotas máximas de 13,21 m a los 3.300 m aproximadamente.

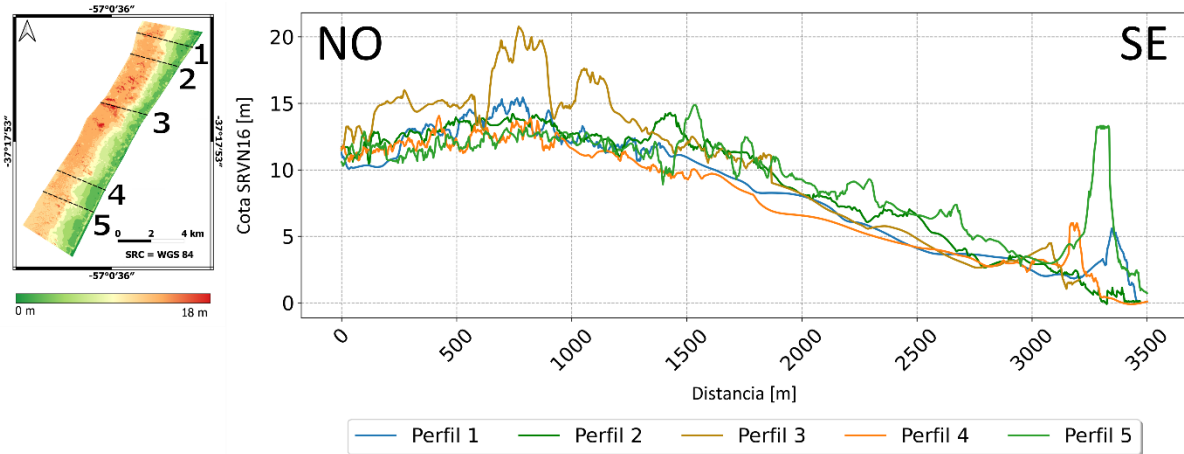


Figura 4.19. Perfiles transversales de referencia, trazados en dirección NO-SE, extraídos del DTM obtenido para las zonas urbanas del municipio.

4.3.5. Geomorfología de barrera

Como primer subproducto del procesamiento basado en índices multiespectrales, se obtuvo la estimación de NDVI, a escala de píxel, para el sector de barrera correspondiente al municipio de Villa Gesell. Este mapa, cuyos valores oscilaron entre -0,017 y 0,696, con una media de 0,189, fue recategorizado y reclasificado a partir de su porcentaje de cobertura vegetal, y posteriormente se obtuvo el mapa de categorías geomorfológicas de dunas (Fig. 4.20).

Por otro lado, se estimó la posición del pie de dunas, permitiendo así la obtención del mapa geomorfológico final. Este producto incluyó dos categorías adicionales: por un lado, se consideró como duna urbanizada a todos los sectores comprendidos en el trazado y parcelamiento del ejido actual del municipio, de acuerdo al Plan de Ordenamiento Municipal 2021 (POM, 2021; ver sección 3.5.1. El sistema urbano de Villa Gesell); por otra parte, a partir de interpretación visual de los datos satelitales y conocimiento de campo derivado de las campañas realizadas, se incluyó la categoría correspondiente a los ambientes de bajos y pastizales anegables ubicados en el sector de *backbarrier* o post-barrera.

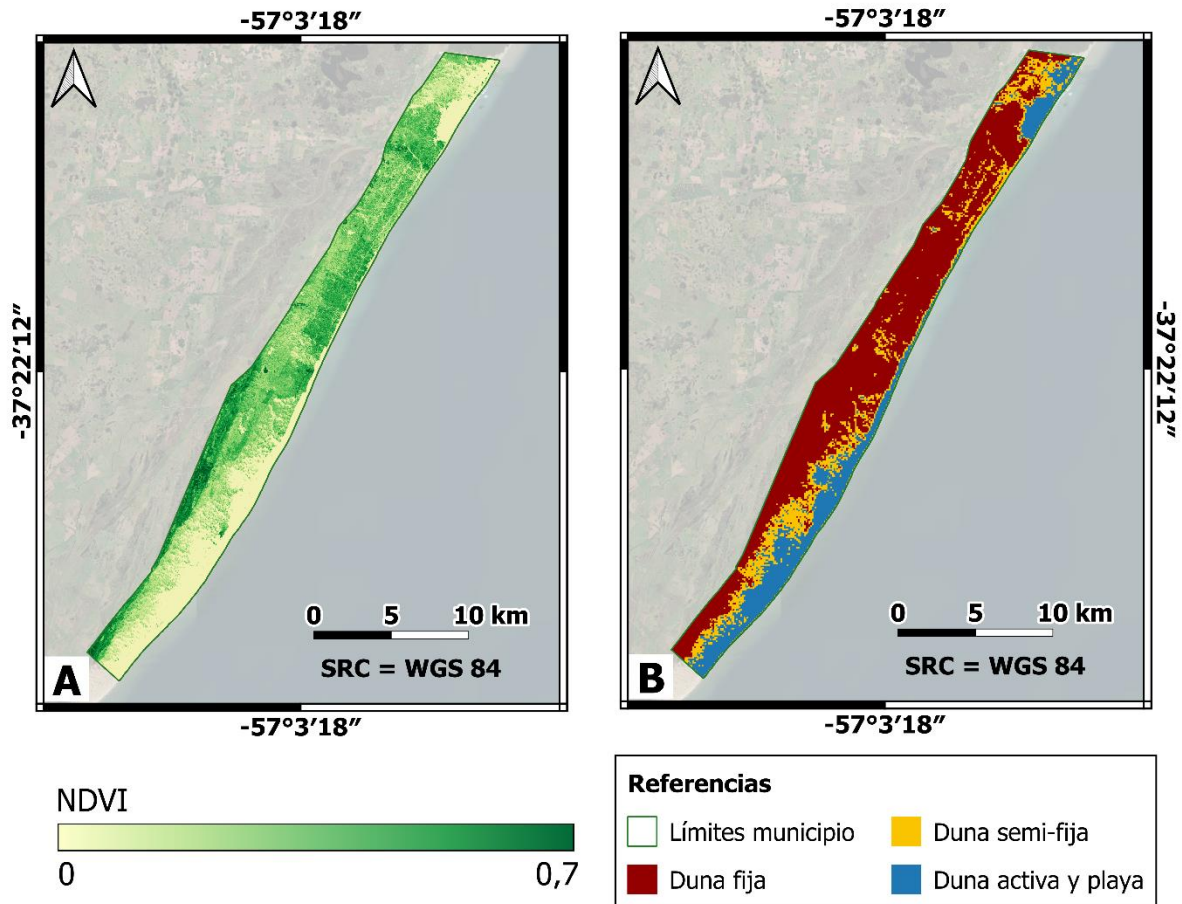


Figura 4.20. A = Mapa de NDVI obtenido a partir del procesamiento de la imagen Sentinel-2MSI correspondiente al 15/01/24; B = Mapa de geomorfología de dunas de acuerdo al grado de cobertura vegetal. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

El mapa obtenido permitió reconocer que el 11 % del área del municipio corresponde a sectores de dunas sujetos a coberturas y modificaciones urbanas (Fig. 4.21). La superficie restante se compone por un 5% de playas, un 8% de bajos anegables de post-barrera, y un 76% de campos de dunas con diverso grado de fijación. Estos últimos representaron una superficie de aproximadamente 12.200 has, con un 62 % de dunas fijas, 17 % de dunas semi-fijas y 21 % de dunas activas. La sumatoria de las dunas activas y los sectores de playa, entendidos como los sectores en balance sedimentario activo, suponen una superficie de 3.210 has, constituyendo el 20 % del sector de barrera comprendido por el municipio de Villa Gesell.

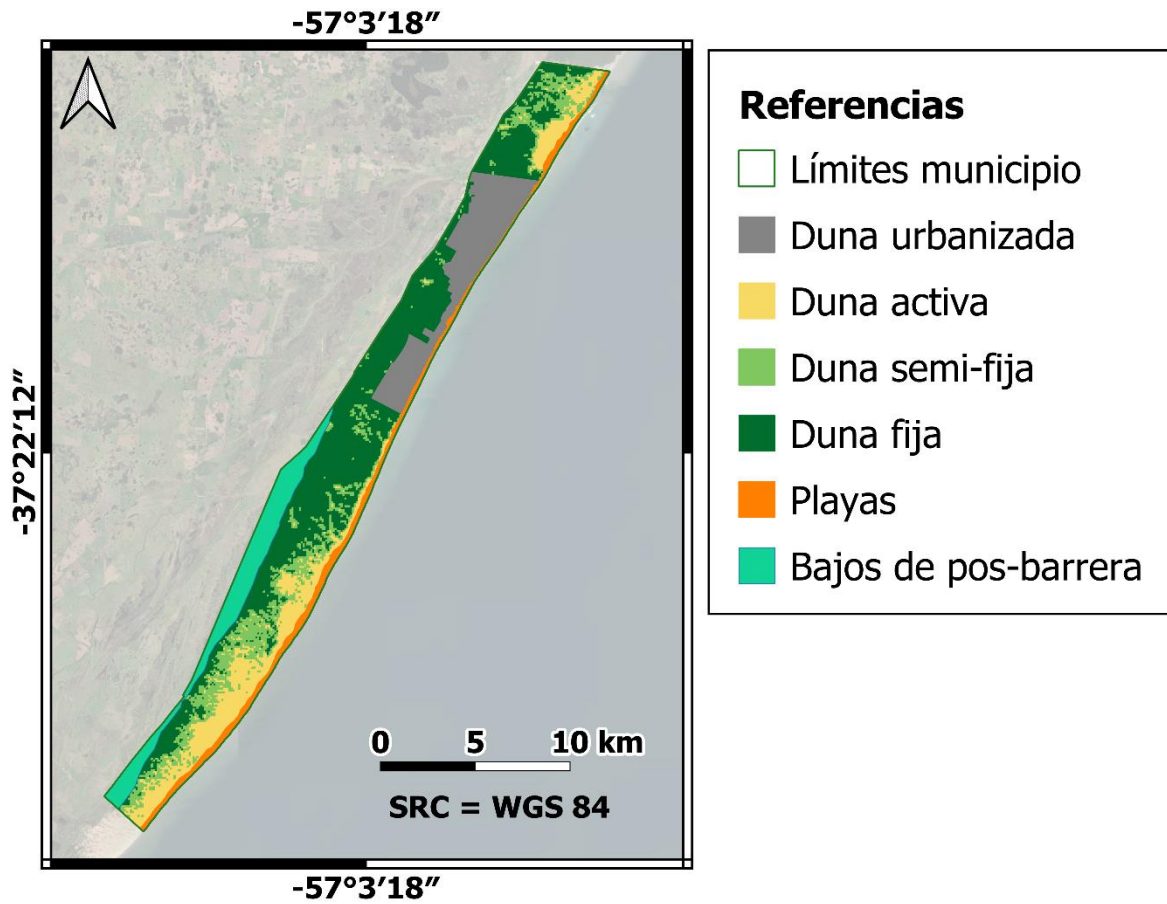


Figura 4.21. Mapa geomorfológico del sector de barrera del municipio de Villa Gesell. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

4.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES

4.4.1. La teledetección aplicada a los ambientes de barrera

Los resultados obtenidos en este capítulo refuerzan el potencial de las técnicas de teledetección y los sistemas de información geográfica en la caracterización espacio-temporal de ambientes costeros (Pardo-Pascual et al., 2012). A la vez, la disponibilidad de modelos del terreno de alta resolución espacial y de gran precisión vertical es de especial relevancia para el análisis de la dinámica de los sistemas playa-duna (Mancini et al., 2013). Finalmente, el apoyo de campo mediante levantamientos topográficos basados en herramientas de geoposicionamiento global de alta precisión, tales como los sistemas GPS/GNSS, incrementan sustancialmente la importancia de los productos generados

(Vecchi et al., 2021). Una de las principales ventajas de la teledetección radica en la potencialidad de analizar ambientes de difícil acceso, tal es el caso de los campos de dunas del sur y del norte de Villa Gesell, lo cual dificulta la ejecución de tareas de campo de manera sostenida (Lu et al., 2004).

El procesamiento interferométrico de datos SAR llevado a cabo presentó ciertas ventajas y limitaciones. Por un lado, la disponibilidad de productos SAOCOM no permitió analizar el campo de dunas del en su totalidad. Asimismo, la presencia del ruido en forma de *speckle*, inherente a las adquisiciones SAR, la configuración geométrica de las imágenes, y la complejidad del procesamiento asociado a las mismas, también dificultan la utilización de estas herramientas (Lee et al., 1994; Samuele et al., 2021). Sin embargo, el producto obtenido representa un gran avance, permitiendo abarcar más de 7.600 has de dunas y suponiendo una actualización de mayor precisión con respecto a los modelos existentes (Fig. 4.16). A la vez, el corto tiempo de revisita de la plataforma SAOCOM (8 días), permitió la obtención de mapas de coherencia consistentes.

El DSM interferométrico de mejor calidad fue obtenido con las polarizaciones lineales (HH y VV), siendo consistente con estudios previos para zonas costeras (Garzo et al., 2021; Garzo y Fernández-Montblanc, 2023). Asimismo, durante el enmascaramiento de coherencia, se eliminó aproximadamente el 15 % de los píxeles del área de estudio, correspondientes a aquellos con un elevado nivel de decorrelación y determinado por los cambios en la retrodispersión entre adquisiciones. La decorrelación de ruido térmico fue considerada despreciable ya que todos los datos SAR utilizados pertenecían al sensor SAOCOM. La decorrelación geométrica, también fue descartada ya que la línea de base perpendicular del sistema interferométrico generado (348 m) fue sustancialmente menor a la línea de base crítica para el sensor SAOCOM, estimada en aproximadamente 7.300 m (Tabla 4.3). De esta manera, la pérdida de coherencia fue atribuida exclusivamente a la decorrelación temporal entre imágenes.

La decorrelación temporal se produce a partir de cambios, entre adquisiciones de un sistema interferométrico, en la estructura, la rugosidad, y las propiedades dieléctricas de la superficie iluminada (Zebker y Villasenor, 1992). A partir de la comparación con el mapa resultante del análisis geomorfológico multiespectral, se pudo establecer que esta decorrelación estuvo directamente asociada a los ambientes de playas y dunas activas, siendo los sectores más dinámicos del área de estudio (Fig. 4.12).

Para el objetivo de este capítulo, esta pérdida de coherencia supone una debilidad, al generar píxeles de baja sensibilidad para la generación de los productos interferométricos propuestos. Esto es coincidente con estudios previos, que indicaron las dificultades de la utilización de técnicas SAR en ambientes de alto dinamismo como las zonas costeras (Wang et al., 2012). Sin embargo, esta herramienta puede representar un potencial para futuras líneas de investigación centradas en la identificación y el análisis de sectores de dunas activas y su movilidad, a partir de series temporales de imágenes SAR. En este punto, el análisis de diferencias de coherencia se destaca como una técnica de gran utilidad en la detección de cambios (Fielding et al., 2005; Lu et al., 2018), incluso asociados a eventos climáticos extremos a partir de imágenes con un corto tiempo de revisita (Garzo y Fernández-Montblanc, 2023).

En cuanto al procesamiento *Structure for Motion* (SFM) de los datos aerofotogramétricos obtenidos mediante vuelos de VANTs, su principal potencialidad se asoció a la generación de un mapeo topográfico de muy alta resolución espacial y de gran precisión altimétrica. Asimismo, permitió el mapeo de detalle de más de 6.000 has de zonas urbanas y peri-urbanas, las cuales podrían estar limitadas en cuanto a relevamientos de campo por motivos logísticos o de tiempo de trabajo. Si bien diversas plataformas de teledetección permiten subsanar estos inconvenientes obteniendo productos de alta calidad, tales como los sensores LiDAR, estas se asocian a costos operacionales mayores y a tareas de procesamiento de alto costo computacional (Sturdivant et al. 2017). Los productos

SFM, en cambio, se obtienen a partir de plataformas de vuelo generalizadas y con un procesamiento interactivo, sencillo y efectivo.

Los parámetros de procesamiento seleccionados para este capítulo permitieron obtener productos que cumplieron con los estándares de calidad en lo referido a densidad de puntos de reconstrucción, y errores de calibración de cámara, de geoposicionamiento de puntos de control y de validación, y de reproyección del modelo, de acuerdo con lo propuesto por James et al. (2019) y Over et al. (2021). Esto es de suma importancia, dado que los productos finales son altamente dependientes de errores durante las etapas de adquisición de datos y de reconstrucción SFM (James y Robson, 2012).

4.4.2. Caracterización de playas

A partir de los resultados presentados en este capítulo, se pudo caracterizar, en primer lugar, a las playas urbanas del área de estudio. En playas micromareales dominadas por condiciones de tormentas, el estado morfológico del perfil es altamente dependiente del balance entre la frecuencia de eventos climáticos extremos y los períodos de recuperación (Morton et al. 1995). A la vez, el carácter morfodinámico del perfil, determina la respuesta de las playas ante una tormenta, y por tanto, el tiempo necesario para su recuperación (Short y Hesp, 1982). Asimismo, se ha estimado, para el municipio de Pinamar, que los ciclos de tormentas pueden tener una mayor influencia en la morfología de las playas que los ciclos estacionales (Isla et al., 2001).

En este trabajo, los perfiles de otoño/invierno y primavera/verano, se realizaron con una separación de 17 y 11 días respecto de las tormentas precedentes, respectivamente. Si bien no existen estimaciones volumétricas precisas del tiempo de recuperación de las playas a microescala y en el corto plazo para el sector bajo estudio, se considera que por sus características granulométricas (Mazzoni, 1977), morfológicas (Teruggi, 1959) y dinámicas (Violante, 1988), esta separación temporal permitió estimar perfiles estacionales representativos. Las técnicas topográficas y sedimentológicas utilizadas responden a

métodos convencionales ampliamente utilizados para el estudio de playas en el sudeste bonaerense (Isla et al., 1994; Isla et al., 1998; Bértola, 2001; Isla et al., 2001; Bértola, 2006, Bértola et al., 2021).

Para comprender la morfología y los cambios temporales de las playas relevadas, es necesario analizar, en primera instancia, los patrones geomorfológicos de sus campos de dunas asociados. En los sectores de playas urbanas, las dunas secundarias se encuentran mayoritariamente fijadas, representando un impedimento en la dinámica sedimentaria. Estas geoformas, si bien no se encuentran en equilibrio activo con la playa, pueden presentar un elevado nivel de movilidad y de intercambio sedimentario con las dunas primarias (Hesp, 2004; Martínez et al., 2004). Desde mediados del siglo XX se ha reconocido, para el sector de barrera correspondiente a los municipios de Villa Gesell y Pinamar, la transición de dunas transversales a parabólicas, producto de las forestaciones artificiales establecidas para su fijación (Isla et al., 1998; Isla et al., 2001). A partir de esto, las iniciativas antrópicas promovieron el desarrollo de geoformas dunares de disponibilidad sedimentaria restringida, como el caso de las morfologías parabólicas (Isla et al., 1998).

El segundo factor de relevancia radica en la presencia o ausencia de dunas primarias asociadas al perfil de playa. El sistema morfodinámico de microescala espacial y temporal descrito por Psuty (2004) establece a estas dunas como aquellas en intercambio sedimentario activo con la playa, siendo altamente determinantes de su capacidad de respuesta ante períodos erosivos o eventos de alta energía de tormentas. A partir del DSM de zonas urbanas (Fig 4.17) y de la observación realizada a campo, se pudieron determinar diferencias en el desarrollo de las dunas primarias para los perfiles analizados.

Según la clasificación propuesta por Hesp (2000) para dunas primarias, en el caso de Villa Gesell norte (perfil Chalet C. Gesell) se observó la presencia de dunas primarias incipientes o con bajo grado de establecimiento, principalmente a partir de su fijación con especies exóticas de crecimiento rápido. El perfil de Paseo 105, ubicado en la zona céntrica de la misma localidad, presentó una eliminación total de su duna primaria, siendo reemplazada por el paseo costanero y por infraestructura referida a servicios de playa y

unidades turísticas fiscales. El perfil del Paseo 128, con la presencia de dunas primarias incipientes con bajo grado de fijación, se establece como la transición entre el centro de Villa Gesell, sin duna primaria, y las localidades del sur del municipio. Finalmente, los perfiles representativos de las localidades de Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul presentaron dunas primarias bien establecidas como crestas lineales paralelas a la línea de costa. Estas definen grados de estabilización variable a partir de especies exóticas de fijación artificial en conjunto con especies dunares nativas. El desarrollo máximo de las dunas primarias de las localidades del sur se observó en la zona más austral del municipio, correspondiente a las localidades de Las Gaviotas y Mar Azul. La eliminación de las dunas primarias, asociada al desarrollo urbano de esta barrera, ha sido reconocida hace más de 20 años para otros sectores de la Barrera Medanosa Oriental (Isla et al., 1998; Isla et al., 2001).

Como tercer parámetro de análisis, se identificaron las características del sedimento disponible, siendo un factor relevante en cuanto a la construcción del perfil a partir de la interacción dinámica del oleaje (Dally y Dean, 1984). Las playas analizadas se componen esencialmente de arena, con fracciones de gravas, limos y arcillas prácticamente despreciables (Tabla 4.10). De manera general, las muestras correspondientes a la porción de playa distal y pie de dunas, se asociaron a granulometrías medias bien seleccionadas. La única excepción se presentó en el perfil del Paseo 105 donde, ante la ausencia de dunas primarias, la porción topográficamente más alta de la playa distal se asoció a arenas finas.

Para el caso de las muestras de playa frontal, los resultados presentaron mayor variabilidad. En el sector norte del municipio se reconocieron arenas finas con una distribución unimodal. En el centro de Villa Gesell granulometrías gruesas, con valvas de conchillas trituradas, y finas, con una distribución bimodal pobremente seleccionada. En el sur de la misma localidad la muestra fue trimodal y pobremente seleccionada, con frecuencias dominantes en las arenas finas y medias, y con valvas de conchillas. Para las localidades del sur, las muestras de playa frontal estuvieron esencialmente compuestas de arenas medias, con una distribución unimodal moderadamente seleccionada. La presencia

de arenas finas y valvas de conchillas en estas playas fue inversamente proporcional, con un gradiente de variación en sentido norte-sur y con un máximo de fracciones gruesas en Mar de Las Pampas (Tabla 4.10).

A partir de esto, las playas bajo estudio respondieron a un eje de variación morfológico y volumétrico, siguiendo un sentido norte-sur, el cual se asocia a condiciones geomorfológicas y granulométricas, principalmente. Para este sector costero también ha sido identificada la importancia del aporte sedimentario desde los bancos submareales (Isla et al., 1998). Las playas de la localidad de Villa Gesell (Chalet C. Gesell, Paseo 105 y Paseo 128) presentaron los menores anchos promedio (Fig. 4.10). Por su parte, Mar de Las Pampas y Las Gaviotas, representaron una transición hacia playas anchas, alcanzando el máximo en el sector de Mar Azul. Las variaciones en la extensión de playa estimadas entre relevamientos de un mismo sitio no son necesariamente indicativas del estado sedimentario de la playa, al punto que un perfil puede verse incrementado en ancho y aun así presentar un déficit sedimentario (Bird, 2008). Asimismo, las 6 playas urbanas analizadas presentaron anchos sustancialmente menores a aquellos representados en los campos de dunas del sur y del norte del municipio, incluyendo a la Reserva Natural Faro Querandí (Fig. 4.21). Estos resultados son coincidentes con parámetros granulométricos y morfológicos estimados para el área de estudio (Isla et al., 1998; Bértola, 2006; Bértola et al., 2021).

Durante los relevamientos realizados en julio, los perfiles presentaron rasgos asociados a una playa cóncava de escasa pendiente, con una buena extensión longitudinal. Asimismo, se han identificado durante las tareas de campo la presencia de escarpas erosivas. Por su parte, la playa distal presentó pendientes elevadas con presencia de sedimentos medios y finos, los cuales podrían responder a la removilización mediada por mareas extraordinarias y vientos *onshore* ante episodios de tormentas, respectivamente.

En los relevamientos de diciembre se determinó una recuperación general de todos los perfiles de playa, aunque con diversa variación volumétrica (Fig. 4.10). El perfil más variable fue el de Villa Gesell norte, mientras que el menos variable el correspondiente a Mar Azul. Durante esta campaña, las playas se asociaron a morfologías convexas,

mayoritariamente representadas en las localidades de Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul, con una playa distal menos escarpada. A su vez, la recuperación del perfil se asoció a la conformación de bermas de playa con mayor o menor grado de desarrollo, y a la presencia de una playa frontal más corta y con mayor pendiente que en invierno. Estas observaciones son coincidentes con lo expuesto por Masselink (1993) para playas micromareales en períodos de recuperación, dado que la energía del oleaje se concentra en una porción vertical relativamente más pequeña del perfil, favoreciendo la conformación de bermas y de mayores pendientes en la playa frontal. Comparando las estimaciones volumétricas se determinó que las playas del norte del municipio (perfiles Chalet C. Gesell, Paseo 105 y Paseo 128) tienen una dinámica limitada, mientras que las del sur (perfiles Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul) poseen un mayor volumen de intercambio sedimentario (Fig. 4.11).

A modo de síntesis, se puede establecer que:

- En el norte de la localidad de Villa Gesell, el perfil de playa es altamente variable, con una tasa de recuperación volumétrica mayor al 20 % entre invierno y verano. La abundancia de sedimentos finos en su playa frontal, le otorgan una elevada susceptibilidad ante el oleaje de alta energía. La presencia de dunas primarias con cierto grado de establecimiento y consolidación favorecen el balance sedimentario del perfil de playa.
- En el centro de Villa Gesell, con una pendiente media superior al 4,2 %, se estimó una baja recuperación volumétrica del perfil de playa (8 %), en tanto y en cuanto este no se encuentra asociado al sistema de dunas primarias ya que han sido eliminadas antrópicamente. Este perfil, a su vez, es intensamente artificializado producto del mantenimiento y la instalación de los sectores asociados a servicios de playa (Bértola et al., 2021). La presencia de arenas finas a lo largo de todo el perfil evidencia un alto grado de susceptibilidad a la erosión, aunque las conchillas en su playa frontal pueden promover cierto grado de resistencia al oleaje de alta energía. Esta distribución bimodal

favorece la ocurrencia de cúspides de playa (*beach cusps*), reconocidas durante las tareas de campo.

- El perfil del Paseo 128, responde a un escenario de transición entre el centro de Villa Gesell y las localidades del sur, presentando dunas incipientes de escaso desarrollo. Si bien la recuperación volumétrica representa un 13 % entre invierno y verano, no se observó el desarrollo de bermas de acumulación en ninguno de estos períodos. A su vez, en esta zona fueron identificadas numerosas escarpas erosivas. Su elevada pendiente ($> 4,5 \%$), sumado a una abundancia de arenas finas en todo el perfil, indican la susceptibilidad de estas playas ante el oleaje de alta energía.
- En el caso de Mar de Las Pampas, hubo mayor pendiente media (4,7 %), respondiendo a la transición de una playa relativamente corta y una duna primaria de buen desarrollo respaldando el perfil. Su tasa de recuperación volumétrica fue del 14 % entre invierno y verano, con acumulación a lo largo de todo el perfil. A su vez, abundan las arenas medias con desarrollo de dos bermas a distintas cotas (de mareas y de tormentas), de mayor desarrollo durante el verano.
- El perfil de Las Gaviotas, con la menor pendiente media de las playas analizadas (2,4 %), presenta un *backshore* muy estable, conformado mayoritariamente de arenas medias. Este perfil, respaldado por las dunas primarias más desarrolladas del área de estudio, presentó una recuperación volumétrica del 15 % hacia el verano, totalmente comprendida en la playa frontal. A su vez, esta recuperación permitió la conformación de una berma de gran desarrollo, determinando un perfil de verano cóncavo, con presencia de dorsales y canaletas.
- Finalmente, el perfil de Mar Azul, con el mayor ancho de playa y una pendiente media baja (2,9 %), presentó la mayor estabilidad con un cambio volumétrico de apenas 5% entre relevamientos. Esta acumulación estuvo comprendida únicamente en la porción frontal del perfil, favoreciendo la conformación de una berma de gran desarrollo y la presencia estacional de dorsales y canaletas. Su playa distal, invariable a lo largo del

año, presenta también una berma conspicua de tormentas. Las arenas medias son abundantes en ambos sectores del perfil.

Más allá de las diferencias observadas en el desarrollo de las dunas primarias y secundarias, se debe tener en cuenta la influencia de otros factores en la morfodinámica de las playas urbanas de Villa Gesell. Por un lado, se destaca que, a partir del establecimiento de balnearios y paradores, se reconocen alteraciones artificiales del perfil de playa. Esto se debe al acarreo mecánico de arenas desde la playa distal (e inclusive del médano frontal) hacia la playa frontal, provocando el enrasado de bermas y la disminución de la pendiente de playa. Estos procesos son frecuentes hacia finales del mes de noviembre, previo a la temporada estival (Bértola et al., 2021). Por otro lado, se ha reconocido para este sector de barrera, la influencia de la refracción del oleaje respecto de los sistemas de barras submarinas alineadas (Isla et al., 2001). Esto provoca una distribución diferencial de la energía del oleaje incidente y, por lo tanto, efectos localizados de erosión/acumulación a lo largo de la costa. Asimismo, en el sector de las localidades del sur se han reconocidos aportes sedimentarios producto de la erosión de playas fósiles Holocenas ubicadas al sur del Faro Querandí (municipio de Mar Chiquita) (Isla, 1997). Esto representa sobrelavados de arenas con conchillas que se depositan en las depresiones intermedanasas durante los episodios de tormentas (Isla et al., 1998).

4.4.3. Caracterización de los campos de dunas

Por otra parte, el mapeo geomorfológico y la obtención de perfiles a partir del modelado interferométrico para el sector de barrera estudiado, permitieron reconocer que cerca de un 90 % de la superficie se encuentra libre de coberturas urbanas (Fig. 4.21). De esta superficie, casi el 90 % corresponde a sectores de dunas y playas, mientras que el porcentaje restante se asocia a pastizales y bajos anegables. Estos últimos, de manera coincidente con lo expuesto por Parker (1979) y Violante (2001) a escala regional, se ubican en el sector sudoeste del municipio y corresponden a los ambientes de planicie interior de la

sub-región geológica Llanura Costera. Los bajos anegables, vinculados a ambientes de post-barrera se encuentran representados por ensambles de especies características de los pastizales de la pampa deprimida. Estos ambientes con cotas cercanas al cero absoluto, se encuentran al mismo nivel topográfico que el perfil de playas y presentan desniveles abruptos de entre 5 y 10 m con respecto al sector más occidental del campo de dunas.

Por su parte, de la superficie representada por ambientes de dunas y playas, una cuarta parte corresponde a la porción sedimentariamente activa, mientras que el 75 % restante se vincula a campos de dunas con diverso grado de fijación. De estos últimos, el 80 % son dunas fijas ubicadas mayoritariamente en el sector oeste del municipio, en el límite con las RP11 y los ambientes bajos de post-barrera. Hacia el este, estas se encuentran con las zonas urbanas y con los sectores correspondientes a dunas semi-fijas (Fig. 4.21).

Las dunas activas se reconocieron al norte y al sur de las zonas urbanas, siendo los campos australes, mayormente comprendidos dentro de la Reserva Natural Faro Querandí, los de mayor extensión. Estos últimos, presentaron un gradiente de variación en sentido norte-sur; la zona más cercana a la localidad de Mar Azul posee cotas máximas absolutas del orden de los 15 m; hacia el sur las cotas máximas descienden a los 8 m (Fig. 4.14). En el sur del área de estudio, estos campos de dunas se encuentran vinculados a los ambientes de post-barrera anteriormente descritos. Por su parte, los campos del norte del municipio, de menor extensión, presentaron un mayor desarrollo, con dunas superando los 20 m. Los resultados permitieron identificar la presencia de bajos interdunares y cubetas de deflación con diverso grado de cobertura vegetal, en los sectores topográficamente más bajos (Fig. 4.21).

La superficie categorizada como duna urbanizada abarca el 10 % del área de estudio y presenta cotas máximas apenas superiores a los 30 m. Estas, se asociaron a los sectores de forestaciones densas del Pinar del Norte y localidades del sur, y a los edificios ubicados de la zona céntrica de Villa Gesell. Las cotas mínimas fueron representadas por las calles transversales a la línea de costa, representando dos patrones diferenciales: 1.

calles con una pendiente homogénea, cuya cota disminuye gradualmente en sentido oeste-este hasta toparse con el paseo costanero o la duna primaria; y 2. calles con una pendiente homogénea y, ante la ausencia de dunas primarias, con un gradiente de disminución de su cota que se extiende hasta la línea de costa atravesando el perfil de playa (Fig. 4.17).

Más allá de la cobertura forestal o urbana de los sectores de dunas analizados, el patrón general observado refiere un gradiente transversal, en el cual las cotas de la barrera ascienden gradualmente partiendo de la RP11 hasta alcanzar sus cotas máximas a aproximadamente 1 km hacia el oeste. Este punto, que representa una gran divisoria de aguas, es coincidente con la Av. Circunvalación, arteria principal que recorre toda la zona urbana del municipio de manera paralela a la costa. A partir de esta, la pendiente desciende homogéneamente hacia el este, alcanzando sus mínimos directamente antes de las dunas primarias o del paseo costanero (Fig. 4.18).

Las actividades antrópicas relacionadas a la introducción de coberturas urbanas, la fijación artificial de dunas, la implantación de infraestructura costera y paseos costaneros, las modificaciones artificiales en el perfil de playas y la eliminación de las dunas primarias, promueven incrementos la susceptibilidad de los ambientes de barrera (Kelley et al., 2004; Kantamaneni, 2016). Los impactos primarios de estas afecciones se vinculan directamente a los desbalances sedimentarios (Van Rijn, 2011). Asimismo, los cambios en el uso y las coberturas del suelo modifican los períodos de recuperación sedimentaria, incluso en períodos con un clima de olas de acumulación (Velásquez-Montoya et al., 2021). Estos cambios han sido identificados como una de las principales afecciones antrópicas de las costas a escala global (Clark, 1997; Gao et al., 2020; Sterzel et al., 2020). Particularmente, el sector de barrera bajo estudio ha sufrido cambios en las coberturas desde hace más de 90 años (Dadon, 2002), procesos que serán analizados en el capítulo siguiente de esta tesis.

4.5. ANEXOS

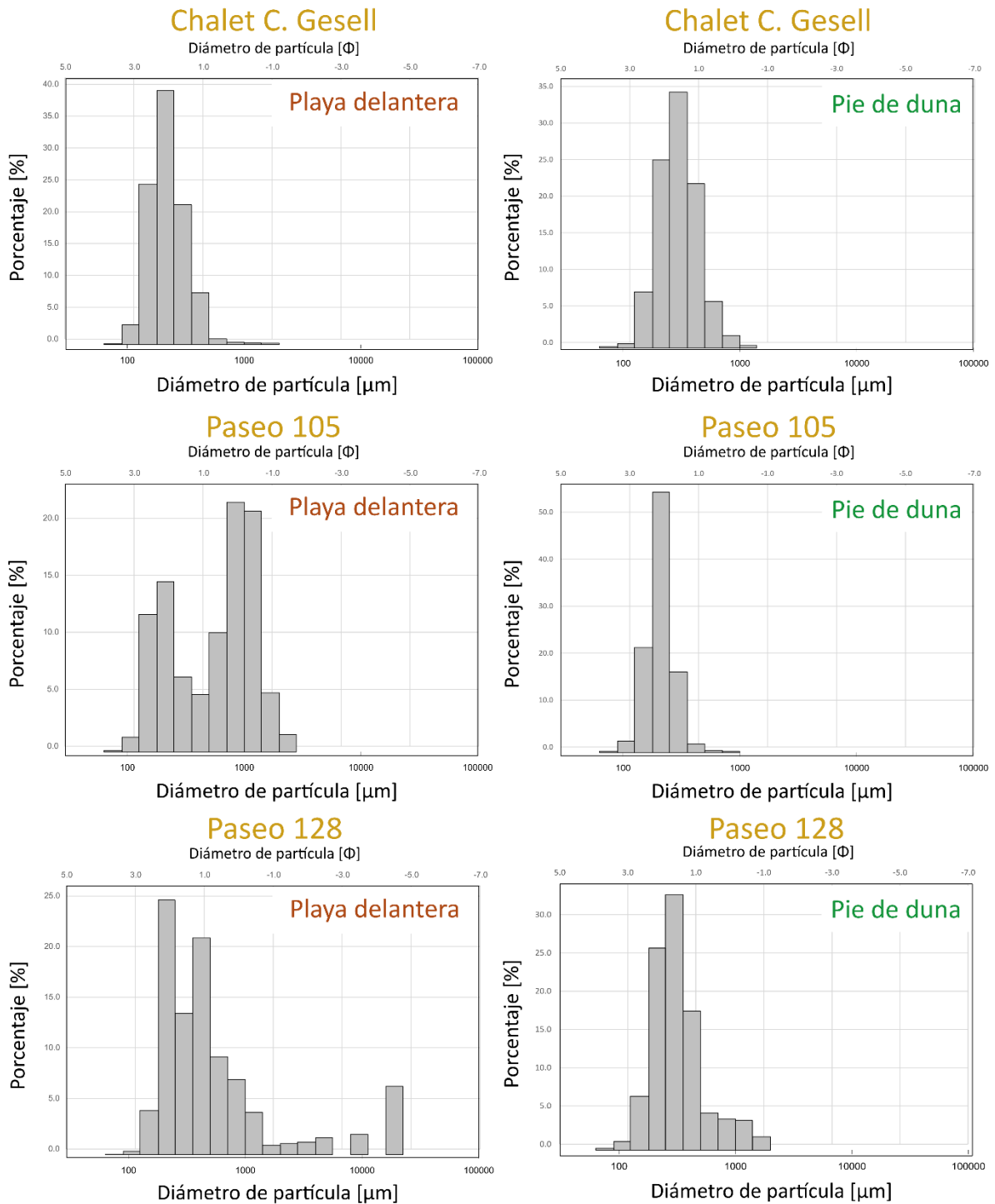


Figura 4.A.1. Distribución porcentual de las granulometrías estimadas para la playa frontal y el pie de dunas de cada uno de los sitios relevados.

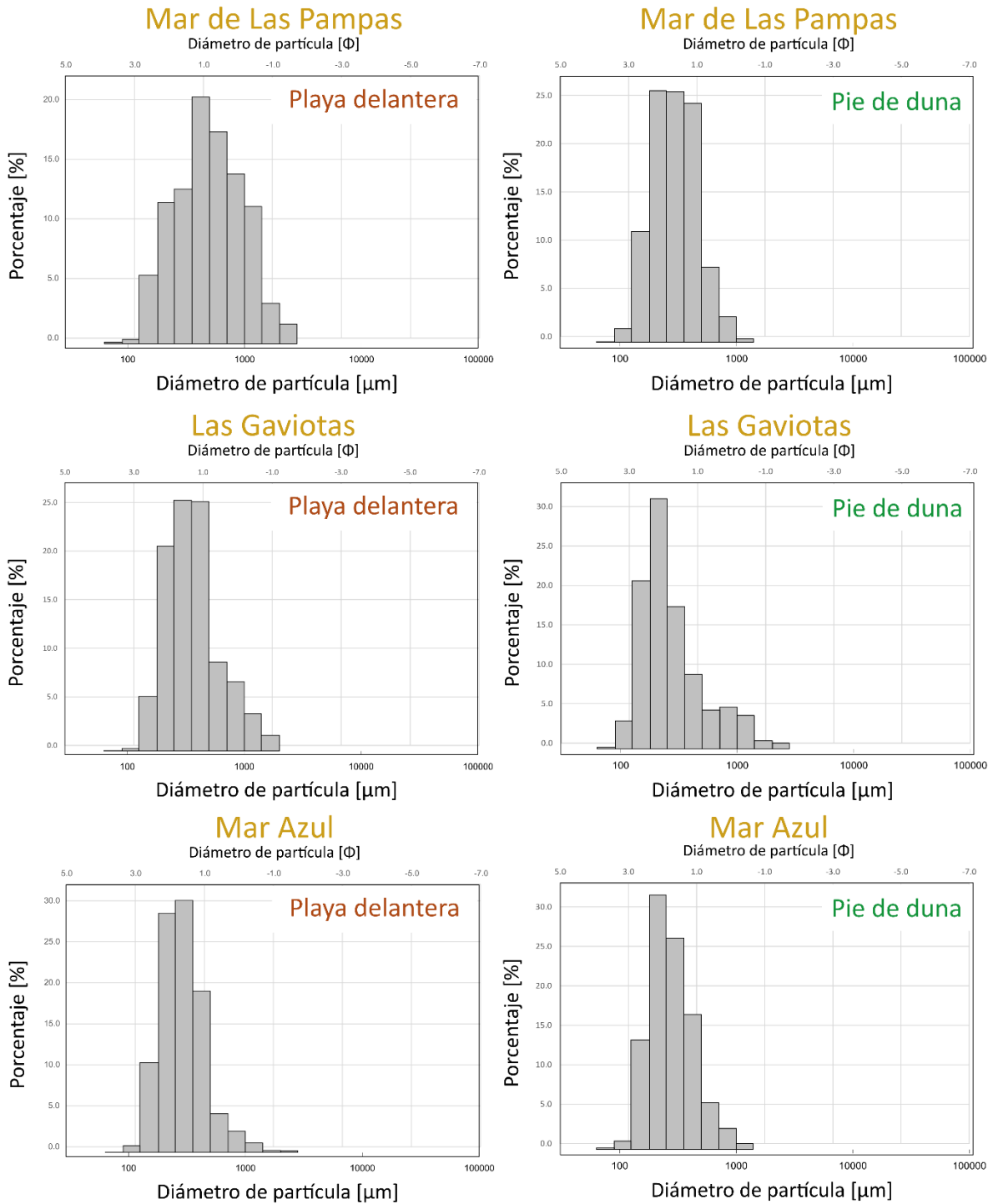


Figura 4.A.2. Distribución porcentual de las granulometrías estimadas para la playa frontal y el pie de dunas de cada uno de los sitios relevados.

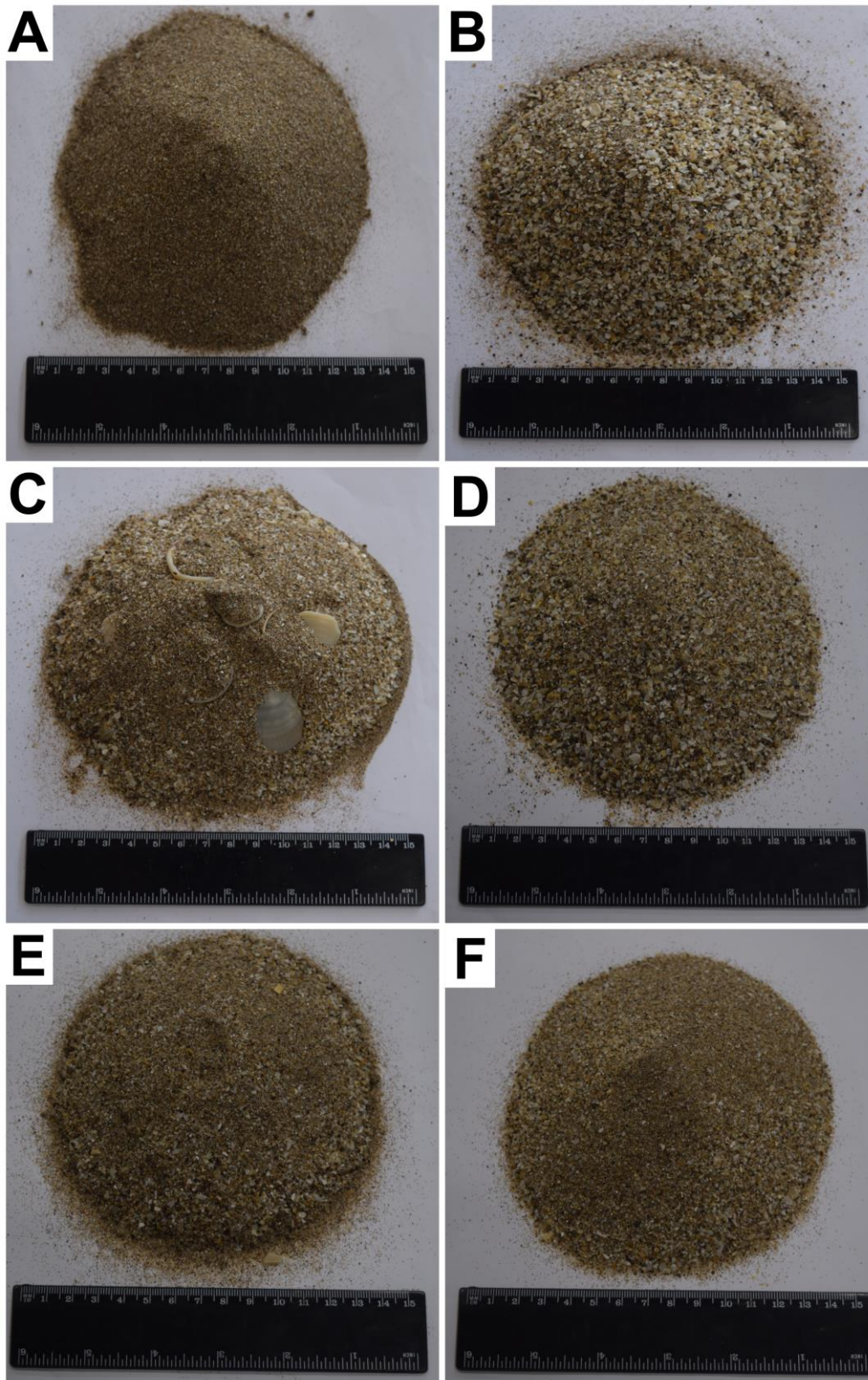


Figura 4.A.3. Registro de las muestras de sedimento superficial de playa frontal analizadas.
Referencias: A = Chalet C. Gesell; B = Paseo 105; C = Paseo 128; D = Mar de Las Pampas; E = Las Gaviotas; F = Mar Azul.

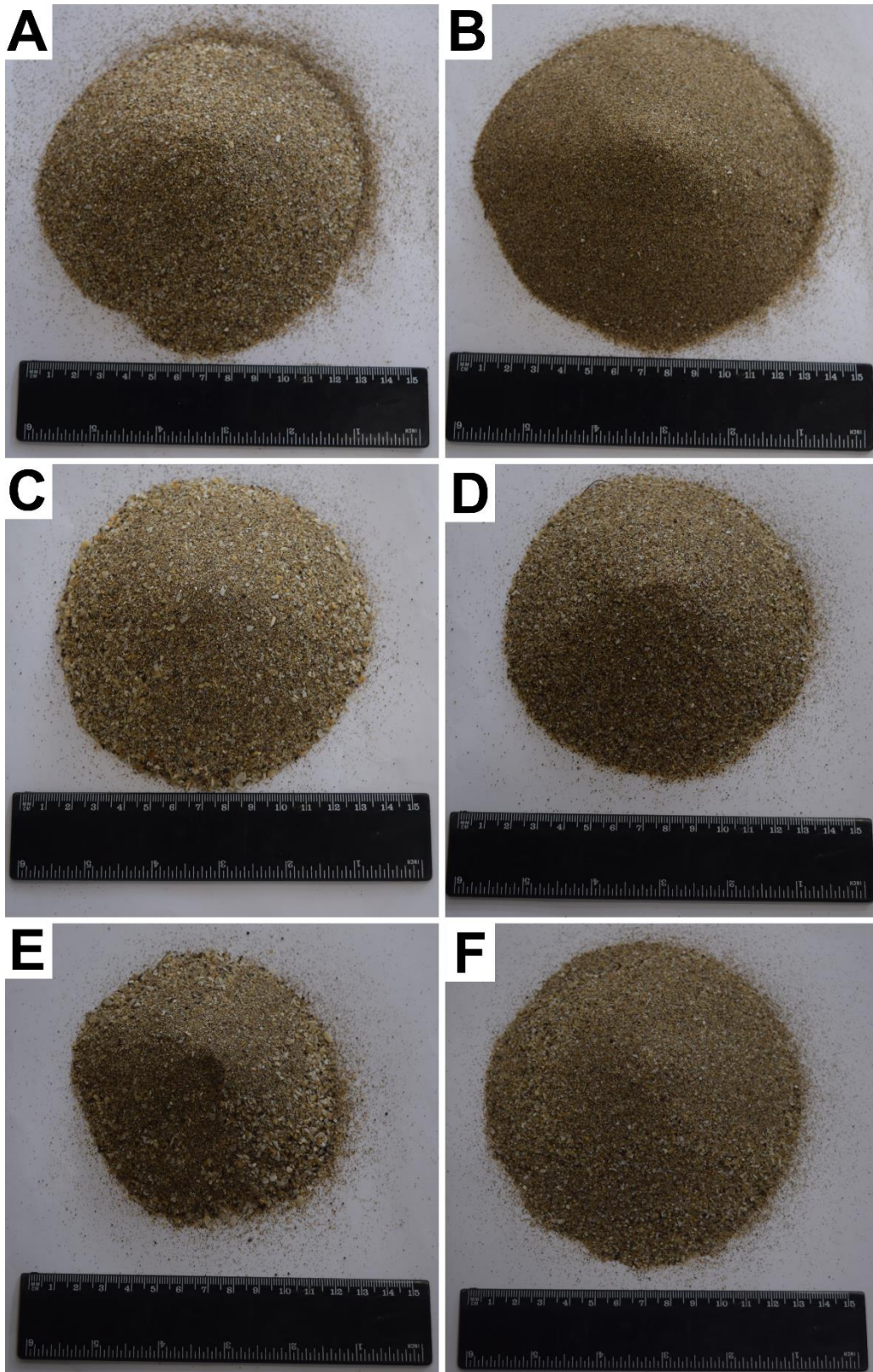


Figura 4.A.4. Registro de las muestras de sedimento superficial de playa distal analizadas.
Referencias: A = Chalet C. Gesell; B = Paseo 105; C = Paseo 128; D = Mar de Las Pampas; E = Las Gaviotas; F = Mar Azul.

CAPÍTULO 5

CAMBIOS HISTÓRICOS EN LOS USOS Y LAS COBERTURAS DEL SUELO ENTRE 1931 Y 2023

5.1. INTRODUCCIÓN

Los ambientes de la Barrera Medanososa Oriental se encuentran dominados por los procesos dinámicos complejos de los sistemas dunas-playas-barras submareales. Las actividades antrópicas y los cambios en el uso y las coberturas del suelo generan impactos primarios que afectan la dinámica morfosedimentaria de estos sistemas. Dada la fragilidad de los ambientes de barrera y su importancia socio-económica, es fundamental conocer los procesos que han determinado su evolución histórica, en vistas de interpretar los cambios y analizar los impactos asociados.

A partir de esto, el objetivo de este capítulo radica en analizar los cambios históricos, entre 1931 y 2023, en los usos y las coberturas del suelo del sector de barrera del municipio de Villa Gesell, con especial énfasis en los patrones de desarrollo urbano y en la evolución de la vegetación sobre sectores de dunas. Para ello, se utilizaron diversos métodos de análisis geoespacial y geomático, basados en herramientas de teledetección apoyadas mediante tareas de campo.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1. Evolución temporal de la vegetación

5.2.1.1. Zonificación de análisis

El análisis de la evolución temporal de la vegetación fue llevado a cabo para las aproximadamente 16.000 has del sector de barrera del municipio de Villa Gesell. Partiendo del reconocimiento de la conjunción de espacios públicos y privados que conforman al territorio municipal (POM, 2021), en conjunto con las diferencias históricas en su desarrollo (ver sección 3.4. Reseña histórica), se realizó una zonificación tendiente a la interpretación y

la comparación de los cambios en las coberturas para distintos sectores del área de estudio. De esta manera, la planta urbana se dividió en 3 zonas: la localidad de Villa Gesell (3.790 has), las localidades del sur del municipio (Mar Azul, Las Gaviotas y Mar de Las Pampas; 690 has) y la zona asignada a crecimiento urbano potencial de Colonia Marina (470 has). Los espacios extraurbanos se dividieron en 4 zonas según: el campo de dunas lindante al sur con la localidad de Villa Gesell y al norte con el municipio de Pinamar (campo de dunas norte; 2.250 has); la Reserva Natural Municipal Faro Querandí (4280 has); el campo de dunas lindante al norte con la mencionada reserva y al sur con el municipio de Mar Chiquita (campo de dunas sur; 1.900 has); y un conjunto de terrenos y subdivisiones privados no pertenecientes al sector de loteos urbanos (2.620 has), lindantes con la RP N° 11, y ubicados aproximadamente entre Villa Gesell y la Reserva Faro Querandí (Fig. 5.1).

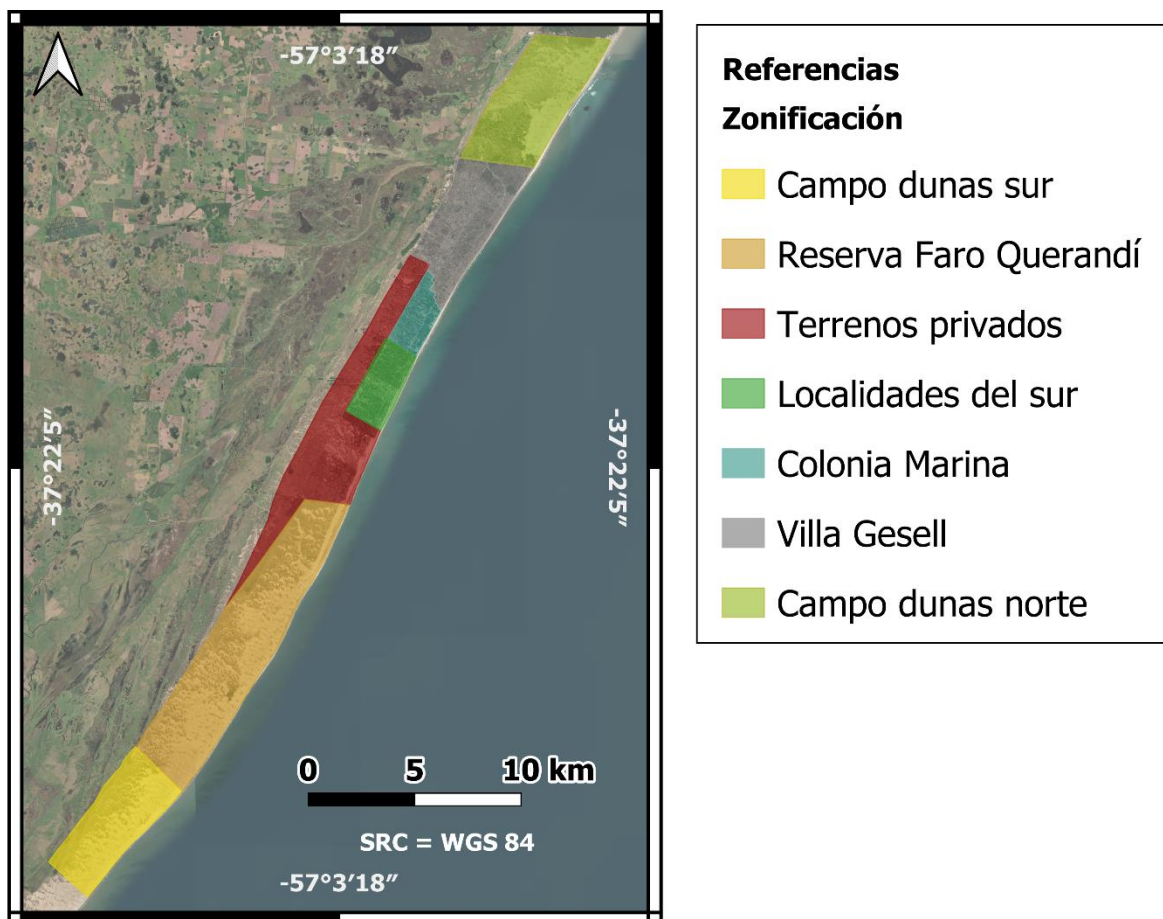


Figura 5.1. Zonificación del área de estudio propuesta para el análisis de la evolución temporal de la vegetación. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

5.2.1.2. Datos satelitales

Con el objetivo de analizar los cambios históricos en la vegetación para el sector de barrera bajo estudio, se llevó a cabo un procedimiento basado en el tratamiento de datos multiespectrales de acceso abierto. Para ello, se tuvieron en cuenta todas las imágenes disponibles de la colección LANDSAT correspondientes a los sensores Landsat 5 TM¹ (de aquí en adelante L5) y Landsat 8 OLI² (de aquí en adelante L8) contenidas en el catálogo de la plataforma Google Earth Engine³. Esta plataforma se presenta como una herramienta muy potente para el análisis geoespacial basado en extensas bases de datos satelitales, facilitando el acceso, el manejo y el procesamiento de grandes volúmenes de adquisiciones que se han colectado durante décadas (Gorelick et al., 2017). Google ha desarrollado una plataforma de trabajo de acceso libre, basada en el almacenamiento remoto de datos en una nube, la cual es operada por los usuarios a través de una interfaz de programación de aplicaciones (API) desarrollada bajo el lenguaje de código JavaScript. El enorme potencial de esta herramienta ha promovido, en los últimos años, su utilización creciente para el análisis de series temporales de datos satelitales (Amani et al., 2020). Asimismo, ha sido recientemente utilizada en el análisis aplicado a zonas costeras (Chen et al., 2021; Fitton et al., 2021).

Considerando el área de influencia de la Barrera Medanososa Oriental, se pudo acceder a datos satelitales de reflectancia TOA (al tope de la atmósfera), con una resolución de píxel de 30x30 m y correspondientes al período 1986-2021. La colección de imágenes fue filtrada, descartando aquellas con un porcentaje de cobertura media de nubes a escala de píxel mayor al 10% sobre el área de estudio, y resultando en un total de 358 adquisiciones (180 imágenes L5 y 178 imágenes L8). El detalle de estos datos satelitales se presenta en la tabla 5.1.

¹ Misión LANDSAT 5. United States Geological Survey. Disponible en: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-5> [última visita: 19/05/24]

² Misión LANDSAT 8. United States Geological Survey. Disponible en: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-8> [última visita: 19/05/24]

³ Colecciones de datos correspondientes a las misiones LANDSAT disponibles en el Earth Engine Data Catalog. Disponible en: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat> [última visita: 19/05/24].

Tabla 5.1. Detalle de los datos satelitales utilizados. Fuente: elaboración propia a partir de los metadatos contenidos en las imágenes.

		L5	L8
Sensor		Landsat 5 TM	Landsat 8 OLI
Nivel de procesamiento		Colección 2 – Nivel 1	
Tipo de dato satelital		Reflectancia TOA	
N° de imágenes		180	178
Cobertura media de nubes por píxel [%]		1,38	1,67
Fecha	Desde	06/ENE/1986	22/ABR/2013
	Hasta	30/AGO/2011	24/DIC/2021
Resolución espacial [m]		30 x 30	
PATH/ROW		223/86 y 224/86	

Un set adicional de 17 imágenes L8 del año 2022 (período de cobertura 09/ene/2022 – 27/dic/2022; valor medio de cobertura nubosa a escala de píxel de 1,18%) fueron tenidas en cuenta. Estas imágenes, no contenidas en la ventana de análisis histórico de datos multiespectrales (1986-2021), fueron utilizadas durante las etapas de calibración y validación del método. El acceso a los datos y el filtrado geoespacial, temporal y de calidad fue llevado a cabo mediante las herramientas de acceso abierto disponibles en la plataforma del Editor de Códigos de GEE mediante su API de Javascript⁴.

5.2.1.3. Pre-procesamiento de datos y estimación de índices espectrales

Previo al procesamiento de datos para la estimación de índices, el método propuesto por Roy et al. (2016) fue llevado a cabo con el objetivo de obtener estimaciones comparables entre los datos satelitales de Landsat 5-TM y Landsat 8-OLI. Este método propone la transformación de los datos de reflectancia espectral a partir de las diferencias en la resolución radiométrica de ambos sensores, lo cual puede derivar en inconsistencias al

⁴ API de JavaScript correspondiente al editor de códigos de la plataforma Google Earth Engine. Disponible en: <https://code.earthengine.google.com/> [última visita: 19/05/24].

procesar series temporales de imágenes. A continuación, se presentan las funciones de transformación estadística que permiten convertir los datos de L8 a L5 para las bandas del rojo e infrarrojo cercano:

$$\begin{aligned} \mathbf{R}: L5 &= 0,0128 + 0,912 L8 \\ \mathbf{IR}: L5 &= 0,0438 + 0,7660 L8 \end{aligned} \quad (1)$$

siendo L5 y L8 los valores de reflectancia a escala de pixel correspondientes a los sensores Landsat 5-TM y Landsat 8-OLI, respectivamente, y R e IR las funciones propuestas para las bandas del rojo e infrarrojo cercano, respectivamente. Posteriormente, se estimó el índice NDVI a escala de pixel mediante la extracción de bandas (3 y 4 para L5; 4 y 5 para L8), siguiendo lo propuesto en la sección 4.2.6 del capítulo previo (ver ecuación 4 del capítulo 4). El pre-procesamiento de los datos geoespaciales y la estimación del NDVI también fueron llevados a cabo mediante las herramientas de la interfaz de usuario de la plataforma de Editor de Códigos de GEE.

5.2.1.4. Categorización del NDVI y evolución de la vegetación

Partiendo de los valores de NDVI obtenidos, se realizó una categorización de las coberturas a escala de pixel. Para calibrar este procedimiento, se identificaron 12 sitios de control de campo de cobertura conocida, considerando a las coberturas del suelo como cualquier patrón natural o antrópico de cubierta de la superficie terrestre (IPCC, 2000). Estos sitios fueron georreferenciados mediante la captura de datos topográficos de alta precisión con equipamiento GPS/GNSS realizada durante las campañas del año 2022 (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión). Partiendo de la caracterización florística presentada en la sección 3.6.9. Flora, los sitios correspondieron a 4 clases de cobertura del suelo (CCS): 1. dunas sin vegetar (D); 2. vegetación dunar herbácea (H); 3. pastizales pampeanos anegables (P); y 4. forestaciones (F). Esta última clase, además de contemplar a las forestaciones artificiales de especies arbóreas exóticas, incluyó a las especies

ornamentales utilizadas en jardines y parqueizados en zonas urbanas. Cada CCS fue caracterizada teniendo en cuenta 3 sitios de control.

A partir de esto, se estimó el promedio zonal del NDVI medio anual para cada sitio de control, utilizando 12 (una imagen por mes) de las 17 adquisiciones L8 del año 2022. Esto permitió identificar, mediante análisis estadístico, rangos de NDVI característicos para cada una de las 4 clases de coberturas del suelo (Tabla 5.2). Asimismo, se estimaron los parámetros estadísticos asociados al NDVI medio estacional y se realizó el test de la Prueba t-Student para muestras apareadas con el objetivo de comparar la variabilidad intra-anual y determinar la significancia estadística entre valores estacionales. La estimación de rangos fue validada mediante la utilización del plugin SCP ⁵ para Software QGIS (Congedo, 2021), teniendo en cuenta las 5 imágenes L8 restantes. Este procedimiento de validación permitió obtener una precisión global del 88,3%.

Tabla 5.2. Parámetros estadísticos (mínimo, máximo, media y desvío estándar) para las cuatro clases de cobertura del suelo estimados durante el procedimiento de calibración con imágenes L8 de 2022.

Clase de cobertura del suelo		Min	Max	Media	DesvEst
Sin vegetación	Dunas sin vegetar [D]	0,013	0,112	0,063	0,002
Vegetación	Vegetación dunar herbácea [H]	0,153	0,329	0,261	0,018
	Pastizales pampeanos anegables [P]	0,351	0,433	0,392	0,027
	Forestaciones [F]	0,454	0,647	0,550	0,036

Posteriormente, se estimó el NDVI medio anual para el período 1986-2021 a partir de las 358 imágenes disponibles. Cada uno de los 35 mapas obtenidos fue categorizado teniendo en cuenta los parámetros presentados en la tabla 5.2. Los píxeles no incluidos en las clases de cobertura no fueron tenidos en cuenta para el análisis de los resultados. El procesamiento geoespacial y la categorización de los datos espectrales fueron llevados a cabo mediante la utilización de la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022). El

⁵ SCP Plugin para QGIS. Versión 8.2.2. Disponible en: <https://plugins.qgis.org/plugins/SemiAutomaticClassificationPlugin/> [última visita: 19/05/24]

pos-proceso de los datos obtenidos se realizó mediante diversas librerías de Python (Python, 2023). El análisis estadístico fue realizado mediante la utilización del software InfoStat v2020⁶ (Di Rienzo et al., 2020). La figura 5.2 presenta el flujo de trabajo esquemático desarrollado para esta sección⁷.

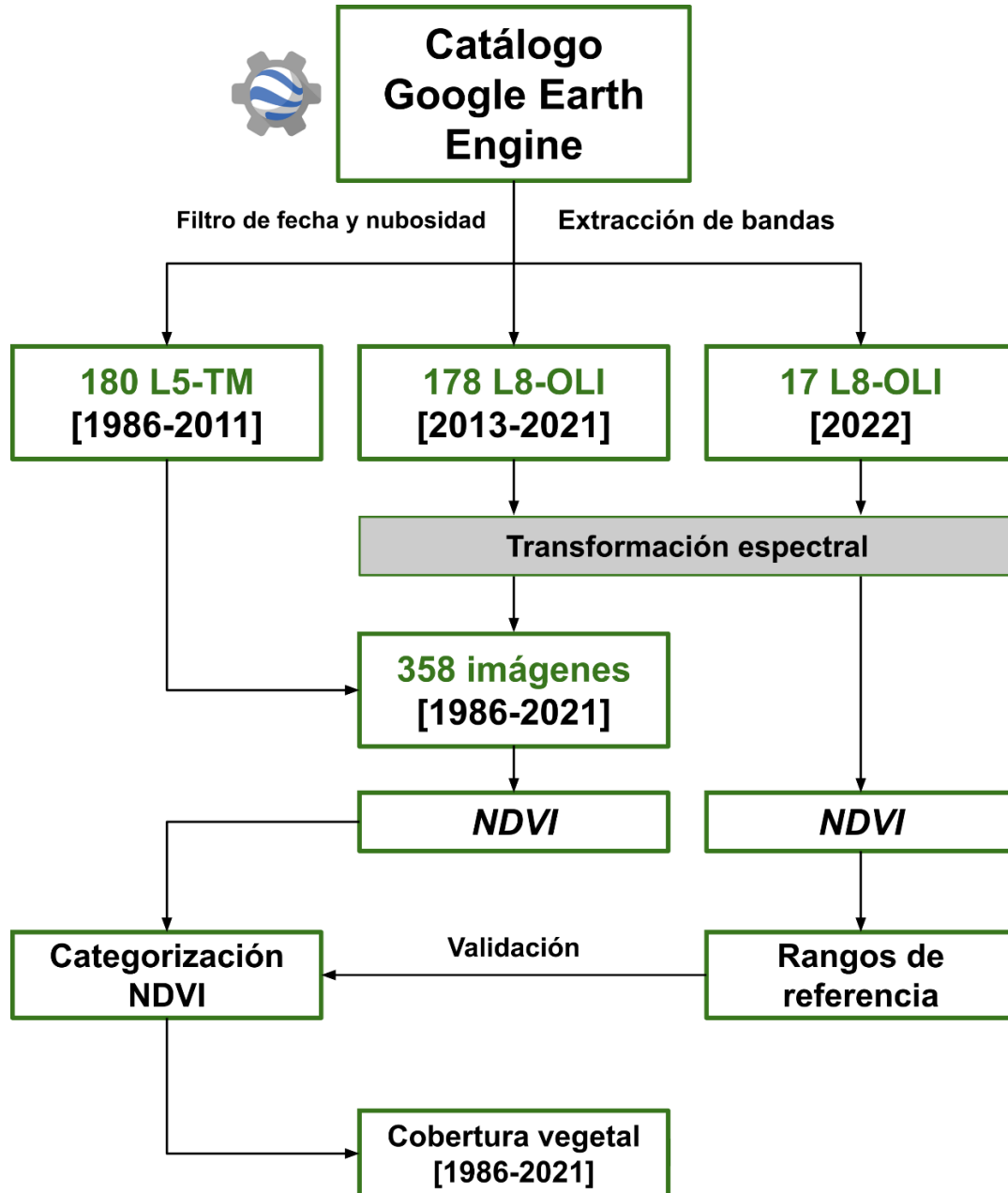


Figura 5.2. Esquema del flujo de trabajo llevado a cabo. El recuadro de color gris refiere a la transformación espectral propuesta por Roy et al. (2016).

⁶Software Infostat V2020. Disponible en: <https://www.infostat.com.ar/> [última visita: 19/05/24]

⁷ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

5.2.2. Evolución temporal de las coberturas urbanas

5.2.2.1. Zonificación de análisis

El análisis de la evolución temporal de las coberturas urbanas, fue llevado a cabo para las aproximadamente 3.400 has correspondientes la zona urbana actual (Fig. 5.3), según lo definido por el Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell (POM, 2021). A los efectos de este capítulo, la planta urbana fue subdividida en 3 zonas: la localidad de Villa Gesell (2.300 has), las localidades del sur del municipio (Mar Azul, Las Gaviotas y Mar de Las Pampas; 600 has) y la zona asignada a crecimiento urbano potencial de Colonia Marina (500 has).

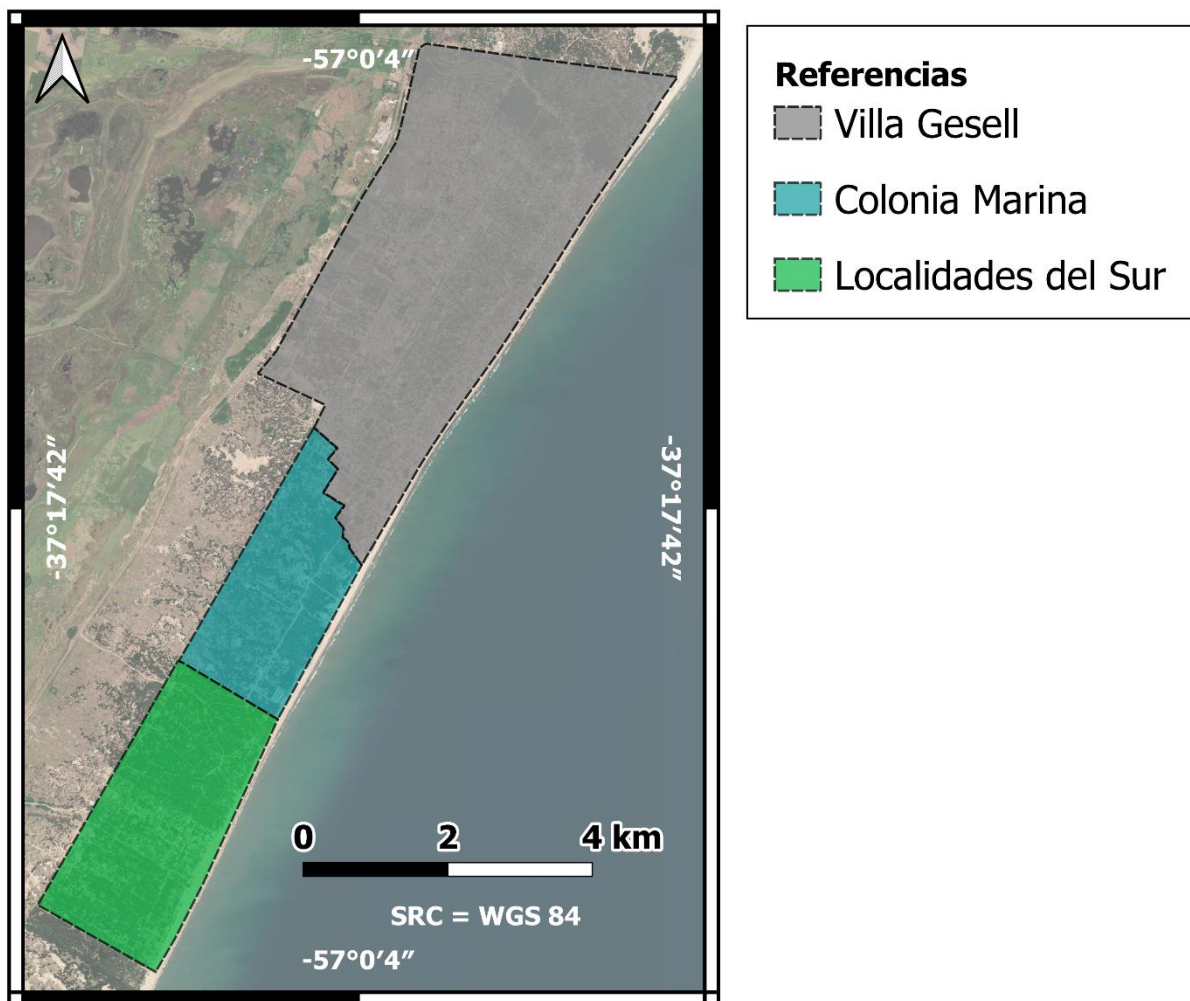


Figura 5.3. Zonificación propuesta para el análisis de la evolución temporal de las coberturas urbanas en el área de estudio. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

5.2.2.2. Catálogos de datos utilizados

Con el objetivo de analizar los cambios históricos en las coberturas urbanas para el sector de barrera bajo estudio, se llevó a cabo un procedimiento basado en el tratamiento de datos provenientes de diversas fuentes: archivos documentales, cartografía oficial y no oficial, datos catastrales, fotografías aéreas y datos satelitales multiespectrales de acceso abierto.

En primer lugar, se dispuso de una serie de registros documentales brindados por el Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell, dependiente de la Secretaría de Cultura, Educación y Deportes, y por la Dirección de Catastro y Mapa del Ministerio de Obras públicas de la Provincia de Buenos Aires. Entre estos documentos se destaca el plano de mensura administrativa original correspondiente al excedente fiscal de la propiedad original de la familia Leloir adquirido por Carlos Gesell, del 10 de junio de 1931 (Fig. 5.4).

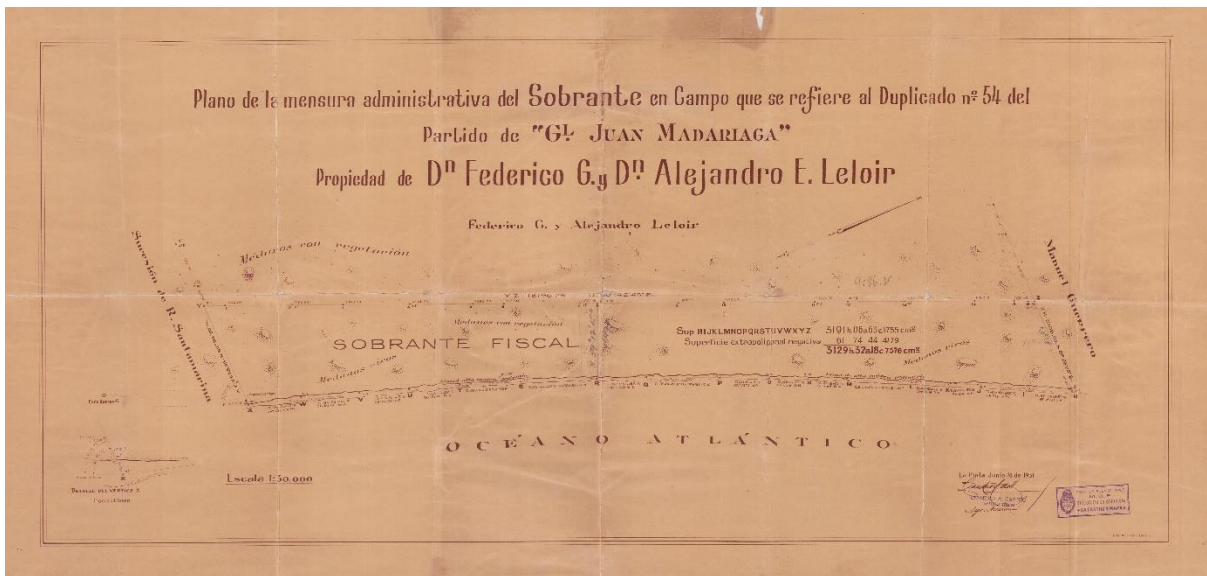


Figura 5.4. Plano de mensura administrativa correspondiente al excedente fiscal adquirido por Carlos Gesell en junio de 1931. Fuente: Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.

Asimismo, se obtuvo acceso a diferente cartografía oficial y no oficial correspondiente a parcelamientos, loteos, subdivisiones y construcciones históricas del municipio para las décadas de 1930 y 1940, principalmente. Entre estos documentos se encuentran registros catastrales, folletería comercial correspondiente a inmobiliarias y desarrolladores urbanos, revistas y semanarios locales, y registros fotográficos históricos (Fig. 5.5).

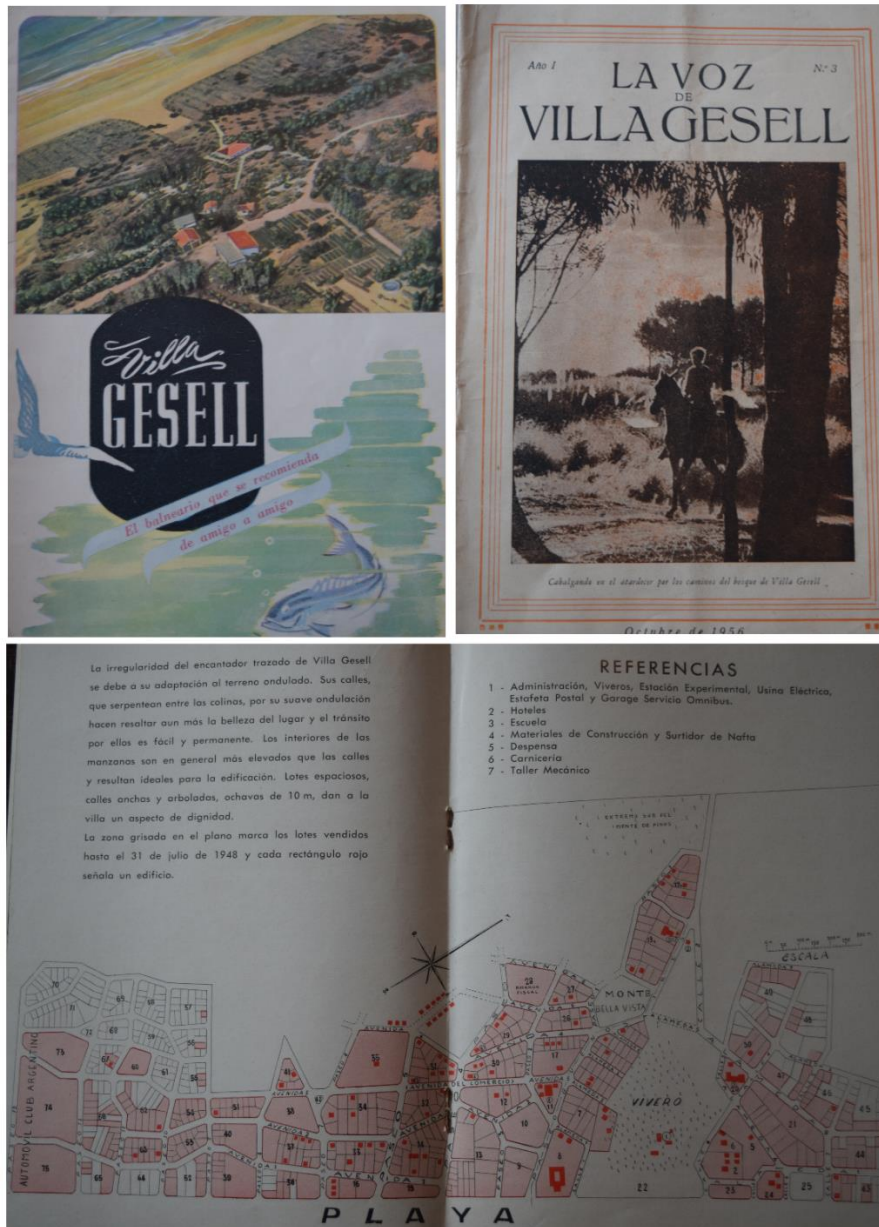


Figura 5.5. Arriba izquierda: folletería comercial orientada a la venta de lotes en el entonces Balneario Villa Gesell del Partido de General Madariaga (abril de 1950). Arriba derecha: revista La Voz de Villa Gesell (Año 1, N° 3, octubre de 1956). Abajo: cartografía inmobiliaria (1948).

Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal de Villa Gesell.

Los documentos correspondientes a datos cartográficos fueron, en primer lugar, digitalizados bajo una resolución de 1.200 dpi, para posteriormente ser georreferenciados y ortorrectificados. Para este procedimiento se utilizaron entre 4 y 6 puntos de control homogéneamente distribuidos en cada documento, cuyas coordenadas geográficas fueron obtenidas mediante la captura de datos topográficos de alta precisión con equipamiento

GPS/GNSS realizada durante las campañas del año 2022 (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión). Estos puntos de control fueron ubicados en puntos de referencia tales como intersecciones de calles, esquinas, rasgos edilicios y cualquier otro rasgo de infraestructura común capaz de ser identificado en los archivos originales.

A su vez, se utilizó un archivo de fotografías aéreas correspondientes a relevamientos fotogramétricos disponibles de los años 1956, 1965, 1975, 1985 y 1997. Este set de datos fue obtenido a partir de los archivos de vuelos documentales del Instituto Geográfico Nacional (IGN; en ese entonces Instituto Geográfico Militar), del Servicio de Hidrografía Naval (SHN) y de la División de Fotogrametría del Ministerio de Obras Públicas (MOP) de la Provincia de Buenos Aires. El detalle de estas adquisiciones se presenta en la tabla 5.3.

Tabla 5.3. Detalle de las imágenes correspondientes a vuelos aero-fotogramétricos utilizadas. Fuente: elaboración propia a partir de la información contenida en los archivos documentales.

Año	1956	1965	1975	1985	1997
Fuente documental	IGN	SHN	IGN	MOP	MOP
Fecha	11/MAY/1956	26/JUN/1965	14/AGO/1975	3/DIC/1985	6/DIC/1997
Película	Blanco y negro	Blanco y negro	Blanco y negro	Blanco y negro	Color
N° de fotogramas	2	2	3	4	16
Tamaño de imagen [cm]	23 x 23	23 x 23	23 x 23	23 x 23	23 x 23
Escala nominal	1:20.000	1:20.000	1:20.000	1:20.000	1:5.000
Resolución de digitalización [dpi]	1.200	1.200	1.200	1.200	1.200
Tamaño de pixel [m]	0,42	0,42	0,42	0,42	0,11
RMSE [m]	1,88	1,92	1,94	1,18	0,51

Por un lado, se pudo acceder a las fotografías aéreas de los años 1956, 1975 y 1997 ya digitalizadas bajo una resolución de 1.200 dpi. Por otro lado, las correspondientes a los años 1965 y 1985, dispuestas en papel fotográfico, fueron digitalizadas bajo la misma resolución. Araujo et al. (2009) sugieren un tamaño de pixel por debajo de 1 m para la

utilización de ortomosaicos derivados de datos aerofotogramétricos. De esta manera, el tamaño de pixel fue estimado según:

$$P = \frac{0,0254 * En [m]}{R [dpi]} \quad (2)$$

donde P refiere al tamaño de pixel de la fotografía, En es su escala nominal expresada en m, y R es la resolución de la digitalización expresada en dpi. Se destaca que En es dependiente de características fotogramétricas tales como la altura de vuelo y el tamaño de la imagen, mientras que R depende de la calidad del proceso de digitalización. El tamaño de pixel resultante para los sets de imágenes se presenta en la tabla 5.3.

Las fotografías correspondientes a cada fecha fueron georreferenciadas y ortorrectificadas con el objetivo de conformar los ortomosaicos digitales de imágenes, y así evitar distorsiones geométricas y errores de alineación entre fotogramas. Para ello se consideraron 12 puntos de control de campo, distribuidos homogéneamente en el área de estudio, y se realizó el procedimiento descrito para los registros documentales. Finalmente, se estimó el error medio cuadrático (RMSE) como medida de precisión (ver ecuación 3 del capítulo 4) según la herramienta de georreferenciación del software QGIS (QGIS, 2022). Se consideró como valor de RMSE para cada ortomosaico a aquel correspondiente a la imagen con el mayor valor individual (Araujo et al., 2009). De esta manera, los valores de RMSE variaron entre 0,51 y 1,92 m (Tabla 5.3).

Finalmente, se utilizaron dos sets de imágenes satelitales de alta resolución correspondientes al sensor QuickBird Orbital (Tabla 5.4). Estas imágenes, correspondientes a los años 2011 y 2023, fueron obtenidas mediante la plataforma de acceso abierto GoogleEarth^{TM8}. Dado que las imágenes correspondientes a esta plataforma de representación global no presentan una escala nominal definida, fueron descargadas bajo una resolución máxima de 4.800 x 2.700 pixeles y cubriendo una superficie de 1.600 x 900 m, resultando en una resolución de pixel de 0,33 m. Estas imágenes fueron georreferenciadas

⁸Plataforma Google Earth ProTM. Disponible en: <https://earth.google.com/web/> [última visita: 20/5/24].

y ortorrectificadas siguiendo el mismo procedimiento y utilizando los mismos puntos de control de campo que para las fotografías aéreas. Esto permitió obtener el RMSE de los ortomosaicos de 2011 y 2023 según 0,73 y 0,69 m, respectivamente.

Tabla 5.4. Detalle de las imágenes satelitales utilizadas. Fuente: elaboración propia a partir de la información contenida en las imágenes descargadas.

Año	2011	2023
Fuente documental	GoogleEarth™	
Sensor	QuickBird Orbital	
Fecha	10/ENE/2011	12/ABR/2023
N° de imágenes	10	
Tamaño de imagen [pix]	1.600 x 900	
Resolución [dpi]	4.800 x 2.700	
Tamaño de pixel [m]	0,33	
RMSE [m]	0,73	0,69

Finalmente, se dispuso de la capa vectorial correspondiente a los loteos, subdivisiones y parcelamientos urbanos presentada en el capítulo 3 (ver figura 3.11). Esta capa fue obtenida a partir de la IDE GeoARBA⁹ (Agencia de Recaudación de la Provincia de Buenos Aires). La georreferenciación de los registros documentales, las fotografías aéreas y las imágenes satelitales fue realizada mediante la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022).

5.2.2.3. Integración de datos geoespaciales

Siguiendo lo propuesto por Juárez e Isla (1999), Juárez et al. (2001) y Mojica et al. (2023), y con el objetivo de integrar el análisis de los datos disponibles, se realizó una digitalización manual de la superficie construida plausible de ser identificada en los registros documentales, fotografías aéreas e imágenes satelitales. Para ello se utilizó la herramienta de delimitación de polígonos del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022) teniendo en cuenta los

⁹ Infraestructura de Datos Espaciales de la Agencia de Recaudación de la Provincia de Buenos Aires (ARBA). Disponible en: <https://www.arba.gov.ar/geoarba/inicio.asp> [última visita: 11/11/23].

cortes temporales correspondientes a 1931, 1943, 1945, 1948, 1956, 1965, 1975, 1985, 1997, 2011 y 2023. Esta digitalización permitió estimar la evolución en la superficie urbanizada para el período 1931-2023. Para este análisis no se tuvieron en cuenta las diversas tipologías de usos urbanos del suelo (comercial, industrial, residencial, etc.). Por el contrario, se consideró al suelo urbano como una categoría única de uso que, partiendo de la definición del IPCC (2000), es coincidente con la cobertura urbana.

A su vez, estos datos fueron integrados con los datos vectoriales de loteos correspondientes al registro catastral permitiendo obtener la densidad de coberturas urbanas, referida al porcentaje de superficie construida de cada manzana catastral. Estos datos fueron finalmente categorizados (Tabla 5.5), con el objetivo de obtener la evolución temporal en la densidad urbana para el intervalo 1931-2023.

Tabla 5.5. Categorías de densidad urbanas consideradas para el análisis.

% Sup. urbanizada	Densidad urbana
≤ 20	Muy baja
> 20 ∧ ≤ 40	Baja
> 40 ∧ ≤ 60	Media
> 60 ∧ ≤ 80	Alta
> 80	Muy Alta

El procesamiento de datos geospaciales y la obtención de productos derivados fue realizada mediante la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022). El pos-proceso de los datos obtenidos se realizó mediante diversas librerías de Python (Python, 2023)¹⁰. La figura 5.6 presenta el flujo de trabajo esquemático desarrollado para esta sección.

¹⁰ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoecología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

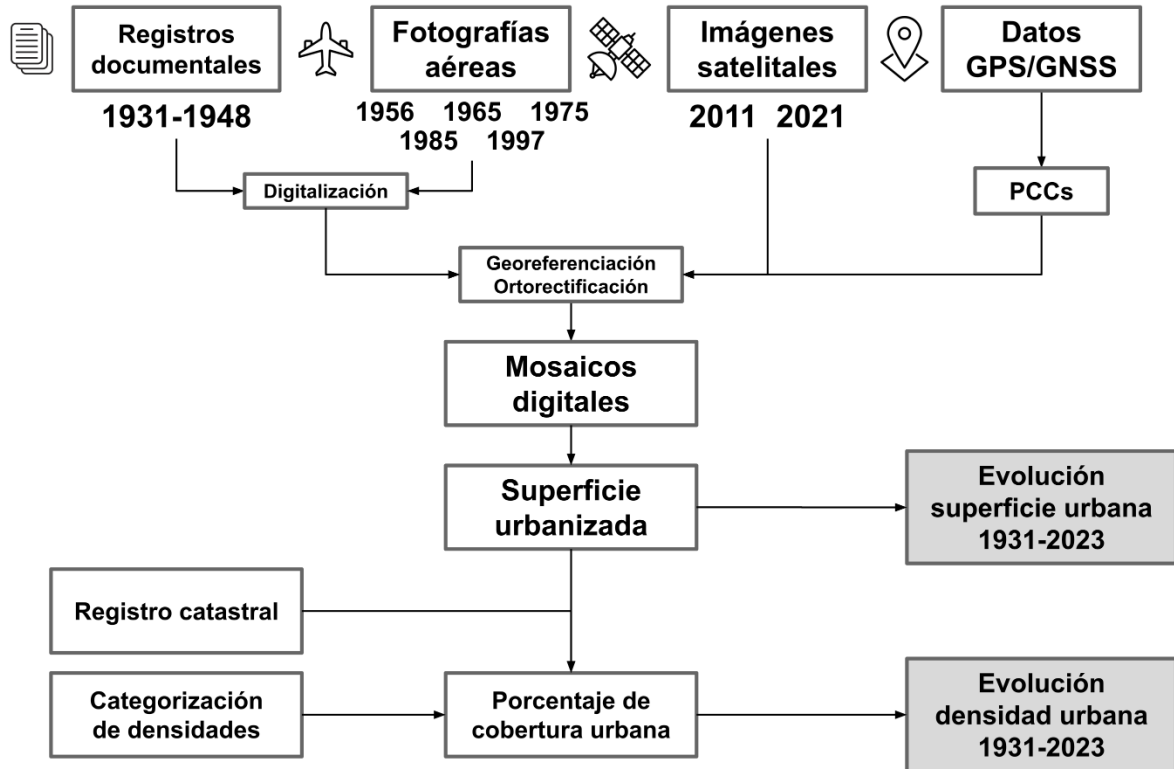


Figura 5.6. Esquema del flujo de trabajo llevado a cabo. Los recuadros grises refieren a los productos finales obtenidos.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Cambios históricos en la vegetación

5.3.1.1. Evolución temporal del NDVI entre 1986 y 2021

En primer lugar, se llevó a cabo, durante la etapa de calibración del método, el análisis estadístico de los datos satelitales de las imágenes Landsat 8-OLI correspondientes al año 2022. La Prueba t-Student para muestras apareadas fue realizada para las cuatro estimaciones del NDVI medio estacional y para cada una de las cuatro clases de cobertura consideradas. El valor del parámetro p para la estimación bilateral ante un nivel de significancia del 5 % ($\alpha = 0,05$) varió entre 0,1217 (comparación verano-invierno para forestaciones) y 0,9340 (comparación verano-primavera para dunas sin vegetar). Asimismo, las diferencias de valor 0 entre medias estacionales fueron siempre contenidas en el intervalo de confianza del 95%. Estos resultados no permiten rechazar la hipótesis nula de igualdad

entre medias estacionales para ninguna de las combinaciones posibles de estaciones y coberturas. Por lo tanto, se pudo establecer que los valores del NDVI medio estacional no presentaron diferencias estadísticamente significativas.

Asimismo, 2020 fue tomado como caso piloto, siendo el año con mayor cantidad de adquisiciones (21) dentro de la serie temporal de estudio (1986-2021), para analizar la variación intra-anual del NDVI. Las variaciones entre valores máximos y mínimos de NDVI para cada clase de cobertura fueron calculadas según: 0,03 para dunas sin vegetar, 0,05 para forestaciones y vegetación urbana, 0,09 para vegetación herbácea y 0,11 para pastizales pampeanos anegables. En todos los casos, los valores mínimos se presentaron hacia finales del invierno (Fig. 5.7).

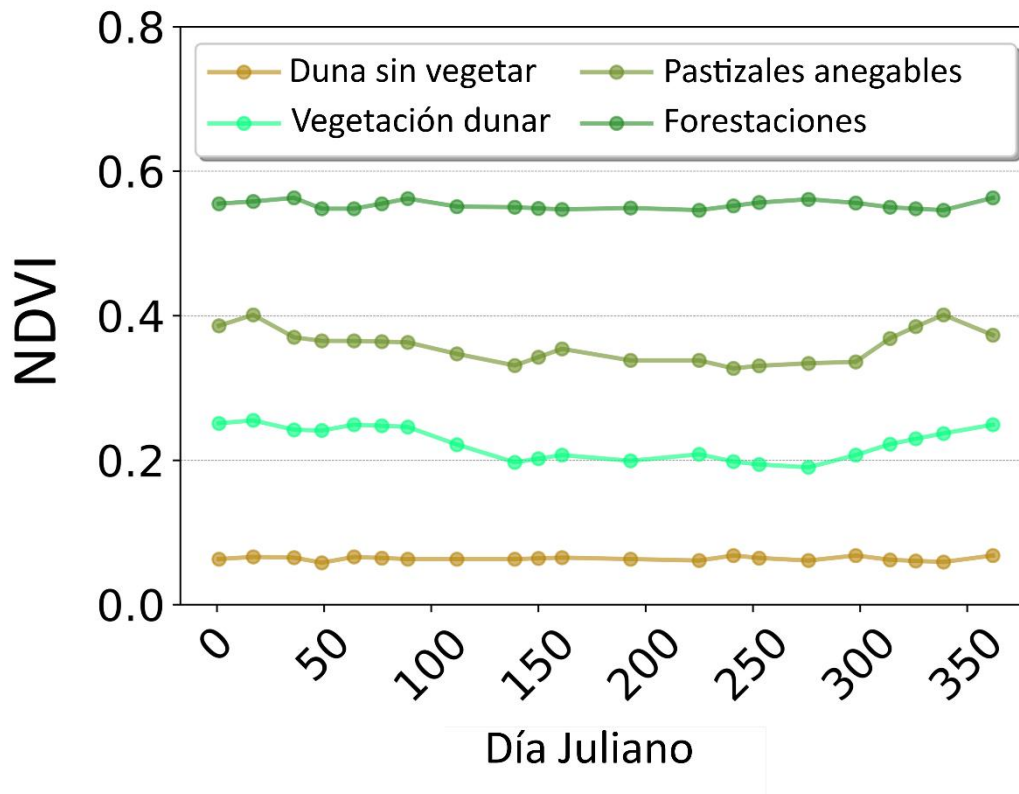


Figura 5.7. Evolución temporal del NDVI para cada clase de cobertura del suelo durante el año 2022.

Las 6 zonas presentaron un incremento consistente y gradual en el NDVI medio anual para el período 1986-2021 (Fig. 5.8). La tasa de crecimiento para los sectores campo norte, campo sur y Reserva Faro Querandí fue de 1,44 %/año ($R^2 = 0.82$; $p < 0.05$), 1,05 %/año (R^2

= 0,86; $p < 0.05$) y 1,73 %/año ($R^2 = 0,86$; $p < 0.05$), respectivamente. Los terrenos privados mostraron un incremento de su NDVI medio de 0,27 a 0,42, representando una tasa del 1,62 %/año ($R^2 = 0,81$; $p < 0.05$). Las zonas urbanas presentaron una mayor variabilidad a lo largo de la serie temporal, con periodos alternantes de crecimiento y decrecimiento. Villa Gesell, presentó un crecimiento de apenas 0,07 %/año ($R^2 = 0,67$; $p < 0.05$), Colonia Marina un crecimiento medio del 0,95 %/año ($R^2 = 0,56$; $p < 0.05$) y las localidades del sur, con los mayores valores de la serie, un crecimiento del 0,56 %/año ($R^2 = 0,61$; $p < 0.05$).

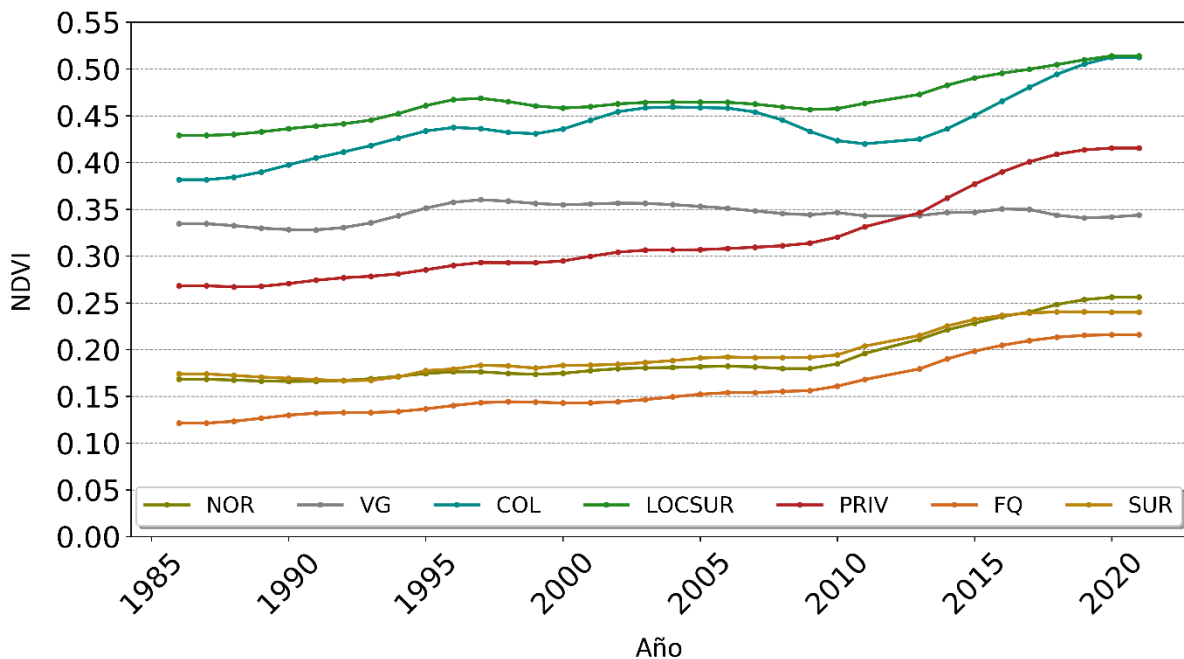


Figura 5.8. Evolución temporal del NDVI medio anual para cada una de las zonas de estudio.

El mapa de diferencias de valores del índice NDVI medio anual entre 2021 y 1986 (Fig. 5.9), permitió reconocer que el ~50 % de la superficie del sector de estudio demostró un incremento mayor a 0,05, mientras que el ~40 % varió entre -0,05 y 0,05 unidades del índice. Asimismo, el ~10 % restante de la superficie, presentó un decrecimiento mayor a 0,05 en sus valores medios anuales. Los sectores urbanos comprendidos en las zonas de Colonia Marina, localidades del sur y Villa Gesell, presentaron el 62 %, 42 % y 43 % de su superficie con incrementos mayores a 0,05, respectivamente. Villa Gesell presentó el mayor decrecimiento, con el ~21 % de su superficie registrando un valor de cambio menor a -0,05. Finalmente, se

estimó para las zonas extraurbanas correspondientes a los terrenos privados, la reserva Faro Querandí y el campo de dunas sur un 46 %, 36 % y 37 % de superficie con incremento en el NDVI. El campo de dunas norte, representó el mayor crecimiento de las zonas extraurbanas, con el 54 % de su superficie con incrementos mayores a 0,05 unidades de NDVI.

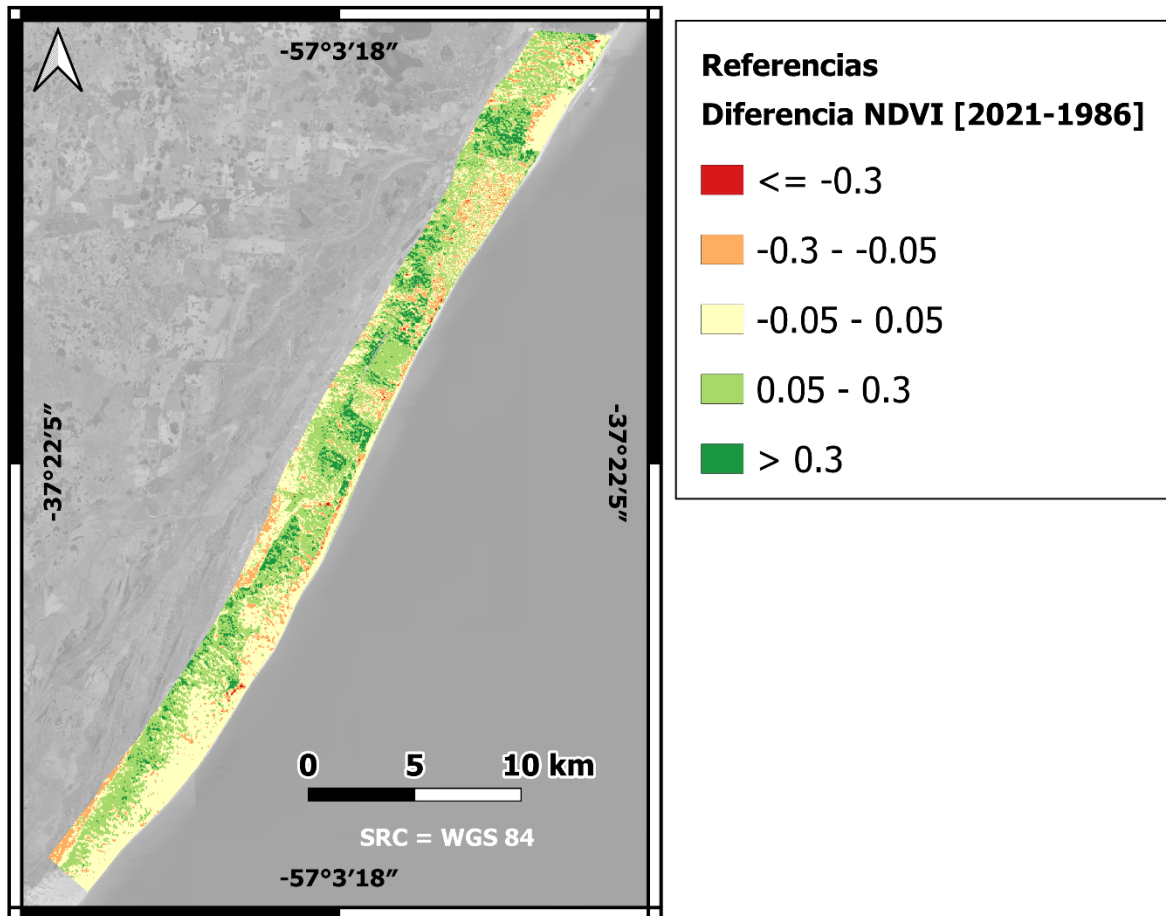


Figura 5.9. Diferencias en el valor del índice NDVI entre 2021 y 1986 para el área de estudio. Imagen de base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

5.3.1.2. Cambios en las coberturas vegetales

Partiendo de la categorización planteada (Tabla 5.2), se analizó la evolución temporal de las clases de coberturas de suelos en las 7 zonas de estudio a lo largo de los 36 años comprendidos entre 1986 y 2021 (Fig. 5.10). Las zonas urbanas presentaron una disminución en su superficie relativa de dunas sin vegetar y vegetación herbácea, a expensas de

incrementos en la cobertura de especies de los pastizales pampeanos anegables y de las forestaciones. De esta manera, las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell presentaron reducciones del 4 % (25 has), 16 % (76 has) y 9 % (360 has) en los sectores de dunas, respectivamente.

Asimismo, las reducciones en la superficie relativa de vegetación herbácea fueron del 21 % (147 has), 25 % (118 has) y 8 % (299 has), respectivamente. Los incrementos en la superficie relativa de las forestaciones fueron del 22 % (149 has), 30 % (142 has) y 6 % (238 has), y de vegetación pampeana del 3 % (23 has), 11 % (53 has) y 11 % (425 has), respectivamente. De esta manera, las zonas urbanas acumularon una disminución en las zonas de dunas y de vegetación herbácea de 464 has y 566 has entre 1986 y 2021, las cuales fueron reemplazadas por 500 has de vegetación pampeana y 526 has de forestaciones, respectivamente.

Las zonas asociadas a los terrenos privados y al campo de dunas norte presentaron un comportamiento similar a las zonas urbanas, con una disminución en la superficie relativa de dunas del 23 % (608 has) y 16 % (349 has), y de la vegetación herbácea del 42 % (1110 has) y 11 % (246 has), respectivamente. Por su parte, las forestaciones se incrementaron en un 21 % (546 has) y 16 % (358 has), y la superficie de vegetación correspondiente a los pastizales pampeanos anegables en un 45 % (1.172 has) y 11 % (237 has), respectivamente.

Por último, el sector más austral del área de estudio, comprendido por la Reserva Natural Municipal Faro Querandí y el campo de dunas del sur, presentaron la mayor disminución en su superficie relativa de dunas (40 % = 1.698 has y 34 % = 637 has, respectivamente) y forestaciones (2 % = 70 has y 4 % = 68 has, respectivamente). Esto se dio a expensas de incrementos graduales de la vegetación herbácea del 33 % (1.426 has) y 24 % (459 has), y de la vegetación pampeana del 8 % (342 has) y 13 % (246 has), respectivamente.

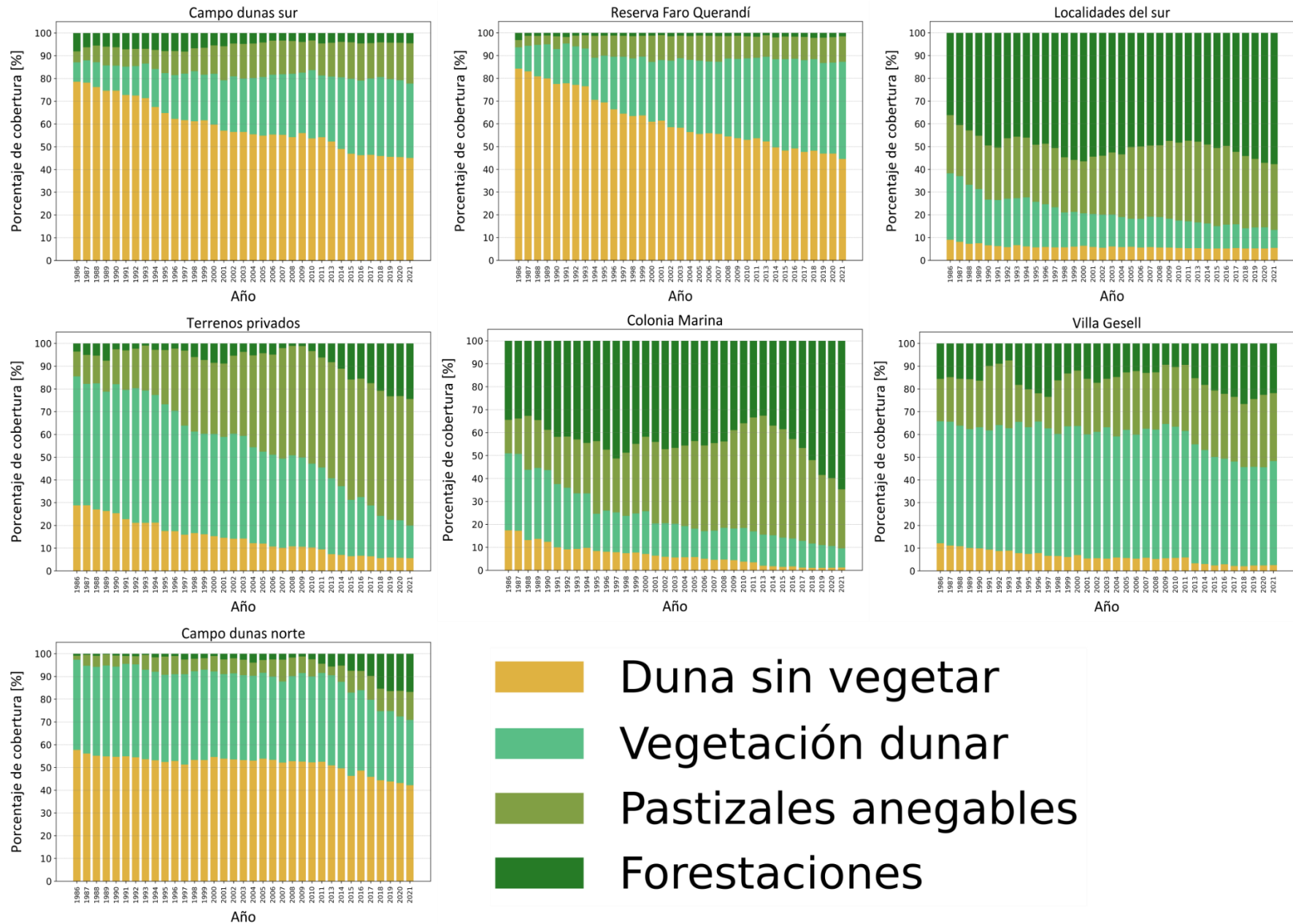


Figura 5.10. Variación inter-anual en el porcentaje de superficie ocupada por cada CCS para el período 1986-2021.

Finalmente, se analizó la evolución espacial de las diversas coberturas a lo largo del período de estudio (Fig. 5.11). En las zonas correspondientes al campo de dunas sur y la Reserva Natural Municipal Faro Querandí se desarrolló un patrón de avance gradual y constante en dirección oeste-este. Recuperando los resultados de la figura 5.10, este patrón se asocia a un crecimiento aparentemente irreversible de las coberturas herbáceas, principalmente originado a partir de núcleos pre-establecidos de vegetación. Asimismo, se registró un avance de la vegetación pampeana en la misma dirección para los últimos años de la serie estudiada.

Los terrenos privados presentaron, entre 1986 y 2009 un avance gradual de la vegetación herbácea sobre sectores de dunas siguiendo una dirección oeste-este. Sin embargo, no puede descartarse un avance de la vegetación en sentido inverso, evidenciada por los valores negativos de diferencias de NDVI para esta zona (Fig. 5.9). Hacia el año 2021, esta zona evidenció un importante avance de las zonas forestadas en reemplazo de los sectores remanentes de dunas sin vegetar y de vegetación herbácea. Este patrón se vio acompañado de un crecimiento multidireccional de la superficie de vegetación pampeana partiendo desde núcleos de vegetación pre-establecidos.

Las zonas urbanas de las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell presentaron desde el año 1986 una cobertura vegetal que superaba al 85% de su superficie. Sin embargo, el análisis temporal permitió reconocer un patrón asociado a períodos alternantes de contracción y retracción de las coberturas forestales. Asimismo, el escaso remanente de dunas sin vegetar ubicado en el sector sudoeste de Villa Gesell fue colonizado gradualmente por vegetación herbácea y posteriormente pampeana y forestal, alcanzando una cobertura total hacia 2021 (Fig. 5.11).

El campo de dunas norte presentó dos patrones distintivos. Por un lado, la vegetación herbácea avanzó de oeste a este de manera irreversible y partiendo de núcleos pre-establecidos de vegetación. Por otro lado, las coberturas forestales y de especies pampeanas presentaron un avance de sudoeste a noreste (desde el norte de la localidad de Villa Gesell

principalmente) y de norte a sur (desde el municipio vecino de Pinamar), en reemplazo de sectores de dunas sin vegetar (Fig. 5.11).

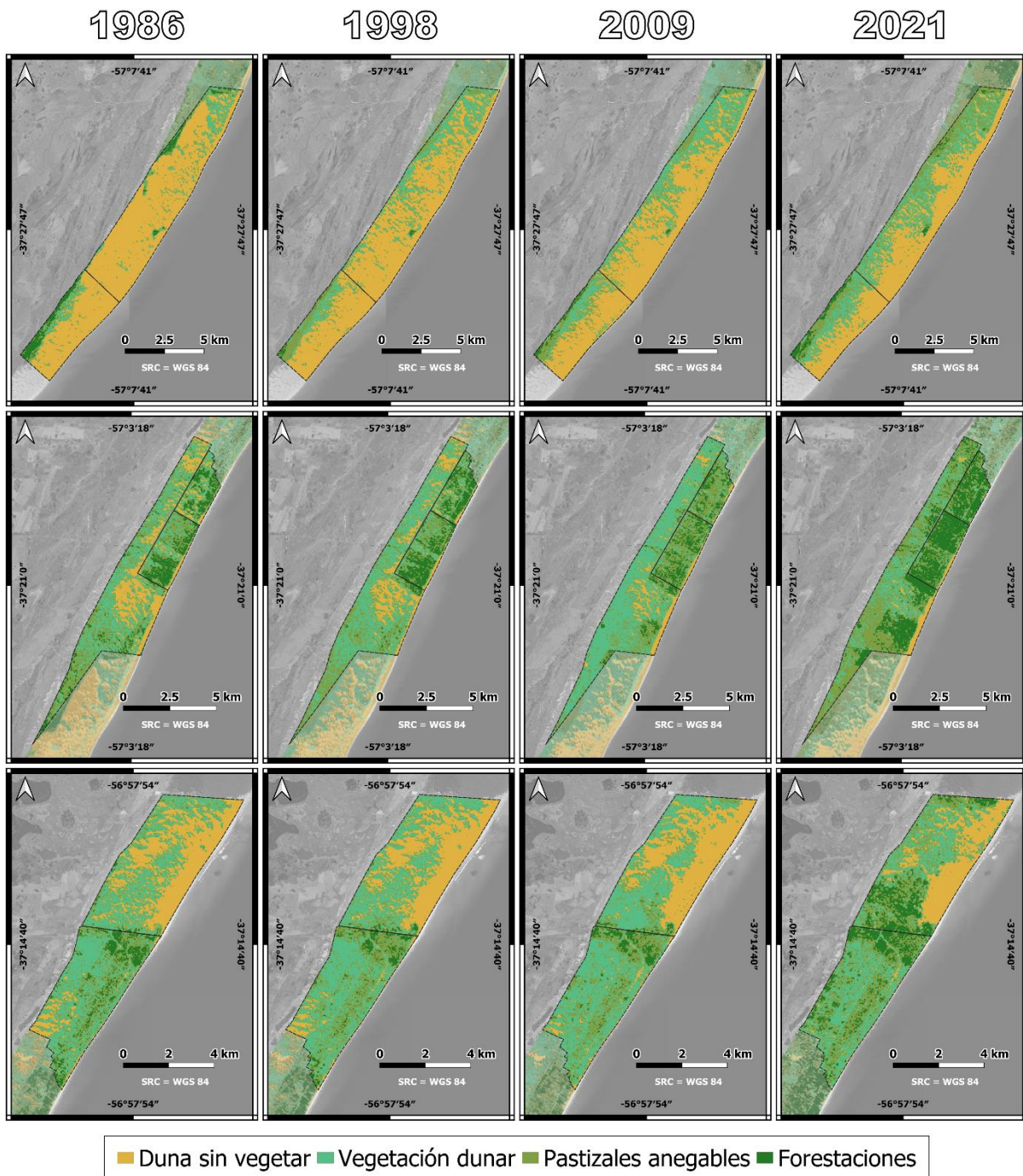


Figura 5.11. Distribución espacial de las CCSs para 4 cortes temporales de referencia (1986, 1997, 2009 y 2021). Línea superior: campo dunas sur y Reserva Faro Querandí; línea media: terrenos privados, localidades del sur y Colonia Marina; línea inferior: Villa Gesell y campo dunas norte.

Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

5.3.2. Cambios históricos en las coberturas urbanas

5.3.2.1. Evolución de la superficie urbana entre 1931 y 2023

El análisis de la evolución temporal de la superficie comprendida por manzanas catastrales y parcelamientos urbanos permitió reconocer un crecimiento absoluto de 1.834 has para el período de estudio (Tabla 5.6). La superficie inicial reconocida fue de 18 has para el año 1931, correspondiente al hito fundacional de Carlos Gesell, mientras que hacia el año 2023 esta alcanzaba las 1.852 has. Si bien estos valores representan una tasa de crecimiento absoluto interanual media de 19,9 has/año, este incremento no fue lineal a lo largo de estos 92 años.

Tabla 5.6. Superficie comprendida por las manzanas catastrales en cada uno de los cortes temporales analizados, crecimiento interanual absoluto [has/año] y crecimiento interanual porcentual [%/año] para los períodos de estudio. Valores referidos a todo el sector bajo estudio.

Año	Sup. catastral [has]	Crecim. Interanual [has/año]	% Crecim. Interanual [%/año]
1931	18,2	-	-
1943	22,1	0,3	1,78
1945	83,2	30,6	138,4
1948	137,4	18,1	21,7
1956	297,1	19,9	14,5
1965	468,6	15,6	5,2
1975	657,7	23,6	5,0
1985	1196,1	53,9	8,2
1997	1621,7	35,5	2,9
2011	1747,4	9,0	0,6
2023	1851,8	8,7	0,5

La mayor tasa absoluta fue identificada para el período 1975-1985, con 53,9 has/año. A este lo siguieron los períodos 1985-1997 y 1943-1945 con 35,5 has/año y 30,6 has/año, respectivamente. Los períodos de menor crecimiento fueron los correspondientes a 1931-1943 (0,3 has/año), 1997-2011 (9,0 has/año) y 2011-2023 (8,7 has/año). En cuanto al

crecimiento interanual porcentual, el mayor valor se asoció al período 1943-1945, con un 138 %/año, seguido de los períodos 1945-1948 (21,7 %/año) y 1948-1956 (14,5 %/año). Más allá del crecimiento exponencial de los primeros años, desde 1956 hasta 2023 el período de mayor tasa porcentual fue el correspondiente a 1975-1985 con un 8,2 %/año. Por su parte, los períodos de menor crecimiento porcentual fueron 2011-2023 (0,5 %/año) y 1997-2011 (0,6 %/año) (Tabla 5.6).

La evolución temporal de las categorías de densidad urbana (ver Tabla 5.5) estuvo signada por un período inicial, comprendido entre 1931 y 1956, con más del 90 % de las manzanas urbanas con una densidad muy baja, y el porcentaje restante asociado a densidades bajas (Fig. 5.12). Hacia el año 1967, esta relación se establecía según un 64 % de manzanas de densidad muy baja (301 has) y un 33 % de densidad baja (155 has), mientras que el porcentaje restante (3 %) se asignó a densidades medias (12 has). En el año 1975, se identificó el máximo relativo de parcelas de media densidad (25 % = 165 has), acompañado de un 28 % (186 has) y un 29 % (193 has) de densidades muy bajas y bajas, respectivamente. Hacia 1985, la densidad muy baja presentó un nuevo incremento alcanzando el 49 % (590 has), mientras que las densidades bajas y medias acumularon un 26 % (316 has); por su parte, las densidades altas y muy altas acumularon un 25 % del total (291 has). El año 1997 presentó una importante polarización, con sus porcentajes máximos asociados a densidades muy bajas (50 % = 814 has) y muy altas (21 % = 322 has), mientras que el 29% restante se distribuyó casi equitativamente entre las categorías restantes (486 has). Finalmente, en 2011 y 2023 disminuyó la superficie con densidad muy baja, alcanzando un mínimo relativo del 25 % para el final del período de estudio (480 has), mientras que la densidad muy alta alcanzó un máximo relativo del 31 % (569 has). Los restantes valores oscilaron entre el 10 % y el 16 % para este período.

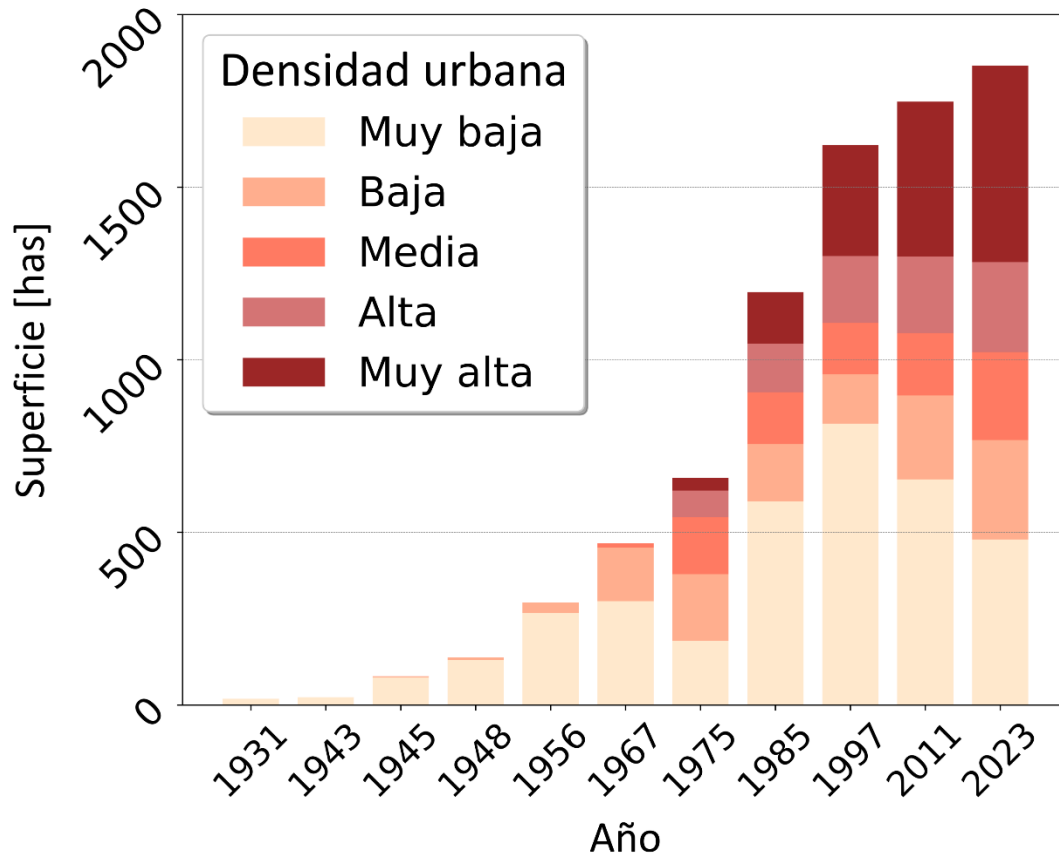


Figura 5.12. Evolución temporal de la superficie asignada a cada una de las categorías de densidad urbana (ver tabla 5.5).

A la hora de analizar los resultados según la zonificación propuesta para esta sección, se puede interpretar que Colonia Marina ha presentado el menor crecimiento (Tabla 5.7). Tal es así, que hasta el año 1975 inclusive no se observaban parcelamientos ni manzanas catastrales en este sector. En 1985, se reconoció una superficie inicial de 64 has, mientras que hacia 2023 esta alcanzaba las 114 has. La tasa de crecimiento interanual medio para este período fue de 1,3 has/año, alcanzando su máximo entre 2011 y 2023, con 2,0 has/año. La evolución de la densidad urbana fue mayoritariamente representada por densidades muy bajas. Tan sólo para el año 2023 se identificó un 9 % de densidades bajas (10 has) y un 4 % (5 has) de densidades medias (Fig. 5.13).

Tabla 5.7. Superficie comprendida por las manzanas catastrales, crecimiento interanual absoluto y crecimiento interanual porcentual para Colonia Marina (1985-2023).

Año	Sup. catastral [has]	Crecim. Interanual [has/año]	% Crecim. Interanual [%/año]
1985	63,9	-	-
1997	85,9	1,8	2,8
2011	89,6	0,3	0,3
2023	114,1	2,0	2,3

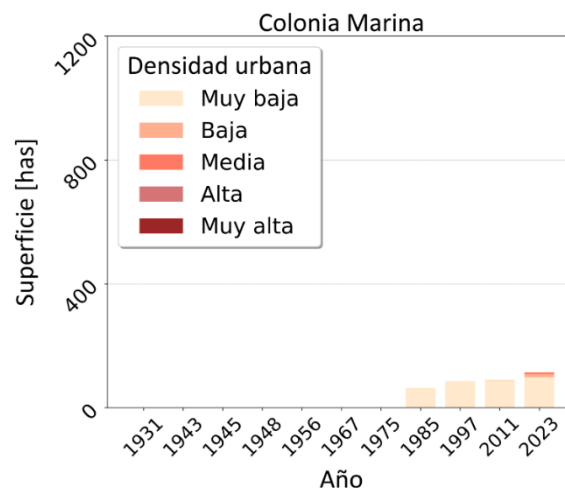


Figura 5.13. Evolución temporal de la superficie asignada a cada una de las categorías de densidad urbana (ver tabla 5.5) para Colonia Marina.

Por su parte, las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul) tampoco presentaron parcelamientos ni manzanas catastrales hasta el año 1975 (Tabla 5.8). Sin embargo, para 1985 ya presentaban casi 300 has de parcelamientos urbanos correspondientes a densidades muy bajas. Entre este año y 1997, se registró la mayor tasa de crecimiento absoluto, con un valor medio de 15,6 has/año, alcanzando un total de 484 has representadas en un 85 % por densidades muy bajas, 13 % por bajas y 2 % por medias. Hacia 2011, el crecimiento fue menor, con una tasa de 4,3 has/año y un total de 544 has. Sin embargo, la densificación urbana alcanzó el 49 % de manzanas de categoría muy baja, 31 % baja, 11 % media, 7 % alta, y 2 % muy alta. El valor absoluto de la superficie urbana se mantuvo invariable hasta el año 2023, aunque las densidades medias, altas y muy altas alcanzaron valores relativos máximos del 27 % (147 has), 13 % (69 has) y 4 % (23 has), respectivamente (Fig. 5.14).

Tabla 5.8. Superficie comprendida por las manzanas catastrales, crecimiento interanual absoluto y crecimiento interanual porcentual para las localidades del sur (1985-2023).

Año	Sup. catastral [has]	Crecim. Interanual [has/año]	% Crecim. Interanual [%/año]
1985	296,2	-	-
1997	483,9	15,6	5,3
2011	544,4	4,3	0,9
2023	544,4	0,0	0,0

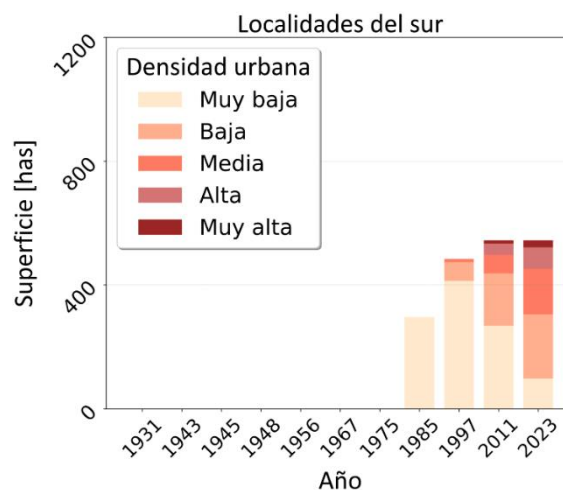


Figura 5.14. Evolución temporal de la superficie asignada a cada una de las categorías de densidad urbana (ver tabla 5.5) para las localidades del sur.

Finalmente, Villa Gesell representó el mayor crecimiento urbano de todo el municipio hasta 1975 inclusive, alcanzando las 658 has y con tasas máximas de crecimiento absoluto para los períodos 1943-1945 (30,6 has/año) y 1967-1975 (23,6 has/año). Hasta este año, las densidades se distribuían según un 28 % vinculado a la categoría muy baja, 29 % baja, 26 % media y 18 % entre alta y muy alta. A partir de 1985, las tasas de crecimiento absoluto disminuyeron, con un mínimo de 3,8 has/año en el período 1997-2011. Sin embargo, las densidades muy bajas, bajas y medias disminuyeron progresivamente hasta alcanzar mínimos relativos del 24 % (283 has), 6 % (71 has) y 9 % (101 has) hacia el año 2023, respectivamente. Esto se dio a expensas de una densificación en las coberturas urbanas; para este año se observó la mayor superficie de manzanas con densidades altas (191 has) y muy altas (546 has), representando el 16 % y el 46 % del total de la planta urbana (1192 has), respectivamente (Tabla 5.9; Fig. 5.15).

Tabla 5.9. Superficie comprendida por las manzanas catastrales, crecimiento interanual absoluto y crecimiento interanual porcentual para las Villa Gesell (1931-2023).

Año	Sup. catastral [has]	Crecim. Interanual [has/año]	% Crecim. Interanual [%/año]
1931	18,2	-	-
1943	22,1	0,3	1,8
1945	83,2	30,6	138,4
1948	137,4	18,1	21,7
1956	297,1	20,0	14,5
1967	468,6	15,6	5,2
1975	657,7	23,6	5,0
1985	835,9	17,8	2,7
1997	1051,9	18,1	2,2
2011	1104,2	3,8	0,4
2023	1192,4	7,4	0,7

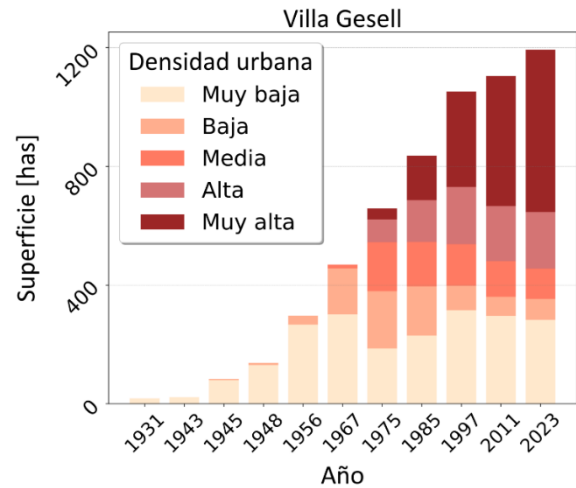


Figura 5.15. Evolución temporal de la superficie asignada a cada una de las categorías de densidad urbana (ver tabla 5.5) para Villa Gesell.

El análisis de la evolución espacial de las coberturas urbanas permitió reconocer diversos patrones característicos a lo largo del período de estudio (Fig. 5.16). Entre 1931 y 1956, el núcleo urbano, inicialmente consolidado en el sector del Bosque Fundacional ubicado (Pinar del Norte), se extendió hacia el sur de manera lineal y paralela a la costa, ocupando principalmente los 300 m contiguos a la línea de costa (entre la costanera y la Av. 3). Esta extensión lineal alcanzó hacia 1956 al actual Paseo 140, representando una ocupación lineal del frente costero de aproximadamente 5 km. Durante este período el crecimiento urbano estuvo signado por un incremento en la superficie loteada principalmente asociado a densidades urbanas muy bajas.

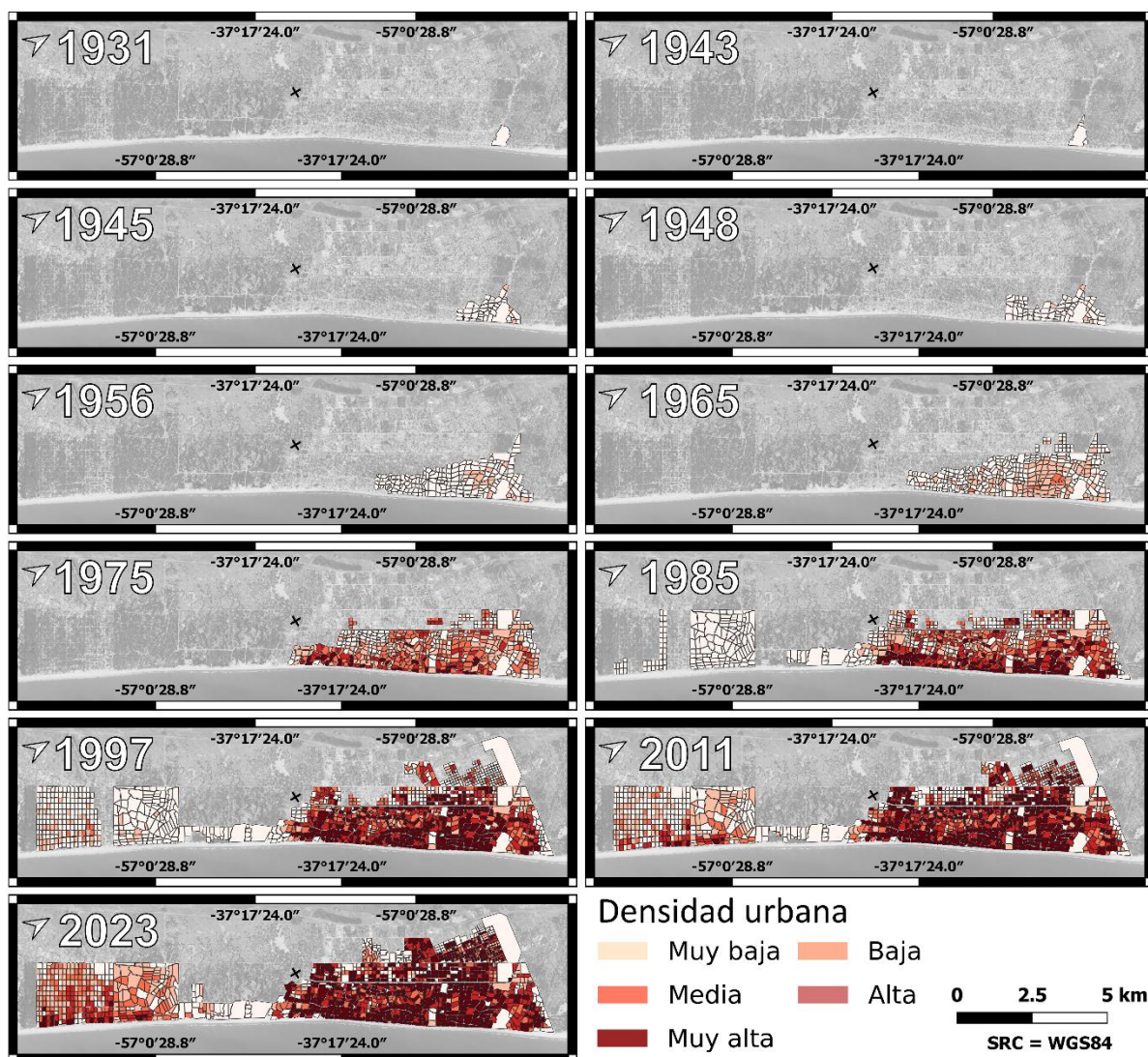


Figura 5.16. Distribución espacial de la superficie correspondiente a manzanas catastrales según su categoría de densidad urbana para el período 1931-2023. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Para 1965 y 1975, la planta urbana continuó con su extensión lineal y paralela a la costa, alcanzando hacia el sur al actual Paseo 148 y hacia el norte hasta la Alameda 309. Esto determinó una extensión lineal del frente costero urbanizado de aproximadamente 7 km. Sin embargo, este período estuvo caracterizado por la ocupación casi total del lote original comprendido entre la Av. Costanera y la Av. Boulevard Silvio Gesell, esta última ubicada a 1,2 km del frente costero. Asimismo, se observaron las primeras manzanas catastrales ubicadas entre este boulevard y la Av. Circunvalación. Más allá de la expansión de la planta urbana, este período estuvo caracterizado por su densificación, con casi el 40% de su

superficie ocupada por manzanas de densidades media, alta y muy alta. Particularmente, las densidades altas y muy altas se centraron casi exclusivamente en la línea de 300 m contigua al frente costero (Fig. 5.16).

En 1985, la extensión urbana lineal y paralela a la costa permitió alcanzar, hacia el sur, los límites actuales de la localidad de Villa Gesell (Paseo 152) e incluso parte de Colonia Marina. Hacia el norte, las manzanas se extendieron relativamente poco, llegando hasta la Alameda 310. Asimismo, las manzanas catastrales de Mar de Las Pampas presentaron su desarrollo espacial actual, mientras que se inició del desarrollo de Mar Azul. Las Gaviotas no presentó desarrollo catastral alguno para este año. Tanto en Colonia Marina como en las localidades del sur, toda la superficie urbana se asoció a densidades muy bajas. En Villa Gesell, en cambio, se profundizó la densificación entre la Av. Costanera y la Av. 3, con casi la totalidad de este sector asociado a manzanas de densidad muy alta. A la vez, hubo un incremento en las densidades medias y altas entre la Av. 3 y la Av. Boulevard Silvio Gesell, así como en el sector del Pinar del Norte (Fig. 5.15).

Hacia 1997, se pudo completó casi la totalidad de la localidad de Villa Gesell entre la Av. Costanera y la Av. Circunvalación, ubicada aproximadamente 2 km paralela al frente costero, con una densificación generalizada de su planta urbana. Hacia el norte, se alcanzó su extensión actual (hasta la Alameda 313), a la vez que se desarrolló una importante superficie ubicada en el sector oeste entre la Av. Circunvalación y la RP N° 11. Por su parte, Mar Azul alcanzó su extensión actual, y se produjo el inicio del desarrollo urbano de Las Gaviotas. En estas localidades del sur se comenzó a observar una densificación principalmente en los primeros 500 m paralelos a la línea de costa (Fig. 5.16).

Finalmente, entre 2011 y 2023 se alcanzó el status de la planta urbana actual, con el desarrollo total de las manzanas de Las Gaviotas, el desarrollo de nuevos espacios urbanos en Colonia Marina y la aparición de nuevas coberturas urbanas entre la Av. Circunvalación y la RP N° 11. Esto determinó la extensión actual del frente costero urbanizado de aproximadamente 14,5 km lineales. Villa Gesell continuó con un proceso de densificación generalizada incluso en las manzanas próximas al límite occidental del municipio. Las

localidades del sur, a su vez, presentaron un incremento importante en las densidades altas y muy altas en los primeros 500 m paralelos a la línea de costa. Colonia Marina continuó, incluso hasta 2023, con densidades medias a muy bajas (Fig. 5.16).

5.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES

Los sistemas de barrera se encuentran actualmente entre los paisajes más demandados por el turismo costero de sol y playa (Schlacher et al., 2008). Como uno de los impulsores del desarrollo costero, el turismo promueve diversos cambios en el uso y las coberturas del suelo de estos ambientes. Particularmente, la urbanización costera y la fijación de dunas son considerados los más relevantes a escala global (Okello et al., 2015). Sin embargo, hace menos de un siglo atrás, los campos de dunas eran considerados entornos peligrosos y poco propicios para el desarrollo humano (Doody, 2005).

La fijación de dunas mediante la implantación de especies exóticas de crecimiento rápido ha promovido la fragmentación de los paisajes originales de barrera, resultando en diversos impactos ambientales tales como: el reemplazo sistemático de especies nativas, alteraciones en los ensambles de especies, cambios en su riqueza y diversidad, modificaciones en la distribución fitosociológica y cambios en el grado de cobertura vegetal (Pauchard et al., 2006; Calderisi et al., 2021; Pintó et al., 2023).

Respecto de las condiciones abióticas, los procesos de estabilización y urbanización restringen el ciclo sedimentario natural de las dunas, interrumpiendo el transporte de arenas hacia y desde los sectores de playa emergida y sumergida (Avis, 1995). De esta manera, las forestaciones suelen promover procesos de erosión costera a partir de una disminución en el sedimento disponible y una alteración en el balance sedimentario (Provoost et al., 2011). Asimismo, la urbanización promueve alteraciones en la morfología original de los campos de dunas, la eliminación de sectores de dunas primarias, la compactación del sustrato y el establecimiento de coberturas que restringen completamente el intercambio sedimentario, incrementando los escenarios de retroceso en la línea de costa (Malavasi et al., 2013; Sytnik y Stecchi, 2015). Estos impactos han sido reconocidos para diversas barreras a escala global

(Illenberger, 1993; Isla et al., 1998; Turno Orellano e Isla, 2004; Ratas et al., 2008; Palma et al., 2011; 59 Luo et al., 2015; Pranzini, 2018). A continuación, se presentan las principales conclusiones asociadas a estos dos cambios de uso y de las coberturas del suelo para el sector de barrera bajo estudio.

5.4.1. La vegetación en la barrera de Villa Gesell

Estudios previos han realizado estimaciones basadas en la cobertura vegetal a partir del índice NDVI para los campos de dunas de la provincia de Buenos Aires (Turno Orellano e Isla, 2004; Cortizo e Isla, 2012; Bustos et al., 2016; Goñi et al., 2016). A su vez, existe información sobre diversos censos florísticos y de cobertura para el sector de barrera estudiado (Cabrera, 1941; Faggi y Dadon, 2010; Faggi y Dadon, 2011; Marcomini et al., 2017). Sin embargo, este capítulo pretende incluir por primera vez un análisis espectral para el estudio de la vegetación de la Barrera Medanosas Oriental, partiendo de una base de datos correspondiente a un gran número de adquisiciones satelitales (> 350 imágenes) y mediante la utilización de la plataforma *Google Earth Engine*.

El método, calibrado y validado frente a datos de campo, demostró una precisión de casi el 90 %. Estos valores son consistentes con estudios recientes basados en la estimación del índice NDVI (Thomas et al., 2021), y con clasificaciones multiespectrales de usos y coberturas del suelo en zonas costeras (Vijay et al., 2020). La pérdida de precisión puede deberse a sobre o subestimaciones derivadas de la heterogeneidad de la cobertura vegetal, considerando la relación entre el tamaño de los parches de vegetación y la resolución espacial de las imágenes consideradas (30 x 30 m).

El análisis de la variabilidad estacional no demostró diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios de NDVI estacional para ninguna de las clases de coberturas, considerándose que representan vegetación perenne (ver sección 3.6.9. Flora). Asimismo, las forestaciones presentaron los mayores valores de NDVI de la serie, seguidas de la vegetación de los pastizales pampeanos anegables, las especies herbáceas y las dunas sin vegetar (Fig. 5.7). Esta relación es consistente con estudios previos que han identificado

mayores valores de NDVI en bosques respecto de arbustales y pastizales (Ghebregabher et al., 2020).

Las diferencias estacionales variaron entre 0,11 para la vegetación pampeana y 0,03 para las dunas no vegetadas. Estos resultados contrastan con aquellos estimados para bosques caducifolios (Wang et al., 2005), cultivos (Huang et al., 2014), e incluso especies anuales de pastizales costeros (Trepekli et al., 2016), donde las diferencias de NDVI pueden exceder las 0,40 unidades. En cambio, los resultados de este capítulo presentaron una variación intra-anual significativamente menor, con su máximo hacia comienzos del verano y su mínimo hacia fines de invierno, en línea con estudios previos para la Región Pampeana (Baeza y Paruelo, 2020). A la vez, Marcomini et al. (2017) identificaron cambios poco significativos en la fenología y en las tasas de crecimiento a lo largo del año para la vegetación de la Barrera Medanosas Oriental. Estas evidencias permiten establecer que la variabilidad estacional de la vegetación del área de estudio es despreciable a la hora de estimar el NDVI medio anual para series temporales.

Las siete zonas analizadas presentaron un incremento en su NDVI medio anual de 1986 a 2021 (Fig. 5.8), tendencia que ya ha sido identificada para Sudamérica a escala regional (Paruelo et al. 2004). Fairbanks y McGwire (2004) sostienen que, para series temporales de mediano y largo plazo, incrementos en la superficie de la cobertura vegetal representan mayores aumentos del NDVI que las variaciones fenológicas o el desarrollo estacional de la vegetación. De esta manera, la variación inter-píxel tiende a ser más representativa de los incrementos en el NDVI que la variación intra-píxel. En línea con los resultados obtenidos en este capítulo, y de acuerdo a lo observado por Doughty et al. (2021) y Gao et al., (2023), el incremento sostenido del NDVI medio anual de la serie temporal ha reflejado un patrón de avance gradual de la vegetación, por encima de cambios fenológicos o cambios estacionales.

Un patrón particular de decrecimiento en el índice NDVI pudo ser observado para distintos sectores del área de estudio, reflejando una disminución en la vegetación entre 1986 y 2021 (Fig. 5.9). Hacia el oeste del área de estudio, lindante con la RP 11 y las tierras rurales

del municipio de General Madariaga, es usual la quema como práctica de manejo para evitar la propagación de plántulas de especies ciperáceas arbustivas invasivas que colonizan estos ambientes. Al mismo tiempo, en las zonas urbanas, principalmente en la localidad de Villa Gesell, se ha observado un patrón de disminución en el NDVI, el cual se puede asociar a procesos de remoción de las forestaciones artificiales para dar paso al establecimiento de coberturas urbanas de alta densidad. De esta manera, los bosques implantados para fijación de dunas son posteriormente deforestados para promover la implantación de coberturas urbanas en estos espacios (Isla et al., 2022).

Por otro lado, dos procesos característicos de los campos de dunas y los ambientes de barrera se han observado respecto de la retracción en la cobertura vegetal entre 1986 y 2021. En el campo de dunas del norte se reconoce un patrón morfológico asociado a la movilidad de las dunas secundarias activas, el cual se identifica por un cambio en la ubicación de los bajos interdunares (Fig. 5.9). Estos bajos o depresiones representan los sectores con mayor nivel de humedad y por tanto mayor desarrollo vegetal, los cuales pueden cambiar de ubicación conforme la dinámica sedimentaria de los campos activos (Hesp, 2000). La movilidad de las dunas comprendidas en este sector y sus implicancias geomorfológicas han sido analizadas en profundidad por Isla et al. (1998) y Marcomini et al. (2017).

Por último, los resultados permiten reconocer una disminución en la cobertura vegetal para algunos sectores de las localidades del sur, los terrenos privados y la Reserva Faro Querandí (Fig. 5.9). Allí se reconoce un patrón aproximadamente lineal y paralelo a la línea de costa, en la zona contigua al sector de playa y correspondiente al desarrollo de las dunas primarias. En estos sectores los ensambles de comunidades psamófilas de *Spartina ciliata* y *Panicum racemosum* aparecen como especies pioneras en la colonización de las dunas, estableciéndose entre el sector de playa alta y el pie de duna (Celsi, 2016). Siguiendo una transecta perpendicular a la línea de costa en sentido este-oeste, estas comunidades aparecen como los primeros rasgos de cobertura vegetal de los sistemas playa-duna (Marcomini et al., 2017). Por lo tanto, la disminución observada en el índice NDVI entre 1986 y 2021 sería representativa de un corrimiento de la primera línea de vegetación hacia el

continente. Este proceso se asocia a zonas bajo procesos erosivos donde el retroceso de la línea de costa desplaza el establecimiento de las especies pioneras tierra adentro.

En cuanto a la evolución temporal de las clases de coberturas del suelo (CSS) consideradas, se reconocieron dos patrones principales patrones para el intervalo 1986-2021. Por un lado, en las zonas asociadas a los terrenos privados, las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell la evolución del NDVI fue caracterizada por períodos alternantes de crecimiento y decrecimiento, con variaciones respecto de las CCS presentes (Fig. 5.10). Por otro lado, los campos de dunas norte y sur y la Reserva Natural Faro Querandí, presentaron un incremento gradual de sus coberturas vegetales, alcanzando sus valores máximos para el final de la serie de tiempo.

A continuación se detallan, según su ubicación relativa de sur a norte, los aspectos destacados de cada zona:

1. En el caso de la Reserva Natural Faro Querandí y el campo de dunas del sur, el crecimiento gradual y escalonado de la vegetación, respondiendo a una propagación generalizada de la vegetación herbácea a partir de núcleos pre-establecidos, evidencia el bajo nivel de intervención antrópica de estas zonas. Para ambas zonas, la dirección de avance fue mayoritariamente representada por un eje perpendicular a la línea de costa en sentido oeste-este. Este patrón es consistente con estudios que han determinado que la cobertura vegetal y la diversidad de especies herbáceas en campos de dunas presentan un gradiente en sentido continental, con sus valores máximos en las dunas fijas o estabilizadas (Calderisi et al., 2021). A la vez, este patrón es similar al observado para el campo de dunas de la Reserva Natural Mar Chiquita, lindante con el área de estudio (Garzo y Dadon, 2021). De esta manera, el comportamiento observado para estas zonas podría estar vinculado a factores climáticos y/o geomorfológicos tales como las variaciones en la energía del viento y el transporte eólico de sedimentos, las precipitaciones, las condiciones de humedad del sustrato o la disponibilidad de arenas.

Por otra parte, se observó que la vegetación pampeana presentó un avance gradual y constante entre 1986 y 2000. Posteriormente se mantuvo aproximadamente invariable hasta 2021. Este patrón se dio a raíz del reemplazo de vegetación forestal en el límite oeste de estas zonas, la cual se asociaba originalmente al establecimiento de cercos verdes de *Myoporum laetum* (Siempre verdes). Este proceso de reemplazo de especies arbóreas por vegetación pampeana fue mayoritariamente representado en las localidades del sur y los terrenos privados, asociado al mecanismo de sucesión descrito a continuación.

2. Las localidades del sur presentaron un patrón cíclico, mediado por intervenciones antrópicas, de expansión y retracción de las forestaciones. De esta manera, los períodos mínimos corresponden a períodos de deforestación, mientras que los máximos a procesos de nuevas fijaciones de dunas. Juárez e Isla (1999) han identificado estos períodos alternantes para la localidad de Villa Gesell, en donde las forestaciones originarias de las décadas de 1930 y 1940 fueron posteriormente removidas para dar paso a la implantación de coberturas urbanas. Este crecimiento y decrecimiento en las coberturas forestales fue acompañado por una evolución inversamente proporcional de los pastizales pampeanos anegables, y una reducción gradual e irreversible en las coberturas herbáceas.

Estos resultados sugieren un mecanismo de sucesión en dos etapas: 1) la fijación de dunas promueve el reemplazo de sectores de dunas sin vegetar o de vegetación herbácea dunar por especies leñosas de crecimiento rápido; y 2) la deforestación genera las condiciones adecuadas para el rápido establecimiento de la vegetación pampeana. Este mecanismo es coincidente con evidencias de que los cambios en las condiciones abióticas (rango termal, desarrollo del suelo, disponibilidad de nutrientes, disponibilidad de agua) generados por la fijación de dunas con especies arbóreas, pueden crear condiciones favorables para el establecimiento de especies inmigrantes en estos ambientes (Provoost et al., 2010). La estructura vegetal de la cobertura canopy de las forestaciones puede promover la introducción no intencional de especies, facilitando el

atrapamiento de propágulos dispersados por el viento. Faggi y Dadon (2011) han identificado semillas transportadas mediante dispersión eólica de *Lagurus ovatus*, *Dactylis glomerata* y *Festuca arundinacea*, especies características de los pastizales pampeanos ubicados al oeste de la Barrera Medanosas Oriental, atrapados en las zonas de bosques Villa Gesell. En consecuencia, este mecanismo sugiere que la tendencia en el reemplazo de dunas vivas por vegetación es aparentemente irreversible, aunque sus tasas y las características de la vegetación se encuentran directamente relacionadas con factores socio-económicos.

3. Los terrenos privados y Colonia Marina presentaron un patrón similar, con crecimientos y decrecimientos en la cobertura forestal entre 1986 y 2014. Desde 2015 a 2021, se produjo un incremento exponencial en la superficie asignada a forestaciones, que se explica a partir del desarrollo de iniciativas urbanísticas privadas y su consecuente fijación de dunas. En la zona de los terrenos privados ubicados al sur de la localidad de Mar Azul se reconocen dos proyectos de barrios privados y/o clubes de campo (Chacras del Mar y El Salvaje). Estos desarrollos, aprobados por la provincia de Buenos Aires (decretos N° 9.404/86 y 27/98), fueron aprobados por el municipio de Villa Gesell en el año 2015 (Ordenanza N° 2.624/15). Sin embargo, aún no disponen de aprobación por parte del gobierno provincial. En el caso de Colonia Marina, si bien se encontraba expresamente categorizada como “zona reservada para futuro crecimiento urbano” hasta la convalidación del POM del año 2023, el análisis de largo plazo en la vegetación ha permitido reconocer la presencia de iniciativas de fijación de dunas principalmente a partir del año 2014. Nuevamente, la tendencia en el avance de las coberturas vegetales se presenta como irreversible en el largo plazo, esta evolución es altamente dependiente de factores socio-económicos.
4. En el caso de Villa Gesell, se reconoció una evolución según dos comportamientos espaciales característicos. Por un lado, en el sector comprendido entre la costanera y la Av. Circunvalación (aproximadamente 2 km al oeste de la línea de costa), se dio un proceso antrópico de forestación y deforestación con fines urbanísticos, similar al

observado para las localidades del sur. Particularmente, se observó un patrón lineal y paralelo a la costa, conforme la urbanización avanzaba hacia el sector austral de la localidad: los lotes eran fijados y posteriormente deforestados y urbanizados, al tiempo que nuevos lotes eran forestados hacia el sur. Este proceso ya había sido identificado para la zona céntrica, a partir de la eliminación de las forestaciones originales de Carlos Gesell para la implantación de grandes edificaciones en los sectores próximos a la playa (Juárez e Isla, 1999). El segundo patrón responde a su sector occidental, ubicado entre la Av. Circunvalación y la RP N° 11, donde los espacios remanentes de campos de dunas vivas fueron progresivamente colonizados por vegetación herbácea para luego dar paso al mecanismo sucesional en 2 etapas anteriormente descrito (forestación + deforestación e introducción de especies de pastizales pampeanos).

5. Finalmente, en el campo de dunas del norte se observaron dos patrones diferenciados. En primer lugar, entre 1986 y 2008, este presentó un avance gradual en sentido oeste-este de la vegetación herbácea a expensas de la superficie de dunas activas. Este patrón de crecimiento a partir de núcleos de vegetación pre-establecidos es bastante coincidente con lo observado para los campos de dunas del sur. Sin embargo las tasas de avance fueron sustancialmente menores; en el sector norte, el 15 % de las dunas activas fueron reemplazadas por vegetación, mientras que en el sur esta cifra asciende al 40 %. Estas diferencias son coincidentes con el desarrollo morfológico diferencial de estos campos de dunas, presentado en el capítulo previo de estas tesis. En segundo lugar, entre 2009 y 2021, hubo un importante incremento en los sectores de dunas estabilizadas por medio de forestaciones, reemplazando espacios de vegetación herbácea. Esto se asoció a sectores extraurbanos utilizados por el municipio para el establecimiento del Circuito Municipal Villa Gesell, como espacio orientado a la realización de eventos deportivos de carreras de motos y cuatriciclos en sectores de dunas.

5.4.2. La urbanización en la barrera de Villa Gesell

La evolución de zonas urbanas sobre los campos de dunas de la provincia de Buenos Aires ha sido analizada en diversas oportunidades (Juárez e Isla, 1999; Merlotto y Bértola, 2008; Merlotto et al., 2012; Carretero y Kruse, 2014; Verón et al., 2015; Garzo et al., 2019; Garzo et al., 2023; Sanchez-Caro et al., 2023). Este capítulo, sin embargo, busca presentar una actualización del estado de ocupación urbana del sector de barrera del municipio de Villa Gesell en vistas de la reciente convalidación del Plan de Ordenamiento Municipal durante el año 2023. Asimismo, se analiza la combinación de archivos documentales datados desde la concepción fundacional de este sector urbano, fotografías aéreas y datos satelitales de alta resolución.

El tratamiento de los datos disponibles fue acorde con lo propuesto por diversos autores en cuanto a los parámetros de digitalización para archivos en formato papel y la georreferenciación y ortorrectificación de archivos digitalizados (Araujo et al., 2009). Asimismo, este tratamiento, apoyado mediante datos topográficos de campo de alta precisión, permitió obtener valores del RMSE menores a 2 m, lo cual se sugiere despreciable para la escala de análisis. Por su parte, el método de estimación de la densificación de manzanas catastrales ha sido utilizado previamente para zonas urbanas de la provincia de Buenos Aires (Juárez e Isla, 1999; Juárez et al., 2011; Mojica et al., 2023), así como para otras áreas costeras a escala global (Hepcan et al., 2013; Romano y Zullo, 2014; Simancas y Peñarrubia, 2019; MacManus et al., 2021).

La evolución temporal de la superficie comprendida por manzanas y parcelas urbanas permitió reconocer un crecimiento superior a las 1.800 has desde 1931 a la actualidad. Teniendo en cuenta que hasta 1943 la evolución urbanística de Villa Gesell estuvo exclusivamente ligada a procesos de fijación y estabilización de campos dunares, se puede asumir que la totalidad de la superficie urbana se desarrolló para el período de 80 años comprendido entre 1943 y 2023. Esto determina una tasa media de crecimiento de manzanas catastrales de 23,2 has/año. Sin embargo, si se considera el total de la planta urbana actual, incluyendo la superficie dedicada a calles, paseos y avenidas, esta asciende a

aproximadamente 2.300 has. Esto evidencia una relación de 3,6 a 1 en cuanto a la superficie de manzanas respecto a las vías de circulación asfaltadas y/o compactadas, la cual se mantuvo bastante constante para todo el período de estudio. De esta manera, la tasa de crecimiento urbano, y por tanto de reemplazo de los ambientes nativos de barrera, asciende a un valor de 28,8 has/año.

Sin embargo, esta tendencia no fue homogénea desde el punto de vista espacial ni temporal, presentando diferencias en las zonas analizadas. Asimismo, es importante destacar que el análisis presentado en este capítulo responde a la expansión y la densificación urbana a nivel espacial, y no en lo referido a las características de los desarrollos urbanos o el tipo de edificaciones (edificios, casas, hoteles, etc.). De esta manera, este capítulo evalúa el reemplazo de los ambientes originales de barrera por coberturas urbanas, en vistas de interpretar sus impactos sobre la dinámica sedimentaria. Aspectos referidos a incrementos en la densidad poblacional o en su estacionalidad serán discutidos en los próximos capítulos.

La evolución descrita para la cobertura vegetal de las zonas urbanas, representada principalmente por períodos alternantes de forestación y deforestación de estos sectores de dunas, se vincula directamente con estos procesos disimiles de avance urbano. El sector correspondiente a Colonia Marina, si bien se encuentra categorizado como “zona reservada para futuro crecimiento urbano” en el Código de Ordenamiento Municipal del año 2006, ha presentado rasgos incipientes de urbanización. Los loteos comprenden una superficie actual de más de 110 has bajo densidades de ocupación menores al 20 %. Este desarrollo, según se establece en el POM (2021), se ha dado de manera informal o a partir de autorizaciones municipales particulares. Por este motivo, el Plan de Ordenamiento Municipal, puesto en vigencia en 2023, finalmente reconoce a Colonia Marina como un área urbana y proyecta su crecimiento futuro.

Las localidades del sur, dieron inicio a sus procesos de loteo, parcelamiento y construcción a partir del año 1979, cuando Manuel Rico comenzó la comercialización del sector comprendido por Mar de Las Pampas. Posteriormente, los loteos asociados a Las Gaviotas, desarrollado por el propio Rico, y Mar Azul, desarrollado por Astengo Morando,

continuaron con este proceso. El ejido urbano de estas villas, de desarrollo tardío respecto de Villa Gesell, se concretó partiendo de un trazado urbano pre aprobado por la provincia, por lo que su crecimiento fue ordenado y planificado hasta alcanzar sus rasgos actuales.

Hacia 1985, las manzanas alcanzaban casi las 300 has, y su mayor desarrollo se dio durante la década de 1990, alcanzando las 500 has. Para 2011, estas localidades presentaron una superficie de loteos de 540 has, la cual se mantuvo invariable hasta 2023. Sin embargo, el rasgo más destacable de este sector radica en la densificación ocurrida durante el período 1997-2023 (Fig. 5.17). Para 1997 estas villas balnearias presentaban más del 85 % de su superficie con una densidad muy baja (menor al 20 % de ocupación). Para 2023, en cambio, tan sólo el 18 % se asociaba a esta clase, mientras que en el 44 % de la superficie se observadieron niveles de ocupación superiores al 40 % (clases media, alta y muy alta). Estas localidades adquirieron una especial relevancia en las últimas décadas, y más aún en la pos-pandemia, ante la búsqueda, por parte de visitantes y pobladores estables, de nuevos sitios que escapasen de la lógica urbana tradicional de alta densidad de Villa Gesell (Fuente: Secretaría de Turismo de Villa Gesell).

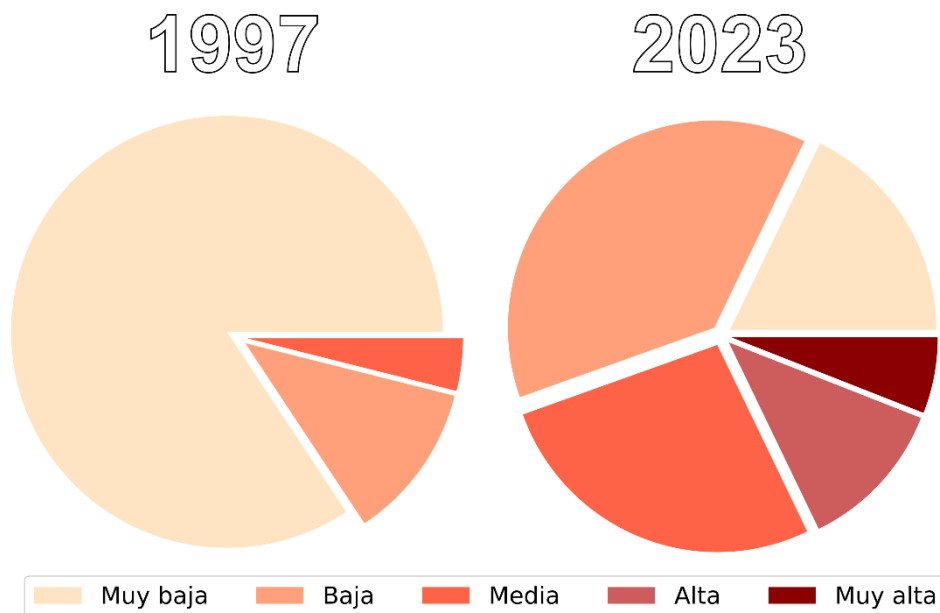


Figura 5.17. Proporción de clases de densidad urbana para los años 1997 y 2023 para la zona correspondiente a las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Mar Azul y Las Gaviotas)

Finalmente, la localidad de Villa Gesell presentó un desarrollo particular, siendo un caso paradigmático en la evolución urbana de la Barrera Medanosa Oriental y del sector costero atlántico de la provincia. Desde el éxito de las forestaciones de Carlos I. Gesell en 1940 y hasta 1965, el avance urbano fue gradual, paralelo a la costa y ocupando los primeros 600 m del frente costero principalmente. Hasta aquí la localidad alcanzaba las 470 has, de las cuales casi el 97 % se asociaba a densidades menores al 40 % de ocupación. Sin embargo, la implementación del Plan Galopante a inicios de la década de 1970 cambió drásticamente este escenario. Para 1975, la superficie urbana ascendía a 660 has y para 1985 ya alcanzaba las 840 has, representando un crecimiento del 80 % en dos décadas. Este desarrollo abrupto llevó a un crecimiento desordenado, no planificado y poco deseable desde el punto de vista ambiental (Dadon, 2002).

Asimismo, en la folletería promocional del Plan Galopante del año 1975 C. Gesell destaca que “...*el desarrollo urbano de Villa Gesell ha alcanzado en los últimos 2 años la misma cantidad de metros cuadrados edificados que en toda su existencia*” (Fuente: Museo Histórico y Archivo Municipal Villa Gesell). Esto permite reconocer que esta expansión de los loteos, también se vio acompañada de una importante densificación urbana. Para 1965, no había superficie representada por grados de ocupación mayor al 60 %; para 1975, esta cifra alcanzaba las 113 has y para 1985 las 292 has. De esta manera, el período 1975-1985 estuvo signado por la mayor tasa de crecimiento de las densidades de ocupación alta y muy alta de la serie de tiempo. Esta cifra es sustancialmente mayor a los períodos previos e incluso a los años subsiguientes (Fig. 5.18).

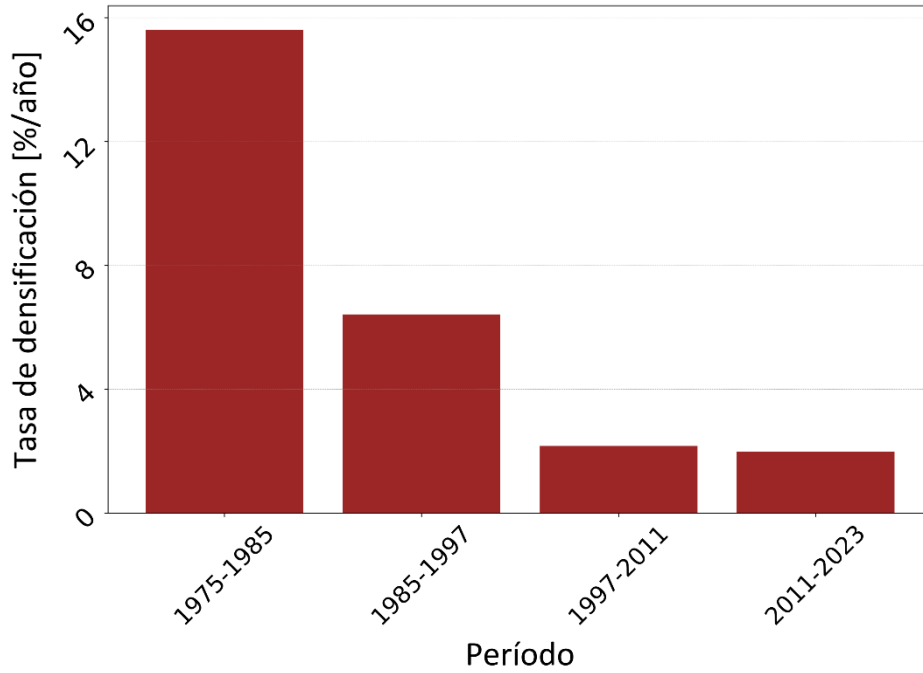


Figura 5.18. Tasa de densificación expresada como el crecimiento porcentual anual de la superficie asignada a categorías de densidad de ocupación alta y muy alta.

Finalmente, entre 1997 y 2023, la planta urbana de Villa Gesell se expandió menos de un 12 % en términos relativos, representando un crecimiento de tan sólo 140 has en 26 años. Sin embargo, al igual que para las localidades del sur, este proceso estuvo caracterizado por una densificación sistemática (Fig. 5.19). En 1997, el 30 % de su superficie presentaba una ocupación menor al 20 %, mientras que casi el 50 % se asociaba a ocupaciones mayores al 60 %. Este escenario se intensificó para 2023, representando un 24 % de superficie con una densidad muy baja y un 63 % superando la ocupación del 60 %.

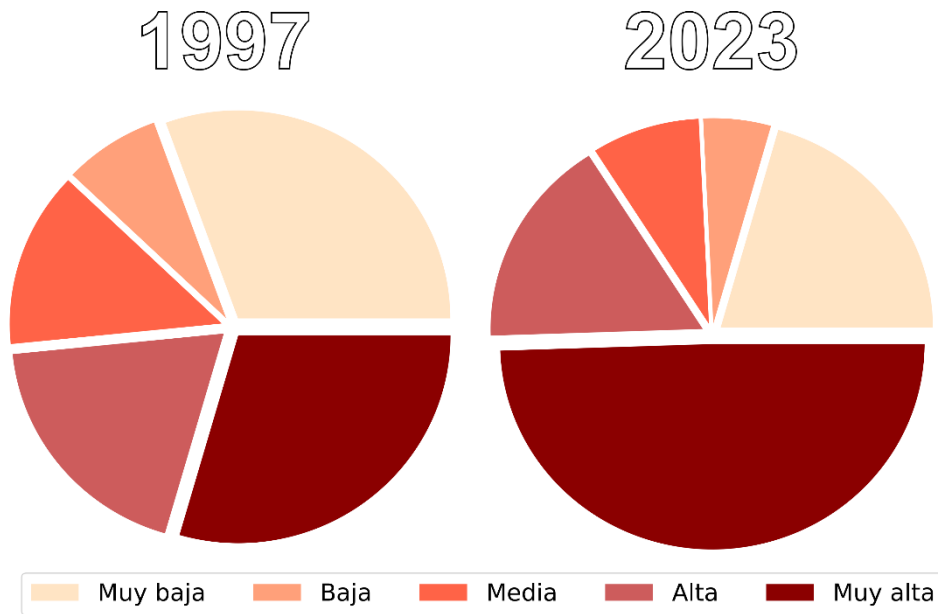


Figura 5.19. Proporción de clases de densidad urbana para los años 1997 y 2023 para la zona correspondiente a la localidad de Villa Gesell.

5.4.3. Cambios en las coberturas y fijación de dunas

Más del 80% de las barreras costeras del planeta se encuentran actualmente impactadas por actividades antrópicas (Gao et al., 2020). Provoost et al. (2011) han reconocido procesos intensivos y continuos de fijación y estabilización artificial de los campos de dunas de Europa Occidental. A la vez, estos procesos de fijación generalizada se asocian casi indefectiblemente a una subsecuente urbanización de las barreras a escala global (Martínez et al., 2004). De esta manera, los cambios en la movilidad de las dunas como consecuencia de los cambios en el uso del suelo, así como sus impactos en la dinámica sedimentaria local y regional, se presentan como un problema a nivel mundial. A la vez, estos cambios en la movilidad pueden verse exacerbados frente a los efectos previstos del cambio climático (Isla, 2017). En regiones áridas y semi-áridas, incrementos en las condiciones de sequía pueden generar una mayor movilidad sedimentaria (Thomas et al., 2005). Sin embargo, aumentos en las precipitaciones están promoviendo el “reverdecer” (*greening*), natural o antrópicamente inducido, de los campos de dunas a escala global, y por tanto una reducción en su movilidad sedimentaria (Jackson et al., 2019). En línea con esta tendencia,

los resultados de este capítulo presentan un incremento gradual, consistente y aparentemente irreversible de la vegetación para el sector de barrera bajo estudio. Asimismo, el pronóstico de incrementos en las precipitaciones proyectado por el IPCC para el sudeste de Sudamérica (Magrin et al., 2014) podría potenciar este escenario.

Los resultados permitieron estimar una disminución total de aproximadamente 3.800 has de dunas sin vegetar entre 1986 y 2021. De esta manera, para 1986 se observaba una relación dunas/vegetación de aproximadamente 1 a 1, mientras que para 2023 era de 0,3 a 1. El reemplazo de dunas por vegetación fue mediado por la expansión de casi 2.000 has de vegetación correspondiente a pastizales pampeanos anegables, mientras que las 1.800 has restantes se asociaron a forestaciones artificiales.

Sin embargo, cerca del 87 % de la disminución de la superficie de dunas sin vegetar se dio por fuera de las zonas urbanas (campos de dunas sur y norte, Reserva Natural Faro Querandi y terrenos privados extra-urbanos) representando aproximadamente 3.300 has. La relación dunas/vegetación de estos sectores varió de 1,8 a 1 a 0,5 a 1 entre 1986 y 2021, respectivamente. Asimismo, este reemplazo estuvo signado por un avance de la vegetación herbácea de 530 has, de la vegetación de pastizales pampeanos de 2.000 has y de las forestaciones de 770 has. De esta manera, más del 80% de la nueva superficie vegetada se corresponde a especies de elevado poder de fijación, que restringen en un alto grado el transporte sedimentario.

Si se trata de las coberturas urbanas, el crecimiento histórico de las manzanas catastrales ha alcanzado a afectar a aproximadamente 1.800 hectáreas de campos de dunas, transformándolas en espacios sujetos a coberturas impermeables y/o con un elevado grado de compactación. De esta superficie, 260 has y 570 has corresponden a las categorías de densidad de ocupación de 60-80 % y superior al 80 %, respectivamente. Las restantes 970 has suponen densidades de coberturas urbanas menores al 60 %. Sin embargo, en las zonas urbanas, el remanente actual de dunas sin vegetar es menor al 3 % de su superficie. Por lo tanto, se establece que aquellos sectores de la planta urbana que no presentan esta cobertura, están indefectiblemente vegetados. A la vez, el 88% de la vegetación urbana

corresponde a los pastizales pampeanos y forestaciones artificiales, con alto poder de fijación del sustrato. Por su parte, se estimó una superficie de aproximadamente 500 has correspondientes a calles, avenidas, paseos y bulevares asfaltados o con un elevado grado de compactación.

Integrando los resultados de este capítulo se puede establecer que el devenir histórico de Villa Gesell ocurrido entre 1931 y 2023, como modo particular de ocupación del suelo, ha afectado a aproximadamente 2.300 has de las 16.000 has de su territorio actual. Esta superficie presenta elevados grados de densidad de coberturas urbanas, o bien sus espacios remanentes se encuentran casi totalmente fijados mediante forestaciones artificiales o especies herbáceas y arbustivas no nativas de los campos dunares. Entre 1986 y la actualidad, se observó una reducción de 3.300 has en la superficie de dunas vivas en los sectores no urbanos a partir del avance de la vegetación. Actualmente, se estima que el remanente de sectores activos en los campos de dunas del municipio alcanza al 25 % de su superficie (4.000 has), con la Reserva Natural Municipal Faro Querandí como su sector más representativo.

En este contexto, se reconoce que el avance de la vegetación y los procesos de urbanización son capaces de restringir la abundancia de la superficie sedimentariamente activa del sector de barrera estudiado. En este sector costero, con una importante componente del balance sedimentario asociada al transporte de arenas, esto puede provocar importantes desbalances sedimentarios y procesos erosivos. La eliminación de sectores de dunas primarias y/o la fijación de los campos activos suponen un desequilibrio de escala local y respecto del intercambio de arenas en un perfil transversal de duna-playa emergida-barras sumergidas. A la vez, el establecimiento de coberturas urbanas sobre el sustrato arenoso genera importantes cambios en el balance hídrico de la barrera, con la disminución de la infiltración y el incremento de la escorrentía superficial como los más significativos. A partir de lo presentado en este capítulo, la siguiente sección de esta tesis aborda los principales impactos de los cambios históricos en el uso y las coberturas del suelo para el sector costero de barrera del municipio de Villa Gesell.

CAPÍTULO 6

CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO Y EROSIÓN DE PLAYAS

6.1. INTRODUCCIÓN

La forestación de dunas y el desarrollo urbano han sido reconocidos y analizados como los principales cambios históricos en el uso y en las coberturas del suelo para el área de estudio. Estos procesos son capaces de modificar el balance sedimentario de los ambientes de barrera, alterando el equilibrio entre dunas, playa y barras sumergidas. Asimismo, en los sectores costeros con un elevado grado de establecimiento de coberturas urbanas, la infiltración natural de las precipitaciones en el perfil de suelo se reduce drásticamente, incrementando los excesos hídricos superficiales durante episodios de tormentas. Los caudales de escurrimiento, que son canalizados hacia las playas, promueven pérdidas sedimentarias de diversa magnitud, induciendo la erosión costera. La conjunción de estos procesos determina de zonas críticas en cuanto a la sostenibilidad de los recursos costeros en el largo plazo.

A partir de esto, el objetivo de este capítulo radica en analizar la evolución histórica de la línea de costa para el sector urbano del municipio de Villa Gesell. A partir de su integración con los resultados de capítulos previos, se pretende identificar sectores sujetos a procesos históricos de erosión costera derivados de los cambios en el uso y en las coberturas del suelo. De esta manera, se busca reconocer áreas ambientalmente sensibles para ser tenidas en cuenta en la planificación urbana y en los procesos de toma de decisiones asociados a la gestión costera. Para ello se utilizaron herramientas de teledetección y técnicas geomáticas, en combinación con tareas de campo, monitoreos del área de barrera bajo estudio y trabajo de gabinete.

6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

6.2.1. Evolución histórica de la línea de costa

6.2.1.1. Sector de análisis

Con el objetivo de analizar la evolución histórica de la línea de costa para las playas urbanas del municipio de Villa Gesell, se consideró como sector de análisis a aquel comprendido por la extensión del frente costero urbanizado actual, según lo establecido en el Plan de Ordenamiento Municipal (POM, 2021; Fig. 6.1). Este representa 14,3 km de línea de costa ininterrumpida y aproximadamente lineal, comprendidos entre la calle 313 (límite norte de Villa Gesell) y la calle 47 (límite sur de Mar Azul).

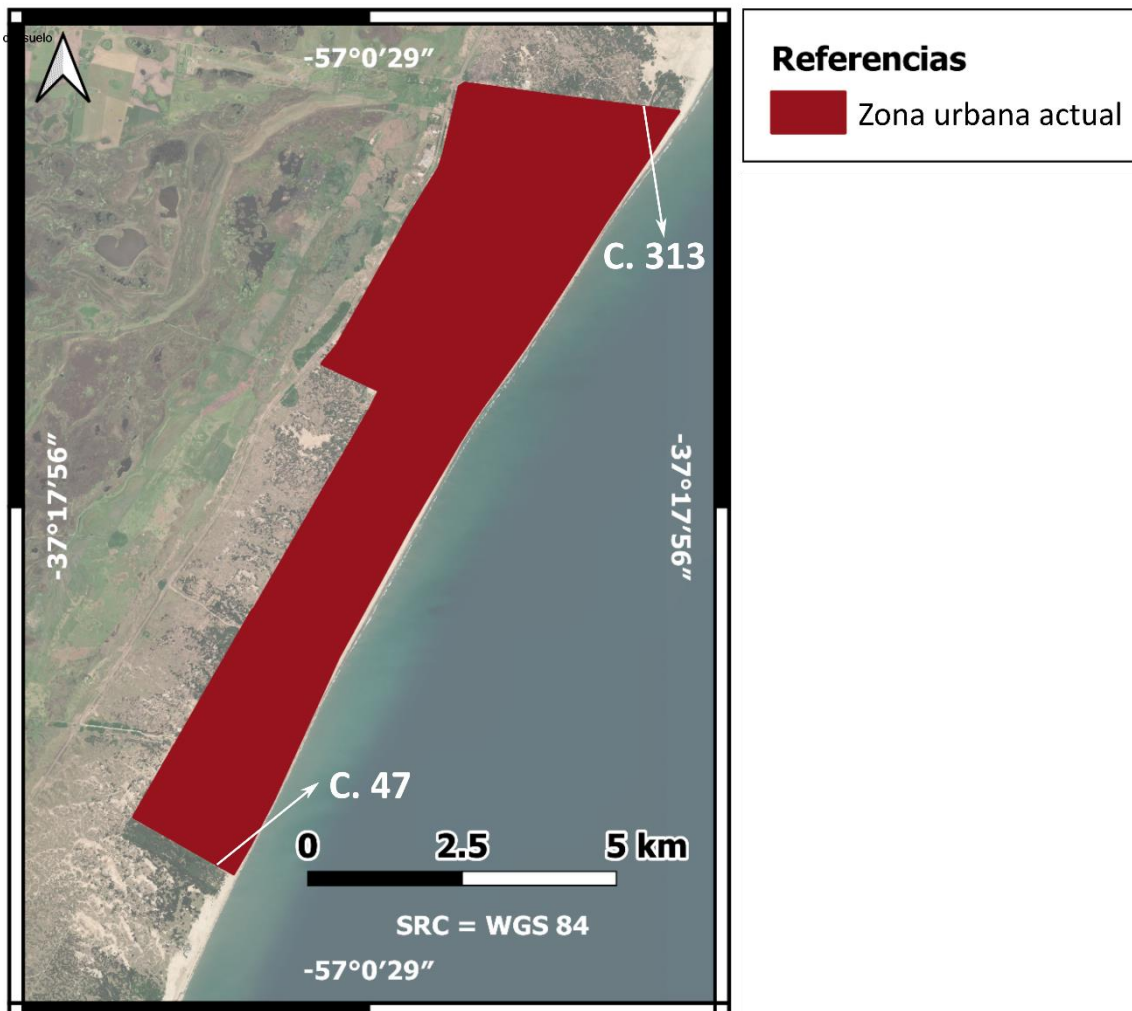


Figura 6.1. Zona urbana actual del área de estudio, representando un frente costero urbanizado de 14,3 km de extensión lineal ininterrumpida, entre las calles 313 (Villa Gesell) y 47 (Mar Azul). Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

6.2.1.2. Catálogos de datos utilizados

Se tuvieron en cuenta, por un lado, los datos aero-fotogramétricos utilizados en el capítulo previo (ver sección 5.2.2. Evolución temporal de las coberturas urbanas). De esta manera, se consideraron los 4 sets de fotogramas aéreos correspondientes a los años 1965, 1975, 1985 y 1997 (Tabla 5.3, Capítulo 5). Las fotografías aéreas del año 1956 fueron descartadas para esta sección ya que abarcaban una porción despreciable de los 14 km de frente costero analizado, dificultando la comparación con los datos posteriores. Por otro lado, se utilizaron datos satelitales de alta resolución correspondientes al sensor QuickBird Orbital adquiridos mediante la plataforma de descarga del software de acceso abierto GoogleEarth^{TM1}. Estas imágenes fueron obtenidas para los años 2011 y 2021 (Tabla 6.1).

Tanto las imágenes satelitales como los fotogramas aéreos fueron tratados siguiendo el mismo flujo de trabajo propuesto en la sección 5.2.2 del capítulo previo. Los datos fueron, según correspondía, digitalizados (resolución = 1.200 dpi), ortorrectificados y georreferenciados mediante la utilización de puntos topográficos de control de campo obtenidos mediante instrumental GPS/GNSS. Esto permitió obtener los fotomosaicos de imágenes correspondientes a cada corte temporal y, como medida de precisión, la raíz del error cuadrático medio (RMSE) asociada a cada uno de ellos. La estimación del RMSE y del tamaño de pixel asociado a cada mosaico de imágenes se tuvieron en cuenta según lo sugerido por Araujo et al. (2009) (ver sección 5.2.2. Evolución temporal de las coberturas urbanas para más detalles). El procesamiento para la georreferenciación y ortorrectificación de los datos fue realizado mediante la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022).

¹Plataforma Google Earth ProTM. Disponible en: <https://earth.google.com/web/> [última visita: 20/5/24].

Tabla 6.1. Detalle de las imágenes satelitales utilizadas. Fuente: elaboración propia a partir de la información contenida en las imágenes descargadas.

Año	2011	2021
Fuente documental	GoogleEarth™	
Sensor	QuickBird Orbital	
Fecha	10/ENE/2011	20/NOV/2021
N° de imágenes	10	
Tamaño de imagen [pix]	1.600 x 900	
Resolución [dpi]	4.800 x 2.700	
Tamaño de pixel [m]	0,33	
RMSE [m]	0,73	0,66

6.2.1.3. Mapeo multi-temporal de la línea de costa

Con el objetivo de mapear la ubicación de la línea de costa en cada uno de los cortes temporales analizados (1965, 1975, 1985, 1997, 2011, 2021) para los 14,3 km del frente costero bajo estudio, se seleccionó como indicador posicional al límite de marea alta. Este indicador, denominado HWL (por sus siglas en inglés de *high-water line*) ha sido ampliamente utilizado en estudios costeros (Stafford y Langfelder, 1971; Eliot y Clarke, 1989; Anders y Byrnes, 1991; Farrel et al., 1999; Zhang et al., 2002; Quartel et al., 2008; Mentaschi et al., 2018; Garzo et al., 2023). A los efectos prácticos, este indicador es determinado por el proxy límite seco/húmedo (*wet/dry boundary*), el cual se manifiesta en las imágenes satelitales y fotogramas aéreos como un cambio abrupto en el color o el tono de gris causado por el *run-up* del oleaje bajo las condiciones precedentes de marea alta (Boak y Turner, 2005). Según lo propuesto por Virdis et al. (2012), este rasgo costero representa buenas estimaciones de la posición de la línea de costa para regímenes micromareales, como es el caso del sector de estudio.

A partir de esto, la posición multi-temporal de la línea de costa fue mapeada a través de digitalización manual, mediante interpretación visual, del límite seco/húmedo. A su vez,

el pie de dunas fue mapeado siguiendo lo propuesto por Battiau et al. (2003) y Viridis et al. (2012), tal como fue realizado en el capítulo 4 de esta tesis (ver sección 4.2.6. Geomorfología de barrera). De esta manera, a partir de la herramienta de delimitación de líneas del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022), se obtuvieron 6 entidades vectoriales para la línea de costa y 6 para el pie de dunas, representando los cortes temporales considerados (1965, 1975, 1985, 1997, 2011, 2021).

6.2.1.4. Evolución temporal de la línea de costa

Una vez delimitada la posición de la línea de costa mediante entidades vectoriales, se estimaron los parámetros estadísticos asociados a su evolución temporal. Para ello, se utilizó el análisis basado en transectas propuesto por Leatherman y Clow (1983) y modificado por Anfuso et al. (2016). De esta manera, se delimitó una línea de base vectorial arbitraria, ubicada al este de la costa (*offshore*), y se automatizó el trazado de 288 transectas perpendiculares a la misma, bajo una equidistancia longitudinal de 50 m. Esto determinó que, a la hora de la estimación de tasas de cambio, los valores positivos refirieran a procesos acumulativos, mientras que los valores negativos se asociasen a procesos erosivos. Se consideró el límite sur del sector de estudio como la transecta inicial (N° 1) y el límite norte como la transecta final (N° 288).

A partir de esto, se estimaron, mediante el software DSAS (Himmelstoss et al., 2018), 4 parámetros estadísticos referidos a la evolución temporal de la línea de costa para cada transecta: 1. Movimiento neto de la línea de costa (NSM, *Net Shoreline Movement*); 2. Entorno de cambio de la línea de costa (SCE, *Shoreline Change Envelope*); 3. Tasa de cambio final (EPR, *End-Point Rate*); y 4. Regresión lineal ponderada (WLR, *Weighted Linear Regression*). Por último, se estimó el ancho de playa (AP), para cada corte temporal y en cada transecta, teniendo en cuenta la diferencia entre la línea de costa y la delimitación del pie de dunas. Los estadísticos resultados fueron filtrados mediante la ponderación longitudinal del método de ventana móvil de 5 transectas propuesto (Fletcher et al.; 2003) (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. Detalle de los estadísticos estimados para cada una de las 288 transectas de análisis.
Fuente: elaboración propia a partir de Himmelstoss et al. (2018).

Estadístico resultado	Concepto	Unidad
Movimiento neto - NSM	Distancia neta entre la posición más reciente (2021) y más antigua (1965) de línea de costa	m
Entorno de cambio - SCE	Mayor distancia registrada entre todas las líneas de costa consideradas	m
Tasa de cambio - EPR	Tasa de cambio resultante de la relación entre el NSM y el tiempo transcurrido entre la línea de costa más reciente y la más antigua, respectivamente	m/año
Regresión lineal ponderada - WLR	Tasa de cambio estimada a partir del ajuste por regresión de todas las líneas de costa consideradas, ponderadas por sus incertezas posicionales asociadas	m/año
Ancho de playa - AP	Distancia entre la línea de costa y el pie de dunas	m

Con el objetivo de obtener una zonificación basada en los resultados obtenidos, el frente costero fue dividido en 29 sectores de 10 transectas cada uno (500 m). Al tratarse de una línea de costa aproximadamente lineal e ininterrumpida, se obtuvo, para cada sector, un valor de WLR medio, resultante del promedio entre los valores asociados a cada transecta. Se estimó también un valor medio del ancho de playa (AP) de cada sector, resultante de la media aritmética del ancho de playa promedio (1965-2021) de cada transecta. Finalmente, se analizó la presencia de *hotspots* erosivos (HSE) a partir de la identificación de al menos 2 sectores consecutivos (1 km) con WLR menor a -0,3 m/año. El procesamiento de las entidades vectoriales fue llevado a cabo a partir de la utilización del software DSAS v5.0², integrado mediante la interfaz gráfica de usuario del software Esri Geographic Information System³ (ArcGIS). Los resultados obtenidos fueron procesados mediante diversas librerías de Python (Python, 2023)⁴.

² Digital Shoreline Analysis System v5.0. Disponible en: <https://www.usgs.gov/centers/whcms/science/digital-shoreline-analysis-system-dsas> [última visita: 17/08/2023].

³ ESRI GIS (ArcGIS). Disponible en: <https://www.esri.com/en-us/home> [última visita: 17/08/2023*].

⁴ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoecología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

6.2.1.5. Incerteza de la línea de costa

Las tasas de cambio estimadas mediante el DSAS son válidas en la medida que los datos posicionales de la línea de costa también lo sean. A partir de esto, diversos autores recomiendan calcular los errores de muestreo asociados a cada delimitación de la línea de costa (Anders y Byrnes, 1991; Thieler y Danforth, 1994; Ruggiero et al., 2013). A su vez, DSAS permite integrar un parámetro asociado a la incerteza posicional, el cual es posteriormente utilizado para la estimación del WLR, representado por la tasa de cambio ajustada a partir de una regresión ponderada por incertezas (Tabla 6.2; Himmelstoss et al., 2018).

Este paso metodológico tiene como objetivo reducir el efecto en la variabilidad a corto plazo de la posición de la línea de costa (debido a las mareas, tormentas, *run-up* del oleaje) y los errores inducidos por los métodos de adquisición de los datos geoespaciales (imágenes satelitales, fotografías aéreas, etc.). Para ello, se asume que las incertezas posicionales son independientes, no correlacionadas y aleatorias, pudiendo estimarse la incerteza total (σT) (Romine et al., 2009; Viridis et al., 2012; Manno et al., 2017; Nassar et al., 2019; Blount et al., 2022):

$$\sigma T = \sqrt{\sigma_d^2 + \sigma_p^2 + \sigma_r^2 + \sigma_{co}^2 + \sigma_{wr}^2 + \sigma_{td}^2} \quad (1)$$

siendo σd el error de digitalización, evaluado a partir de las diferencias espaciales en la delimitación de la misma línea de costa en repetidas oportunidades. Para ello se estima la desviación estándar de los residuales de diferencias posicionales para cada delimitación (Blount et al., 2022). Este error es dependiente de características como el brillo, el contraste y la definición de la imagen, así como de la habilidad del usuario para observar y digitalizar acertadamente el indicador seleccionado (límite seco/húmedo); σp representa al error de píxel, asumido como el tamaño de píxel de las imágenes utilizadas (ver sección 6.2.1.2. Catálogos de datos utilizados) (Romine et al., 2009); σr es el error de ortorrectificación, representado por el RMSE estimado al momento de la generación de los mosaicos de

imágenes (ver sección 6.2.1.2. Catálogos de datos utilizados) (Nassar et al., 2019); σ_r es el error de co-registro, entendido como una magnitud del desalineamiento entre píxeles del set completo de imágenes. En otras palabras, representa cuan alineadas están las imágenes entre sí y cuan comparables son las delimitaciones correspondientes a distinto corte temporal. Diversos autores consideran a este parámetro de la misma magnitud que el error de píxel (Manno et al., 2017); σ_{wr} es el error del *run-up* del oleaje, considerado un efecto de corto plazo basado en el *run-up* extremo, representado por la máxima elevación que es superada en el 2% de las oportunidades (R2%) (Ruggiero et al., 2001); finalmente σ_{td} es el error de la fluctuación de mareas, basado en el régimen mareal local (Virdis et al., 2012).

Por un lado, σ_d , σ_p , σ_r y σ_{co} se encuentran directamente ligados a la calidad en la adquisición de las imágenes, sus características y sus metadatos. Por otro lado, σ_{wr} y σ_{td} están relacionados directamente con las condiciones geomorfológicas y el clima del oleaje de las playas analizadas. La estimación de estos últimos dos parámetros se detalla en la siguiente sección.

6.2.1.6. Características del clima de olas

Con el objetivo de estimar el error del *run-up* del oleaje (σ_{wr}) y el error de la fluctuación de mareas (σ_{td}), y ante la falta de series temporales de datos in-situ para el sector costero bajo estudio, se utilizaron datos obtenidos del dataset ERA5⁵ del ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). Este modelo de re-análisis, que reemplaza a su antecesor ERA-I, permite la adquisición de datos instantáneos dentro de una grilla a escala global con una resolución espacial de 0.5° x 0.5° de latitud/longitud y una resolución temporal de 1 hora (Hersbach et al., 2019). Para el sector de estudio fueron considerados los datos correspondientes al nodo central de grilla 37,5° S y 57,0° O. Este modelo ha sido validado a partir del análisis de boyas y altímetros in situ (Timmermans et al., 2020).

⁵ ECMWF Reanalysis v5 (ERA5). Disponible en: <https://www.ecmwf.int/> [última visita: 3/10/2023].

El error de *run-up* del oleaje puede ser directamente estimado si se conoce la elevación del *run-up* extremo (R2%) a partir de datos in situ. Ante la falta de estos datos, este parámetro se estimó por medio de las ecuaciones empíricas propuestas por Stockdon et al. (2006). Estas consideran la pendiente de la playa delantera (β), la altura significativa del oleaje (H_s) y el período de olas (T), y se plantean según:

$$R2\% = 1.1 \left[(0.35\beta\sqrt{H_s * L}) + \frac{\sqrt{H_s * L * (0.536\beta^2 + 0.004)}}{2} \right] \quad (2)$$

$$L = \frac{gT^2}{2\pi}$$

siendo g la aceleración de la gravedad y L la longitud de onda. Los parámetros correspondientes a H_s y T fueron obtenidos del modelo ERA5 a partir de datos medios mensuales para el período 1965-2021. Esto permitió obtener un H_s medio de 0,92 m (Desv Est = 0,11 m) y un T medio de 5,81 seg (Desv Est = 0,48 seg). La pendiente de la playa considerada se estimó como el promedio resultante de los relevamientos realizados para esta tesis (ver sección 4.3.1. Perfiles de playa), en conjunto con datos históricos de perfiles de playa para el período 1994-2020 (Bértola, 2006; Bértola et al., 2021). Se estimó así un valor medio de β de 5,32 % (Desv Est = 1,15 %) y, finalmente, un valor de *run-up* extremo del oleaje (R2%) de 0,43 m (Desv Est = 0,08 m). A partir de este último parámetro, el error del *run-up* del oleaje (σ_{wr}) fue estimado, según (Manno et al., 2017):

$$\sigma_{wr} = \frac{Std_{R2\%}}{\beta} \quad (3)$$

donde $Std_{R2\%}$ corresponde a la desviación estándar de la estimación del *run-up* extremo del oleaje para una serie de tiempo y β representa nuevamente a la pendiente de la playa delantera del sector de estudio.

Por último, para estimar el error correspondiente a la fluctuación de mareas (σ_{td}), el registro de mareas local fue modelado mediante la herramienta T_Tide (Byun y Hart, 2019). Este paquete de datos permite el análisis de series armónicas y predicciones de mareas

mediante la interfaz gráfica del software MATLAB (Pawlowicz et al., 2002). De esta manera, se modelaron los registros de mareas cada 3 horas para el período 1965-2021, obteniendo un valor medio de 0,90 m (Desv Est = 0,23 m) y un rango medio de mareas de 0,67 m. De manera similar a lo estimado para el run-up del oleaje, σ_{td} se calculó a partir del desvío estándar del valor medio de la marea para una serie de tiempo (Std_{Td}) y de la pendiente de la playa delantera ($\beta = 5,32 \%$), según (Manno et al., 2017):

$$\sigma_{Td} = \frac{Std_{Td}}{\beta} \quad (4)$$

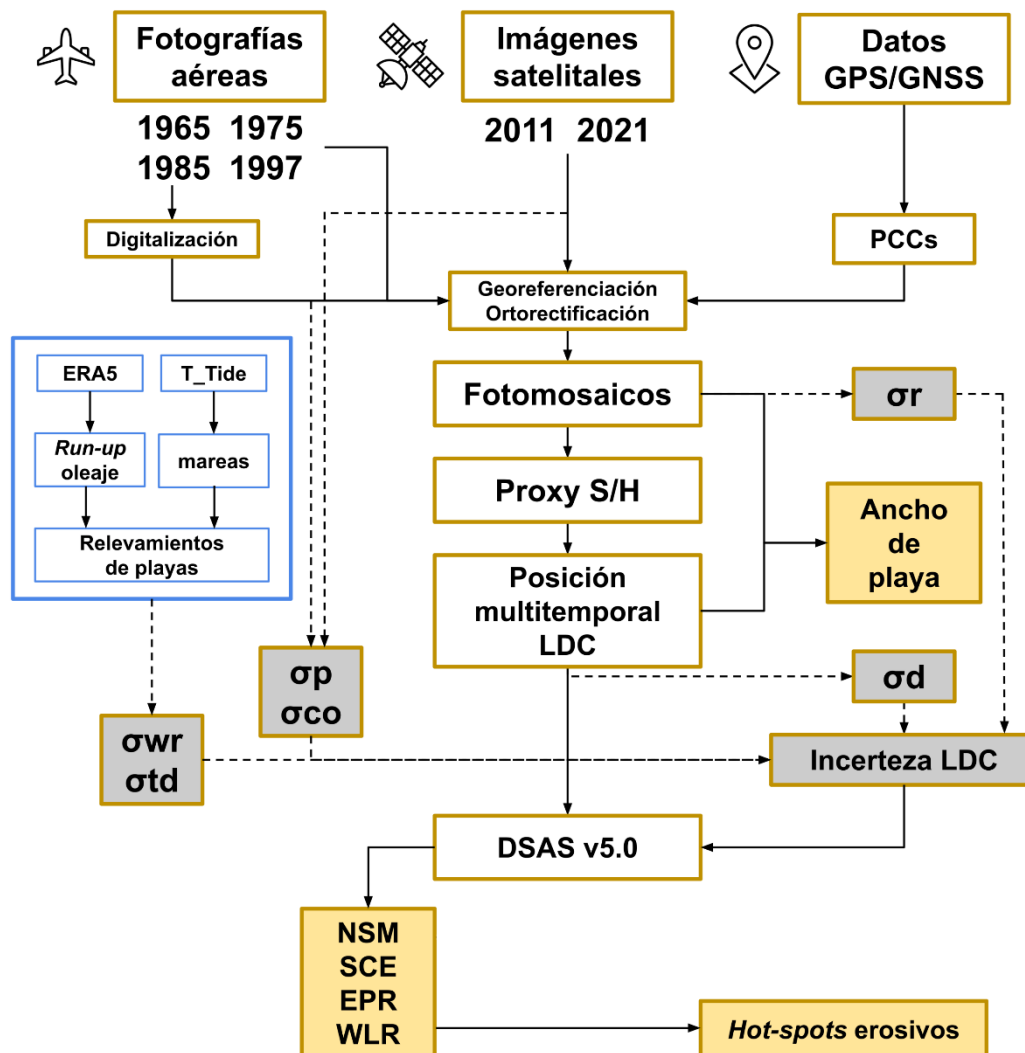


Figura 6.2. Flujo esquemático de trabajo propuesto para esta sección. Los recuadros grises representan la estimación de la incerteza posicional de la línea de costa (LDC); el recuadro azul se asocia a la estimación de los parámetros del clima de olas; recuadros amarillos representan los productos finales obtenidos.

La figura 6.2 presenta el flujo de trabajo esquemático desarrollado para esta sección, incluyendo los pasos metodológicos asociados el pre-procesamiento de datos, la extracción de las entidades vectoriales derivadas de la posición multi-temporal de la línea de costa, la integración de datos mediante el software DSAS v5.0 y la estimación de incertezas posicionales asociadas.

6.2.2. Curva Número de Escorrentía (CN)

Con el objetivo de analizar la respuesta al escurrimiento superficial del sector de barrera bajo estudio, se aplicó el Método de la Curva Número de Escorrentía (CN; NCRS, 2012). Para ello, se analizaron los 4 parámetros asociados al método: grupos hidrológicos de suelos (GHS), usos y coberturas del suelo (UCS), complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC) y condiciones de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS).

En primer lugar, los suelos del municipio de Villa Gesell fueron categorizados de acuerdo a los diversos Grupos Hidrológicos de Suelos (GHS) determinados por este método. Para ello se partió de la clasificación de la Serie de Cartas de Suelos de la República Argentina Escala 1:50:000 y del Plan de Mapas de Suelos de la Región Pampeana (1:50.000 – 1:100.000) a escala de detalle y semi-detalle del INTA⁶. Esto permitió referir a las 5 unidades de suelos anteriormente descriptas en esta tesis (ver sección 3.6.7. Suelos), obteniendo su distribución geoespacial y permitiendo categorizarlas siguiendo los parámetros propuestos por el NCRS (2012) (Tabla 2.1). En la Tabla 6.3 se presenta la correspondencia de las unidades cartográficas de suelos del sector de barrera del municipio de Villa Gesell con los GHS.

⁶ Digitalización de las Cartas de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, disponibles en el Geoportal del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (GeoINTA). Disponible en: <https://geo-backend.inta.gob.ar> [última visita: 30/4/24].

Tabla 6.3. Categorización de las series de suelos y unidades cartográficas de suelos presentes en el área de estudio de acuerdo a sus correspondientes Grupos Hidrológicos de Suelos (GHS). Fuente: Elaboración propia en base a parámetros extraídos de NRCS (2012) e información de las Cartas de Suelos de la Provincia de Buenos Aires del INTA.

Unidad Cartográfica	Series de suelos	Orden de suelo	Unidad taxonómica	% Superficie	Sub-ambiente	GHS
PM	Punta Médanos	Entisol	Udipsaments Típicos	90 %	Crestas de dunas	A
	Villa Gesell	Entisol	Udipsament Oxiácucos Udipsament Ácucos	10 %	Bajos interdunares	B
PM2	Punta Médanos	Entisol	Udipsaments Típicos	80 %	Crestas de dunas	A
	Villa Gesell	Entisol	Udipsament Oxiácucos Udipsament Ácucos	20 %	Bajos interdunares	B
PM3	Punta Médanos	Entisol	Udipsaments Típicos	60 %	Crestas de dunas	A
	Laguna Blanca	Mollisol	Haplacuoles Típicos Hapludoles Ácucos	30 %	Bajos interdunares	C
	Villa Gesell	Entisol	Udipsament Oxiácucos Udipsament Ácucos	10 %	Bajos interdunares	B
PM4	Punta Médanos	Entisol	Udipsaments Típicos	45 %	Crestas de dunas	A
	Laguna Blanca	Mollisol	Haplacuoles Típicos Hapludoles Ácucos	25 %	Bajos interdunares	C
	Villa Gesell	Entisol	Udipsament Oxiácucos Udipsament Ácucos	20 %	Bajos interdunares	B
	Faro Querandí	Mollisol	Natracuoles Típicos Argiacuoles Abrúpticos	10 %	Llanos vegetados	D
PM5	Punta Médanos	Entisol	Udipsaments Típicos	50 %	Crestas de dunas	A
	Laguna Blanca	Mollisol	Haplacuoles Típicos Hapludoles Ácucos	30 %	Bajos interdunares	C
	Faro Querandí	Mollisol	Natracuoles Típicos Argiacuoles Abrúpticos	20 %	Llanos vegetados	D

En segundo lugar, se determinó la distribución geoespacial de los usos y coberturas del suelo (UCS). Para ello se recurrió a los resultados presentados en las secciones 5.3.1 (Cambios históricos en la vegetación) y 5.3.2. (Cambios históricos en las coberturas urbanas) de esta tesis. De esta manera, se dividió al área de estudio en dos sectores. Por un lado, las aproximadamente 2.300 has correspondientes a usos urbanos, comprendidas por la extensión del frente costero urbanizado actual, según lo establecido en el Plan de Ordenamiento Municipal (POM, 2021; Fig. 6.1). Por otro lado, la superficie restante del municipio, asociada a sectores sin influencia de coberturas urbanas. Para cada uno de estos sectores se identificó una combinación variable de usos y coberturas, los cuales fueron correspondidos a los UCS propuestos por el NCRS (2012). Para el sector asociado a usos urbanos se identificaron: calles y caminos asfaltados, compactados con grava, espacios abiertos (plazas, parques, campos de golf, etc.) con diverso grado de cobertura vegetal, áreas urbanas residenciales, comerciales o industriales con diverso porcentaje de impermeabilización en superficie, y zonas de forestaciones artificiales. Para el sector sin influencia de coberturas urbanas se identificaron: áreas de suelo desnudo, correspondientes a dunas vivas, y diversos grados de cobertura asociados a especies herbáceas o forestales, representativos de los sectores de dunas semi-fijas y fijas.

En tercer lugar, se obtuvieron los complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC), resultantes del solapamiento geoespacial de los grupos hidrológicos de suelos (GHS) con sus respectivos usos y coberturas (UCS). Partiendo de los 16 UCS identificados, se obtuvieron 64 combinaciones posibles de complejos hidrológicos, cada uno de ellos asociado a un valor de curva número empírica, según se presenta en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4. Valores de CN empíricos para los complejos hidrológicos conformados por usos y coberturas del suelo (UCS) y grupos hidrológicos de suelos (GHS), teniendo en cuenta una condición de escurrimiento antecedente CEAS2. Fuente: NRCS (2012).

Usos y Coberturas del Suelo		GHS			
		A	B	C	D
USOS URBANOS	Calles y caminos asfaltados	98	98	98	98
	Calles y caminos compactados con grava	76	85	89	91
	Espacios abiertos cobertura > 75 %	39	61	74	80
	Área urbana cobertura > 85 %	98	98	98	98
	Área urbana cobertura 72 – 85 %	89	92	94	95
	Área urbana cobertura 65 – 72 %	81	88	91	93
	Área urbana cobertura 38 – 65 %	77	85	90	92
	Área urbana cobertura 30 – 38 %	61	75	83	87
	Área urbana cobertura 25 – 30 %	57	72	81	86
	Área urbana cobertura 20 – 25 %	54	70	80	85
	Área urbana cobertura 12 – 25 %	51	68	79	84
	Área urbana cobertura < 12 %	46	65	77	82
	Forestaciones artificiales	30	55	70	77
USOS EXTRA URBANOS	Suelo desnudo (dunas vivas)	10	41	55	62
	Coberturas herbáceas	30	58	71	78
	Cobertura mixta herbácea-forestal	30	48	65	73

Dado que las unidades cartográficas digitalizadas y georreferenciadas plausibles de ser extraídas de las Cartas de Suelos del INTA suponen la conjunción de series de suelos con diversas características hidrológicas (Tabla 6.3), la estimación del valor de curva número ponderada (ver sección 2.5. El método de la curva número de escorrentía) fue replanteada según:

$$CN_P = \frac{\sum_{i=1}^n \left[\frac{\sum_{j=1}^m [CN_{GHSj} * \%Sup_{GHSj}]}{100} * \%Sup_{CHSci} \right]}{100} \quad (5)$$

siendo, CN_{GHSj} y $\%Sup_{GHSj}$ el valor de curva número y el porcentaje de superficie ocupada por el j -ésimo grupo hidrológico de suelos para los m grupos que conforman a un complejo. Siguiendo esta lógica, la ecuación de curva número compuesta para zonas

urbanas fue reestructurada, quedando definido su valor de curva número para zonas permeables según:

$$CN_P = \sum_{j=1}^m [CN_{GHSj} * \%Sup_{GHSj}] \quad (6)$$

Finalmente, se analizaron los registros climáticos históricos de datos *in situ* correspondientes a la Estación Villa Gesell del Servicio Meteorológico Nacional (37°14' S; 57°00' O; N° 87663). A partir de estos, se estimó un valor medio de precipitación diaria máxima acumulada de 76,9 mm, resultante del promedio de los registros máximos mensuales para el período 2000-2022⁷. Ya que el método de la CN representa relaciones tabuladas tomando la pulgada como unidad de medida, se consideró como lluvia modelo al valor correspondiente a 3" (76,2 mm). De esta manera, se pudo estimar el caudal de escorrentía superficial generado para una lluvia modelo de 3".

Todos los valores de curva número fueron estimados para condiciones de escurrimiento antecedente del suelo CEAS2, equivalente a condiciones promedio. Finalmente, a partir de las relaciones tabuladas propuestas por NRCS (2012) se pudieron estimar los valores referidos a CEAS1 y CEAS3 (condiciones secas y húmedas, respectivamente). El procesamiento de los datos geospaciales, así como la obtención de los productos derivados, fue realizado utilizando la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022). Los resultados fueron procesados mediante librerías de Python (Python, 2023). El flujo de trabajo descrito para esta sección se esquematiza en la figura 6.3.

⁷ Series de datos climáticos históricos para la Estación Villa Gesell, brindados por el Centro de Información Meteorológica (CIM) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

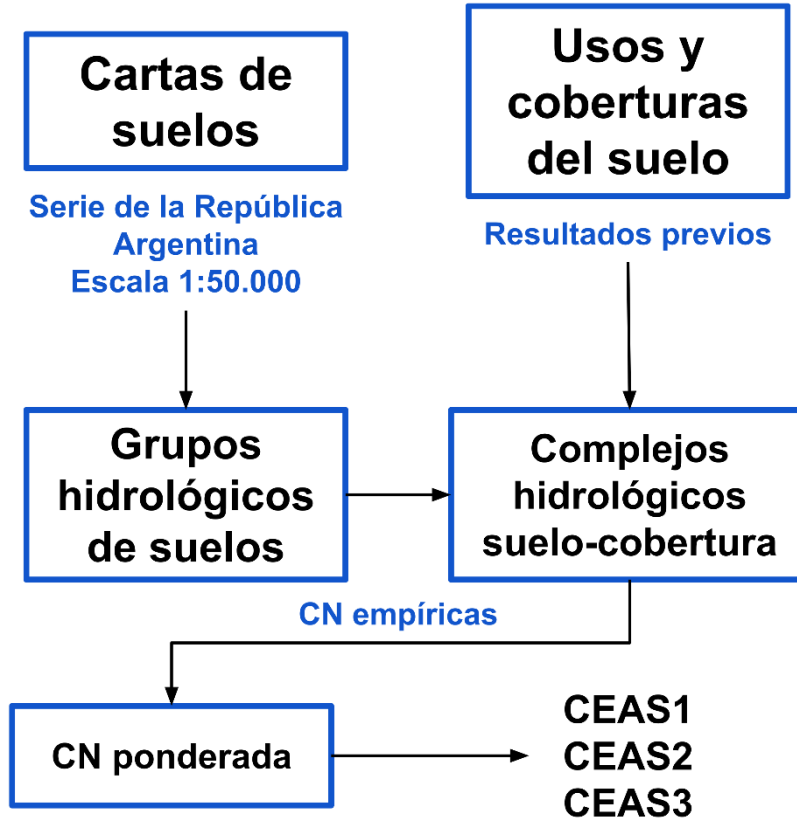


Figura 6.3. Flujo de trabajo propuesto para la estimación de curva número (CN) ponderada para el sector de barrera bajo estudio.

6.2.3. Identificación y análisis de áreas sensibles

Con el objetivo de identificar áreas ambientalmente sensibles respecto de la erosión de playas y la problemática referida a la evacuación de excedentes hídricos superficiales en zonas urbanas, se analizó, en primer lugar, el Informe de Ordenamiento Hídrico realizado por la Secretaría de Obras y Servicios Públicos y la Dirección de Medio Ambiente del municipio de Villa Gesell (Fuente: Dirección de Medio Ambiente).

En segundo lugar, se reconocieron a campo los sitios correspondientes a desagües pluviales entubados y sin canalizar, aliviadores pluviales, bocas de tormenta y sumideros superficiales (Tabla 6.5). Para ello, se tomaron puntos de control, durante tareas de campo realizadas en el año 2023, mediante la utilización de instrumental GPS diferencial, según lo

propuesto en el capítulo 4 de esta tesis (ver sección 4.2.1. Relevamientos topográficos de alta precisión).

Tabla 6.5. Sitios de interés relevados durante las tareas de campo. Fuente: elaboración propia en base a relevamientos de campo e información contenida en el Informe de Ordenamiento Hídrico de la Secretaría de Obras y Servicios Públicos y la Dirección de Medio Ambiente del municipio de Villa Gesell.

Sitio de interés	Detalle
Desagües pluviales entubados	Sistema de desagües pluviales soterrados, canalizados mediante un sistema de entubados que transporta los excedentes hídricos hacia dos destinos finales posibles: los sumideros superficiales o el perfil de playa
Desagües pluviales sin canalizar	Sistema de desagües pluviales superficiales, conformado por las calles, paseos y avenidas (tanto asfaltadas como compactadas), perpendiculares a la línea de costa, que transportan los excedentes hídricos directamente al perfil de playa
Aliviadores pluviales	Alcantarillados por zanjeo en superficie utilizados para colectar los excedentes hídricos superficiales durante los picos máximos de tormentas
Bocas de tormenta	Bocas superficiales de captación de excedentes hídricos que canalizan el caudal de escurrimiento hacia el sistema de desagües pluviales entubados
Sumideros superficiales	Pequeñas lagunas artificiales que reciben tanto los excedentes hídricos superficiales no canalizados, como los captados por bocas de tormentas y transportados por desagües pluviales entubados

En tercer lugar, se realizaron relevamientos a campo por medio de instrumental aerofotogramétrico VANT (vehículos aéreos no tripulados), con el objetivo de identificar *in situ* el impacto del escurrimiento superficial durante episodios de tormentas en el perfil de playa. Para ello, se llevaron a cabo tareas de campo y técnicas asociadas al procesamiento *Structure-for-motion*, respetando lo presentado en el capítulo 4 de esta tesis y permitiendo la obtención de ortomosaicos y productos topográficos de alta precisión (ver sección 4.2.5. Topografía de zonas urbanas).

Se contó con un total de 353 imágenes capturadas a nadir (o cuasi nadir) durante tareas de campo realizadas el 11 de febrero y el 2 de abril de 2024, mediante la utilización

de un dron fotogramétrico cuadricóptero DJI Mini 3 Pro⁸, equipado con un sensor RGB cámara 1/1.3-in CMOS (FC3582) (Fig. 6.4). Las imágenes correspondieron a adquisiciones realizadas en los sectores comprendidos por la intersección de los paseos 104, 105 y 118 con la playa. Los principales parámetros de calibración del sensor y de programación de vuelo utilizados para la adquisición de las imágenes son presentados en la Tabla 6.6.



Figura 6.4. Dron fotogramétrico cuadricóptero DJI Mini 3 Pro utilizado para el trabajo de campo.

Fuente: imagen de archivo propio (febrero 2024).

Tabla 6.6. Principales características del sensor y parámetros de vuelo utilizados.

Modelo VANT	DJI Mini 3 Pro
Sensor	1/1.3-in CMOS
Resolución	48 megapíxeles
Relación de aspecto	1:1,3 (4.032x3.024 píxeles)
Lente	RGB F/1,7
Distancia focal equivalente	24 mm
ISO	100-6400
Velocidad de obturación	1/8.000 seg
Altura de vuelo	40 m
Superposición entre fotogramas	Mínimo 75% horizontal y vertical

⁸ Instrumental perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoecología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

Al igual que para los datos presentados en el capítulo 4, el flujo de procesamiento aerofotogramétrico se llevó a cabo siguiendo las directrices propuestas por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS; Over et al., 2021), mediante la utilización del Software Agisoft Metashape Professional v1.6.5 (Agisoft, 2020) (ver sección 4.2.5. Topografía de zonas urbanas). Esto permitió obtener una nube de puntos dispersa con un promedio de 350.000 *tiepoints* por modelo, y una vez optimizados los errores asociados, se obtuvieron las correspondientes nubes de puntos densas con un promedio de 68 millones de puntos. Finalmente, se obtuvieron como productos finales el Modelo Digital de Superficie (DSM, *Digital Surface Model*) y el ortomosaico libre de deformaciones, representados por una resolución de 1 cm/píxel, respectivamente. Ante la ausencia de artefactos del terreno tales como vegetación, edificaciones o infraestructura en los sectores de playa analizados, no fue necesario el procesamiento para la generación del Modelo Digital del Terreno (DTM, *Digital Terrain Model*). El procesamiento y el análisis geoespacial de todos los datos de esta sección fue realizado utilizando la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022)⁹.

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Evolución de la línea de costa entre 1965 y 2021

6.3.1.1. Estimación de las incertezas posicionales

En primer lugar, se calcularon los errores que componen la estimación de la incerteza posicional total (σ_T), referidos a cada delimitación de la línea de costa (Tabla 6.7). El error de digitalización (σ_d) fue estimado entre 1,63 m y 3,84 m; los errores de píxel (σ_p) y de co-registro de las imágenes (σ_{co}) tomaron valores entre 0,11 y 0,42 m; el error de ortorrectificación (σ_r) presentó un valor máximo de 1,92 m y un mínimo de 0,51 m; finalmente, los errores asociados a la elevación del *run-up* del oleaje (σ_{wr}) y a la fluctuación de mareas (σ_{td}) se estimaron en 1,27 m y 4,43 m, respectivamente. La estimación de las

⁹ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

incertezas posicionales totales representó valores máximos y mínimos de $\pm 6,02$ m y $\pm 5,06$ m en 1997 y 1985, respectivamente.

Tabla 6.7. Errores asociados a la delimitación de la línea de costa (σ_d , σ_p , σ_r , σ_{co} , σ_{wr} , σ_{td}) e incerteza posicional total (σ_T).

Año	1965	1975	1985	1997	2011	2021
σ_d [m]	2,33	1,98	1,63	3,84	2,73	2,54
σ_p [m]	0,42	0,42	0,42	0,11	0,33	0,33
σ_r [m]	1,92	1,94	1,18	0,51	0,73	0,69
σ_{co} [m]	0,42	0,42	0,42	0,11	0,33	0,33
σ_{wr} [m]	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27
σ_{td} [m]	4,43	4,43	4,43	4,43	4,43	4,43
σ_T [m]	5,54	5,41	5,06	6,02	5,43	5,33

6.3.1.2. Evolución temporal de la línea de costa

Los fotomosaicos resultantes de los datos geospaciales utilizados sólo permitieron el análisis completo del frente urbanizado actual (14,30 km) para el período 1985-2021 (4 líneas de costa), obteniendo valores asociados a las 288 transectas. Para los años 1965 y 1975, la cobertura espacial de los fotogramas no abarcaba la totalidad del sector de estudio. Por lo tanto, para el período 1965-2021 el análisis de las 6 líneas de costa se asoció a 131 transectas (6,45 km), mientras que para el período 1975-2021 el análisis de los 5 cortes temporales se asoció a 143 transectas (7,05 km) (Fig. 6.5).

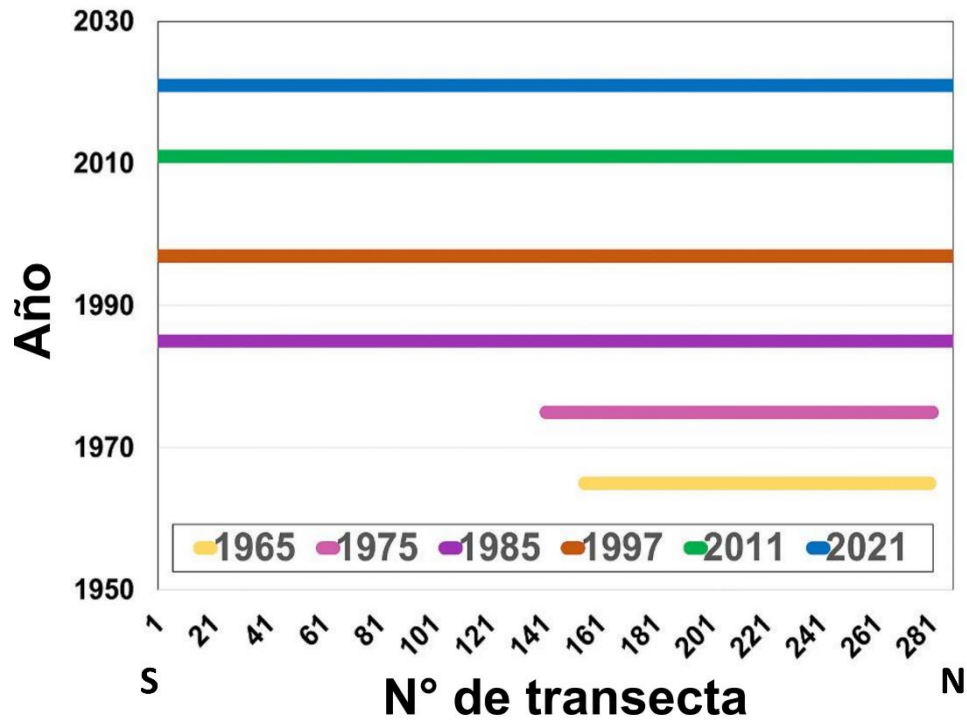


Figura 6.5. Cobertura espacial del frente costero, expresada según el número de transectas, para cada una de las delimitaciones de línea de costa generadas. La transecta N° 1 se asocia al límite sur del sector de estudio, mientras que la N° 288 al límite norte. El eje vertical evidencia la separación temporal entre las delimitaciones.

Este análisis permitió estimar, para el período 1985-2021, un movimiento neto (NSM) medio de -14,6 m, con una transecta erosiva máxima (TEM), correspondiente al N° 200, de -44,8 m y una transecta acumulativa máxima (TAM) de 27,1 m (N° 266). Entre 1975 y 2021, el NSM medio fue de -4,3 m, con una TEM de -41,1 m (N° 167) y una TAM de 32,1 m (N° 255). Finalmente, para el período 1985-2021, el NSM medio fue de -10,8 m, con una TEM de -43,1m (N° 201) y una TAM de 34,7 m (N° 281). El valor máximo del entorno de cambio (SCE) fue de 62,5 m, mientras que el valor mínimo fue de 4,8 m (Fig.6.6).

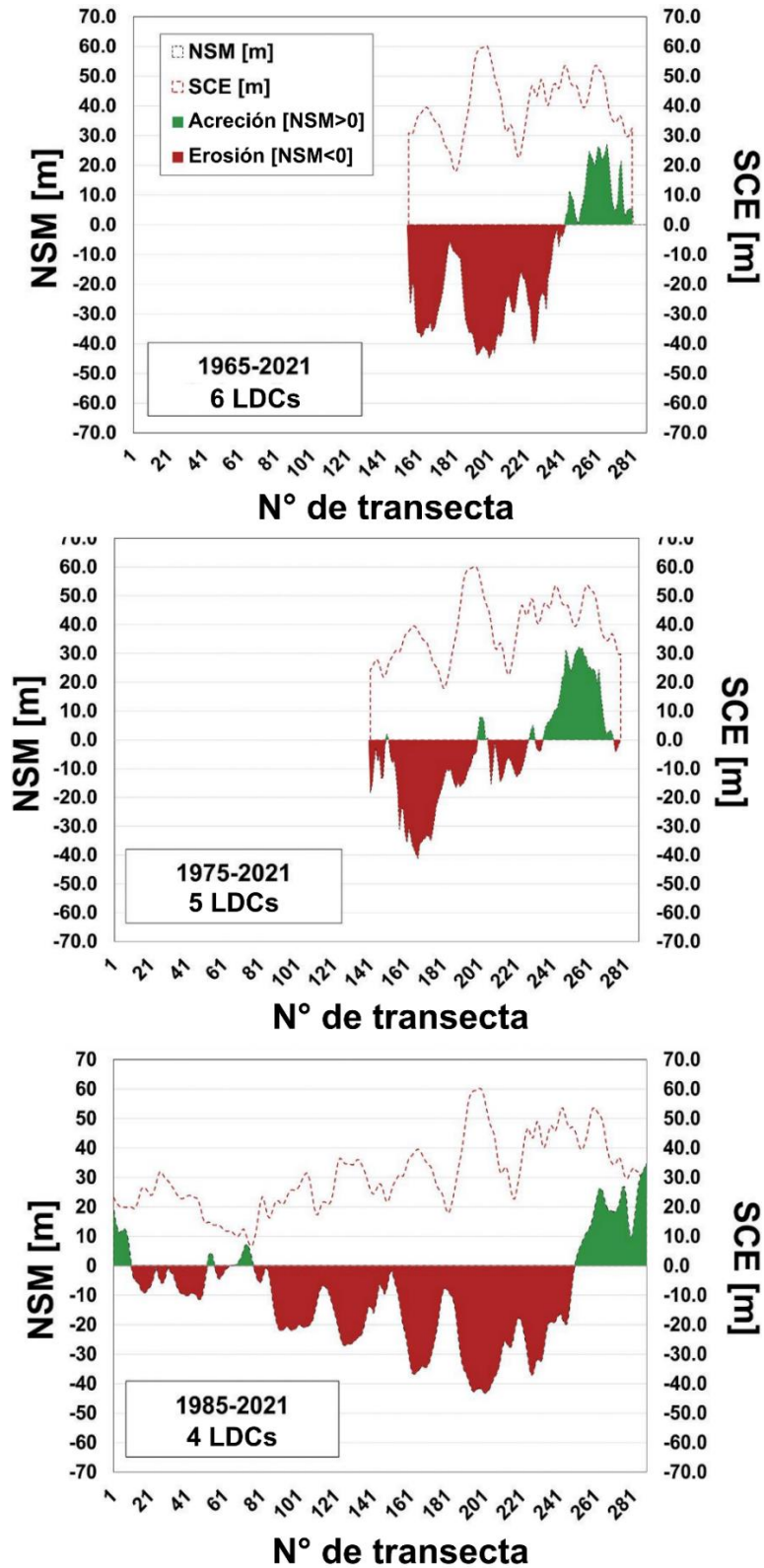


Figura 6.6. Movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) de la línea de costa (LDC), según el número de transecta, para los períodos 1965-2021, 1975-2021 y 1985-2021.

A partir de la incorporación de las incertezas posicionales, la regresión lineal ponderada presentó un valor medio de $-0,20 \pm 0,47$ m/año para todo el frente costero estudiado. Asimismo, la transecta erosiva máxima (N° 168) y la transecta acumulativa máxima (N° 285) representaron valores de $-0,71$ m/año y $0,87$ m/año, respectivamente (Fig. 6.8). El 72 % de las transectas presentaron valores negativos (erosión) con un promedio de $-0,35$ m/año, mientras que el 28 % restante se asoció a valores positivos (acumulación) según un valor medio de $0,19$ m/año.

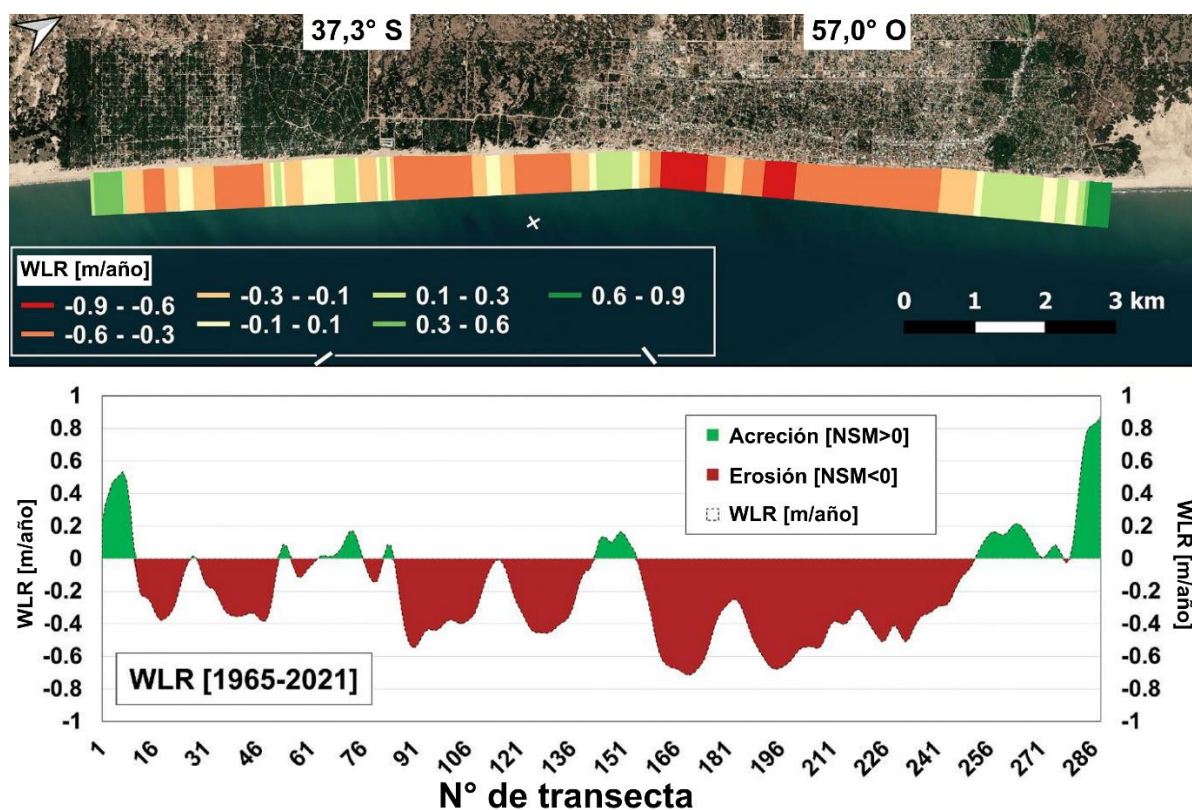


Figura 6.7. Estimación de la regresión ponderada lineal (WLR) para las 288 transectas consideradas a lo largo del frente costero bajo estudio. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

A partir de la sectorización del frente costero en 29 porciones de 500 m (10 transectas cada una), el WLR acumulativo máximo estimado fue de $0,63$ m/año (sector N° 29), mientras que el máximo erosivo fue de $-0,66$ m/año (sector N° 17). Por un lado, 7 sectores se asociaron a valores de WLR positivos (acumulación), con un valor medio de $0,20$ m/año; por otro lado, 22 sectores presentaron un WLR negativo (erosión), con un valor

medio de -0.32 m/año. El ancho de playa medio varió entre $54,5$ m (sector N° 22) y $143,2$ m (sector N° 29), con un valor medio de $88,6$ m. Asimismo, 19 sectores presentaron valores de ancho de playa por debajo de 100 m. A partir de estos resultados se han podido identificar 5 zonas con comportamiento diferencial: A. Mar Azul y Las Gaviotas (sectores 1 a 4); B. Mar de Las Pampas (sectores 5 a 8); C. Villa Gesell sur (sectores 9 a 15); D. Villa Gesell centro (sectores 16 a 25); y E. Villa Gesell norte (sectores 26 a 29) (Fig. 6. 8).

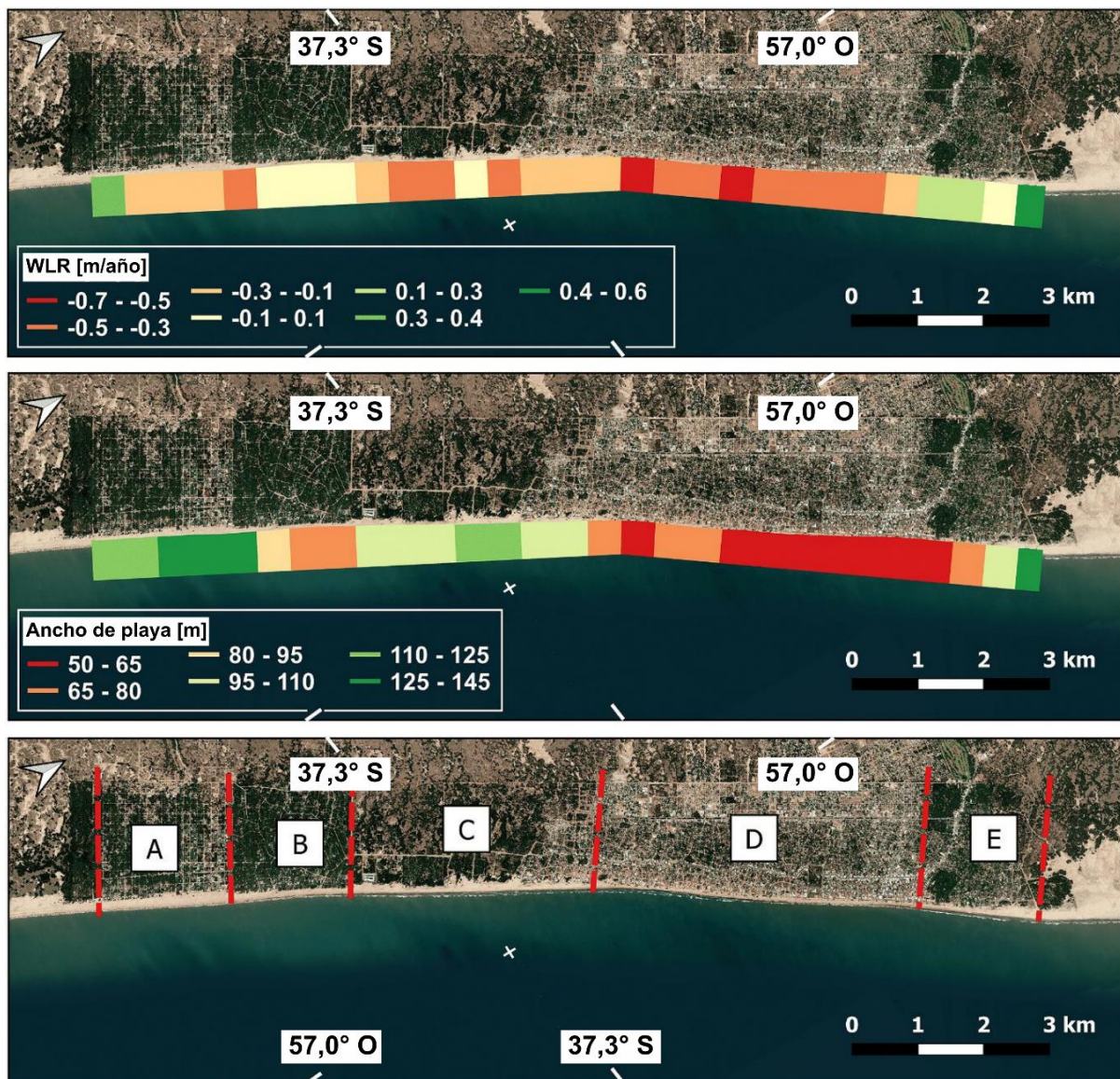


Figura 6.8. Estimación de la regresión ponderada lineal (WLR; panel superior) y del ancho de playa (panel medio) para los 29 sectores considerados. Zonificación propuesta a partir de los resultados obtenidos (panel inferior), según: A. Mar Azul y Las Gaviotas; B. Mar de Las Pampas; C. Villa Gesell Sur; D. Villa Gesell Centro; E. Villa Gesell Norte. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Mar Azul y Las Gaviotas

Esta zona representa un frente costero lineal de aproximadamente 2 km (sectores 1 a 4), que evidencia una transición entre una costa acumulativa y una costa erosiva en una dirección sur-norte (Fig. 6.9). Tres de sus sectores presentaron valores negativos de la tasa de regresión ponderada 1985-2021 (WLR), con un promedio de -0,24 m/año y un máximo de -0,34 m/año. El sector más austral presentó un WLR de 0,43 m/año. El ancho promedio de playa varió entre 110,6 m en 2011 y 133,9 m en 1985. Teniendo en cuenta los valores de la tasa de cambio final (EPR), el período erosivo máximo fue 1985-1997 con un valor medio de -0,97 m/año, mientras que el máximo acumulativo fue 2011-2021 con 1,90 m/año. El movimiento neto medio de la línea de costa (NSM) fue de -1,2 m (1985-2021), con un máximo acumulativo de 19,9 m y un máximo erosivo de -10,0 m. El 58 % de las transectas presentaron valores de NSM negativos (erosión), mayoritariamente ubicadas en la porción norte. El entorno de cambio (SCE) osciló entre 17,2 y 34,0 m.

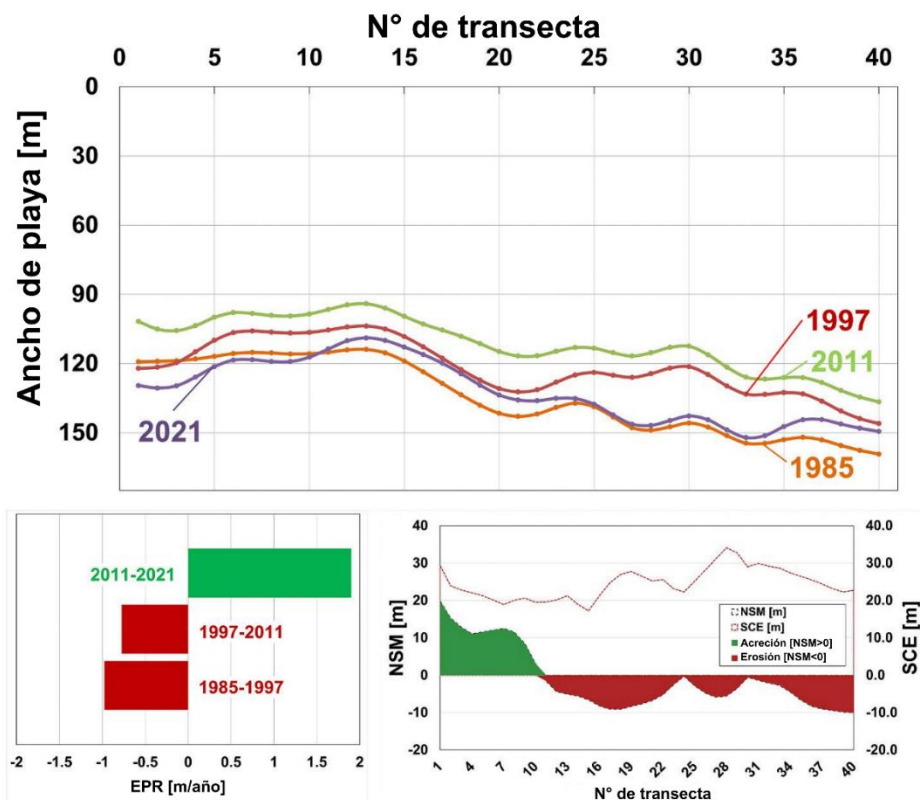


Figura 6.9. Estadísticos resultado para las 40 transectas incluidas en la zona Mar Azul y Las Gaviotas para el período 1985-2021. Ancho de playa (panel superior); tasas de cambio final (EPR) (panel inferior izquierdo); movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) (panel inferior derecho).

Mar de Las Pampas

Esta zona fue delimitada entre los sectores 5 y 8, comprendiendo 2 km de frente costero que corresponden a la localidad de Mar de Las Pampas. Representa la transición de playas más anchas a playas más cortas y de una costa estable a una costa erosiva en sentido sur-norte (Fig. 6.10). El valor medio del ancho de playa osciló entre 80,3 m en 1997 y 90,8 en 1985. Asimismo, el WLR ponderado (1985-2021) fue estimado en $-0,01$ m/año, lo que evidencia la estabilidad dinámica de este sector. El período erosivo máximo, de acuerdo a su EPR, fue 1985-1997 ($-0,83$ m/año), mientras que el máximo acumulativo se corresponde con 2011-2021 ($0,81$ m/año). El entorno de cambio (SCE) tomó valores entre 4,8 y 24,5 m. Finalmente, el NSM medio para esta zona fue de $-2,0$ m para el período 1985-2021, con un máximo acumulativo de 7,3 m y un máximo erosivo de $-11,3$ m. El 60% de las transectas presentaron valores de erosión, mayoritariamente ubicadas en el sector sur, en la transición con la de Mar Azul/Las Gaviotas.

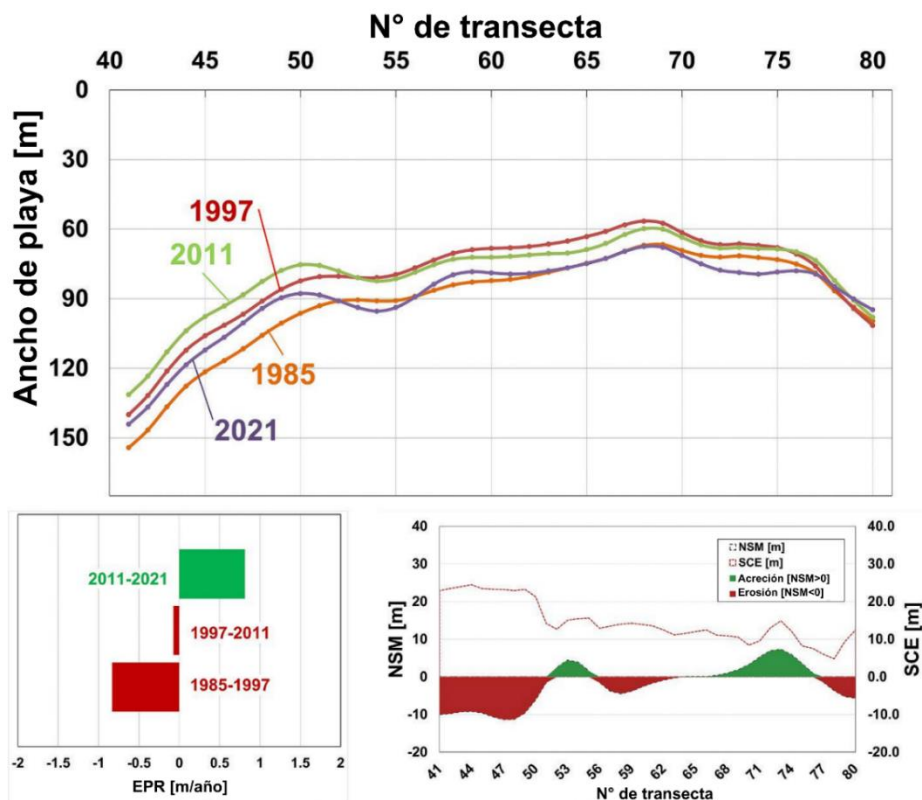


Figura 6.10. Estadísticos resultado para las 40 transectas incluidas en la zona Mar de Las Pampas para el período 1985-2021. Ancho de playa (panel superior); tasas de cambio final (EPR) (panel inferior izquierdo); movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) (panel inferior derecho).

Villa Gesell Sur

Esta zona, delimitada entre los sectores 9 y 15, abarca un frente costero de 3,5 km, y comprende a Colonia Marina y la porción austral de Villa Gesell (hasta calle 145). Se estimó una línea de costa mayoritariamente erosiva con alternancias en el ancho de playa (Fig. 6.11). Este último parámetro presentó un valor medio máximo de 117,6 m en 2011 y un valor mínimo de 93,2 m en 2021. Sin embargo, se han medido sectores con anchos de playa máximos de casi 160 m en el año 2011 y valores mínimos cercanos a los 60 m en 2021, demostrando la variabilidad de este sector. El WLR estimado fue de -0,25 m/año para el período 1985-2021. Asimismo, las tasas de cambio final (EPR) presentaron valores entre -2,26 m/año (2011-2021) y 1,08 m/año (1997-2011). El cambio neto promedio (NSM) fue de -16,1 m (1985-2021), con un máximo erosivo de -26,9 m y un mínimo erosivo de -0,7 m. El 100% de las transectas se asociaron a valores negativos (erosión), por lo que no hubo acumulación neta entre 1985 y 2021. El entorno de cambio varió entre 12,4 m y 38,3 m.

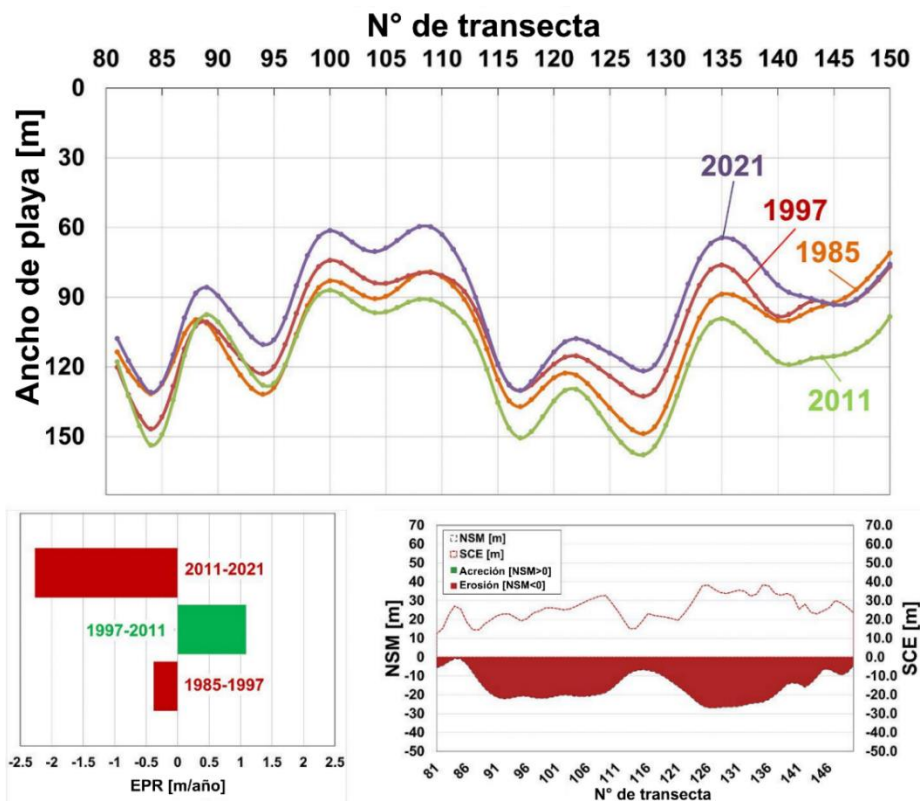


Figura 6.11. Estadísticos resultado para las 70 transectas incluidas en la zona Villa Gesell Sur para el período 1985-2021. Ancho de playa (panel superior); tasas de cambio final (EPR) (panel inferior izquierdo); movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) (panel inferior derecho).

Villa Gesell Centro

Esta zona comprendió 10 sectores (16 a 25), con un frente costero lineal de 5 km, siendo el sector con mayores tasas erosivas y playas más angostas (Fig. 6.12). Sus límites se delimitaron en la calle Paseo 145 ($37^{\circ}17'35.75''S$, $56^{\circ}59'42.09''O$) y la Av. Buenos Aires ($37^{\circ}15'20.09''S$, $56^{\circ}57'48.03''O$). El 80% de esta zona (sectores 18 a 25 inclusive) cumple con el criterio para ser considerado un *hotspot* erosivo (al menos 2 sectores consecutivos con $WLR < -0,30$ m/año). El WLR medio estimado fue $-0,42$ m/año, mientras que el cambio neto (NSM) medio fue de $-25,8$ m. El 100 % de las transectas presentaron valores erosivos, con un máximo erosivo de $-43,1$ m y un mínimo de $-1,2$ m. La mayor tasa de cambio final fue registrada para 1965-1975 con $-1,35$ m/año, mientras que el único período acumulativo fue 1997-2011 con $0,23$ m/año. El período 2011-2021 presentó una tasa de cambio casi nula ($0,01$ m/año). El valor medio del ancho de playa varió entre $50,5$ m en 1997 y $78,4$ m en 1965. Asimismo, el máximo ancho de playa se registró en el año 2011 con $98,5$ m.

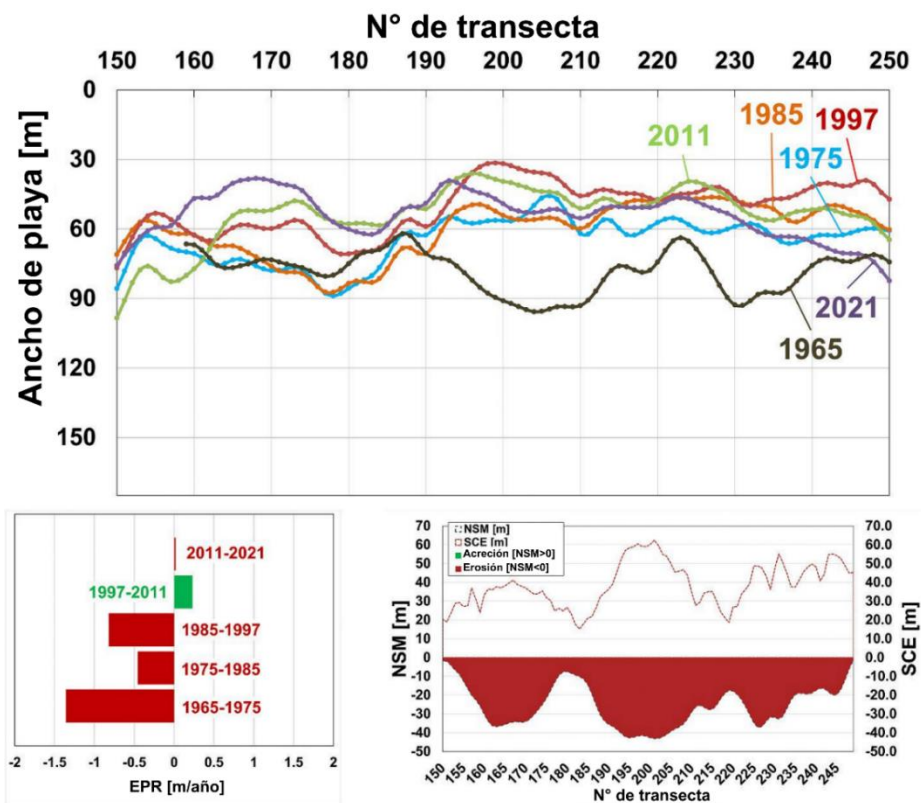


Figura 6.12. Estadísticos resultado para las 100 transectas incluidas en la zona Villa Gesell Centro para el período 1985-2021. Ancho de playa (panel superior); tasas de cambio final (EPR) (panel inferior izquierdo); movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) (panel inferior derecho).

Villa Gesell Norte

Por último, la zona correspondiente al límite norte (sectores 26 a 29; 1,9 km), representó una costa acumulativa con una transición, en sentido sur-norte, de playas angostas a más anchas (Fig. 6.13). El ancho de playa varió entre 69,7 m en 1997 y 110,1 m en 2021, con un máximo de 163,6 m en 2021. La regresión lineal ponderada obtuvo valores de 0,22 m/año (1965-2021), siendo la única zona con tasa acumulativa para el período de estudio. A partir del EPR se observaron 3 períodos erosivos, 1965-1975, 1975-1985 y 1985-1997 con valores de -0,39 m/año, -0,59 m/año y -1,49 m/año, respectivamente. Sin embargo, para 1997-2011 y 2011-2021, las condiciones acumulativas permitieron estimar tasas de 1,61 m/año y 1,79 m/año. El movimiento neto de la línea de costa (NSM) demostró transectas acumulativas en su totalidad, con un promedio de 19,3 m, un máximo de 34,7 m y un mínimo de 4,3 m. El entorno de cambio oscilo entre 27,6 y 56,4 m.

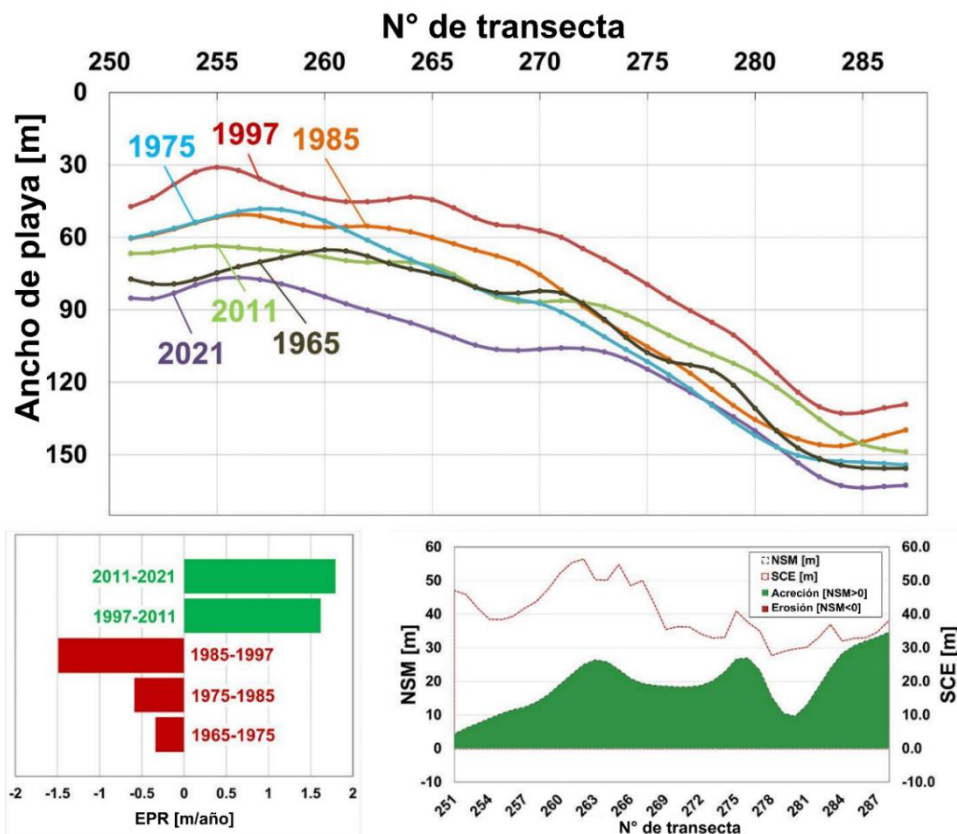


Figura 6.13. Estadísticos resultado para las 38 transectas incluidas en la zona Villa Gesell Norte para el período 1985-2021. Ancho de playa (panel superior); tasas de cambio final (EPR) (panel inferior izquierdo); movimiento neto (NSM) y entorno de cambio (SCE) (panel inferior derecho).

6.3.2. Respuesta al escurrimiento superficial

A partir de la categorización de las series de suelos del sector de barrera del municipio de Villa Gesell y de los usos y coberturas de suelos presentes, se pudo determinar la distribución geoespacial de los Complejos Hidrológicos Suelo-Cobertura (CHSC) para el sector de barrera bajo estudio. Esto permitió estimar un valor de curva número ponderada (CN_p) de 32 para la superficie extra-urbana del municipio, siendo aquella no incluida en la planta urbana actual según el POM (2021) y mayoritariamente representada por los campos de dunas sur y norte, y la Reserva Natural Municipal Faro Querandí (Fig. 6.14). A la hora de considerar el territorio completo del municipio en el análisis, incluyendo a las zonas urbanas, el valor de CN_p asciende a 39.

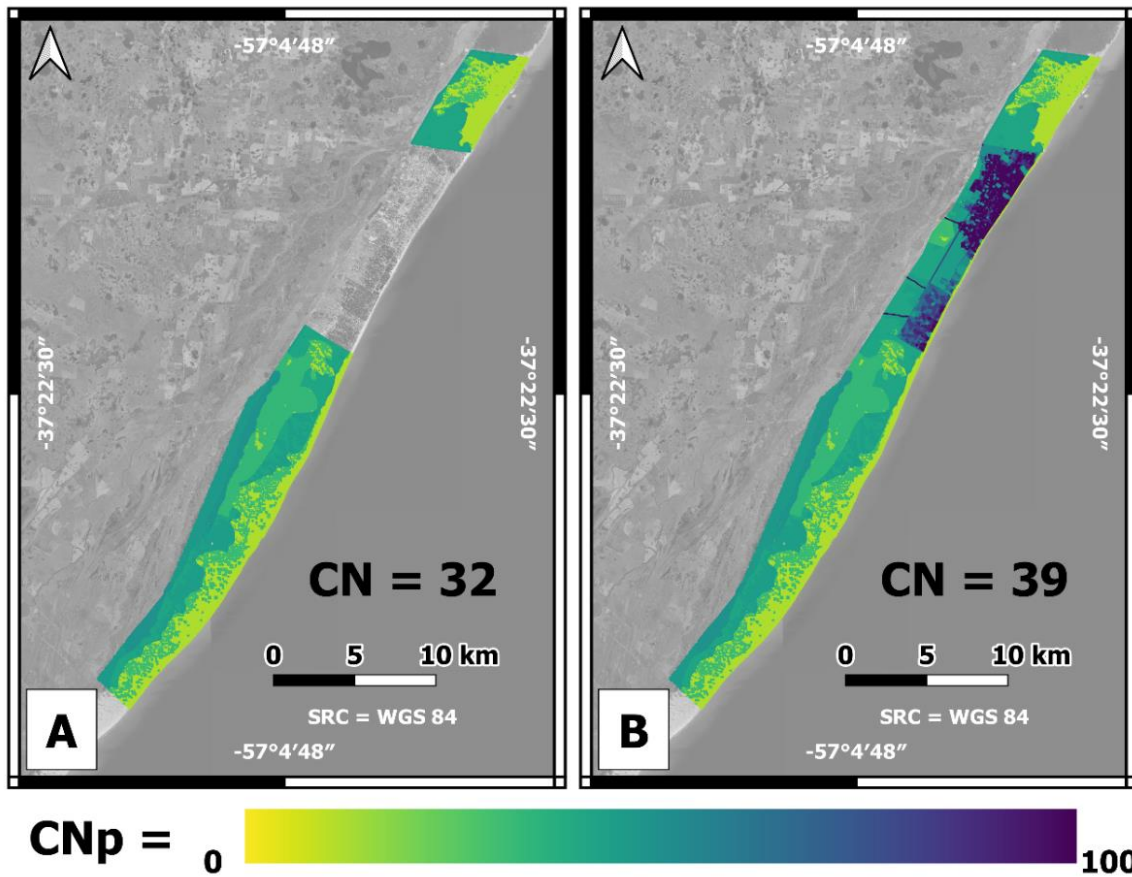


Figura 6.14. Valor de Curva Número (CN) ponderada para la superficie extra-urbana del área de estudio [A], y para el municipio completo [B]. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Estos valores de curva número ponderada permitieron estimar los parámetros asociados al comportamiento hídrico superficial del área de estudio (Tabla 6.8). La superficie extra-urbana presenta, ante condiciones promedio de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS 2), una retención máxima potencial (RMP) de 538,5 mm, necesitándose una precipitación acumulada de al menos 107,7 mm para dar inicio al fenómeno de escorrentía (IE). Al considerarse la extensión territorial completa del municipio, la RMP se estima en 396,2 mm, y la IE en 79,2 mm. En ambos casos, la precipitación acumulada modelo, resultante del análisis de datos históricos *in situ* de Villa Gesell, (76,2 mm = 3”), no generaría escurrimiento superficial. Sin embargo, ante condiciones húmedas de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS 3) esta lluvia generaría un caudal de escorrentía acumulado de 7,6 mm representando casi el 10 % de la precipitación acumulada.

Tabla 6.8. Valor de Curva Número (CN), retención máxima potencial (RMP), precipitación necesaria para el inicio de la escorrentía (IE), escorrentía acumulada para una precipitación modelo de 76,2 mm (3”) (E) y porcentaje de la precipitación modelada que escurre en superficie (% E). Estos parámetros fueron estimados para las condiciones de escurrimiento antecedente promedio (CEAS 2), seca (CEAS 1) y húmeda (CEAS 3).

		Superficie extra-urbana	municipio completo
CEAS 2	CN	32	39
	RMP [mm]	538,5	396,2
	IE [mm]	107,7	79,2
	E p/ P modelo [mm]	0	0
	% E	0	0
CEAS 1	CN	16	21
	RMP [mm]	1440,1	1016,0
	IE [mm]	287,0	203,2
	E p/ P modelo [mm]	0	0
	% E	0	0
CEAS 3	CN	52	59
	RMP [mm]	234,4	176,5
	IE [mm]	46,9	35,3
	E p/ P modelo [mm]	3,3	7,6
	% E	4,3	9,9

Partiendo del análisis topográfico presentado en el capítulo 4 (ver secciones 4.3.3. Topografía de los campos de dunas y 4.3.4. Topografía de las zonas urbanas) y de lo establecido en el Plan de Ordenamiento Municipal (POM, 2021), se particularizó el análisis a los sectores urbanos del municipio, siendo los más afectados por la dinámica de excesos hídricos y escorrentía superficial urbana. A partir de esto, se estimó para la planta urbana actual, que incluye a los loteos y a las zonas extra-urbanas, una CN_p de 61. Si sólo se tienen en cuenta los loteos urbanos, este valor asciende a 79 (Fig. 6.15).

Sin embargo, la Av. Circunvalación, ubicada de manera casi paralela a la línea de costa a unos 2.500 m al oeste ($37^{\circ}15'27.14''S$, $56^{\circ}59'17.75''O$), se presenta como una gran divisoria de aguas que recorre toda la planta urbana de norte a sur. En este punto se alcanzan cotas máximas cercanas a los 15 m.s.n.m, las cuales descienden hacia la RP N°11 al oeste con una pendiente media del 0,61 %, y hacia la playa con una pendiente media del 0,65 %. Considerando la planta urbana actual ubicada al este de esta avenida, la curva número ponderada alcanza valores de 70 unidades (Fig. 6.15).

Más allá de la gran divisoria de aguas representada por la Av. Circunvalación, la localidad de Villa Gesell presenta diversas microcuencas urbanas que canalizan el escurrimiento superficial hacia puntos de desagüe mayoritariamente representados por sectores de playas. Dada la densidad de las coberturas urbanas, la presencia de calles enteramente asfaltadas, y los desniveles topográficos, la microcuenca Villa Gesell centro se presenta como la más problemática. Sus límites son el paseo costanero al este, la Av. Circunvalación al oeste, la Av. Buenos Aires al norte y el Paseo 115 al sur, representando una superficie aproximada de 370 has. Para este sector urbano, la curva número ponderada alcanza valores de 88 unidades (Fig. 6.15).

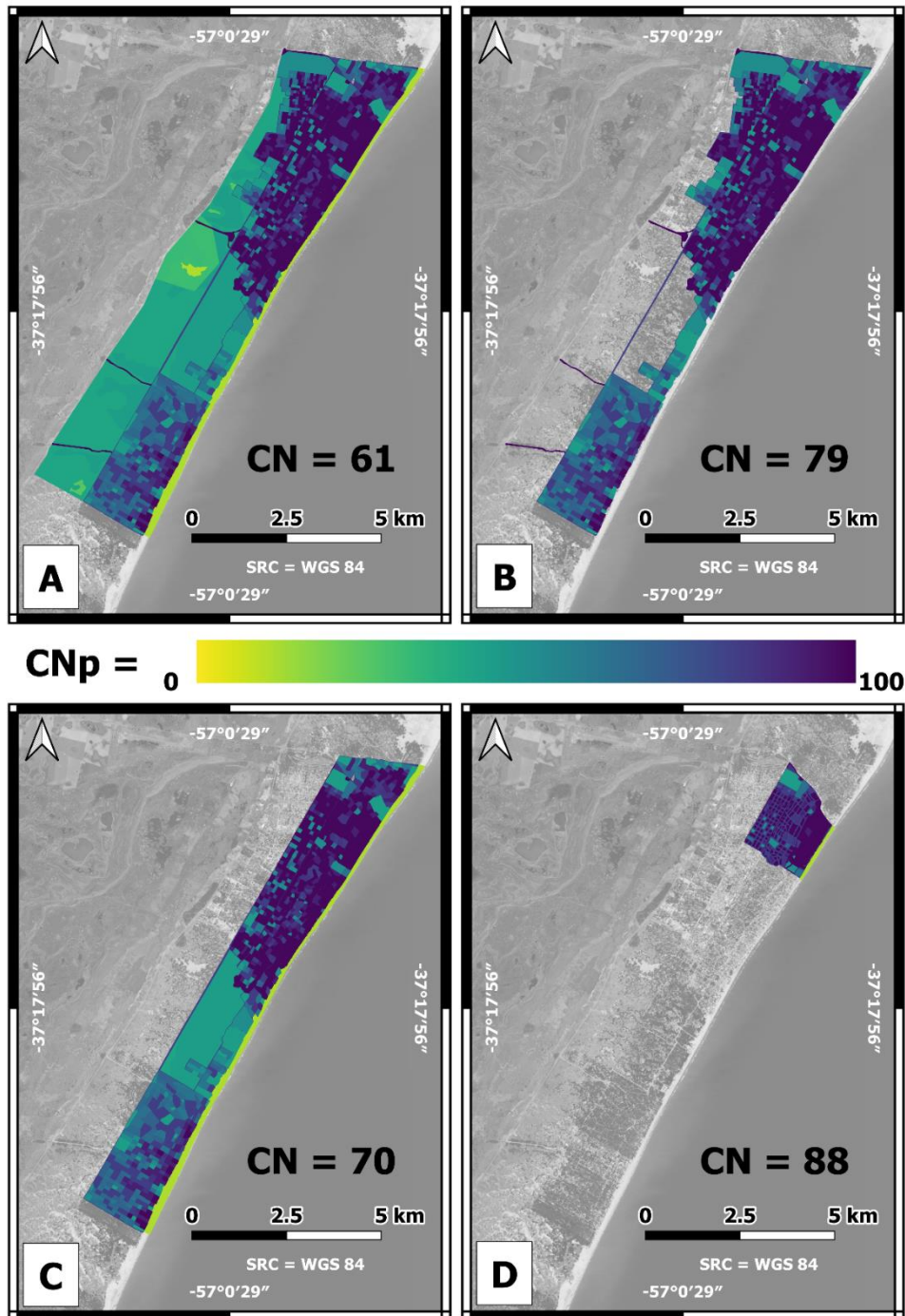


Figura 6.15. Valor de CN para la planta urbana del municipio de Villa Gesell [A], sus loteos urbanos [B], la planta urbana ubicada al este de la Av. Circunvalación [C], y para la microcuenca urbana Villa Gesell Centro [D]. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

A partir de esto, la planta urbana actual del municipio presenta una retención potencial máxima (RMP), en condiciones de escurrimiento antecedente del suelo promedio, (CEAS 2) de 162,3 mm, mientras que, considerando sólo los loteos urbanos, esta desciende

a 67,6 mm (Tabla 6.9). Por su parte, la precipitación acumulada necesaria para dar inicio al fenómeno de escorrentía se estima en 32,5 mm y 13,5 mm, respectivamente. Ante situaciones críticas de escurrimiento antecedente CEAS 3, se necesitarían tan solo 14,2 mm y 5,1 mm de precipitación acumulada para que el escurrimiento superficial sea efectivo, respectivamente. Para una lluvia modelo de 3 pulgadas, el caudal de escurrimiento estaría representado por el 12,3 % y el 39,7 % de la precipitación acumulada, respectivamente, aunque en situaciones CEAS 3, podría alcanzar casi el 70 %.

Tabla 6.9. Valor de Curva Número (CN), retención máxima potencial (RMP), precipitación necesaria para el inicio de la escorrentía (IE), escorrentía acumulada para una precipitación modelo de 76,2 mm (3") (E) y porcentaje de la precipitación modelada que escurre en superficie (% E). Estos parámetros fueron estimados para las condiciones de escurrimiento antecedente promedio (CEAS 2), seca (CEAS 1) y húmeda (CEAS 3).

		Planta urbana	Loteos urbanos	Av. Circunvalación	Villa Gesell Centro
CEAS 2	CN	61	79	70	88
	RMP [mm]	162,3	67,6	108,7	34,5
	IE [mm]	32,5	13,5	21,8	6,9
	E p/ P modelo [mm]	9,4	30,2	18,3	46,2
	% E	12,3	39,7	24,0	60,1
CEAS 1	CN	41	62	51	75
	RMP [mm]	374,2	155,7	244,1	84,6
	IE [mm]	77,0	31,2	48,8	17,0
	E p/ P modelo [mm]	0	10,1	2,8	24,3
	% E	0	13,3	3,7	32,0
CEAS 3	CN	78	91	85	95
	RMP [mm]	71,6	25,1	44,7	13,4
	IE [mm]	14,2	5,1	8,9	2,8
	E p/ P modelo [mm]	28,7	52,6	40,4	62,6
	% E	37,7	69,0	53,0	81,7

Si se considera el sector ubicado al este de la divisoria de la Av. Circunvalación, la retención potencial máxima (RMP) en condiciones promedio es de 108,7 mm (Tabla 6.9), mientras que la precipitación acumulada necesaria para el comienzo de la escorrentía superficial es de 21,8 mm. En condiciones húmedas, estos valores se estimaron según 44,7 mm y 8,9 mm, respectivamente. Para una precipitación modelo de 3", los caudales de

escorrentía acumulada en condiciones promedio, secas y húmedas representarían el 24 %, el 4 % y el 53 % de la precipitación acumulada, respectivamente.

Si se considera la microcuenca urbana de Villa Gesell centro, la RMP alcanza los 34,5 mm, con una precipitación necesaria para dar inicio a la escorrentía superficial de 6,9 mm (Tabla 6.9). En condiciones secas y húmedas, este parámetro se estima en 17,0 mm y 2,8 mm, respectivamente. Asimismo, la lluvia modelo considerada generaría un caudal de escurrimiento en condiciones medias de 46,2 mm, representando aproximadamente el 60% de la precipitación acumulada. Para condiciones de escurrimiento antecedente húmedas, este parámetro asciende al 82 %. La relación del porcentaje de escorrentía acumulada generada para una lluvia modelo de 3" (72,6 mm) se presenta en la figura 6.16.

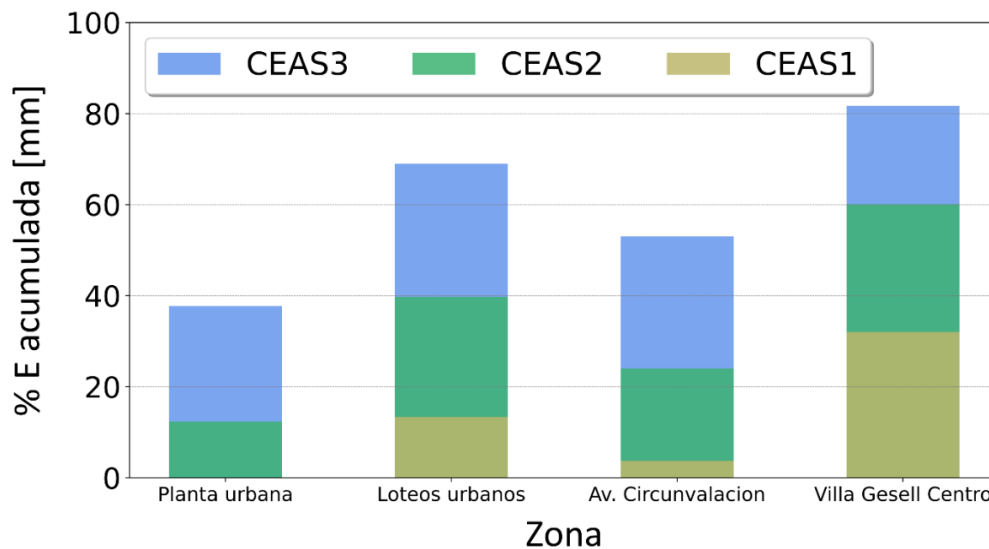


Figura 6.16. Porcentaje de escorrentía acumulada para la planta urbana completa del municipio, para sus loteos actuales, para la planta urbana ubicada al este de la Av. Circunvalación y para la microcuenca urbana de Villa Gesell centro. Se consideraron las condiciones de escorrentía antecedente del suelo CEAS 1 (seco), CEAS 2 (promedio) y CEAS 3 (húmedo).

6.3.3. Mapeo de áreas sensibles

El análisis del Informe de Ordenamiento Hídrico del municipio de Villa Gesell y el monitoreo a campo de los sitios de interés, permitieron identificar un total de 3 grandes aliviadores pluviales, 11 bocas de tormenta y 23 sumideros superficiales, todos ellos

ubicados en el sector centro-norte de Villa Gesell (Fig. 6.17). Los aliviadores pluviales, conforman un sistema de zanjas perpendiculares a la RP N° 11, ubicados entre esta y la Av. Circunvalación. Se orientan a contener los excesos hídricos superficiales y canalizarlos por desnivel topográfico hacia el oeste, donde desaguan finalmente en el sistema de zanjeo de la ruta. Por su parte, los sumideros superficiales, se ubicaron mayoritariamente en el sector norte de Villa Gesell (Pinar del Norte). El 55 % de estos sitios de recepción de escurrimiento superficial se ubicaron al este de la Av. Circunvalación. Finalmente, se identificaron 11 bocas de captación de tormentas, de las cuales 7 se encuentran alineadas sobre la Av. 1, ubicada a 100 m de la línea de costa entre los paseos 109 y 117.

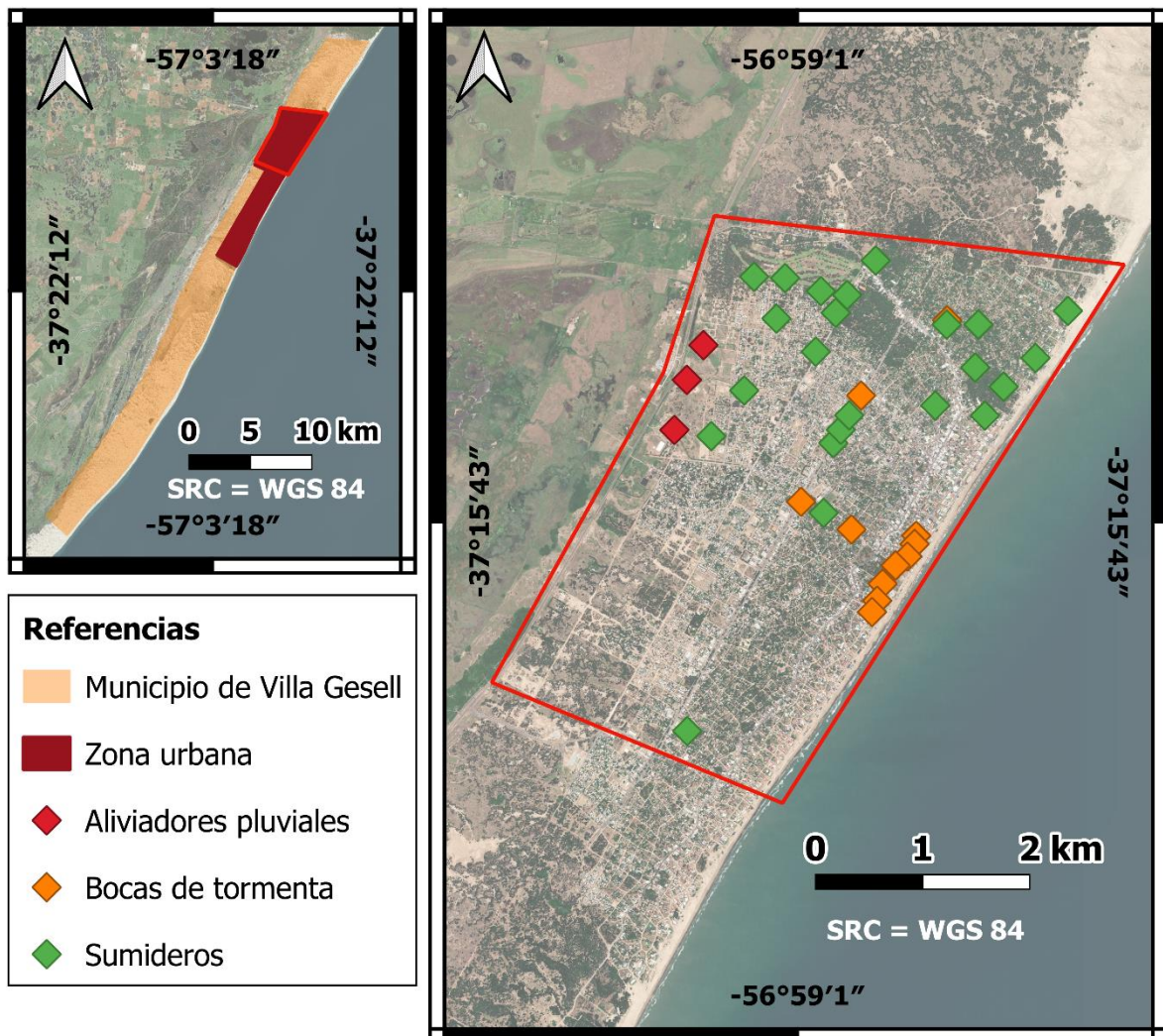


Figura 6.17. Ubicación de los aliviadores pluviales, bocas de tormenta y sumideros superficiales. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

A la vez, se identificó un total de 23 desagües pluviales sobre sectores de playas. Estos se encuentran ubicados en un frente costero lineal de aproximadamente 5 km entre la Av. Buenos Aires ($37^{\circ}15'20.09''S$, $56^{\circ}57'48.03''O$) y el Paseo 143 ($37^{\circ}17'29.50''S$, $56^{\circ}59'38.53''O$) (Fig. 6.18). De estos, 12 se encuentran canalizados, mediante sistemas de entubados soterrados, siendo su ubicación aproximadamente coincidente con las bocas de tormenta. Los 11 restantes, correspondientes a calles perpendiculares con salida del escurrimiento directa hacia el perfil de playa y contenidos en los sectores correspondientes a la microcuenca urbana Villa Gesell centro (entre la Av. Buenos Aires y el Paseo 108), y en el sur de esta misma localidad (entre los paseos 131 y 143).

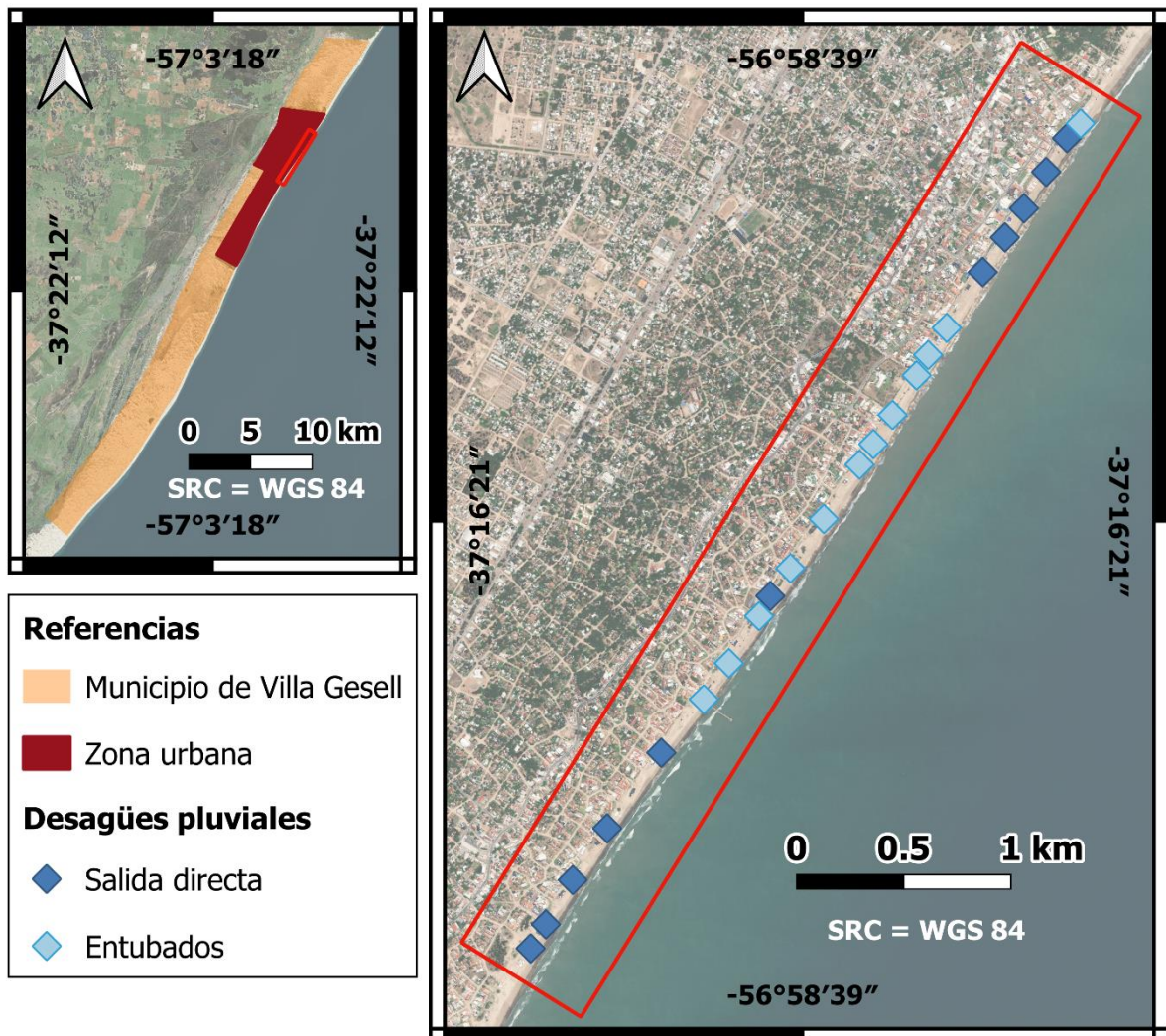


Figura 6.18. Ubicación de los desagües pluviales entubados y con salida directa al perfil de playa. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

6.3.4. Monitoreo *in situ* de la erosión pluvial de playas

Los datos de campo fueron obtenidos a partir de las campañas realizadas el 11 de febrero y el 2 de abril de 2024. Durante la campaña de febrero, las condiciones observadas a campo no permitieron la generación de modelos digitales de elevación, ya que los sectores de playa escarpados a partir de los desagües pluviales se presentaban bajo condiciones de anegamiento, lo que representa una gran fuente de error en el procesamiento *Structure-for-motion* (Over et al., 2021). Sin embargo, pudieron capturarse distintas fotografías oblicuas que permiten caracterizar este fenómeno (Figs. 6.19 y 6.20)



Figura 6.19. Desagüe pluvial no entubado (con salida directa) perteneciente al Paseo 104 (37°15'27.72"S, 56°57'54.32"O). Febrero de 2024.



Figura 6.20. Desagüe pluvial entubado, con salida aproximadamente en el pie de dunas, Paseo 118 (37°16'19.86"S, 56°58'35.75"O). Febrero de 2024.

Durante la campaña realizada en abril de 2024, el procesamiento permitió la obtención del ortomosaico y el modelo digital de elevación (Fig. 6.22). Ante la falta de puntos de control de cotas, el modelo se resolvió verticalmente mediante posicionamiento altimétrico relativo, asignando un valor equivalente a 0 m al pixel de menor cota. Esto permitió estimar, a modo de caso control, el impacto del desagüe pluvial no canalizado (con salida directa a la playa) del Paseo 104, ubicado como el punto de menor cota en la microcuenca urbana (Fig. 6.15.D). Aquí la duna primaria ha sido completamente eliminada y el escurrimiento superficial fluye por debajo del paseo costanero, por lo que el caudal de esorrentía no se ve sujeto a ninguna interrupción al momento de desembocar en la playa. A partir del DEM obtenido, se pudo estimar una extensión lineal y perpendicular a la línea de costa de aproximadamente 40 m. Se trazó un perfil topográfico transversal al canal observado en la playa, estimando una sección de 7,5 m y un desnivel topográfico medio de 0,75 m, representando un volumen sedimentario aproximado de 225 m³ (Fig. 6.21).

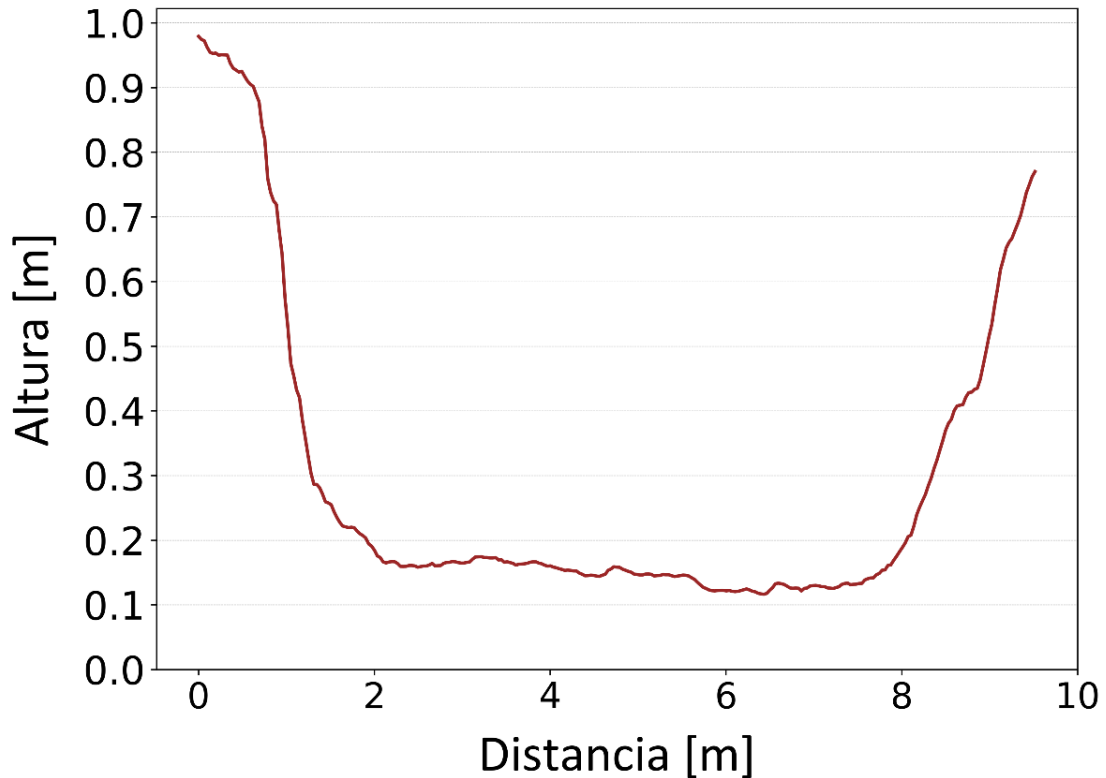


Figura 6.21. Perfil transversal del canal observado en playa Paseo 104, Villa Gesell.

6.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES

6.4.1. Le erosión de las playas urbanas de Villa Gesell

Los procesos erosivos han sido extensamente documentados en la provincia de Buenos Aires (Bértola, 2006; Merlotto y Bértola, 2008; Bértola et al., 2009; Isla y Schnack, 2009; Marcomini y López, 2010; Medina et al., 2016; Isla et al., 2018; Albouy et al., 2019; Isla y Cortizo, 2023). Sin embargo, este capítulo es una actualización del estado de las playas de Villa Gesell al año 2021, al tiempo que se establece como la primera aplicación del software DSAS para analizar un sector de la Barrera Medanosa Oriental. Los resultados permitieron identificar zonas con un comportamiento disímil en cuanto a sus balances de erosión y acumulación. Estos resultados son consistentes con estudios previos que han comparado playas de la localidad de Villa Gesell con las localidades del sur del municipio (Marcomini y López, 1997; Isla et al., 1998; Bértola et al., 1999; Bértola, 2006; Isla et al., 2018; Bértola et al., 2021; Garzo et al., 2023; Isla y Cortizo, 2023).

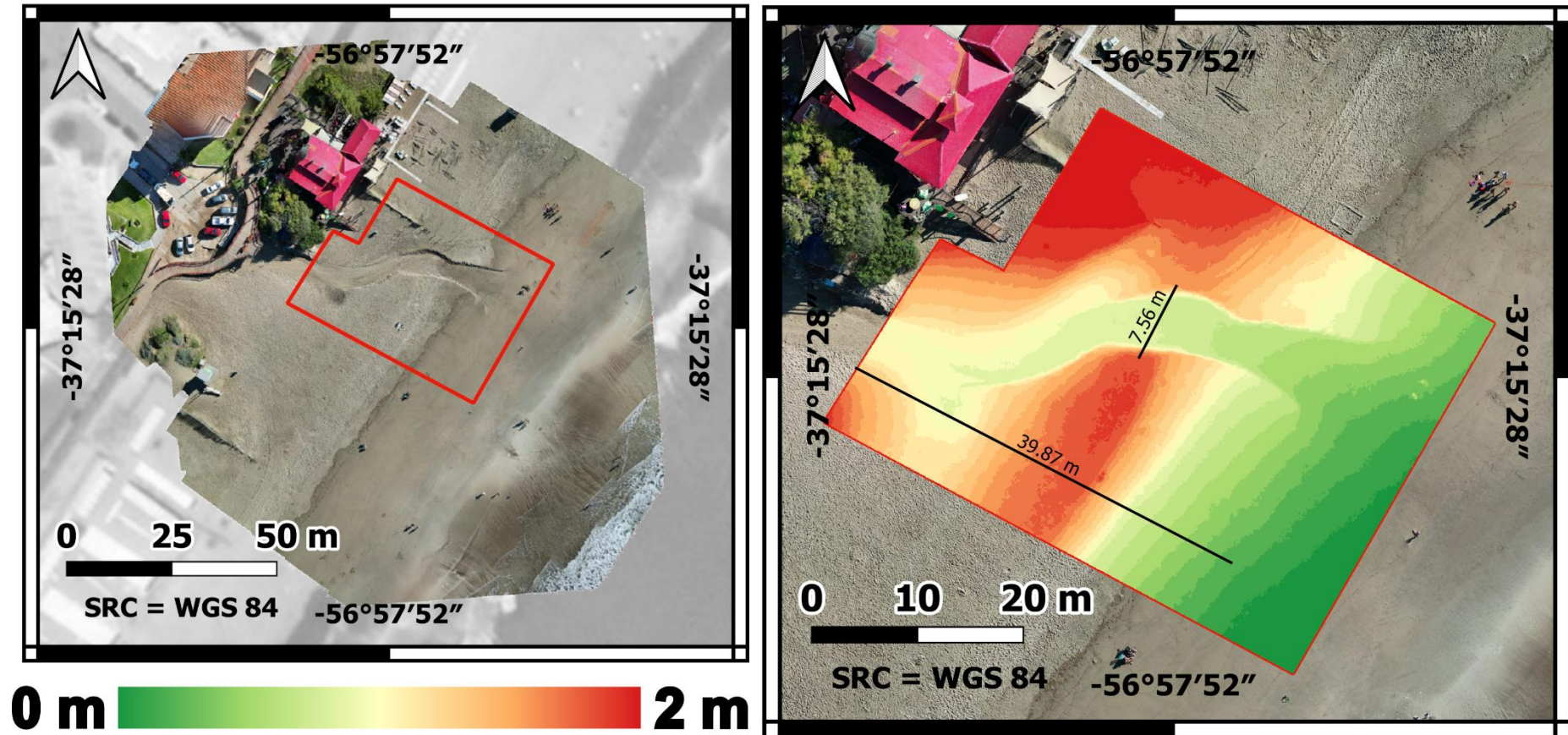


Figura 6.22. Ortomosaico (izquierda) y modelo digital de elevación (derecha) correspondientes al Paseo 104, en la localidad de Villa Gesell.

Partiendo de la estimación de la regresión ponderada por incertezas, aproximadamente el 70 % del frente costero ha presentado tasas erosivas para el período 1965-2021. A la vez, se ha identificado un *hotspot* erosivo que representa al 80% de la zona Villa Gesell Centro, y aproximadamente el 30 % del frente costero urbanizado total. Este hotspot se puede circunscribir al sector de 4 km comprendido entre el Paseo 137 (37°15'20.09"S, 56°59'18.43"O) y la Av. Buenos Aires (37°15'20.09"S, 56°57'48.03"O). Durante las diversas tareas de campo realizadas, se han podido identificar diversos rasgos erosivos en este sector, tales como escarpas y destrucción de infraestructura costera (Fig. 6.23).



Figura 6.23. Escarpa erosiva de más de 2,6 m, observada a la altura del Paseo 118 y playa (37°16'19.86"S, 56°58'35.75"O), durante relevamientos de campo realizados en Julio de 2022.

Fuente: imagen de archivo propio.

Los resultados de este capítulo representan un avance en cuanto al análisis integral de la evolución morfodinámica de las playas urbanas de Villa Gesell. Sin embargo, es menester considerar, por un lado, la evaluación y, de ser posible, la cuantificación de los procesos sedimentarios que controlan la dinámica costera local y, por otro lado, la distinción entre factores naturales y antrópicos que puedan condicionar la ocurrencia y la ubicación de *hotspots* erosivos.

La influencia de la batimetría del sector costero somero sobre los sistemas de barras sumergidas, la refracción del oleaje, y el desarrollo del perfil de playa, ha sido extensamente documentada (Wright and Short, 1984; Plant et al., 2001; Bose et al., 2020). Este efecto ha sido sugerido en trabajos previos para el sector de costero bajo estudio (Isla et al., 2001; Bértola, 2006). De esta manera, el sistema barras *offshore* (ver sección 3.6.5.1. Sistemas playa-duna), correspondiente a la Fm. Punta Médanos Exterior (Parker y Violante, 1982; Fig. 3.25) tiene una influencia directa en el desarrollo morfodinámico de las playas de Villa Gesell. Este sistema de batimetría rítmica produce efectos localizados de las tormentas sudestadas, distribuidos de acuerdo a la refracción del oleaje incidente (Isla et al., 2001).

Algunos procesos que afectan al balance sedimentario local (por ejemplo, las variaciones en el transporte sedimentario por deriva litoral, los cambios en la capacidad de captura y almacenamiento de sumideros sedimentarios en el tiempo) pueden ser difíciles de cuantificar y comprender para playas arenosas sin interrupciones (Fenster y Dolan, 1993), como el caso del sector de barrera de Villa Gesell. Para ello, es menester contar con datos batimétricos de alta resolución, fiables y actualizados, en vistas de promover un análisis que integre los datos topográficos de playas para el modelado dinámico de este sector costero.

Como se analizó en el capítulo 4, la morfodinámica de playas en el corto plazo y las diferencias observadas a lo largo de la costa, responden a tres factores principales: 1. los ciclos episódicos de tormentas; 2. los ciclos estacionales; y 3. los efectos antrópicos de microescala espacial y temporal. En primer lugar, los ciclos de tormentas se asocian a una distribución diferencial de la energía del oleaje incidente y, por lo tanto, efectos localizados de erosión/acumulación a lo largo de la costa. En segundo lugar, los ciclos estacionales afectan el desarrollo morfológico del perfil producto de las recuperaciones volumétricas ocurridas durante la primavera. Finalmente, las alteraciones artificiales en el perfil de playa, asociadas al establecimiento de balnearios y paradores, provocan el enrasado de bermas y la disminución de la pendiente. La influencia de estos procesos ha sido identificada para Villa Gesell (Isla et al., 1998; Isla et al., 2001; Bértola et al., 2006; Monti, 2011), al tiempo

que es coincidente con los resultados obtenidos en esta tesis (ver sección 4.4.2. Caracterización de playas).

Sin embargo, cuando se analiza la evolución de la línea de costa en el largo plazo (1965-2021), deben tenerse en cuenta diversos factores que actúan a una escala espacio-temporal mayor. Entre estos se destacan: 1. la distribución diferencial de la energía del oleaje y de la deriva litoral; 2. los aportes sedimentarios por sobrelavado o *washovers* de tormentas; y 3. los cambios en el uso y las coberturas del suelo sobre los ambientes de barrera. En cuanto al primer factor, los sistemas de barras submarinas promueven la refracción del oleaje, provocando, a lo largo de la costa, una distribución diferencial de la energía durante episodios de tormentas (Isla et al., 2001). Asimismo, el mismo proceso de refracción promueve una deriva litoral selectiva durante períodos de recuperación sedimentaria (Isla et al., 1998). En segundo lugar, se han reconocido, para las playas de las localidades del sur, aportes sedimentarios provenientes de la erosión de playas fósiles Holocenas ubicadas al sur del Faro Querandí (municipio de Mar Chiquita) (Isla, 1997; Isla et al., 1998). Finalmente, la influencia de los cambios en el uso y las coberturas del suelo se analizó en base a los resultados obtenidos en esta tesis.

Las localidades del sur del municipio dieron inicio a sus procesos de fijación intensiva, loteo y parcelamiento a partir del año 1979, con un proceso urbanístico ordenado por la pre-aprobación de su trazado. La forestación de los primeros años de la década de 1980 ha sido identificada como el principal factor en promover la transición de dunas transversales a parabólicas (Isla et al., 1998). Estas iniciativas antrópicas generaron una disminución en la movilidad de las dunas con un desarrollo de geoformas de disponibilidad sedimentaria reducida. Esto afectó al equilibrio de sus playas, presentando tasas erosivas para el período 1985-1997 (Fig. 6.9 y 6.10).

Posteriormente, las dunas primarias fueron conservadas, las calles no fueron asfaltadas, y las densidades urbanas crecieron de manera gradual, tan sólo presentando actualmente un 4 % de su superficie con un porcentaje de cobertura mayor al 80 %. Esto determinó un equilibrio en el balance sedimentario, manteniendo los anchos de playa e

incluso representando zonas acumulativas durante el período 1997-2021. Esta recuperación sedimentaria responde a los aportes provenientes de playas fósiles Holocenas ubicadas al sur del Faro Querandí (Isla, 1997). Isla et al. (1998) identificaron la presencia de arenas con conchillas que se depositan en la playa distal y en las depresiones intermedanasas producto de los sobrelavados de tormentas. Estas playas se presentan entonces como un sector costero aproximadamente estable, con una gradiente en los anchos de playa en sentido sur-norte y con tasas actuales tendientes a una leve acumulación sedimentaria.

Por su parte, Villa Gesell presentó hasta 1965 un avance urbano gradual de baja densidad, paralelo a la costa y ocupando los primeros 600 m del frente costero. Para ese año se registraron los mayores anchos, de aproximadamente 75 m. A partir de la década de 1970, la implementación de Plan Galopante de Urbanización fomentó un incremento de casi el 80 % de la planta urbana en 20 años. Este crecimiento, desordenado y sin planificación alguna, fue representado por una fijación intensiva de las dunas secundarias, la eliminación sistemática de las dunas primarias para la construcción de la Av. Costanera, el asfaltado y la compactación de calles, la densificación urbana a gran escala, y los movimientos de arena para el establecimiento de paradores y unidades turísticas fiscales. Asimismo, se ha reconocido una importante explotación de arena de las playas para ser utilizada en la construcción (Isla et al, 1998). Las playas que promediaban un ancho de 75 m para el año 1965, se vieron reducidas a menos de 40 m para el año 1997, determinando que más del 80% de esta zona sea considerada dentro de los parámetros de un *hotspot* erosivo.

A partir de importantes destrucciones en la infraestructura costera provocadas por procesos erosivos asociados a eventos climáticos extremos durante inicios de la década del 2000, el municipio sancionó en 2006 el Plan de Manejo Integrado del Frente Costero de Villa Gesell (Ordenanza N° 2.050/6). Esto promovió, entre otras medidas, la eliminación de la histórica Av. Costanera construida en 1981 y su reemplazo por el actual paseo peatonal costanero (Fig. 6.24), y la reestructuración de las unidades turísticas fiscales. Tanto el nuevo paseo costanero como los nuevos balnearios, históricamente asociados a

construcciones duras emplazadas sobre el perfil de playa, fueron reemplazadas por construcciones de madera sobreelevadas que permitieran la libre circulación sedimentaria.



Figura 6.24. Construcción del actual paseo costanero, en el año 2006. Fuente: imagen de archivo del Grupo de Geología de Costas del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario.

Estas modificaciones representaron un cambio en el comportamiento de la línea de costa, con un período acumulativo de 0,23 m/año entre 1997 y 2011 y una recuperación en el ancho de playa. Entre 2011 y 2021, estas playas se comportaron de manera estable, con una tasa de retroceso despreciable (Fig. 6.25). Aun así, el retroceso neto de la línea de costa entre 1965 y 2021 alcanzó máximos de más de 40 m para este sector (Fig. 6.26).

Finalmente, el sector correspondiente a Villa Gesell Norte presentó un comportamiento diferencial. Si bien este fue sometido a procesos de fijación de dunas y densificación urbana similares al centro de esta localidad, sus dunas primarias no fueron eliminadas y las calles no han sido asfaltadas. Esto determinó la incidencia de los procesos erosivos entre 1965 y 1997, con un retroceso acumulado de más de 30 m. Luego de la reestructuración del frente costero en la zona céntrica de Villa Gesell de 2006, el comportamiento de este sector norte cambió drásticamente. Tal es así que entre 1997 y 2021 registró una recuperación del ancho de playa de casi 45 m, registrando los máximos

hacia el final de este período (Fig. 6.25). Esto determinó una acumulación neta promedio de casi 20 m para el período 1965-2021 (Fig. 6.26).

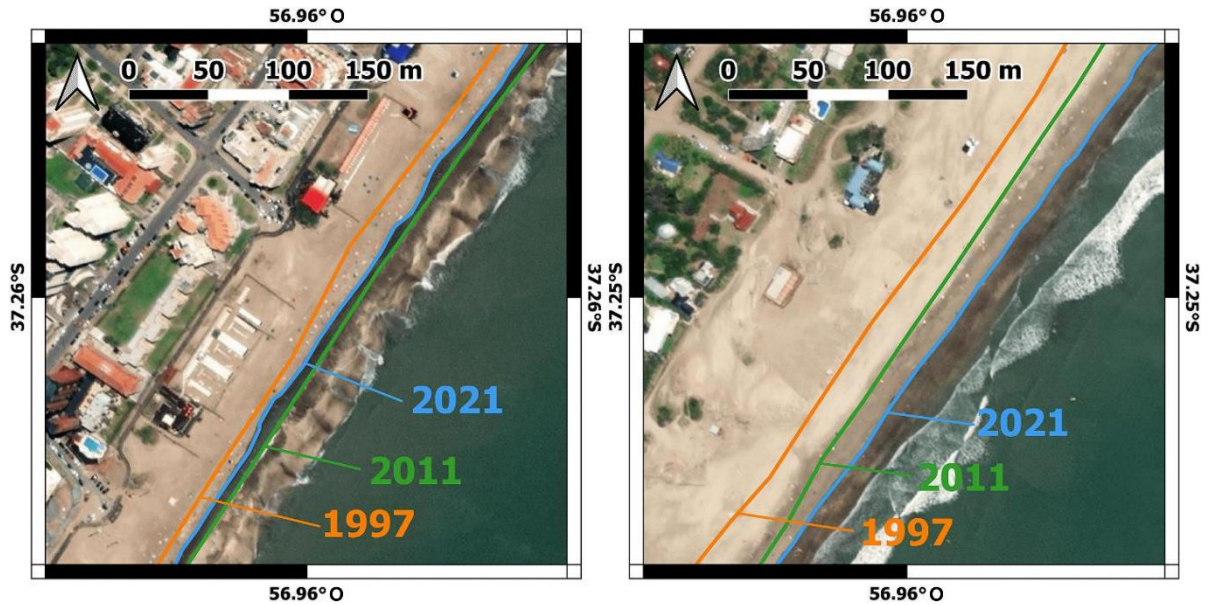


Figura 6.25. Delimitación posicional de la línea de costa para los años 1997, 2011 y 2021, en un sector de Villa Gesell centro (izquierda) y Villa Gesell norte (derecha). La imagen de base corresponde a la utilizada para la delimitación del año 2021.

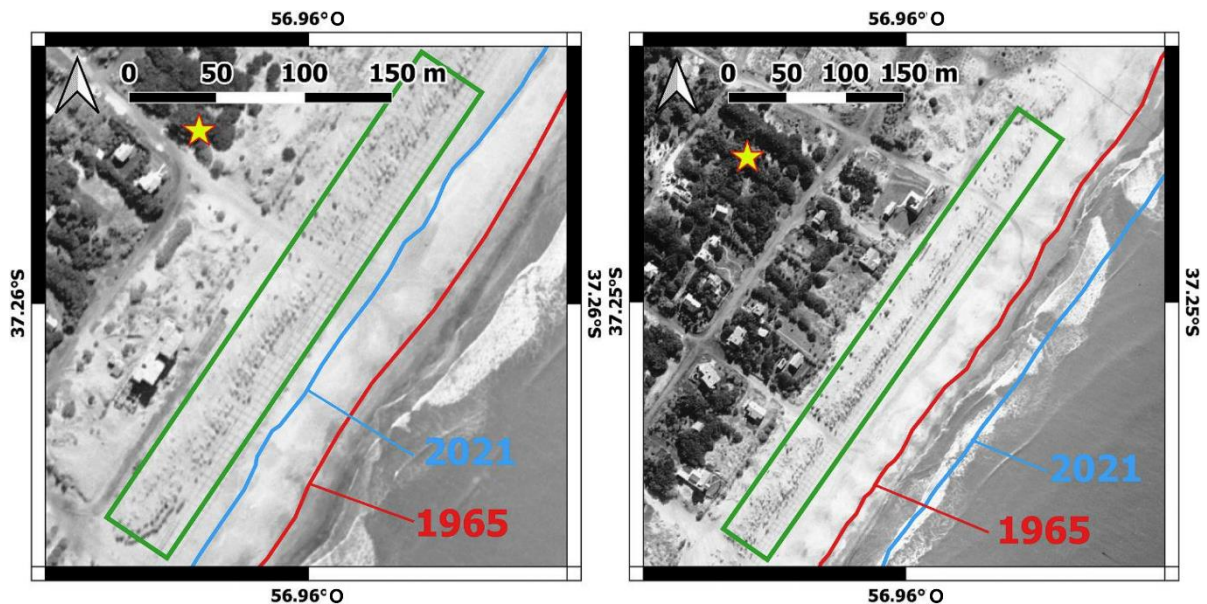


Figura 6.26. Delimitación posicional de la línea de costa para los años 1965 y 2021, en un sector de Villa Gesell centro (izquierda) y Villa Gesell norte (derecha). La imagen de base corresponde a la utilizada para la delimitación del año 1965. El recuadro verde representa los sectores de fijación artificial de las dunas primarias; la estrella representa los sectores de fijaciones artificiales originales de las décadas de 1930 y 1940.

La erosión costera es un proceso que impacta a las zonas urbanas desarrolladas sobre ambientes de barrera a escala global (De Oliveira et al., 2019). El retroceso de la línea de costa afecta a las playas como espacios clave en las economías basadas en el turismo (Phillips y Jones, 2006). Esto deriva en impactos socio-económicos tales como la destrucción de infraestructura, la fragmentación del paisaje, la pérdida de valor recreacional de las playas y diversas incidencias económicas para el sector turístico y las comunidades costeras (Esteves, 2004; Mentaschi et al., 2018).

A partir de esto, diversas estrategias orientadas a reducir los impactos de la erosión costera han sido desarrolladas a escala global. El objetivo de estas radica en promover y restaurar los procesos relacionados con el aprovisionamiento de arenas y la capacidad de retención sedimentaria del sistema (Clark, 1997). Si bien la estabilización de playas supone un proceso sumamente complejo, el manejo de la arena es necesario con el objetivo de proteger los procesos naturales de provisión y almacenamiento sedimentario (Hesp, 2000). A su vez, las estrategias de manejo de la arena deben asociarse a programas de monitoreo mediante geo-indicadores, orientados a la revisión y corrección de las acciones de intervención planteadas (Monti, 2011). En el litoral bonaerense, y particularmente en los sectores de barrera, se recomienda no intervenir con obras duras de ingeniería (escolleras, espigones, rompeolas), dada la evidencia sobre los desbalances sedimentarios que estas estructuras provocan a escala regional (Isla et al., 2018).

Los enquinchados, vallados o trampas de arena representan un método efectivo y de baja inversión, se basa en la instalación de estructuras artificiales de retención sedimentaria en el perfil de playa (Fig. 6.27). Estas se disponen de manera perpendicular o normal a los vientos del sudeste y directamente por delante del pie de dunas sobre la playa distal, siendo el sub-ambiente de playa que mayor provecho toma del *fetch* eólico (Li y Sherman, 2015).

La sobreacumulación de los enquinchados “sin vaciar” y su posterior fijación por dispersión de vegetación nativa o exótica ha generado que, en algunos sectores de Villa Gesell, las dunas primarias sean más altas y las playas más angostas (Isla et al., 2022). Por eso, una vez acumulada la arena las estructuras deben ser vaciadas, disponiendo de un

volumen sedimentario que será distribuido de acuerdo a la acción de manejo requerida. Para ello, es fundamental llevar a cabo un plan de monitoreo continuo de estas estructuras para conocer su tiempo de llenado (Li y Sherman, 2015). Sus principales ventajas radican en que pueden ser implementados en cualquier momento del año y en que son efectivos desde el momento de su instalación, sin necesidad de esperar un tiempo de respuesta del sistema. A la vez, se recomienda su instalación en simultáneo con programas de revegetación de dunas (ver sección 7.3.1).

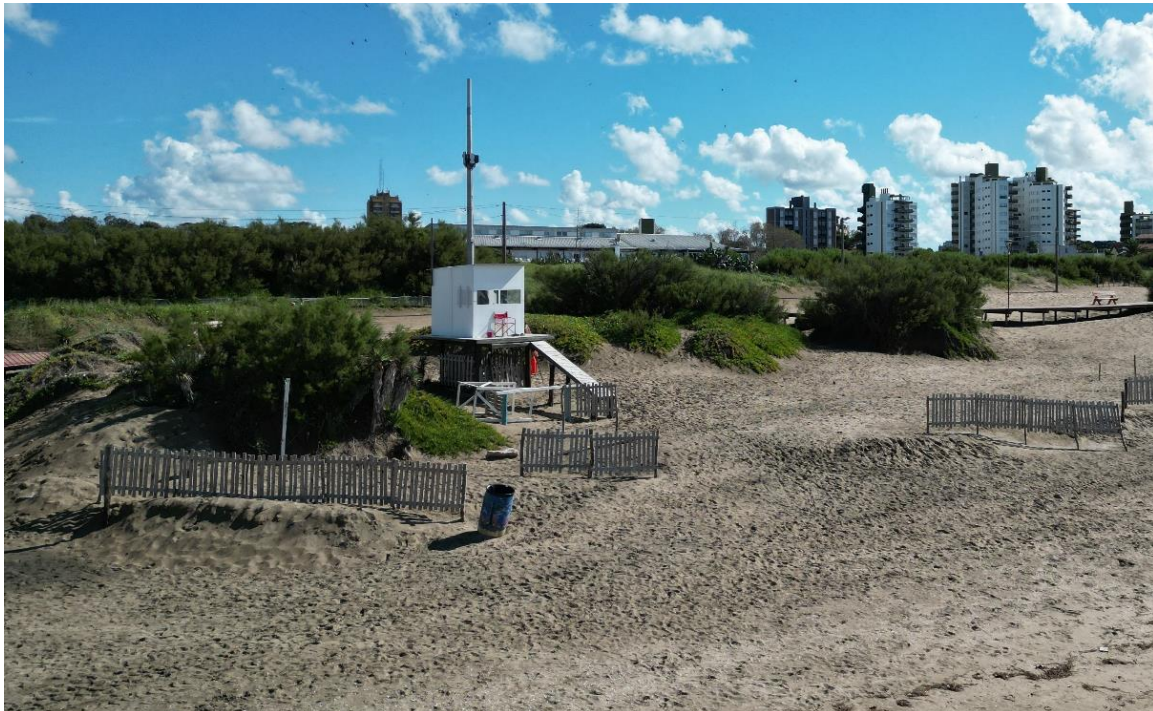


Figura 6.27. Enquinchados ubicados en un el sector de playa del paseo 113 ($37^{\circ}16'4.75''S$, $56^{\circ}58'22.38''O$). Fuente: imagen de archivo propio (febrero de 2024).

Por otra parte, el repoblamiento de playas es un método basado en el aporte artificial de arenas al sistema, utilizado para ampliar o mantener su volumen sedimentario. Si bien no detiene el ritmo de los procesos erosivos, ya que no altera las variables de circulación sedimentaria del sistema, genera un flujo de material disponible para consumo durante un tiempo determinado (Mojica et al., 2022). Por lo tanto, su principal ventaja radica en proveer una recuperación efectiva del perfil en el corto plazo. Este método fue propuesto en la década del '80 para la provincia de Buenos Aires (Isla y Schnack, 1986) y realizado por

única vez en 1998 en tres playas de Mar del Plata a partir de sedimentos obtenidos del dragado del puerto (Bértola, 2001; Marcomini y López, 2006).

El repoblamiento puede aplicarse a gran escala, requiriendo la movilización de un importante volumen de sedimentos, la utilización de maquinaria pesada y una considerable inversión económica (Scalise y Schnack, 2007). Sin embargo, para ambientes con una buena disponibilidad sedimentaria y características texturales adecuadas, como el caso de las playas urbanas de Villa Gesell, se han propuesto estrategias basadas en el repoblamiento periódico a partir de las arenas acumuladas en enquinchados (Garzo et al., 2023). De esta manera, se garantiza, por un lado, que el sedimento utilizado para el relleno sea de similares características al sedimento original de la playa y, por otro lado, un manejo de los enquinchados que evite su llenado excesivo. Una vez completos estos deben ser vaciados, disponiendo así de un volumen sedimentario destinado a alimentar playas cercanas o bien el sector de playa frontal contiguo.

6.4.1.1. Incertezas asociadas y limitaciones del método

El análisis de mediano plazo llevado a cabo (1965-2023) estuvo inicialmente limitado por la disponibilidad de datos aerofotogramétricos históricos (Fig. 6.5). La estimación de las tasas de cambio para el frente costero urbanizado completo sólo fue posible para el período 1985-2021. Esto supone una falta de evidencia empírica para las localidades del sur previa a la década de 1980, período en que sus procesos de estabilización de dunas y avance urbano eran incipientes.

Respecto de las incertezas totales, el ortomosaico generado para el año 1997 presentó la mayor estimación ($\sigma T = 6,02$ m), influenciada principalmente por su error de digitalización asociado ($\sigma d = 3,84$ m). Este error está relacionado con las características de las imágenes que definen la viabilidad de la delimitación a través del indicador seleccionado (concepto que se discute en los próximos párrafos), la configuración de la herramienta de digitalización (por ejemplo, el grosor de la línea) y la experiencia del operador (Boak y Turner, 2005). El error de pixel (σp), derivado de la escala nominal de las fotografías aéreas

originales (1:20.000 y 1:5.000) fue en todos los casos menor a 1 m, siendo este tamaño el máximo recomendado para delimitaciones de la línea de costa (Moore, 2000). Asimismo, el los errores de ortorrectificación estuvieron dentro de los parámetros de digitalización y georreferenciación propuestos por Araujo et al. (2009). Los datos satelitales Landsat y Sentinel utilizados en capítulos previos presentan resoluciones espaciales de 30 m y 10 m, respectivamente. Esto refuerza la ventaja de la utilización de fotografías aéreas históricas mediante digitalización manual por encima de métodos de detección de la línea de costa mediante procesamiento automático y semi-automático.

El límite seco/húmedo es el indicador de la línea de costa más frecuentemente utilizado para los análisis de evolución histórica (Pajak y Leatherman, 2002). Sin embargo, diversos autores lo cuestionan dada su variabilidad estacional, los efectos de los niveles freáticos o lluvias antecedentes, y su poca visibilidad en algunos sets de datos satelitales o fotografías aéreas (Moore, 2000). Asimismo, este es afectado por las condiciones instantáneas de mareas, vientos y olas al momento de su delimitación (Boak y Turner, 2005). Sin embargo, este proxy es considerado uno de los rasgos más útiles para análisis de mediano y largo plazo, donde el desplazamiento de la línea de costa derivado por la variabilidad intermareal y las condiciones instantáneas inducen un error despreciable (Moore et al., 2006). Esta variabilidad resulta menor en regímenes micromareales (Virdis et al., 2012), como el sector de barrera correspondiente a Villa Gesell. Asimismo, la incerteza instantánea inducida por las mareas y los efectos del oleaje han sido incorporados en el análisis a partir de la estimación de los errores correspondientes.

La falta de datos del clima oceánico de Villa Gesell ha llevado a la utilización de datos modelados a partir de reanálisis. A pesar de que el modelo utilizado ha sido ampliamente difundido y validado (Timmermans et al., 2020), este no contempla factores y procesos específicamente referidos a la dinámica costera local (por ejemplo, la batimetría de los sistemas de barras y la refracción del oleaje). Aun así, la estimación de la fluctuación de mareas representó la mayor fuente de error para todo el período de estudio ($\sigma_{td} = 4.43$ m), incluso tratándose de un ambiente micromareal.

Más allá de estas consideraciones metodológicas, los valores de las incertezas posicionales totales variaron entre 5,06 m y 6,02 m. En todos los casos, las estimaciones se encontraron por debajo de los 10 m, siendo el valor medio máximo recomendado por el *National Assessment of Shoreline Change Project* del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS; Himmelstoss, et al., 2018). Asimismo, el período de tiempo analizado (1965-2021) supera el mínimo recomendado de 30 años para el análisis de mediano plazo de la evolución de la línea de costa (Boak y Turner, 2005).

5.4.2. Los excesos hídricos superficiales y la erosión de playas

El método de la Curva Número de Escorrentía, desarrollado inicialmente por el *Soil Conservation Service* de los Estados Unidos (SCS, 1964), ha sido utilizado en Argentina para la caracterización y predicción del comportamiento hídrico superficial empírico de cuencas agrícolas (Chagas et al., 2008; Ares et al., 2012; López et al., 2023) y urbano-costeras (Genchi, 2011; Garzo, 2017; Garzo et al., 2019). A la vez, ha sido incluido en la estimación de modelos de respuesta hidrológica superficial (Nosetto et al., 2012; Vernieri et al., 2012). Diversos autores destacan el potencial de la utilización de este método en conjunto con herramientas geomáticas y datos satelitales (Yang et al., 2011; Jahan et al., 2021).

La naturaleza de los suelos del sector de barrera de Villa Gesell se encuentra mayoritariamente representada en la Serie Punta Médanos. Esta refiere a suelos sin desarrollo, arenosos, profundos, excesivamente drenados y con una elevada permeabilidad. Tal es así, que para las áreas extra-urbana del municipio, que actualmente ocupan más del 65% de la superficie total, su valor de curva número (CN) ponderada fue estimado en 32, con una precipitación acumulada necesaria de más de 110 m para dar inicio al proceso de escorrentía. Esta estimación puede ser tomada como representativa del campo de dunas original, previo a los procesos intensivos de fijación de dunas y urbanización costera que han sido descriptos.

La planta urbana actual, incluyendo espacios de reservas fiscales sin urbanizar, presenta un valor de CN de 61, lo que supone una precipitación acumulada necesaria de 32,5 mm. Ante una lluvia modelo de 3", equivalente a aproximadamente 70 mm, el 12 % representaría la escorrentía acumulada total. Sin embargo, si se considera el sector urbano ubicado al este de divisoria de aguas representada por la Av. Circunvalación, la precipitación acumulada requerida es menor a 20 mm ante una CN de 70 unidades. En este escenario, casi el 25 % de una lluvia modelo se vería traducido en escorrentía acumulada bajo condiciones antecedentes promedio. Para condiciones antecedentes húmedas, este porcentaje se incrementaría hasta aproximadamente el 55 %.

Finalmente, si el análisis se circunscribe al sector comprendido por la microcuenca urbana de Villa Gesell Centro, el valor de CN asciende a 88 unidades. Esto sugiere un escenario crítico con una precipitación acumulada necesaria de menos de 7 mm para dar inicio al escurrimiento superficial. Más aún, la retención máxima, representada por los escasos espacios verdes libres de urbanización, es de 34,5 mm. Una vez superado este umbral, toda precipitación se transforma de manera lineal en escorrentía acumulada. Tal es así que más del 60 % de una lluvia modelo se traduce en escurrimiento superficial. Ante condiciones antecedentes húmedas, las cuales podrían desencadenarse a partir del riego de jardines residenciales en verano, la precipitación inicial necesaria es de menos de 3 mm, y la escorrentía representaría más del 80 % de la precipitación acumulada modelo.

Esta cuantificación empírica permite demostrar como los cambios en el uso del suelo han impactado en la infiltración de los ambientes naturales de barrera, incrementando drásticamente los patrones de escurrimiento superficial e incluso promoviendo estos procesos en zonas permeables. Esta problemática hídrica ha llevado a diversas políticas públicas e iniciativas de manejo por parte del municipio, las cuales se condensan en la información relevada en este capítulo.

Se destaca que la totalidad de los sitios de interés relevados se localizaron en el sector centro-norte de Villa Gesell. Las localidades de Mar de Las Pampas, Mar Azul, Las Gaviotas e incluso Colonia Marina no presentaron infraestructura pluvial asociada. Sin

embargo, no se destaca la posible existencia de pozos blancos de infiltración y/o sumideros superficiales desarrollados por iniciativas privadas. Esto se explica ante la ausencia de calles asfaltadas y la baja densidad de urbanización, lo que permite garantizar las superficies capaces de infiltrar el agua durante las tormentas. Aun así, las calles compactadas de estas localidades suelen presentar anegamientos que se infiltran paulatinamente en los días posteriores. En este sector se observan dunas primarias bien consolidadas, con accesos de playa que no suponen su eliminación ni socavamiento. Estas formaciones interrumpen el desnivel topográfico natural en sentido este-oeste, impidiendo la canalización de los excesos hídricos superficiales y favoreciendo la ausencia de erosión pluvial en las playas urbanas del sur del municipio.

En la localidad de Villa Gesell, el escenario es contrastante. La problemática hídrica ha supuesto la implantación de un sistema de bocas de tormenta alineadas principalmente sobre la Av. 1, a 100 m del frente costero, captando los excesos hídricos que descienden por topografía desde la Av. Circunvalación y hacia el este. Estas bocas, que cuentan con un sistema de ante-cámaras con filtros para evitar el material en suspensión, canalizan el escurrimiento hacia un sistema de entubados soterrados que evitan los anegamientos a la altura del paseo costanero (POM, 2021). Sin embargo, la boca de salida de estos desagües se ubica en el inicio del perfil de playa, promoviendo la generación de canales y escarpas transversales a la línea de costa (Fig. 6.28).

En la porción más austral de la localidad de Villa Gesell se presenta una situación particular. Entre los paseos 152 ($37^{\circ}18'4.97''S$, $57^{\circ} 0'4.29''O$) y 129 ($37^{\circ}16'47.32''S$, $56^{\circ}58'59.71''O$), el no hay presencia del paseo costanero, determinando la presencia de dunas primarias. Sin embargo, con el objetivo de evacuar los excesos hídricos acumulados al oeste de la duna primaria (en zona urbana) y de garantizar accesos peatonales a la playa, la duna primaria es sistemáticamente socavada con maquinaria pesada por parte del municipio. Este método logra evacuar los excesos hídricos de las zonas urbanas, pero indefectiblemente promueve el escurrimiento hacia la playa y desagües pluviales no canalizados.



Figura 6.28. Desagüe pluvial canalizado a la altura del Paseo 118 (37°16'19.86"S, 56°58'35.75"O), Villa Gesell. Fuente: imagen de archivo propio correspondiente a febrero de 2022.

En la microcuenca urbana de Villa Gesell Centro la situación es aún más crítica, con una superficie de 300 has sometida a una impermeabilización casi total a partir del uso intensivo de suelo urbano. La ausencia de bocas de tormenta y desagües pluviales entubados genera caudales directamente transportados en superficie hacia la playa (Fig. 5.29). De esta manera, además de provocar un desbalance sedimentario, los desagües canalizan material en suspensión hacia la playa, a la vez que provocan destrozos en la infraestructura costera.

Como resultado de esto, se han podido identificar efectos erosivos en la intersección del Paseo 104 y la playa, en el punto más bajo de esta microcuenca urbana. El canal generado producto del desagüe sin canalizar presentó una extensión que representa más del 50 % del ancho de playa. A la vez, la pérdida de volumen sedimentario fue de poco más de 225 m³. Como dimensión de esta magnitud, la recuperación sedimentaria invierno-

verano del perfil de playa de este sector fue estimada en 350 m³ (ver sección 4.3.1. Perfiles de playa).



Figura 6.29. Desagüe pluvial sin canalizar a la altura del Paseo 111 (37°15'55.44"S, 56°58'16.05"O), correspondiente a la microcuenca urbana Villa Gesell centro. Fuente: imagen de archivo propio correspondiente al febrero de 2022.

Los 23 desagües identificados son coincidentes con el *hotspot* erosivo estimado durante el análisis de la evolución temporal de la línea de costa. Esto refuerza la noción del impacto de los cambios en el uso del suelo sobre los ambientes de barrera al tiempo que supone que la problemática erosiva podría desarrollarse sobre 2 frentes espaciales. Por un lado, la injerencia de los procesos sedimentarios perpendiculares y paralelos a la línea de costa, promueve procesos de erosión desde el mar. Por otro lado, el escurrimiento superficial urbano, perpendicular a la línea de costa, induce la erosión desde la ciudad.

Las medidas gestión del escurrimiento superficial urbano debe entonces, orientarse sobre dos objetivos principales. Por un lado, garantizar la infiltración en el perfil de suelo disminuyendo así los caudales de escurrimiento superficial y promoviendo la recarga de los acuíferos costeros superficiales. Por otro lado, manejar adecuadamente los caudales de escurrimiento superficial urbana en vistas de evitar la erosión pluvial de playas. Todo el volumen de agua dulce asignada a consumo para usos urbanos, domiciliarios y de riego, proviene de los acuíferos costeros superficiales, obteniéndose a partir de la explotación de pozos de abastecimiento locales (POM, 2021). La evacuación de los excedentes hídricos hacia el mar compromete severamente este recurso.

Diversos autores han propuesto estrategias para garantizar la infiltración pluvial en el perfil de suelo por medio del establecimiento de áreas permeables tales como sumideros, lagunas de retención intermedia o cunetas verdes (Srishantha, 2017; Lashford et al., 2020). Estas estructuras garantizan, por un lado, la recarga de los acuíferos costeros, al tiempo que reducen los caudales en superficie. A su vez, algunas de ellas se asocian a la infiltración instantánea durante los picos de tormenta y otras representan la percolación gradual durante los días subsiguientes (Charlesworth et al., 2003). Asimismo, son capaces de capturar en superficie, la escurrimiento superficial de las microcuencas urbanas transportada desde aguas arriba (Davis et al., 2015).

A partir de esto, se destaca la importancia de contener el escurrimiento superficial en su punto de origen, o bien almacenar los excesos que eventualmente no puedan ser retenidos en estaciones de absorción intermedia, impidiendo que alcancen las playas. Si bien el sector de barrera estudiado cuenta con sumideros superficiales, su distribución se encuentra mayoritariamente representada hacia el oeste de la Av. Circunvalación, o bien en el sector del Pinar del Norte. De esta manera, no reciben los aportes provenientes del sector crítico de la microcuenca urbana de Villa Gesell.

El análisis de la evolución histórica en la línea de costa, la identificación de *hotspots* erosivos y de sitios críticos en lo referido al escurrimiento superficial urbano y a la erosión pluvial de playas, representan un escenario crítico en la actualidad. Asimismo, su

distribución espacial y su evolución temporal se encuentran vinculados, entre otros aspectos, con los cambios históricos en el uso y en las coberturas del suelo. Sin embargo, las perspectivas de cambio futuro y los programas de desarrollo urbano del suelo podrían alterar estos procesos, potenciando impactos asociados. Estos nuevos escenarios se abordarán en el capítulo siguiente, junto con la identificación de sus efectos asociados.

CAPÍTULO 7

PROYECCIONES FUTURAS DE CAMBIO Y EFECTOS ASOCIADOS

7.1. INTRODUCCIÓN

Los procesos históricos de estabilización de dunas y de desarrollo urbano han promovido diversos cambios en la dinámica de los ambientes de barrera del municipio de Villa Gesell. A partir de esto, se han identificado los impactos referidos a la presencia de *hotspots* erosivos y de sitios ambientalmente sensibles respecto de la erosión pluvial de playas. Dada la fragilidad de estos ambientes y su importancia socio-económica, es fundamental, además de conocer su historia y su situación actual, interpretar su evolución y sus cambios futuros en vistas de apoyar la planificación urbana y la toma de decisiones.

A partir de esto, el objetivo central de este capítulo radica en modelizar tendencias futuras de cambios en el uso y en las coberturas del suelo del sector de barrera bajo estudio, con especial énfasis en el desarrollo urbano y en la evolución de la vegetación sobre sectores de dunas. A la vez, se busca reconocer los efectos previstos, a través de escenarios de corto y mediano plazo, para la evolución de la línea de costa en sectores urbanos, y para la respuesta del escurrimiento superficial ante los cambios proyectados en las coberturas. Para ello, se utilizaron diversos métodos de modelado geoespacial, utilizando como insumo los resultados obtenidos en capítulos previos. Sin embargo, para el escenario futuro de uso de suelo urbano se realizó un análisis pormenorizado del Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell, el cual establece las directrices para el crecimiento urbano proyectado a un horizonte temporal de 20 años. Algunos aspectos relevantes de este plan son detallados a continuación.

7.1.1. Plan de Ordenamiento Municipal (POM) y normativa provincial

El Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell (POM), fue desarrollado desde el año 2016 y aprobado inicialmente a escala municipal en marzo de 2021 por medio de la

Ordenanza N° 3.063/21. Bajo requisito de la provincia de Buenos Aires, este fue sujeto a revisión, aprobándose su modificatoria mediante la Ordenanza N° 3.138/21 en agosto del mismo año. Finalmente, este fue convalidado y puesto en vigencia por el Ministerio de Gobierno Provincial el 21 de Marzo de 2023 (Resol. 161/23-GDEBA-MGGP). De esta manera, Villa Gesell se transformó en el decimonoveno de los 135 municipios bonaerenses en alcanzar la etapa final del proceso de ordenamiento según lo establecido en el Decreto-Ley 8.912/77 de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo de la Provincia de Buenos Aires.

De acuerdo al esquema de etapas planteado en este decreto-ley, el POM emerge como la etapa sucesora al Código de Ordenamiento Urbano del Partido de Villa Gesell del año 2007, aprobado por Ordenanza N° 2.051/06 y convalidado por la provincia de Buenos Aires mediante el Decreto N° 1.717/07. Este código establecía los términos referidos a la regulación de usos, ocupación, subdivisión y equipamiento del suelo hasta la entrada en vigencia del POM, en marzo de 2023.

De esta manera, se planificó y desarrolló, desde el año 2007, una ciudad para una población turística de aproximadamente 250.000 habitantes, distribuida en sus 3 áreas urbanas reconocidas (Villa Gesell, Mar de Las Pampas y Mar Azul/Las Gaviotas). Sin embargo, se han identificado situaciones de urbanización irregular, por fuera de lo establecido en la normativa vigente, las cuales se pretende subsanar mediante la nueva normativa. Estas situaciones tuvieron intentos de regulación por medio de una serie de ordenanzas particularizadas, como el Plan Director Colonia Marina (Ordenanzas N° 2.159/08 y N° 2.365/10), el Plan para la Zona Complementaria Norte (Ordenanzas N° 1.710/99 y N° 2.203/08) y el Plan para la Zona Complementaria Sur (Ordenanza N° 2.204/08). Sin embargo, estas ordenanzas nunca fueron convalidadas por la provincia de Buenos Aires y, por tanto, no entraron en vigencia.

A partir de esto, a través de los objetivos propuestos en el Título I, Capítulo 2 (“Lineamientos Generales de Ordenamiento Futuro”), el POM pretende establecer los términos jurídicos en materia de planeamiento y urbanización del territorio con un horizonte proyectado a 2044, teniendo en cuenta el crecimiento futuro de la población y la afluencia

turística. Para ello busca, crear las condiciones adecuadas de sostenibilidad ambiental, garantizar la capacidad de carga ambiental para el desarrollo del turismo, mejorar el producto bruto económico del municipio, incrementar la oferta de suelo apto para residencia permanente y temporaria, subsanar las situaciones actuales de ocupación irregular del suelo urbano, generar zonas con destinos recreativos promoviendo alternativas a la estacionalidad turística estival, y disminuir la densidad bruta media actual de las zonas urbanas (POM, 2021).

Los objetivos propuestos en el POM se encuentran supeditados al cumplimiento de la normativa provincial vigente, siendo el Decreto-Ley N° 8.912/77 (Ley de Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo) y el Decreto N° 3.202/06 (del Régimen para la Aprobación de Proyectos Urbanísticos en la Costa Atlántica) los más relevantes. Este último reglamenta el Art. 142° del Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires (Régimen de Protección; Conservación y Manejo del Recurso Hídrico; Ley N° 12.257/99).

El Decreto N° 3.202/06, de carácter optativo para los municipios que se adhieren, fue convalidado en Villa Gesell por Ordenanza N° 2.092/07. Este establece, por un lado, una franja de resguardo costero, paralela a la línea de costa, con un ancho mínimo de 250 m estimados perpendicularmente desde la línea de ribera. La superficie contenida en esta franja no podrá ser afectada a usos urbanos ni desarrollos de ningún tipo. Este decreto presenta una fórmula para el otorgamiento de autorizaciones para la ampliación de núcleos urbanos, el cual se encuentra sujeto a la disposición y/o creación de reservas de dunas, según:

$$FCU = \frac{(0,25 * FCC) + (0,20 * FCL)}{2} \quad (1)$$

siendo, la extensión lineal del Frente Costero Urbanizable máximo (FCU), resultante de la semisuma del 25 % del Frente Costero Consolidado (FCC, según lo definido por los municipios al 30 de mayo de 2006) y del 20 % del Frente Costero Libre (FCL, definido por los municipios a la misma fecha). Por un lado, se plantea que aquellos municipios con

reservas de dunas que representen al menos 5 km de extensión lineal de frente costero podrán incrementar el valor del FCU en una longitud equivalente al 10 % de dicha reserva. Por otro lado, cuando la densidad neta promedio de las nuevas zonas urbanas sea inferior a 60 hab/ha, se podrá incrementar el FCU en un 30 %. Finalmente, el Decreto-Ley N° 8.912/77 establece que todo nuevo núcleo urbano desarrollado sobre campos de dunas debe suponer la estabilización y fijación de los mismos.

7.2. MATERIALES Y MÉTODOS

7.2.1. Proyección de la evolución de la vegetación

Con el objetivo de estimar la evolución futura de la vegetación en el mediano plazo, se partió del análisis de la evolución histórica en las clases de coberturas vegetales presentado en el capítulo 4 (ver sección 4.3.1.2. Cambios en las coberturas vegetales (1986-2021)). A partir de la utilización de la herramienta de Python MOLUSCE¹ (*Modules for Land-Use Change Simulation*), desarrollada para el software QGIS, se modeló el escenario proyectado al año 2050.

Para ello, se realizó un modelado de transición potencial basado en la utilización de una Red Neuronal Artificial (RNA). La evolución espacial histórica (1986-2021) en las clases de coberturas vegetales (1. dunas sin vegetar (D); 2. vegetación dunar herbácea (H); 3. pastizales pampeanos anegables (P); y 4. forestaciones (F)) fue considerada como variable dependiente para el análisis. Por su parte, el Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina², desarrollado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), representó a la variable independiente. Con el objetivo de entrenar y validar el modelo RNA, se utilizaron los datos correspondientes al período 1986-2003 para estimar los cambios proyectados para el período 2004-2021. Siguiendo los parámetros propuestos por Muhammad et al. (2022), el

¹ Modules for Land Use Change Simulations. Repositorio de Plugins de Python para QGIS. Disponible en: <http://hub.qgis.org/projects/molusce> [última visita: 10/05/24].

² Modelo Digital de Elevaciones de la República Argentina, Instituto Geográfico Nacional [MDE-Ar v2.1 30x30 m]. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Mapa> [última visita: 10/05/24].

proceso de aprendizaje de la RNA se llevó a cabo para 5.000 muestras aleatorias y 100 iteraciones, dentro de una ventana de análisis de 1x1 píxeles, bajo una tasa de aprendizaje de 0,001.

Una vez obtenida la predicción a 2021, esta fue analizada mediante validación kappa, a partir de la contrastación con las estimaciones reales para este año, obteniéndose un porcentaje global de precisión del 86,4% (Valor Kappa =0,85). Una vez que el modelo fue satisfactoriamente entrenado, se utilizaron los datos históricos 1986-2021 para la proyección de las clases de coberturas vegetales al año 2050, basándose en los mismos parámetros de entrenamiento de la RNA. El procesamiento de los datos geoespaciales y los distintos pasos metodológicos asociados al modelado de transición potencial desarrollado mediante RNA fueron llevados a cabo mediante el *Plugin* de Python MOLUSCE v3.0.13 dentro de la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022). Los resultados obtenidos fueron procesados mediante diversas librerías de Python (Python, 2023)³.

7.2.2. Proyección de la evolución de la urbanización

Con el objetivo de estimar la evolución del uso de suelo urbano proyectada a 20 años, se analizó en detalle el POM⁴, teniendo en cuenta diversos aspectos del planeamiento contenidos en las secciones: Título I-Capítulo 2 “Lineamientos generales de ordenamiento futuro”, Título II-Capítulo 1 “Plan de Ordenamiento Territorial”, Título II-Capítulo 2 “Estrategias territoriales”, Título II-Capítulo 3 “Planes directores y proyectos prioritarios”, Título IV-Capítulo 2 “Clasificación y delimitación del territorio”, Título IV-Capítulo 3 “Trazado, sub-división y parcelamiento”, Título IV-Capítulo 4 “Uso del suelo”, Título IV-Capítulo 5 “Intensidad de ocupación y morfología” y Título IV-Capítulo 6 “Hojas de zonas”.

Esto permitió analizar los diversos lineamientos estratégicos y operativos en lo referido a la evolución urbana, con un análisis centrado en la distribución y la intensidad de

³ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleoeología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

⁴ Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell. Disponible en: <https://www.gesell.gob.ar/> [última visita:12/06/2024].

ocupación del suelo. Para esto, se evaluó la densidad de ocupación del suelo proyectada a 2044, según la nueva zonificación urbana, a modo de generar un escenario comparable con las estimaciones presentadas en el capítulo 4 (ver sección 4.3.2. Cambios históricos en las coberturas urbanas). A la hora de analizar esta zonificación se tuvieron en cuenta dos parámetros principales definidos en el plan: la intensidad de ocupación residencial y el factor de ocupación del suelo (POM, 2021).

Por un lado, se definen dos usos principales en lo referido a la intensidad de ocupación residencial: el unifamiliar y el multifamiliar. El primero de ellos, se asocia a zonas residenciales con viviendas desarrolladas en una sola planta y con densidades de ocupación del suelo bajas. Se configura el espacio urbano con un tejido abierto con presencia de áreas de cobertura vegetal y arboledas dentro del espacio privado. El uso multifamiliar, en cambio, se asocia a modalidades de alojamiento turístico (hotelería en general) y de construcciones en altura, refiriendo principalmente a los edificios de departamentos, con densidades de ocupación del suelo altas, y poco espacio de coberturas verdes dentro de los lotes.

Por otro lado, el POM (2021) define el concepto de F.O.S. (Factor de Ocupación del Suelo), como el porcentaje máximo del terreno que puede ser ocupado por los desarrollos urbanos, ya sean unifamiliares o multifamiliares. En otras palabras, este define la densidad urbana máxima a la que puede estar sujeto un lote, una manzana catastral o una sección urbana. A modo de ejemplo, un F.O.S de 0,6 establece una ocupación máxima potencial de un lote del 60 %. A partir de esto, la nueva zonificación del POM fue analizada siguiendo los criterios presentados en el capítulo 4 para las densidades de uso y cobertura de los sectores urbanos (ver sección tabla 4.5 en sección 4.2.2. Evolución temporal de las coberturas urbanas). El procesamiento de los datos geoespaciales fueron llevados a cabo mediante herramientas contenidas en la interfaz gráfica del software QGIS v3.8.2 (QGIS, 2022). Los resultados obtenidos fueron procesados mediante diversas librerías de Python (Python, 2023).

7.2.3. Proyección de la respuesta en el escurrimiento superficial

Con el objetivo de analizar la respuesta proyectada frente al escurrimiento superficial del sector de barrera bajo estudio, se aplicó el Método de la Curva Número de Escorrentía (NRCS, 2012). Para ello, se analizaron los 4 parámetros asociados al método: grupos hidrológicos de suelos (GHS), usos y coberturas del suelo (UCS), complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC) y condiciones de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS), siguiendo los lineamientos metodológicos utilizados en el capítulo previo (ver sección 5.2.2. Curva Número de Escorrentía).

Se utilizó la categorización de suelos del municipio de Villa Gesell de acuerdo a los parámetros del método (ver Tabla 5.4), y, partiendo de los escenarios proyectados de uso del suelo urbano estimados en este capítulo, se obtuvieron los complejos hidrológicos suelo-cobertura (CHSC) potenciales y sus valores de curva número empírica asociados. En este punto, se consideró una densidad de trazado de vías de circulación correspondiente al 15 % de la superficie asignada a la expansión de áreas urbanas actuales y de creación de nuevas áreas urbanas residenciales. Este porcentaje emerge de lo establecido bajo el régimen de cesiones del POM para el total de la red vial municipal (2021).

La obtención de los valores curva número para cada CHSC permitió la estimación de los valores de curva número ponderada (ver Capítulo 5, ecuación 12) para condiciones de escurrimiento antecedente del suelo CEAS2, equivalente a condiciones promedio. A partir de las relaciones tabuladas propuestas por NRCS (2012) se pudieron estimar también los valores referidos a CEAS1 y CEAS3 (condiciones secas y húmedas, respectivamente). Finalmente, se consideró una lluvia modelo acumulada de 3" para la estimación de los caudales de escorrentía superficial acumulada potenciales. Esta magnitud se obtuvo a partir del promedio de los registros máximos mensuales de datos *in situ* para el período 2000-2022 (ver sección 5.2.2. Curva Número de Escorrentía). El procesamiento de los datos geoespaciales, así como la obtención de los productos derivados, fue realizado utilizando la interfaz gráfica del software QGIS (QGIS, 2022). Los resultados fueron procesados mediante librerías de Python (Python, 2023).

7.2.4. Proyección posicional de la línea de costa

Con el objetivo de estimar una proyección de la evolución de la línea de costa en el corto plazo, se generó un análisis basado en los resultados obtenidos en el capítulo previo (ver sección 5.3.1. Evolución de la línea de costa (1965-2021)). Partiendo del análisis basado en transectas (Leatherman y Clow, 1983; Anfuso et al., 2016) y de la estimación de estadísticos resultado mediante el software DSAS (Himmelstoss et al., 2018), se obtuvo la predicción posicional al año 2030. Según lo propuesto por Mansour et al. (2024) se utilizó la extrapolación de la tasa EPR (tasa de cambio final) obtenida para el último período histórico considerado (2011-2021), siendo una medida fiable para estimaciones de corto plazo (Tabla 7.1). A partir de esta se pudo estimar la variación neta respecto de la delimitación posicional del año 2021, y por tanto la posición proyectada final.

Tabla 7.1. Detalle de los estadísticos estimados para cada una de las 288 transectas de análisis, partiendo de los resultados obtenidos en el capítulo previo (ver sección 5.3.1. Evolución de la línea de costa (1965-2021)).

Estadístico resultado	Concepto	Unidad
EPR [2011-2021]	Tasa de cambio resultante de la relación entre la distancia neta de cambio [m] y el tiempo transcurrido entre la línea de costa más reciente (2021) y la más antigua (2011).	m/año
Proyección 2030	Distancia neta de cambio entre 2021 y 2030 resultante de la extrapolación de la tasa EPR [2011-2021].	m

Al igual que para el capítulo previo, este análisis se llevó a cabo para 288 transectas con una equidistancia de 50 m, que cubrieron los aproximadamente 14,5 km del frente costero urbanizado. Todos los resultados fueron filtrados mediante la ponderación longitudinal del método de ventana móvil de 5 transectas (Fletcher et al., 2003). Asimismo, estos fueron re-escalados según la sectorización propuesta para 29 sectores de 10 transectas cada uno (500 m) y las 5 zonas de erosión diferencial previamente identificadas (Mar Azul/Las Gaviotas, Mar de Las Pampas, Villa Gesell Sur, Villa Gesell Centro, y Villa Gesell Norte). El procesamiento de las entidades vectoriales fue llevado a cabo a partir de la

utilización del software DSAS v5.0 (*Digital Shoreline Analysis System*; Himmelstoss et al., 2018), integrado mediante la interfaz gráfica de usuario del software Esri Geographic Information System (ArcGIS). Los resultados obtenidos fueron procesados mediante diversas librerías de Python (Python, 2023)⁵.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. Proyección de las clases de cobertura vegetal al año 2050

Partiendo del análisis de los cambios proyectados al escenario 2050, se definieron dos comportamientos diferenciales. Por un lado, se estimaron disminuciones relativas del 1,5 %, 2,1 %, 1,6 % y 0,7 % en la superficie de dunas de los terrenos privados, las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell, respectivamente (Fig. 7.1). Estos porcentajes representan superficies de apenas 39 has, 14 has, 8 has y 27 has, respectivamente. En los terrenos privados, esta disminución se vio acompañada de un decrecimiento del 6,4 % (167 has) en la superficie de especies correspondientes a los pastizales pampeanos anegables, e incrementos del 7,0 % (183 has) en las forestaciones y del 0,9 % en la vegetación herbácea (24 has). En las localidades del sur las proyecciones apuntan a una reducción del 2,8 % (19 has) y del 1,1 % (8 has) en la vegetación herbácea y pampeana, respectivamente, y un incremento del 5,4 % (37 has) en las forestaciones; en Colonia Marina, los incrementos del 4,8 % (23 has) en las forestaciones se vieron acompañados de disminuciones del 1,3 % (6 has) y el 1,9 % (9 has) en especies herbáceas y pampeanas, respectivamente. Por último, en Villa Gesell se constató una disminución del 1,1 % (42 has) en la vegetación de los pastizales anegables pampeanos, ante incrementos del 1,5 % (57 has) y 0,3 % (12 has) en la vegetación herbácea y las forestaciones.

⁵ Procesamiento realizado con equipamiento computacional perteneciente al Grupo de Geología de Costas y Paleocología del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCC, UNMDP-CIC).

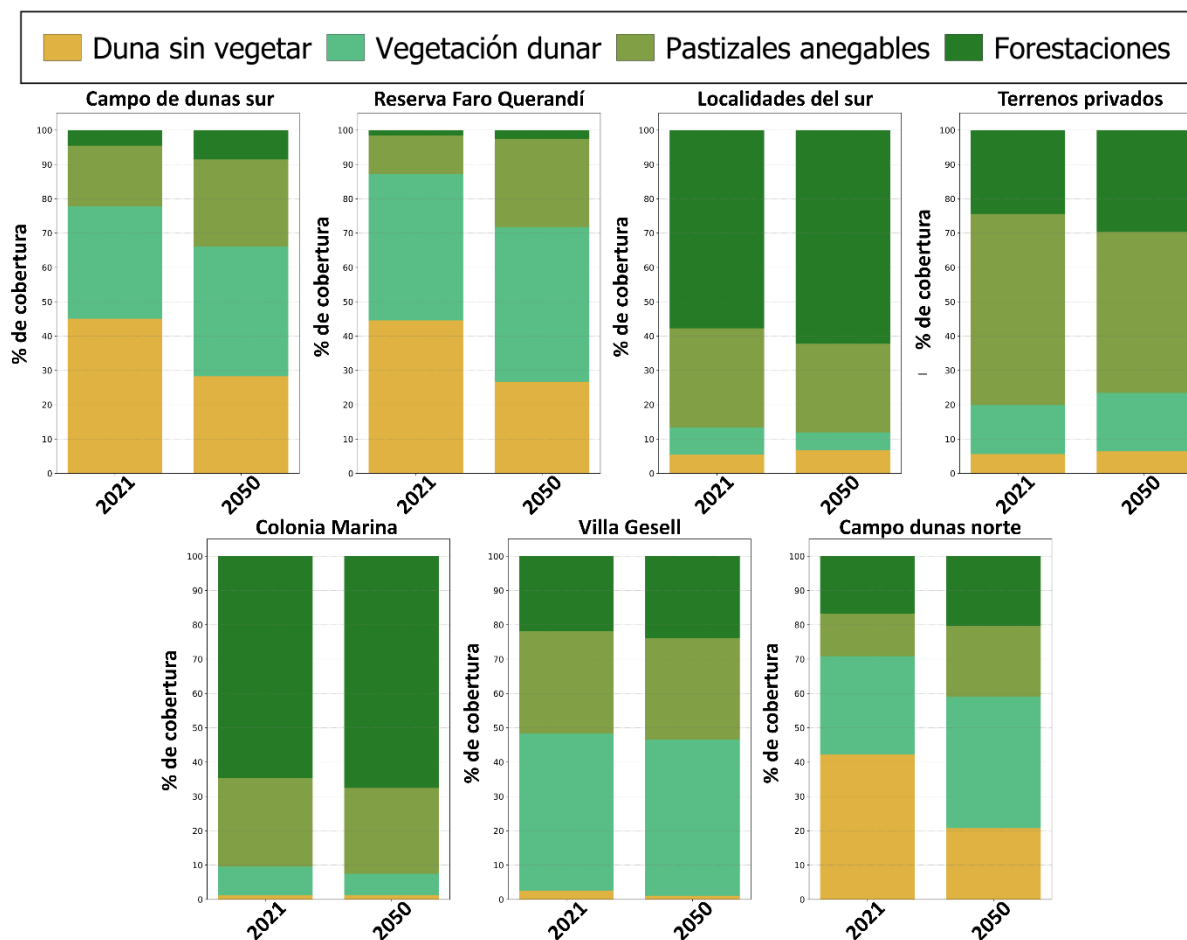


Figura 7.1. Porcentajes de cambio de cada clase de cobertura del suelo de acuerdo a la superficie total de cada una de las zonas analizadas.

Por otro lado, las zonas correspondientes a los campos de dunas del sur y del norte y la Reserva Natural Faro Querandí presentaron disminuciones relativas proyectadas del 16,2 % (365 has), 16,4 % (702 has) y 22,1 % (420 has) en su superficie de dunas sin vegetar. En todos los casos, esta disminución se dio a expensas de incrementos sistemáticos en las otras tres clases de vegetación. La vegetación herbácea se proyecta en incrementos del 4,7 % (106 has), 1,5 % (64 has) y 11 % (209 has); la vegetación correspondiente a los bajos pampeanos anegables según 7,0 % (156 has), 13,7 % (587 has) y 7,1 % (135 has); y las forestaciones según 4,5 % (101 has), 1,2 % (51 has) y 4 % (76 has), respectivamente.

En cuanto a la dirección de avance de estos cambios, se mapeó para el campo de dunas del sur del municipio y para la Reserva Natural Faro Querandí, un patrón de avance

gradual y constante en dirección oeste-este, asociado a un crecimiento aparentemente irreversible a partir de núcleos pre-establecidos de vegetación (Fig. 7.2). Estos resultados son consistentes con lo observado para la evolución histórica durante el intervalo 1986-2021 (ver Capítulo 4). En el campo de dunas norte, se observa un patrón generalizado de reemplazo de sectores de dunas sin vegetar en sentido sudoeste-noreste, y, en menor medida, un patrón oeste-este de manera perpendicular a la línea de costa. Finalmente, los terrenos privados, las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell presentaron cambios relativos menores, sin un patrón definido de avance, lo que podría atribuirse a la influencia de las actividades antrópicas en la evolución histórica de la vegetación.

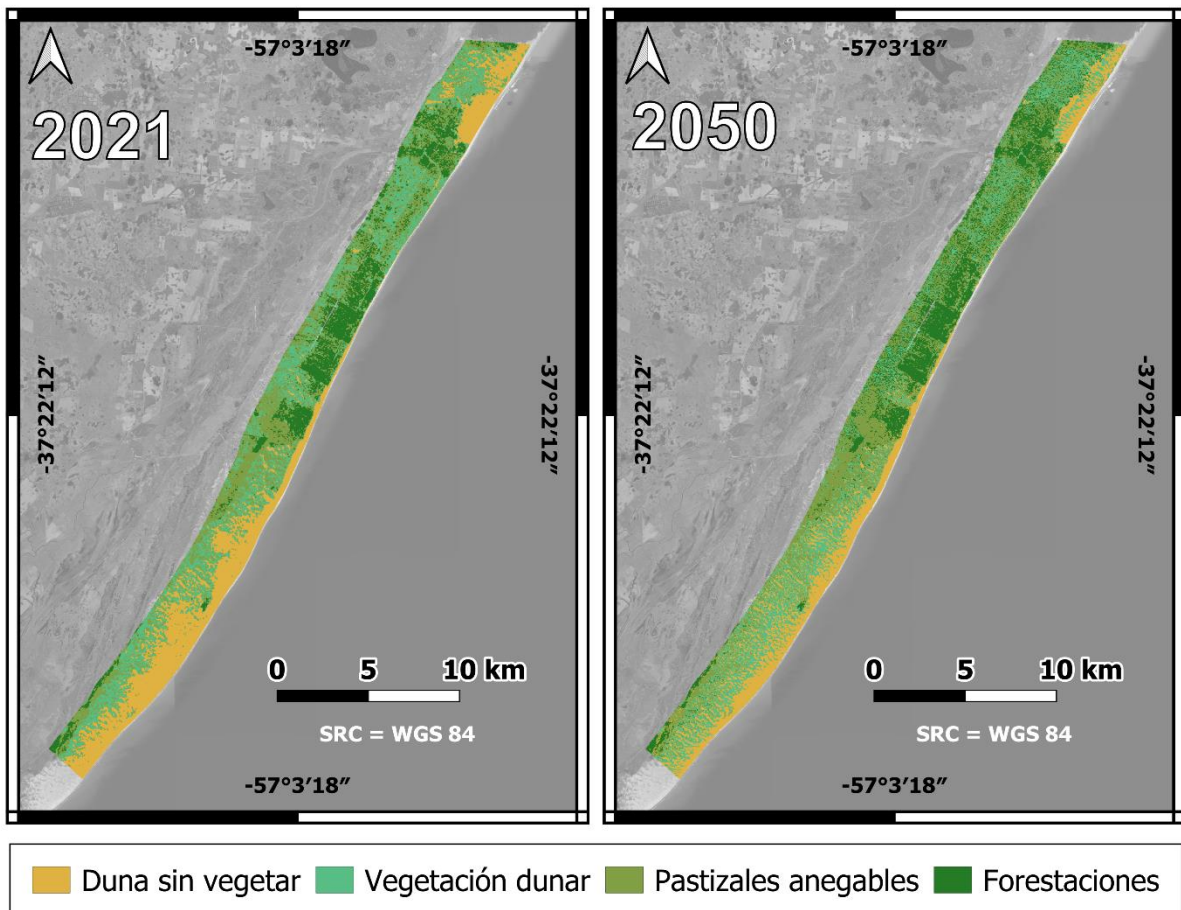


Figura 7.2. Distribución espacial de las clases de coberturas del suelo para los años 2021 y 2050. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

7.3.2. Proyección del uso del suelo urbano al año 2044

Partiendo del análisis del Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell (POM, 2021) se pudieron reconocer, en el Título I-Capítulo 2 de “Lineamientos de Ordenamiento Territorial”, una serie de criterios de crecimiento urbano para un horizonte proyectado de 20 años. Entre estos se destacan:

- Valorar y reconocer el carácter intangible de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, sin posibilidad de afectación de usos urbanos. Asimismo, delimitar un área complementaria que, en conjunto con esta reserva, representan el 50 % de la superficie del municipio (8.000 has) y el 50 % del frente costero (aprox. 24 km), sin posibilidad de desarrollo urbano futuro.
- Garantizar el uso y el acceso público a las playas urbanas del municipio, bajo la mínima ocupación posible.
- Partiendo de las restricciones de los núcleos urbanos preexistentes y teniendo en cuenta sectores de ampliación urbana y extra-urbana, se consideran estrategias particulares de planificación urbana diferenciada a partir de la re-estructuración y el crecimiento de las áreas urbanas existentes y de la creación de nuevos núcleos urbanos residenciales de baja densidad de ocupación (Tabla 7.2).
- Ampliar la oferta de espacios verdes y de uso público, y de espacios privados afectados a usos recreativos, según lo configurado en el Decreto N° 3.202/06 y el Decreto-Ley N° 8.912/77.
- Incrementar la población turística potencial actual de 250.000 habitantes (según lo establecido en el Código de Ordenamiento Urbano del año 2006) siguiendo un plan de etapas de desarrollo proyectado. Esto permitirá alcanzar una población intermedia de 470.00 habitantes para el año 2036 y una población final de 580.000 habitantes para el año 2044. Esto supone una densidad bruta máxima de diseño de aproximadamente 30 hab/ha para todo el territorio municipal y, según lo establecido en el Art. 6° del Decreto

N° 3.202/06, una densidad de ocupación sustentable del territorio urbano máxima de 60 hab/ha para las nuevas áreas a desarrollar.

- Estructurar el sistema de movimientos reconociendo y valorizando la red vial interna, desistiendo de la creación de nuevos núcleos urbanos escindidos funcionalmente de la ciudad cabecera de Villa Gesell. De esta manera, se prohíbe el desarrollo de núcleos urbanos autónomos que estructuren su vinculación funcional a través de la RP N° 11

Tabla 7.2. Detalle de las estrategias particularizadas de desarrollo urbano futuro establecidas en el Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell.

ID	Lineamiento	Estrategia particularizada
1	Reestructuración de las áreas urbanas de Villa Gesell, Mar de las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul.	Adecuar usos y restricciones de acuerdo a la situación urbana actual, problemáticas ambientales, tendencias y nuevas demandas.
2	Consolidación urbana de Colonia Marina	Consolidar este sector urbano, reconociendo su desarrollo actual, y ordenando el futuro crecimiento a partir de su centralidad territorial dentro del municipio.
3	Ampliación de áreas urbanas en núcleos preexistentes consolidados	Ampliar el área urbana de acuerdo a los parámetros establecidos en el Decreto N° 3.202/06, considerando el desarrollo de los núcleos contenidos en el Frente Costero Consolidado (FCC) actual, así como de las áreas complementarias circundantes.
4	Creación de nuevas zonas residenciales extra-urbanas	Promover, en el norte, sudoeste y sur del área urbana planificada, la creación de zonas residenciales de muy baja intensidad de ocupación, principalmente orientadas al uso turístico
5	Inversión de la intensidad de la ocupación sobre la costa en nuevas áreas urbanas	Invertir la lógica urbana actual (mayores densidades cercanas al mar) estableciendo núcleos centrales de mayor densidad (60 hab/ha), a partir de los cuales la intensidad de ocupación decrece hacia el este (30 hab/ha) y hacia el oeste (15 hab/ha).
6	Definición de zonas de reserva para futuro crecimiento urbano	Definir amplias zonas de reserva urbana y extraurbana planificadas para los crecimientos futuros.

Estos lineamientos generales de ordenamiento del territorio tienen implicancias directas sobre el futuro uso del suelo y las coberturas del suelo de la barrera medanosa. El

análisis realizado permitió identificar diversos criterios operativos que se resumen en 6 ejes principales de cambio proyectado al año 2044:

1. **Frente costero intangible.** Se mantendrá el 50 % del frente costero y de la superficie territorial del partido como sectores intangibles, sin posibilidad de desarrollo urbano alguno. Esto representa una franja de 8.000 has y 23,7 km lineales ubicada desde el límite sur del municipio hacia el norte, representada por dos delimitaciones territoriales: por un lado los casi 22 km de frente costero de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, manteniendo su zonificación y manejo actual según lo establecido en la Ordenanza N° 1994/04; y, por otro lado, un área complementaria específica de aproximadamente 2 km de frente costero regida por un Plan Director donde se establece la prohibición de usos y fraccionamientos urbanos.
2. **Frente costero a desarrollar.** El lineamiento anterior, además de la delimitación de los sectores intangibles, supone la promoción del desarrollo urbano en el 50 % del territorio y del frente costero restantes. Por lo tanto, la planta urbana actual, de aproximadamente 2.300 has, se verá incrementada en un 250 % hasta alcanzar las 8.000 has, mientras que el frente costero urbanizado se extenderá en 9,4 km, lo que sumado a los actuales 14,3 km acumulará un frente costero consolidado de 23,7 km.

Estos incrementos emergen de lo establecido en el Art. 4° del Decreto 3.202/06 partiendo de un frente costero consolidado (FCC) actual de 14,3 km (8,05 km Villa Gesell, 2,37 km Colonia Marina, y 3,92 km Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), y un frente costero libre (FCL) de 32,8 km, de los cuales 22,0 km corresponden a frente costero de Reserva Faro Querandí. Esto determina un frente costero urbanizable máximo (FCU) de 9,4 km lineales, el cual queda distribuido en el POM (2021) según una extensión de 6,9 km hacia el norte del límite actual (Calle Alameda 313 de la localidad de Villa Gesell) y 2,5 km al sur del límite actual (Calle 47 de la localidad de Mar Azul). Asimismo, según lo establecido en el Art. 7° del mismo decreto, estos sectores de expansión urbana respetarán la franja de resguardo, de 250 m desde la línea de ribera.

A su vez, el POM define expresamente que los nuevos lotes urbanos estarán estructurados funcionalmente a través de la red vial interna, y no a través de la RP N° 11, prohibiendo el establecimiento de nuevas zonas urbanas escindidas de la trama actual. Esto promueve la continuidad de la expansión urbana histórica en sentido lineal y paralela a la línea de costa, partiendo de 2 ejes de actuación: por un lado, la re-estructuración y el re-ordenamiento de las áreas urbanas existentes en la actualidad (ver Tabla 7.2. ítems 1 y 2) y, por otro lado, la expansión urbana a partir de núcleos pre-establecidos y de la creación de nuevas áreas residenciales y zonas de reserva de suelo para futuro crecimiento urbano (ver Tabla 7.2. ítems 3, 4, 5 y 6).

3. **Re-estructuración de la densidad poblacional de áreas urbanas actuales.** Mediante del Plan Director Específico de re-estructuración de las áreas urbanas actuales (Título II, Capítulo 3, “Planes Directores y Proyectos Prioritarios”), el POM establece un incremento de los lotes autorizados para el desarrollo de proyectos multifamiliares (Fig. 7.3). Si bien este lineamiento no establece la expansión en la superficie urbanizada, se propone una reconversión orientada al incremento en los lotes que representan principalmente edificios de departamentos o establecimientos hoteleros. Este nuevo escenario, busca, por una parte, ordenar los emprendimientos futuros, y, por otra parte, integrar situaciones actuales de urbanización informal y no proyectada ante la existencia de desarrollos multifamiliares en zonas asignadas a loteos unifamiliares.

A la vez, el POM incorpora y reconoce en la planificación a Colonia Marina como un área urbana, incluyéndola al mismo nivel que Villa Gesell, Mar de Las Pampas y Mar Azul/Las Gaviotas. Este sector, que fuera asignado desde el año 2006 como “sector de Reserva para Crecimiento Urbano Futuro” (Ord. N° 2.051/06, Código de Ordenamiento Urbano), fue desarrollado progresivamente a partir de autorizaciones particulares no convalidadas por la provincia de Buenos Aires (POM, 2021).

Actualmente, la superficie del total de loteos urbanos no asignada a uso urbano representa el 11 % (203 has), el uso unifamiliar urbano el 59 % (1084 has), el uso multifamiliar urbano el 24 % (448 has) y Colonia Marina, bajo una situación

particularizada, representa el restante 6 % (114 has). El escenario proyectado por el POM contempla, para 2044, un 8 % (149 has) no asignado a usos urbanos, un 38 % (706 has) de uso unifamiliar urbano y un 54 % (994 has) de uso multifamiliar urbano. Esta consolidación del uso multifamiliar se orienta sobre casi la totalidad de Villa Gesell, a excepción de algunos sectores ubicados al norte y al oeste de la zona urbana, sobre el frente costero de Colonia Marina, y sobre los sectores céntricos cercanos a la playa de las localidades del sur (Fig. 7.3).

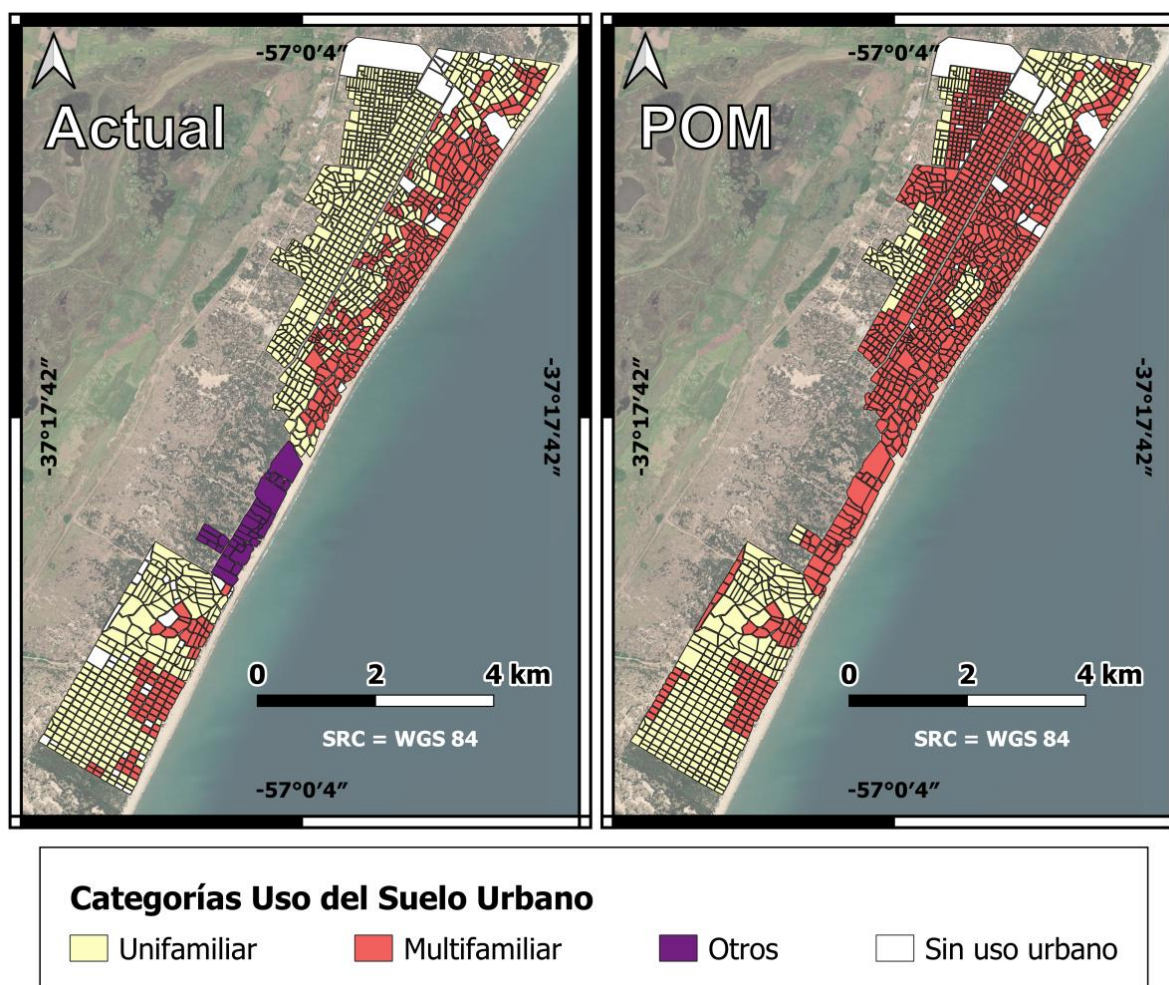


Figura 7.3. Escenario actual (izquierda) y escenario proyectado a 2044 (derecha) por el POM en lo referido a las categorías de ocupación y uso del suelo urbano según la re-estructuración de áreas urbanas actuales. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

A su vez, las categorías de ocupación presentan diferencias en los distintos sectores urbanos. Para Villa Gesell, la densidad neta de los loteos multifamiliares puede variar

entre los 300 hab/ha y los 800 hab/ha; en Colonia Marina entre 300 hab/ha y 500 hab/ha; mientras que en Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul entre 200 hab/ha y 250 hab/ha. En todos los casos los loteos unifamiliares presentan una densidad neta de 130 hab/ha.

4. **Re-estructuración de la densidad de urbanización en las áreas urbanas actuales.**

Partiendo de la zonificación propuesta para la re-estructuración de los núcleos urbanos actuales se establecen los factores de ocupación del suelo (F.O.S) característicos para los nuevos loteos desarrollados en cada zona (Tabla 7.3).

Tabla 7.3. Zonificación propuesta para la re-estructuración de núcleos urbanos actuales, teniendo en cuenta el Factor de Ocupación del Suelo (F.O.S.) establecido para los nuevos lotes a desarrollar, según el POM (2021).

ID	Zona	F.O.S. Áreas Urbanas			
		Villa Gesell	Colonia Marina	Mar de Las Pampas	Mar Azul/Las Gaviotas
RU1	Residencial unifamiliar núcleo	0,4	0,2	0,4	0,4
RU2	Residencial unifamiliar permanente	0,5	0,5	-	-
RMB	Residencial multifamiliar baja densidad	0,6	0,4	0,3	0,4
RMA	Residencial multifamiliar alta densidad	0,6	0,5	-	-
P	Protección de playa	0,4	0,3	0,3	0,4
TT	Turística temática	0,2	-	-	-

Siguiendo la categorización utilizada en capítulos previos, este nuevo escenario propone un 8 % de la superficie urbana actual asignada a nuevos desarrollos de densidades muy bajas (zonas RU1 y TT), un 43 % a densidades bajas (zonas RU1, RMB y P) y un 49 % a densidades medias (zonas RU2, RMB y RMA). Ninguna de las zonas urbanas a desarrollar propone densidades de ocupación superiores al 60 % (categorías alta y muy alta) (Fig. 7.4). Sin embargo, esta re-estructuración no es capaz de modificar la situación actual referida a loteos de densidades altas y muy altas. Por el contrario, solo busca

regular la urbanización de los porcentajes remanentes en las manzanas actuales a partir de las densidades presentadas en la tabla 7.3.

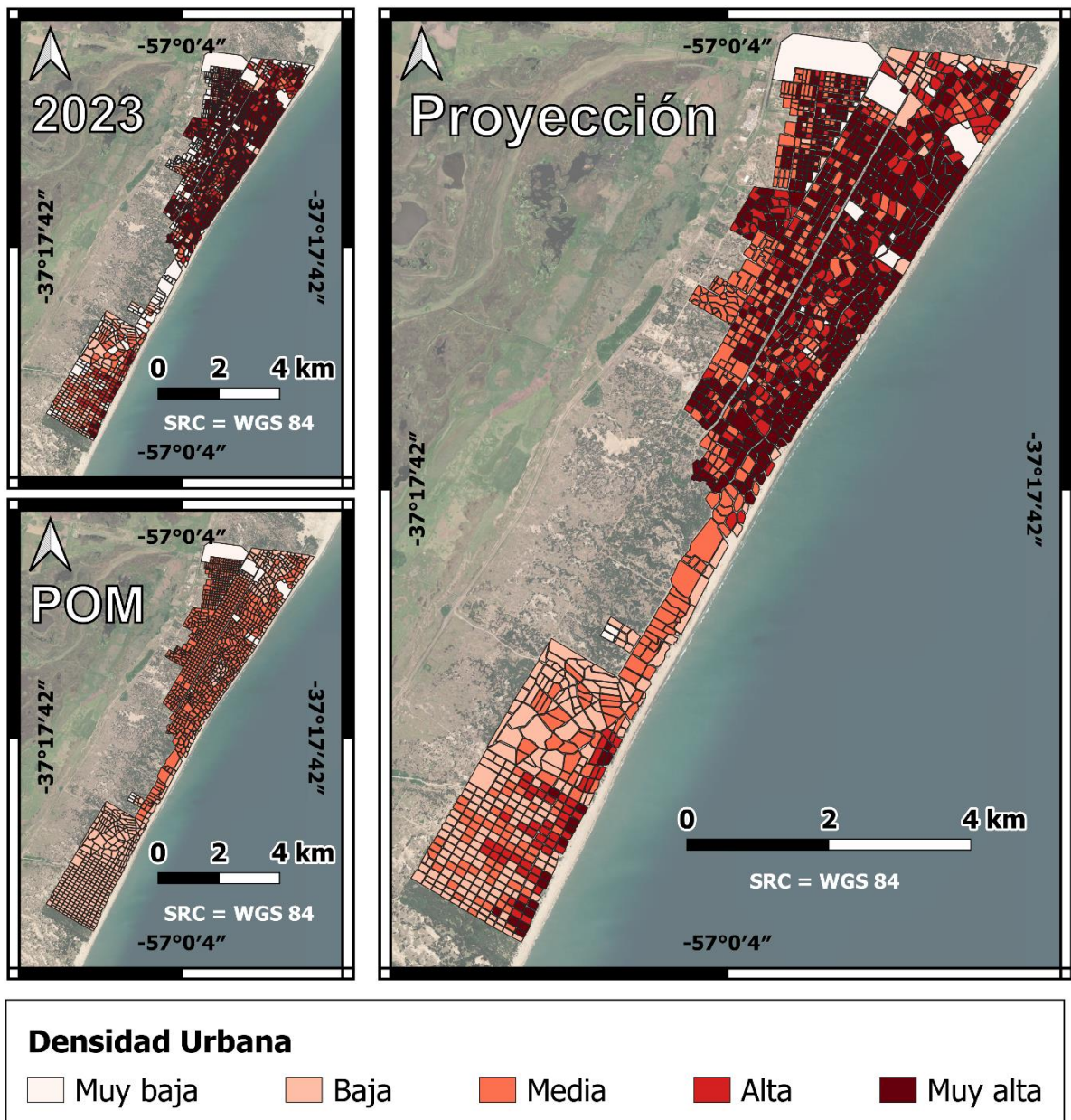


Figura 7.4. Distribución espacial de las categorías de densidades urbanas en la actualidad (2023, izquierda arriba), en la zonificación propuesta para el desarrollo de lotes remanentes según el POM (izquierda abajo) y en el escenario proyectado para 2044 (derecha). Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

De la conjunción del escenario actual de densidad de uso del suelo urbano con la zonificación establecida en el POM para el desarrollo de los lotes remanentes, se obtiene una proyección de ocupación del suelo urbano al año 2044 según un 7 % de

densidades bajas, 22 % muy bajas, 26 % medias, 14 % altas y 31 % muy altas (Fig. 7.4). Esto indica una disminución relativa del 18 % en los loteos de densidades muy bajas, a expensas de incrementos del 6 % y del 12 % en las densidades bajas y medias, respectivamente. Las densidades altas y muy altas no presentarían incrementos respecto del escenario actual.

5. **Ampliación de zonas urbanas actuales y creación de nuevas áreas urbanas residenciales.** Mediante los 5 planes directores de desarrollo para las Áreas Complementarias (Norte, Centro, Sud-oeste, Sud-este y Sur) desarrollados en el Título II-Capítulo 3 “Planes Directores y Proyectos Prioritarios”, el POM establece la zonificación referida al uso de suelo urbano para la superficie actualmente no urbanizada. Asimismo, se plantean los factores de ocupación del suelo (F.O.S) característicos para los nuevos loteos desarrollados en cada zona (Tabla 7.4).

Tabla 7.4. Zonificación propuesta para la re-estructuración de núcleos urbanos actuales, teniendo en cuenta el Factor de Ocupación del Suelo (F.O.S.) establecido para los nuevos lotes a desarrollar, según el POM (2021).

ID	Zona	F.O.S. Áreas Complementarias				
		Norte	Centro	Sud-oeste	Sud-este	Sur
RU1	Residencial unifamiliar núcleo	-	0,4	0,2	-	-
RU2	Residencial unifamiliar permanente	-	0,5	0,5	-	-
RMB	Residencial multifamiliar baja densidad	-	0,6	0,4	-	-
RMA	Residencial multifamiliar alta densidad	-	0,6	0,5	-	-
QR	Quintas recreativas	0,1	0,1	0,1	-	-
RUEx	Residencial unifamiliar extra-urbano	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
RMBEx	Residencial multifamiliar extra-urbano baja densidad	0,1	-	0,1	-	0,1
RyD	Recreativa y deportiva	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
RFP	Reserva fiscal permanente	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
RFC	Reserva ampliación del área urbana	0	0	0	0	0
RFCL	Reserva de frente costero libre	-	-	-	-	0

Siguiendo la categorización utilizada en capítulos previos, este nuevo escenario propone, por un lado, una expansión de las áreas urbanas actuales en aproximadamente 700 has según un 26 % (185 has) de densidades muy bajas (zona RU1), 14 % bajas (101 has; zonas RU1 y RMB) y 60 % medias (414 has; zonas RU2, RMB y RMA) (Fig. 7.5). Asimismo, se propone la creación de nuevas áreas urbanas residenciales cubriendo una superficie aproximada de 5.000 has, según un 81 % (4048 has) de densidades muy bajas (zonas QR, RMBEx, RyD) y un 19 % (952 has) de densidades bajas (zona RUEX). Finalmente, las 3 iniciativas en conjunto (ampliación de áreas urbanas actuales, creación de nuevas áreas urbanas residenciales y re-estructuración de áreas urbanas actuales) suponen una superficie de loteos urbanos de aproximadamente 7.500 has, con un 58 % (4.370 has) asignado a densidades muy bajas, 19 % bajas (1.455 has), 12 % (893 has) medias, 3 % altas (260 has) y 8 % muy altas (526 has) (Fig. 7.5).

6. **Reservas de suelo sin afectación a usos urbanos.** Dentro de la superficie de nuevas áreas urbanas, el POM establece 3 zonas sin posibilidad de afectación a usos urbanos residenciales: zona de reserva de frente costero libre (RFCL), zonas de reserva para ampliación futura del área urbana (RFC), y zona de reserva fiscal permanente (RFP) (Tabla 7. 4). La primera, ubicada en el extremo sudeste de la superficie proyectada (Fig. 7.5), no presenta posibilidad actual ni futura de usos urbanos ni de subdivisión parcelaria, representando, junto con la Reserva Faro Querandí, la extensión de Frente Costero Libre (FCL) según lo establecido en el Art. 4° del Decreto N° 3.202/06. La segunda, en cambio, se dispone como una superficie de reserva de suelo urbano (RFC), sin posibilidad de afectación urbana actual, pero resguardada ante la aprobación de futuros planes particularizados de desarrollo residencial de baja densidad. Finalmente, las zonas de reserva fiscal permanente (RFP) se enmarcan dentro de las cesiones de dominio establecidas en el Art. 7° del Decreto N° 3.202/06. A partir de esto, los emprendimientos privados deben ceder al municipio el 15 % de la superficie (12,5 % como espacios verdes y el 2,5 % como reservas públicas de uso común).

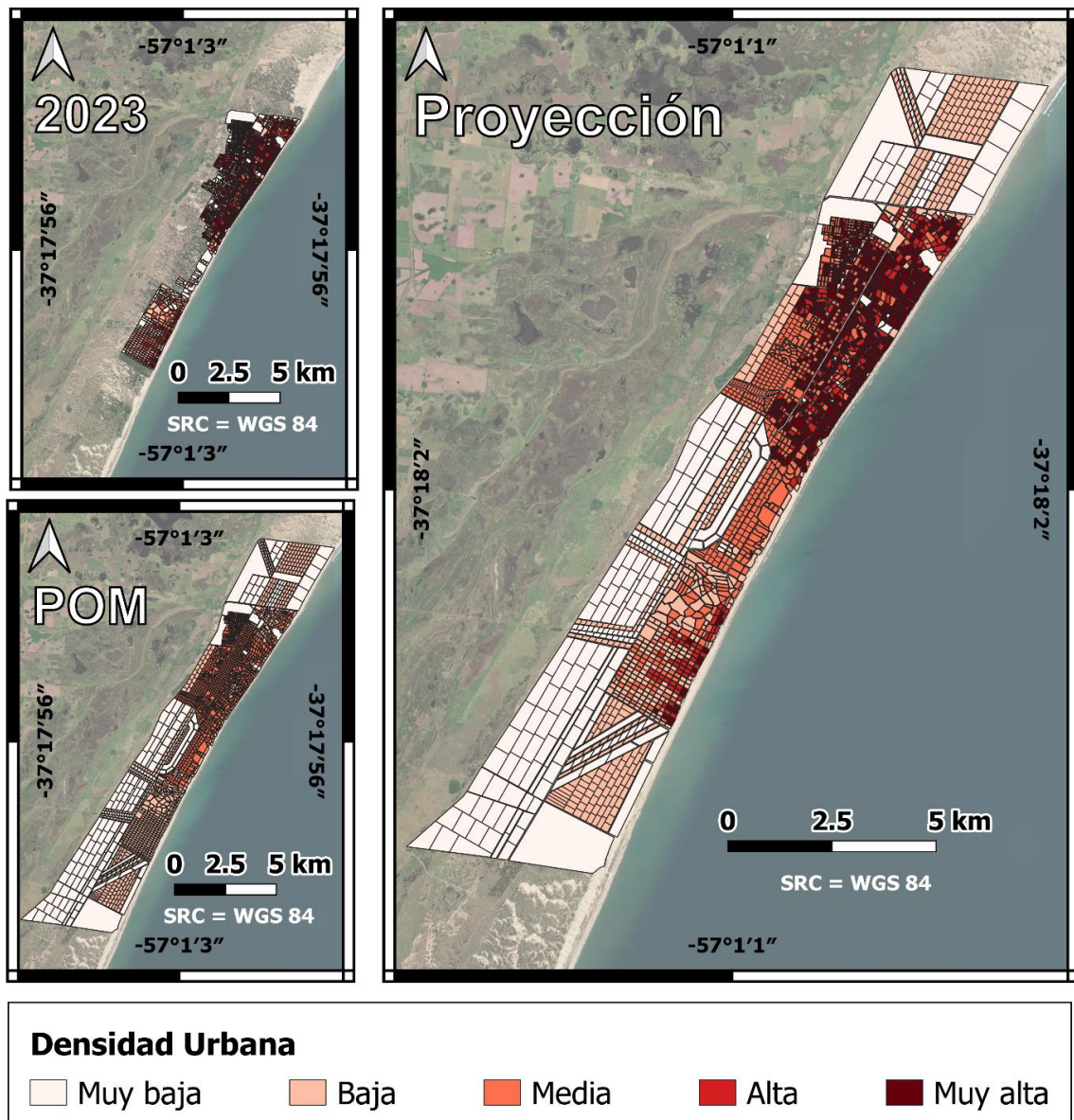


Figura 7.5. Distribución espacial de las categorías de densidades urbanas actuales (2023, izquierda arriba), de la zonificación propuesta para la ampliación de zonas urbanas actuales y creación de nuevas áreas urbanas residenciales según el POM (izquierda abajo) y en el escenario proyectado para 2044 (derecha). Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

La planta urbana actual dispone de 46 has de espacios verdes y de uso público, siendo tan sólo el 2 % de la superficie total, distribuidas sin una lógica equilibrada por localidades. Teniendo en cuenta una población estable de 37.463 habitantes (INDEC, 2023), esto determina una superficie de espacios verdes de 12,3 m²/hab, encontrándose por encima de los 10 m²/hab establecidos en el Decreto-Ley N° 8.912/77. Sin embargo,

si se tiene en cuenta la población turística potencial máxima actual de aproximadamente 250.000 habitantes, este valor desciende a $1,8 \text{ m}^2/\text{hab}$. A partir de esto, el POM supone que, de las 5.700 nuevas hectáreas urbanas, cerca del 15 % (900 has) sean destinadas a espacios verdes y de uso público. Esto representaría el 12 % de la superficie urbana total y supondría una tasa de $16,4 \text{ m}^2/\text{hab}$ en momentos de máxima ocupación turística, superando los parámetros mínimos requeridos por normativa provincial.

7.3.3. Respuesta del escurrimiento superficial ante los cambios proyectados

A partir de la categorización de las series de suelos, y de los usos y coberturas proyectados en el POM (2021), se pudo determinar la distribución geoespacial de los Complejos Hidrológicos Suelo-Cobertura (CHSC) (Fig. 7.6). Esto permitió estimar un valor de curva número ponderada (CN_p) de 49, presentando un incremento de 10 unidades respecto de la situación actual estimada en capítulos previos.

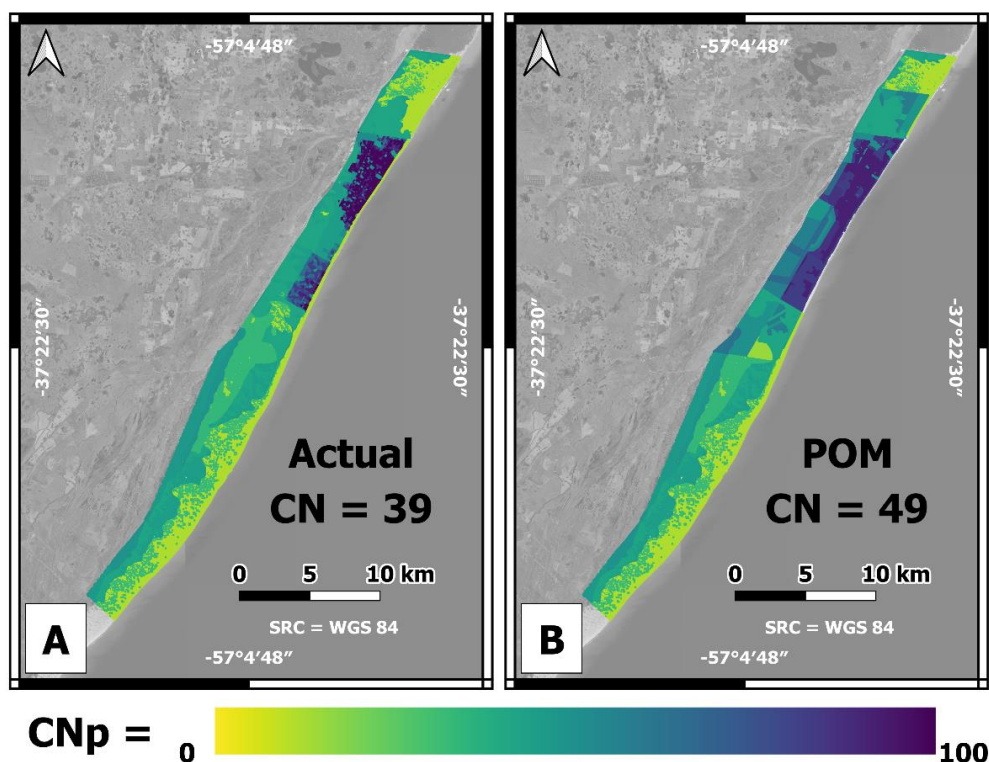


Figura 7.6. Valor de Curva Número (CN) ponderada para el escenario de usos del suelo actual [A] y para el escenario proyectado de acuerdo del POM [B]. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Estos valores de curva número ponderada permitieron estimar los parámetros asociados al comportamiento hídrico superficial del área de estudio (Tabla 7.5). El escenario proyectado presenta, ante condiciones promedio de escurrimiento antecedente del suelo (CEAS 2), una retención máxima potencial (RMP) de 264,2 mm, necesitándose una precipitación acumulada de al menos 52,8 mm para dar inicio al fenómeno de escorrentía (IE). Este valor presenta una reducción de una tercera parte respecto de la IE necesaria para el escenario de usos del suelo actual (79,2 mm). Asimismo, en el escenario proyectado se estima un escurrimiento del 3 % para una lluvia modelo de 3", mientras que en el escenario actual este volumen de precipitación no genera escorrentía acumulada. De considerar las condiciones húmedas de escurrimiento antecedente (CEAS 3) esta lluvia modelo generaría, en el escenario proyectado, un caudal de escorrentía acumulado del 22,3 % (17,0 mm), suponiendo un incremento respecto del 10 % referido al escenario actual.

Tabla 7.5. Valor de Curva Número (CN), retención máxima potencial (RMP), precipitación necesaria para el inicio de la escorrentía (IE), escorrentía acumulada para una precipitación modelo de 76,2 mm (3") (E) y porcentaje de la precipitación modelada que escurre en superficie (% E). Estos parámetros fueron estimados para las condiciones de escurrimiento antecedente promedio (CEAS 2), seca (CEAS 1) y húmeda (CEAS 3).

		Escenario actual	Escenario proyectado
CEAS 2	CN	39	49
	RMP [mm]	396,2	264,2
	IE [mm]	79,2	52,8
	E p/ P modelo [mm]	0	2,3
	% E	0	3,0
CEAS 1	CN	21	30
	RMP [mm]	1016,0	591,8
	IE [mm]	203,2	118,4
	E p/ P modelo [mm]	0	0
	% E	0	0
CEAS 3	CN	59	69
	RMP [mm]	176,5	114,04
	IE [mm]	35,3	22,3
	E p/ P modelo [mm]	7,6	17,0
	% E	9,9	22,3

Teniendo en cuenta los lineamientos del POM en lo referido a la re-estructuración de las áreas urbanas actuales, se estimó un valor de CN_p de 87 unidades para los loteos urbanos proyectados. Este valor presenta un incremento de 8 unidades respecto del estimado para la superficie actual (ver sección 4.3.2.1. Evolución de la superficie urbana (1931-2023)) (Fig. 7.7). Asimismo, si se considera la superficie ubicada al este de la divisoria de aguas representada por la Av. Circunvalación (ver secciones 3.3.3. Topografía de los campos de dunas y 3.3.4. Topografía de las zonas urbanas), la expansión urbana y los usos del suelo proyectados representarán un valor de curva número de 75 unidades. Actualmente, esta misma superficie que se distribuye entre núcleos urbanos consolidados y áreas extraurbanas sin desarrollo, presenta un valor estimado de 56 unidades.

A partir de esto, el escenario de loteos urbanos proyectados presenta, en condiciones de escurrimiento antecedente del suelo promedio (CEAS 2), una retención máxima potencial (RMP) de 37,8 mm y una precipitación acumulada necesaria para dar inicio al fenómeno de escorrentía de 7,6 mm (Tabla 7.6). Para el escenario actual, estos valores se estimaron en 67,6 mm y 13,5 mm, respectivamente. Para una lluvia modelo de 3", el caudal de escurrimiento acumulado estaría representado por el 58,0 % de la precipitación, presentando un incremento respecto del 39,7 % estimado para el año 2023. Ante situaciones críticas de escurrimiento antecedente CEAS 3, se necesitarían tan sólo 2,8 mm para dar inicio a la escorrentía superficial en los loteos urbanos proyectados, mientras que la escorrentía acumulada representaría casi el 82 % de la precipitación acumulada modelo.

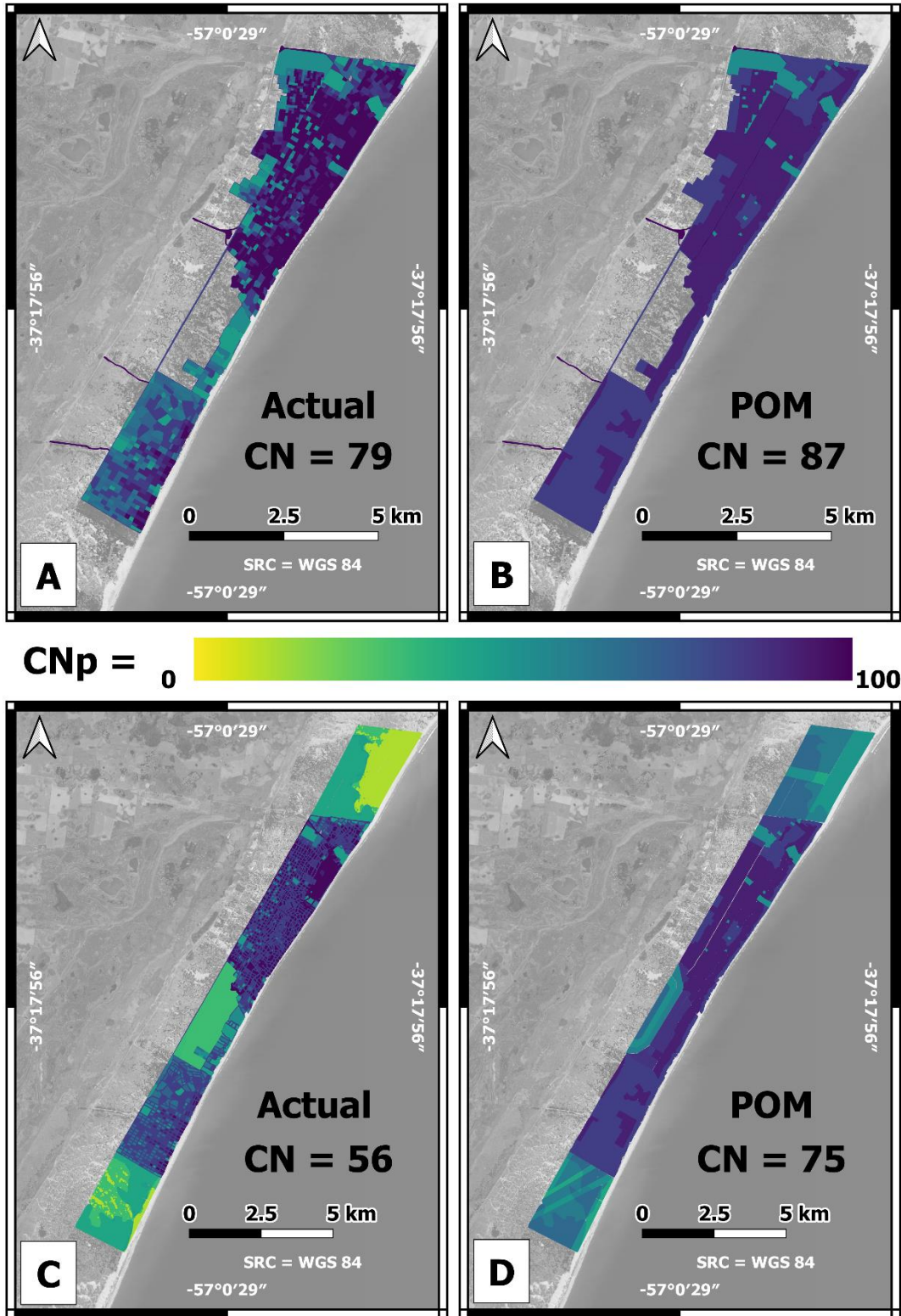


Figura 7.7. Valor de Curva Número (CN) ponderada para los loteos urbanos actuales [A] y proyectados por el POM [B], y para la planta urbana ubicada actual [C] y proyectada [D] ubicada al este de la Av. Circunvalación. Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

Teniendo en cuenta la superficie ubicada al este de la Av. Circunvalación, se estimó una RMP de 84,6 mm y una precipitación acumulada inicial de 17,0 mm para dar inicio a la escorrentía superficial. Esto supone una disminución del 58 % respecto de la precipitación necesaria ante el escenario actual de usos y coberturas del suelo (Tabla 7.6). Para una lluvia modelo de 3", el caudal de escurrimiento acumulado por el 32 % (24,3 mm), presentando un incremento respecto del 7,3 % (5,6 mm) estimado para 2023. Finalmente, ante situaciones críticas de escurrimiento antecedente CEAS 3, se necesitarían 6,9 mm de lluvia para dar inicio al fenómeno de escorrentía, la cual representaría más del 60 % de la precipitación acumulada.

Tabla 7.6. Valor de Curva Número (CN), retención máxima potencial (RMP), precipitación necesaria para el inicio de la escorrentía (IE), escorrentía acumulada para una precipitación modelo de 76,2 mm (3") (E) y porcentaje de la precipitación modelada que escurre en superficie (% E). Estos parámetros fueron estimados para las condiciones de escurrimiento antecedente promedio (CEAS 2), seca (CEAS 1) y húmeda (CEAS 3).

		Loteos urbanos actuales	Loteos urbanos POM	Av. Circunvalación actual	Av. Circunvalación POM
CEAS 2	CN	79	87	56	75
	RMP [mm]	67,6	37,8	199,6	84,6
	IE [mm]	13,5	7,6	39,9	17,0
	E p/ P modelo [mm]	30,2	44,2	5,6	24,3
	% E	39,7	58,0	7,3	32,0
CEAS 1	CN	62	73	36	57
	RMP [mm]	155,7	94,0	618,5	191,5
	IE [mm]	31,2	18,8	117,9	38,4
	E p/ P modelo [mm]	10,1	21,8	0	6,3
	% E	13,3	28,7	0	8,3
CEAS 3	CN	91	95	75	88
	RMP [mm]	25,1	13,4	84,6	34,5
	IE [mm]	5,1	2,8	17,0	6,9
	E p/ P modelo [mm]	52,6	62,6	24,3	46,2
	% E	69,0	81,7	32,0	60,1

7.3.4. Proyección de la línea de costa al año 2030

Partiendo de los resultados obtenidos respecto de la variación en la posición de la línea de costa en el corto plazo, se estimaron los anchos de playa proyectados. El valor medio para 2030 (87,3 m) fue aproximadamente estable respecto de 2021 (86,2 m). Sin embargo, estas estimaciones presentaron ciertas diferencias entre las zonas analizadas. Mar Azul/Las Gaviotas, Mar de Las Pampas y Villa Gesell Norte presentaron un movimiento neto estimado con tendencias acumulativas de 17,1 m, 16,1 m y 8,3 m. Esto representa anchos de playa promedio proyectados de 149,2, 124,9 m y 96,8 m (Fig. 7.8).

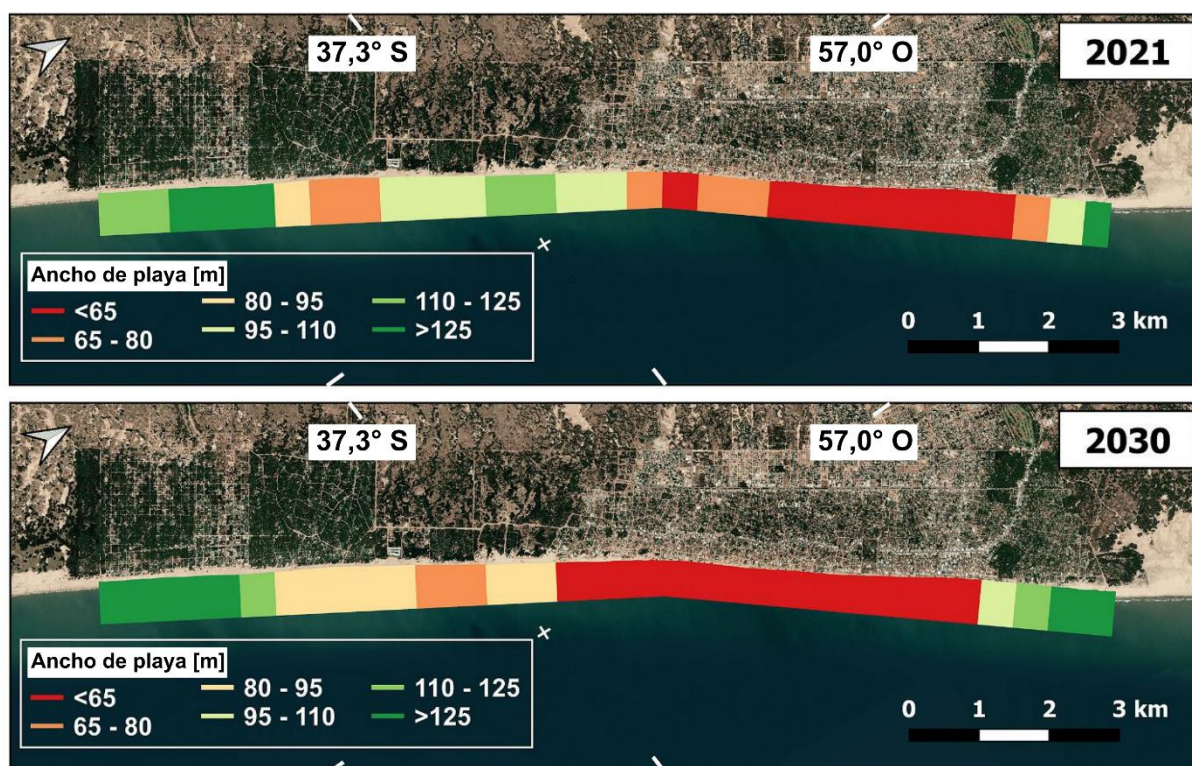


Figura 7.8. Comparación entre los anchos de playa observados al año 2021 (panel superior) y proyectados al año 2030 (panel inferior). Imagen base correspondiente al servicio de Google Earth para QGIS.

En contraste, la zona correspondiente a Villa Gesell Sur presentó un movimiento neto proyectado según un retroceso de 20,4 m. Esto determinó un ancho de playa medio para 2030 de 72,3 m, alcanzando valores mínimos de 55,4 m (Fig. 7.7). Finalmente, para la zona Villa Gesell Centro se estimó un movimiento neto erosivo de -0,21 m, resultando en anchos de playa medios de 53,7 m, con mínimos de 41,4 m. De esta manera, se estimó

para 2030 un escenario con anchos de playa por encima de los 110 m para los sectores acumulativos del sur y del norte del frente costero urbanizado; anchos de playa de entre 65 y 95 m para el sector de transición comprendido por Mar de Las Pampas y Colonia Marina; y un angostamiento generalizado en las playas comprendidas por la localidad de Villa Gesell, con valores medios del orden de los 50 m (Fig. 7.9).

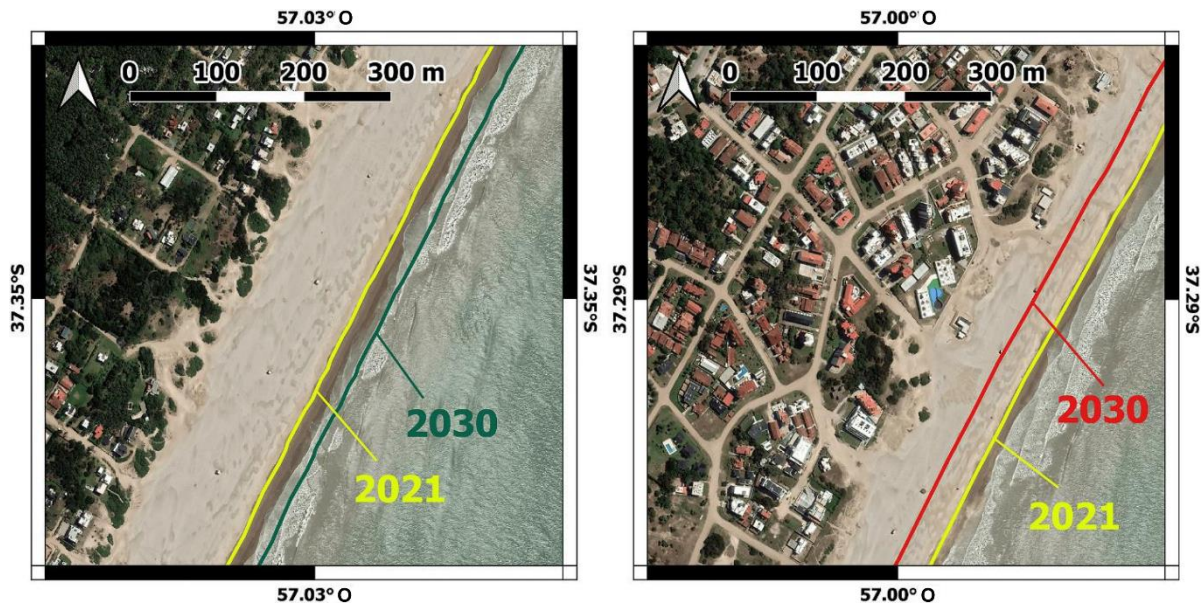


Figura 7.9. Posición de la línea de costa proyectada para el año 2030 para las zonas correspondientes a Mar Azul/Las Gaviotas (izquierda) y Villa Gesell Sur (derecha). El color amarillo de la línea de costa representa la situación actual; el color verde un escenario de proyección acumulativa; y el color rojo un escenario de proyección erosivo. La imagen de base corresponde a la utilizada para la delimitación del año 2021.

7.4. DISCUSIÓN Y CONSIDERACIONES FINALES

7.4.1. El avance futuro de la vegetación sobre los campos de dunas

El escenario proyectado de evolución de la vegetación sobre los campos de dunas al año 2050 fue obtenido mediante la utilización de redes neuronales artificiales (RNA) a partir del software MOLUSCE. Este fue entrenado y validado mediante contrastación con datos satelitales del año 2021. Dicha validación presentó una precisión superior al 85 %, siendo consistente con trabajos previos que aplicaron la misma metodología (Kafy et al., 2021).

Para los sectores de barrera sin urbanizar, representados en la porción austral del municipio por el campo de dunas sur y la Reserva Natural Municipal Faro Querandí, y en la porción septentrional por el campo de dunas norte, el escenario proyectado a 2050 indica una reducción gradual de los sectores de dunas sin vegetar. En el sur del municipio, se estima una disminución de aproximadamente 1.000 has de dunas, siguiendo un patrón de avance natural de la vegetación en sentido oeste-este. Este crecimiento, aparentemente irreversible, se asocia a un incremento mayoritario de las especies de los pastizales pampeanos anegables y, en menor medida, de especies herbáceas dunícolas. En el norte del municipio, en cambio, la disminución de las dunas representó un porcentaje relativo mayor, alcanzando las 420 has, bajo un patrón generalizado de reemplazo en sentido sudoeste-noreste en base al avance de la vegetación herbácea y la vegetación pampeana.

En ambos sectores, sur y norte, los mecanismos de avance observados replican lo estimado para el período 1986-2021. De esta manera, la proyección resultante demuestra un escenario en el que las dunas vivas quedarían restringidas, para 2050, a apenas el 25 % de la superficie total del sector de barrera sin urbanizar. Si se considera la proyección para la extensión territorial completa del municipio de Villa Gesell, incluyendo a las áreas urbanas, la superficie proyectada de las dunas sin vegetar apenas alcanza el 15 %.

Finalmente, los terrenos privados, las localidades del sur, Colonia Marina y Villa Gesell presentaron cambios proyectados menores, sin un patrón definido de avance, lo que podría atribuirse a la influencia de las actividades antrópicas en la evolución histórica de la vegetación. Esto reduce la fiabilidad de los resultados obtenidos en las predicciones para las zonas urbanas. Sin embargo, el POM (2021) establece ciertos criterios a ser tenidos en cuenta. Por un lado, se determina que el frente costero intangible y los campos de dunas sin posibilidad de afectación urbana, se circunscriban a los actuales sectores comprendidos por el campo de dunas sur y la Reserva Faro Querandí. De esta manera, la proyección de cambio en las coberturas vegetales sólo sería representativa para estos sectores al no estar sujetos a futuras intervenciones urbanas.

El desarrollo de nuevas áreas residenciales y la expansión de los núcleos urbanos actuales suponen una superficie a intervenir de 6.000 has, incluyendo casi la totalidad del campo de dunas norte. De acuerdo a lo establecido en el Decreto-Ley 8.912/77, el desarrollo de nuevas áreas urbanas sobre campos de dunas requiere su previa forestación y estabilización. A la vez, la densidad de urbanización proyectada debe permitir la sostenibilidad de estas forestaciones. A partir de esto, el POM (2021) establece que el municipio ejecutará la fijación sistemática de dunas con pastizales y especies arbustivas de baja altura, evitando la parquización con césped y la siembra de especies arbóreas de altura superior a los 15 m. Sin embargo, estos lineamientos no prohíben explícitamente la introducción de especies exóticas ni la fijación con especies arbóreas de crecimiento rápido. Esto se contrapone con estudios previos para el área de estudio que recomiendan la utilización de especies nativas para nuevas áreas de fijación de dunas (Isla et al., 2022).

Las estrategias de re-vegetación de dunas, al igual que las presentadas para el manejo de la erosión costera, tienden a promover y restaurar el aprovisionamiento de arena y la capacidad de retención sedimentaria del sistema. A medida que la cobertura vegetal se establece y se desarrolla sobre estos ambientes, incide sobre la estabilidad del sustrato, la formación de dunas embrionarias y el desarrollo de dunas primarias, determinando una relación interactiva directa entre la vegetación y el balance sedimentario (Celsi, 2016).

De esta manera, la introducción de diversas especies vegetales permite la regeneración sedimentaria de playas urbanas (Fernández-Montblanc et al., 2020). Esto supone un marco de referencia fundamental en lo referido a la fijación de nuevos sectores de dunas según lo propuesto en el POM (2021). Al igual que los enquinchados, esta estrategia presenta una alta efectividad ante una baja inversión requerida. Sin embargo, presenta dos desventajas importantes: no puede ser implementada en cualquier momento del año ya que es altamente dependiente de los períodos de germinación y emergencia de las especies seleccionadas; y no es efectiva inmediatamente, ya que requiere del desarrollo de los rizomas y otras estructuras vegetales que promueven la retención sedimentaria (Isla et al., 2022).

Las especies utilizadas deben tender a reestablecer el paisaje original de dunas o al menos promover un alto porcentaje de similitud florística (Fernández-Montblanc et al., 2020). Para el caso del sector de barrera de Villa Gesell, existen relevamientos de la década de 1940 que detallan las especies nativas representativas de este sector de barrera previo a su intervención antrópica generalizada (Cabrera, 1941; Fig. 3.40 y 3.41). Asimismo, se debe tener en cuenta que no todas las especies nativas colonizan exitosamente todos los sub-ambiente de la barrera (Faggi y Dadon, 2010). La tabla 7.A.1, en la sección anexos de este capítulo, recupera las principales especies nativas asociadas a cada ambiente del sistema.

En conjunto con las estrategias de re-vegetación, se recomienda la instalación de enquinchados o trampas de arena, garantizando la retención sedimentaria necesaria para el establecimiento de las especies vegetales (Li y Sherman, 2015). Estas estructuras protegen a las plántulas durante el período de emergencia y en las etapas tempranas de su desarrollo (Isla et al., 2022). De esta manera, una adecuada elección de especies, en conjunto con la disposición de los enquinchados para su resguardo, pueden promover la conformación de núcleos sedimentarios para el desarrollo inicial de dunas embrionarias y la colonización de arenas para la formación y estabilización de dunas primarias. Asimismo, la fijación de nuevos espacios de dunas primarias o secundarias con especies nativas busca evitar la introducción de especies forestales de gran poder de fijación que promuevan un incremento en los desbalances sedimentarios.

7.4.2. El POM y el futuro del escurrimiento superficial de la barrera

En análisis pormenorizado del Plan de Ordenamiento Municipal de Villa Gesell, puesto en vigencia en marzo de 2023, permitió obtener escenarios de usos y coberturas del suelo para un horizonte proyectado de 20 años. A partir de ello se pudo reconocer, que el 50 % del frente costero y de la superficie total del municipio serán desafectados de los usos urbanos, con el objetivo de resguardar los sistemas de barrera y el equilibrio sedimentario local. Estos espacios están representados por la Reserva Natural Faro Querandí y por un

Área de Reserva de Frente Costero Libre., garantizando que casi 25 km de frente costero y campos de dunas se mantengan sin presencia de coberturas urbanas en el futuro. Sin embargo, el avance proyectado de la vegetación en el mediano plazo sugiere que apenas el 25 % de esta superficie estará representada por dunas vivas.

De la definición del Frente Costero Libre, en conjunto con la extensión declarada del Frente Costero Consolidado actual, emerge la ampliación del Frente Costero Urbanizable en 9,4 km lineales. Esto supone mantener la lógica histórica de ocupación de la barrera medanosa de manera lineal y paralela a la costa. Asimismo, el POM define expresamente la prohibición de creación de nuevos núcleos urbanos funcionalmente escindidos de la ciudad cabecera de Villa Gesell, tal como sucediera con el caso de Mar de Las Pampas y Mar Azul/Las Gaviotas al momento de su fundación en la década de 1980. Esta expansión lineal de las áreas urbanas se distribuye según 2,5 km al sur de la actual Calle 47 de Mar Azul y 6,9 km al norte de la Calle Alameda 313 (Pinar del Norte). Hacia el sur, esta nueva superficie incluye a proyectos privados de desarrollo urbano como El Salvaje y Chacras de Mar, aprobados por el municipio bajo Ordenanza N° 2.624/15 pero sin convalidación por parte de la provincia hasta la actualidad. Hacia el norte, incluye al campo de dunas actualmente comprendido entre el límite urbano de Villa Gesell y el límite sur del municipio de Pinamar.

El Frente Costero Consolidado actual será sujeto a un proceso de reestructuración con el objetivo de adecuar sus usos y subsanar situaciones urbanas irregulares. Como punto destacable, el POM reconoce a Colonia Marina como un área urbana al mismo nivel que Villa Gesell, Mar de Las Pampas y Las Gaviotas y Mar Azul. A partir de esto, se propone una reconversión urbana orientada al incremento de los desarrollos residenciales multifamiliares, vinculados al uso hotelero y a los edificios de departamentos, principalmente en Villa Gesell y Colonia Marina. De esta manera, en las áreas urbanas actuales, los lotes unifamiliares se verán reducidos en un 35 % mientras que los multifamiliares se incrementarán en un 120 %. Si bien este proceso no supone un incremento en la superficie

urbanizada ni en la densidad de construcciones, se asocia directamente a importantes incrementos en la densidad poblacional.

Por otro lado, esta reestructuración propone cambios en la densidad de ocupación del suelo para los espacios remanentes al 2023. Los nuevos proyectos urbanos no podrán superar una densidad de ocupación equivalente al 60 % del lote. Sin embargo, este lineamiento no es capaz de revertir las altas tasas de ocupación de los espacios urbanos actuales. De esta manera, se propone una densificación general en Mar de Las Pampas, Mar Azul y Las Gaviotas, alcanzando una ocupación media proyectada de las manzanas catastrales por encima del 50 %. En Colonia Marina, este porcentaje será cercano al 60 %, mientras que en Villa Gesell será del 85 % según el escenario proyectado al año 2044.

Este escenario generaría un incremento de 8 unidades en el valor de curva número de los loteos urbanos respecto de la situación actual (79 unidades en 2023 y 87 unidades en 2044). De esta manera, la precipitación necesaria para dar inicio al fenómeno de escorrentía se reduciría de 38 mm a 8 mm. Asimismo, ante una lluvia tipo de 3", la escorrentía acumulada representaría, en el escenario proyectado, cerca del 60 % de la precipitación acumulada. Ante situaciones de escurrimiento antecedente del suelo húmedas, esta situación se agravaría, con la escorrentía acumulada representando a más del 80 % de la precipitación. Estas condiciones podrían estar afectadas, en las zonas urbanas, a 2 procesos particulares: por un lado, la recurrencia entre eventos de precipitaciones; y por otro lado, las actividades antrópicas que puedan influir en la humedad del suelo, como por ejemplo el riego de jardines residenciales y espacios parqueados durante la temporada estival.

Por su parte, el POM también propone una expansión en las áreas urbanas actuales y la creación de áreas residenciales de baja densidad poblacional. La expansión de los núcleos actuales supone 700 nuevas hectáreas de suelo urbano, con una densidad de ocupación media del suelo urbano del 50 %; la creación de nuevas áreas residenciales representa aproximadamente 5.000 has con una densidad media del 25 %. Esta superficie de casi 5.700 has de nuevas áreas urbanas se encuentra sujeta al establecimiento de

diversas zonas sin posibilidad de afectación a usos residenciales (zonas de reserva de frente costero libre, reserva para ampliación futura del área urbana y reserva fiscal permanente). Estos espacios se enmarcan dentro de las cesiones establecidas en el Decreto-Ley 8.912/77 y el Decreto N° 3.202/06 y establecen una superficie de 900 has destinadas a espacios verdes y de uso público.

Finalmente, el escenario propuesto por el POM al año 2044 supone una superficie proyectada final de 7.500 has, de las cuales cerca del 60 % se establece bajo densidades de ocupación del suelo menores al 20 %. Sin embargo, casi el 10 % se asocia a lotes con un nivel de cobertura del suelo superior al 80 %. Nuevamente, estos cambios suponen escenarios de incrementos en el escurrimiento hídrico superficial. Asumiendo un valor de curva número de 32 unidades para los espacios de barrera sin afectación urbana, para 2023 se estimó un valor ponderado de 39 unidades para todo el municipio de Villa Gesell, mientras que el POM generaría un incremento en este escenario que alcanzaría las 49 unidades.

Considerando los espacios urbanos proyectados ubicados al este de la divisoria de aguas de la actual Av. Circunvalación, se estimó una curva número proyectada de 75, representando un incremento de 19 unidades respecto del escenario actual. De esta manera, disminuye casi en un 60 % la precipitación necesaria actualmente para dar inicio al fenómeno de escorrentía. Nuevamente, esta situación se vuelve más crítica ante condiciones del suelo húmedas, con una escorrentía acumulada que puede superar al 70% de la precipitación total.

El escenario final proyectado por el POM al año 2044 establece una población turística potencial máxima de aproximadamente 580.000 habitantes, con un escenario intermedio proyectado de 470.000 habitantes al año 2036. Si se considera la extensión territorial completa del municipio (160 km²), esto representa una densidad bruta de diseño final de 36 hab/ha. Siguiendo lo establecido en el Decreto N° 3.202/06 y en el Código de Aguas provincial (Ley N° 12.257/99), el POM considera un consumo diario medio de 150 l/hab, por lo que esta densidad de diseño se vincula a un consumo máximo de agua de 4,5

m³/día/ha. Este parámetro se encontraría por debajo de la certificación obtenida por el municipio ante la Autoridad del Agua (ADA), establecida en 7,2 m³/día/ha (POM, 2021).

Si sólo se considera el territorio asignado a usos y subdivisiones urbanas, esta densidad asciende a casi 80 hab/ha, y por tanto el consumo máximo potencial de agua se establece en 12,0 m³/día/ha. Sin embargo, la densidad poblacional no se distribuye homogéneamente en todo el territorio. El POM proyecta que aproximadamente 485.000 habitantes se distribuyan en las 3.000 has resultantes de la re-estructuración y la ampliación de los núcleos urbanos actuales. Esto determina una densidad de 161 hab/ha y un consumo de potencial 24,2 m³/día/ha. En este caso, el consumo hídrico supera en más de 3 veces lo certificado por el ADA. Esto permite suponer la sobreexplotación hídrica en escenarios de máximo consumo durante la temporada estival, comprometiendo los acuíferos costeros estimados y pudiendo generar depresiones locales de los niveles freáticos (Rodríguez-Capítulo et al., 2018; Sánchez-Caro et al., 2023).

7.4.3. La evolución de la línea de costa en el corto plazo

El software DSAS v5.0, utilizado para la estimación de las tasas históricas de cambio de la línea de costa en el área de estudio, incluye un módulo para la predicción de escenarios futuros basado en la estimación de la tasa de regresión lineal ponderada (WLR; Himmelstoss et al., 2018). Este ha sido ampliamente utilizado para proyecciones de mediano y largo plazo (Cellone et al., 2016; Apostolopoulos y Nikolakopoulos, 2020; Al-Ruheili y Boluwade, 2021; Apostolopoulos et al., 2022). En un contexto general, ante la escasez de conocimiento de los factores condicionantes de la morfodinámica costera local, este método es recomendado (Chrisben y Gurugnanam, 2022).

Sin embargo, de los resultados de capítulos previos, se reconoce la influencia directa de las actividades antrópicas y de los patrones de uso del suelo históricos sobre la dinámica costera. Ante esta situación, se sugiere no utilizar un enfoque de largo plazo basado en estimaciones sujetas a distintos escenarios morfodinámicos (Crowell et al., 1993). A partir de esto, el método de extrapolación lineal basado en las tasas EPR (2011-2021), utilizado

en este capítulo, representa las condiciones antrópicas y geomorfológicas recientes, permitiendo la estimación de la evolución de la línea de costa para un escenario al año 2030. Diversos autores sugieren a este método como una medida fiable para las estimaciones de corto plazo (Mansour et al., 2024).

Los resultados permitieron reconocer un escenario proyectado bajo condiciones acumulativas para los sectores de playas urbanas de Mar Azul, Las Gaviotas, Mar de Las Pampas y Villa Gesell Norte. Sin embargo, el sur y el centro de la localidad de Villa Gesell presentaron disminuciones netas proyectadas de más de 20 m en su línea de costa. Esto llevaría a un angostamiento generalizado en las playas, con valores medios del orden de los 50 m y mínimos de aproximadamente 40 m. Esta zona crítica es coincidente con el hotspot erosivo identificado para el período histórico 1965-2021 y, a la vez, con la microcuenca urbana de escurrimiento superficial máximo y erosión pluvial de playas. Si bien el POM no busca incrementar la densidad urbana en este sector, tampoco se espera un retroceso en las coberturas impermeables actuales, consolidando el modelo histórico de desarrollo del municipio y sus impactos asociados. Sin embargo, este plan propone una tasa impositiva a los nuevos proyectos urbanos, de la cual el 10 % será destinado al completamiento de la pavimentación y la realización de calzadas de aceras en zonas prioritarias.

El POM propone, en sus lineamientos generales de ordenación del territorio, garantizar el uso y el acceso público a las playas urbanas del municipio, bajo la mínima ocupación posible. En la actualidad Villa Gesell cuenta con 14,3 km lineales de playas urbanas, las cuales se proyecta extender a 23,7 km para 2044. Esto refiere la promoción del acceso turístico a los nuevos 9,4 km de playas urbanas, así como a los actuales 2,3 km de Colonia Marina, con escasos accesos de playa. Este crecimiento del 65 % en el frente costero urbano contrasta con 130 % de incremento esperado para la población turística máxima potencial. Se espera que el 220.000 de los 330.000 nuevos turistas se concentren en las zonas urbanas representadas por el frente costero actual, lo cual supondría un aumento en la capacidad de carga turística de las playas en el *hotspot* erosivo actual.

Partiendo de los resultados de este capítulo, se han podido identificar los cambios históricos y las tendencias futuras de cambio respecto de los usos y las coberturas del suelo para el sector de barrera bajo estudio. Estos resultados, centrados en los patrones de desarrollo urbano y la evolución de la vegetación sobre los campos de dunas, han sido analizados utilizando como base la caracterización geológica, geomorfológica y topográfica desarrollada, permitiendo identificar sus impactos asociados y las áreas ambientalmente sensibles. De esta manera, es necesario recuperar este análisis en vista de incluirlo en la planificación urbana futura y en los procesos de gestión costera.

7.5. ANEXOS

Tabla 7.A.1. Especies dominantes para cada uno de los sub-ambientes de los sistemas de barrera y nivel de cobertura dunar. Status de las especies: ntv = nativas; ntz = naturalizadas; end = endémicas. Fuente: adaptado de Isla et al., (2022).

Tipo de Duna	Sub-ambiente	Especie dominante y status	Nivel de cobertura de dunas
Dunas activas	Crestas	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv]	Bajo
	Bajos interdunares	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Calycera crassifolia</i> [ntv] <i>Cakile maritima</i> [ntz] <i>Sporobolus coarctatus</i> [ntv]	Bajo
	Dunas incipientes	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Cakile maritima</i> [ntz] <i>Sporobolus coarctatus</i> [ntv]	Bajo
	Caras continentales	<i>Baccharis genistifolia</i> [ntv] <i>Tessaria absinthoides</i> [ntv] <i>Androtrichum trigynum</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv] <i>Solidago chilensis</i> [ntv] <i>Cyperus prolixus</i> [ntv] <i>Achyrocline satureioides</i> [ntv]	Intermedio – Alto
	Caras marítimas	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Calycera crassifolia</i> [ntv]	Bajo

		<i>Cakile maritima</i> [ntz] <i>Sporobolus coarctatus</i> [ntv]	
Dunas semi-activas	Crestas	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Calycera crassifolia</i> [ntv] <i>Hydrocotyle bonariensis</i> [ntv]	Bajo
	Bajos interdunares	<i>Adesmia incana</i> [ntv] <i>Tessaria absinthoides</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv] <i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Androtrichum trigynum</i> [ntv]	Intermedio - Alto
	Caras de deslizamiento	<i>Senecio crassifolius</i> [ntv] <i>Panicum racemosum</i> [ntv]	Intermedio
	Caras de derrumbe	<i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Calycera crassifolia</i> [ntv] <i>Hydrocotyle bonariensis</i> [ntv]	Bajo
Dunas fijas	Crestas	<i>Achyrocline satureioides</i> [ntv] <i>Panicum racemosum</i> [ntv] <i>Ambrosia tenuifolia</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv] <i>Hydrocotyle bonariensis</i> [ntv] <i>Adesmia incana</i> [ntv] <i>Schoenoplectus californicus</i> [ntv]	Intermedio - Alto
	Pendientes	<i>Achyrocline satureioides</i> [ntv] <i>Tessaria absinthoides</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv]	Intermedio
	Bajos	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv] <i>Ambrosia tenuifolia</i> [ntv] <i>Conyza blakei</i> [ntv] <i>Typha</i> sp. [ntv] <i>Mikania parodii</i> [end] <i>Eleocharis viridans</i> [ntv]	Muy alto
	Márgenes de dunas	<i>Ambrosia tenuifolia</i> [ntv] <i>Cortaderia selloana</i> [ntv] <i>Melilotus albus</i> [ntz] <i>Hydrocotyle bonariensis</i> [ntv] <i>Equisetum giganteum</i> [ntv] <i>Melilotus indicus</i> [ntz] <i>Eleocharis viridans</i> [ntv]	Muy alto

CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos permitieron, en primer lugar, caracterizar geológica y geomorfológicamente a los ambientes de barrera del Municipio de Villa Gesell. A partir de esto, se evaluaron los procesos históricos de cambios en el uso y cobertura del suelo. Asimismo, se reconocieron áreas ambientalmente sensibles en lo referido al escurrimiento superficial y a la erosión pluvial de playas, al tiempo que se modelizaron escenarios futuros de cambio. De este análisis se destaca, por un lado, la complejidad dinámica y socio-económica de estos ambientes de barrera y, por otro lado, su importancia en lo referido al sustento del turismo de sol y playa como principal actividad económica del municipio. Ante las proyecciones esperadas de cambio y los planes de ordenamiento territorial vigentes, es necesaria una adecuada gestión que tienda a la sostenibilidad de los recursos costeros en el largo plazo. A partir de esto, los objetivos de este capítulo son, por un lado, presentar las principales conclusiones derivadas de los resultados obtenidos a lo largo de esta tesis y, por otro lado, elaborar, sobre la base de estos resultados y conclusiones, recomendaciones de intervención que puedan apoyar la planificación urbana y los procesos de toma de decisiones asociados a la gestión.

8.1. CONCLUSIONES

El 80 % de la superficie del área de estudio se encuentra representada por ambientes de playas y dunas sin urbanizar. Allí se estimó, para el intervalo 1986-2021, un incremento gradual, consistente e irreversible de la vegetación sobre sectores de dunas activas. En 1986 las dunas activas ocupaban un 80 % más de superficie que la vegetación. Sin embargo, para 2021, su superficie se vio reducida al 50 % de la que ocupaban las coberturas vegetales.

En los campos de dunas australes, incluyendo a la Reserva Natural Faro Querandí, el crecimiento de la vegetación fue gradual y escalonado, respondiendo a una propagación de las especies herbáceas a partir de núcleos pre-establecidos. La dirección de avance fue en sentido noroeste-sudeste, provocando una disminución relativa del 40 % en la superficie de dunas activas. En el campo de dunas del norte, de mayor desarrollo morfológico, el avance de la vegetación fue menor, con un 15 % de disminución relativa en la superficie de dunas. Sin embargo, en los últimos 10 años se ha identificado un avance constante en las forestaciones, en reemplazo de especies herbáceas y sectores de dunas sin vegetar.

La proyección de la evolución de las coberturas vegetales al año 2050 evidencia un escenario de incremento gradual en la cobertura de especies herbáceas y pampeanas a expensas de una reducción en las dunas activas. Estas quedarían restringidas al 25 % de la superficie extra-urbana actual y al 15 % de la superficie total del área de estudio.

La superficie no representada por dunas y playas ocupa el 20 % del total del área de estudio y se divide casi equitativamente entre la zona urbana y los ambientes de post-barrera correspondientes a pastizales anegables y bajos pampeanos. La evolución histórica de las zonas urbanas representó una expansión de más de 2.300 has entre 1931 y 2023. En la actualidad, casi la mitad de esta superficie está se asocia a densidades de ocupación urbana del suelo mayor al 60 %.

Se identificó la recurrencia de un patrón cíclico vinculado a la forestación y deforestación de dunas para su posterior urbanización. Esto se asoció a una evolución inversamente proporcional de las especies pampeanas y a una reducción de las especies herbáceas, causando que la fijación de dunas promueva las condiciones abióticas favorables para el establecimiento de especies inmigrantes de los ambientes de dunas.

Actualmente, las zonas sin edificar se encuentran casi totalmente fijadas, con espacios de dunas activas prácticamente despreciables. En consecuencia, la tendencia en el reemplazo de dunas activas por vegetación en zonas urbanas es irreversible, aunque sus tasas y las especies representadas se encuentran relacionadas a factores socio-económicos. Integrando el análisis de los cambios históricos en el uso y en las coberturas del suelo se

reconoce que la porción sedimentariamente activa remanente comprende actualmente a la cuarta parte del sector de barrera bajo estudio, mayoritariamente representada en la Reserva Natural Municipal Faro Querandí.

En la localidad de Villa Gesell, el avance urbano gradual y paralelo a la costa de sus primeros años se vio interrumpido, a mediados de la década de 1970, por un proceso de gran crecimiento, poco planificado, asociado al Plan Galopante. Entre 1965 y 1985 su superficie urbana se expandió en un 80 % y se densificó intensamente. Posteriormente, entre 1997 y 2023, la expansión fue menor, pero se asoció a una densificación sistemática de los sectores urbanos, cuyas dos terceras partes están representadas por densidades de ocupación de suelo superiores al 60 %.

En el centro de Villa Gesell, las dunas primarias fueron eliminadas y reemplazadas por infraestructura costera y servicios de playa. Al norte y al sur de esta localidad se reconocen dunas incipientes, fijadas con especies exóticas de crecimiento rápido. Sus playas presentaron una dinámica sedimentaria limitada, con perfiles cortos, bermas ausentes o de escaso desarrollo, baja recuperación volumétrica estacional y abundancia de sedimentos finos en su playa frontal, lo que supone una elevada susceptibilidad ante el oleaje de alta energía y los procesos erosivos. El análisis histórico de la posición en la línea de costa para el intervalo 1965-2021 permitió identificar un *hotspot* erosivo que cubre al 80% del sector céntrico Villa Gesell, y aproximadamente el 30 % del frente costero urbanizado total del municipio.

En el centro y sur de esta localidad los procesos históricos de implantación de coberturas urbanas, la eliminación sistemática de las dunas primarias, y la utilización de arenas para la construcción, se asociaron a una erosión generalizada, con una reducción del ancho de playa de casi el 50 % entre 1965 y 1997. Sin embargo, la eliminación de las construcciones balnearias y la reestructuración del frente costero, llevada a cabo en 2006, promovió inicialmente una recuperación de las playas, para luego dar paso a un proceso de estabilidad que se mantuvo hasta 2021. En el norte de Villa Gesell, los procesos históricos

de urbanización y fijación de dunas similares, determinaron la incidencia de procesos erosivos con un retroceso acumulado de más de 30 m entre 1965 y 1997. Sin embargo, la mencionada reestructuración del frente costero, promovió, entre 1997 y 2021, una recuperación de casi 45 m en el ancho de playa de este sector, representando actualmente un sector fuertemente acumulativo.

En las localidades del sur (Mar de Las Pampas, Las Gaviotas y Mar Azul), el desarrollo urbano se dio, desde inicios de la década de 1980, con un crecimiento planificado hasta alcanzar su ocupación actual. Este sector, que en 2011 ya alcanzaba su extensión actual (540 has), presentó una importante densificación en los últimos 20 años, provocando que casi la mitad de sus lotes presenten densidades superiores al 40 % en 2023. Sus dunas primarias fueron conservadas, estableciéndose actualmente como crestas lineales paralelas a la costa, con grados de fijación variable, y alcanzando su desarrollo máximo en la localidad de Mar Azul. Las playas presentaron un importante volumen de intercambio sedimentario, con perfiles anchos, de arenas medias y de mayor estabilidad, con el desarrollo de una o dos bermas bien consolidadas.

En estas localidades, las forestaciones de comienzos de la década de 1980 alteraron la movilidad de las dunas, promoviendo formas de disponibilidad sedimentaria reducida y la consiguiente erosión de sus de playas. Sin embargo, la baja densidad de urbanización y la conservación de las dunas primarias, favorecieron que este sector costero alcance un balance sedimentario durante las últimas dos décadas, manteniendo sus anchos de playa y representando condiciones acumulativas. A esto se le suma el posible aporte sedimentario, a través de sobrelavados de tormentas, de arenas provenientes de playas ubicadas al sur del Faro Querandí.

La topografía de este sector costero se encuentra determinada por una gran divisoria, la cual se desarrolla de forma paralela a la línea de costa y se ubica 2,5 km al oeste de la misma. Desde allí, las cotas disminuyen progresivamente hacia el sudeste, con una pendiente homogénea, hasta la línea de costa. La urbanización histórica de los ambientes

originales de barrera ha promovido una reducción significativa de la infiltración hídrica en el perfil natural del suelo.

Hoy en día, los sitios de evacuación hídrica superficial no controlados promueven procesos de erosión pluvial de playas durante las episódicas tormentas costeras. En el sur de Villa Gesell los desagües sin canalizar provocan que la duna primaria sea artificialmente socavada para drenar los excesos. En el centro, en cambio, los caudales son transportados hasta la playa por las calles asfaltadas.

El Plan de Ordenamiento Municipal pretende extender, al año 2044, en 9,4 km el frente costero urbanizado actual y en 5.700 has la superficie de la zona urbana actual, hasta desarrollar el 50 % del territorio del municipio. La reestructuración de las áreas urbanas actuales representará importantes incrementos en la densidad poblacional y provocará una densificación generalizada del suelo urbano de las localidades del sur, Colonia Marina, y Villa Gesell, alcanzando ocupaciones medias por encima del 50 %, 60 % y 85 %, respectivamente. A la vez, la implantación de coberturas urbanas promoverá una reducción de casi el 60 % en la precipitación necesaria para dar inicio al fenómeno de escorrentía superficial urbana.

8.1.1. Comprobación de hipótesis

Partiendo de los resultados obtenidos en esta tesis, se ha comprobado la hipótesis de trabajo inicial teniendo en cuenta que los cambios históricos en los usos y coberturas del suelo para el sector de barrera correspondiente al Municipio de Villa Gesell han provocado diversos efectos sobre sus ambientes, identificándose procesos erosivos de distintas escalas a lo largo de su frente costero urbanizado. Asimismo, se prevé que la evolución proyectada para las coberturas de vegetación y para los usos del suelo urbano generará impactos sobre este sector de barrera, pudiendo comprometer sus recursos costeros a futuro.

8.2. RECOMENDACIONES

Sobre la base de los resultados y las conclusiones de esta tesis, se plantean una serie de recomendaciones tendientes a apoyar la toma de decisiones asociadas a la gestión costera. Estas propuestas se pueden agrupar, de acuerdo a la problemática que pretenden abordar, en aquellas relacionadas a: 1. la erosión de playas y la fijación de dunas; y 2. el escurrimiento superficial urbano, y se destacan según:

1. A. Proteger, restaurar y promover dos procesos fundamentales dentro del balance sedimentario local de las playas urbanas de barreras: el aprovisionamiento de arena y la capacidad de retención sedimentaria.

1. B. Para ello, se recomienda la instalación de estructuras artificiales de retención sedimentaria (enquinchados, vallados o trampas de arena), de manera perpendicular a los vientos del sudeste y directamente por delante del pie de dunas o sobre la playa distal.

1. C. Estas estructuras deben estar sujetas a un plan de monitoreo y manejo continuo en vistas de reconocer sus tiempos de llenado y evitar su fijación no intencional. Los enquinchados completos deben ser vaciados, disponiendo de un volumen sedimentario destinado a alimentar playas cercanas o el sector de playa frontal contigua.

1. D. A partir de esto, se recomienda un método basado en el repoblamiento periódico de playas utilizando las arenas acumuladas en los enquinchados. Esto garantiza, por un lado, que el sedimento utilizado para el relleno sea de similares características al sedimento original de la playa y, por otro lado, un manejo de los enquinchados que evite su llenado excesivo.

1. E. Se sugiere que la infraestructura emplazada sobre la playa (espacios de sombra, paradores de playa, concesiones balnearias) no sea ubicada por delante de las bermas, ni sobre sectores de dunas primarias. Estas deberían disponerse sobre la playa distal, promoviendo las estructuras sobre-elevadas que garanticen la libre circulación sedimentaria.

1. F. Los accesos de playa deben garantizar el tránsito peatonal de manera perpendicular a las crestas de dunas primarias. Para ello se sugiere el mismo sistema de estructuras sobre-

elevadas, con rampas y pasarelas que no promuevan el impacto mecánico de los peatones sobre estos sectores.

1. G. Se recomiendan, para la restauración de playas y para la fijación de nuevos sectores de dunas, estrategias de revegetación con especies nativas tendientes a reestablecer el paisaje original de dunas. De esta manera, se evita la introducción de especies forestales que promuevan un incremento en los desbalances sedimentarios actuales.

1. H. La revegetación puede aplicarse de manera conjunta con sistemas de enquinchados, garantizando la retención sedimentaria necesaria para el establecimiento de las especies nativas. Se deben tener en cuenta, por un lado, los períodos de germinación y emergencia de las especies seleccionadas y, por otro lado, la dominancia característica de los distintos sub-ambientes de barrera.

2. Se recomienda garantizar la infiltración pluvial en el perfil del suelo, disminuyendo así los caudales de escurrimiento superficial y promoviendo la recarga de los acuíferos costeros superficiales. Asimismo, es fundamental el manejo adecuado de los caudales de escorrentía urbana en vistas de evitar la erosión pluvial de playas. Para ello se debe garantizar la infiltración pluvial en el perfil de suelo por medio de áreas permeables tales como sumideros, lagunas de retención intermedia o cunetas verdes. A partir de esto, se recomienda contener el escurrimiento superficial en su punto de origen, o bien almacenar los excesos, que eventualmente no puedan ser retenido, en estaciones de absorción intermedia, impidiendo que alcancen las playas. Se recomienda el desarrollo de nuevas áreas de infiltración natural, aprovechando la disponibilidad de espacios verdes sin afectación de usos urbanos y la ampliación de la superficie asignada a sumideros en la actualidad. Por último, se recomienda restringir, en zonas urbanas residenciales, el riego de jardines y parqueados, garantizando las condiciones adecuadas de humedad antecedente del suelo que promuevan una mayor infiltración de los sectores total o parcialmente permeables durante las episódicas tormentas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, M. R. M. D., Ferro, I. M. M., & Abreu Neto, J. C. D. (2016).** Variação e modelo de tendência da linha de costa da Praia do Icaraí, Caucaia, Ceará, Brasil. *Revista de Geología*, 29 (2), 263–271.
- Ackermann, G. (2011).** El desarrollo urbano en las costas de la Pampa y la Patagonia. En: *frentes urbanos costeros. Ciudad, Paisaje, Turismo* (Dadon, J.R. (Ed.)). Editorial Nobuko, Buenos Aires, pp. 313-329.
- Agisoft (2020).** Agisoft Metashape user manual. Professional edition, version 1.6: Agisoft, 166 pp.
- Al Ruheili, A. M., & Boluwade, A. (2021).** Quantifying coastal shoreline erosion due to climatic extremes using remote-sensed estimates from Sentinel-2A data. *Environmental Processes*, 8(3), 1121-1140.
- Albouy, E. R., Di Martino, C., Berezosky, J. J., Ruffo, A. G., & Marcos, A. (2019).** Erosión hídrica costera en el Balneario Monte Hermoso, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 43; 17-25.
- Albuquerque, M., Espinoza, J., Teixeira, P., de Oliveira, A., Corrêa, I., & Calliari, L. (2013).** Erosion or coastal variability: An evaluation of the DSAS and the change polygon methods for the determination of erosive processes on sandy beaches. *Journal of Coastal Research*, (65), 1710-1714.
- Alliota, S. (2007).** Evaluación geofísica de la plataforma marina entre Punta Rasa y Villa Gesell, Provincia de Buenos Aires. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones de la Provincia de Buenos Aires – CFI – 71 pp.
- Alpers, W. R., Ross, D. B., & Rufenach, C. L. (1981).** On the detectability of ocean surface waves by real and synthetic aperture radar. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 86(C7), 6481-6498.
- Amani, M., Ghorbanian, A., Ahmadi, S. A., Kakooei, M., Moghimi, A., Mirmazloumi, S. M., & Brisco, B. (2020).** Google earth engine cloud computing platform for remote sensing big data applications: A comprehensive review. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 13, 5326-5350.
- Anders, F. J., & Byrnes, M. R. (1991).** Accuracy of shoreline change rates as determined from maps and aerial photographs. *Shore and Beach*, 59(1), 17-26.
- Anderson Jr, W. P., Evans, D. G., & Snyder, S. W. (2000).** The effects of Holocene barrier-island evolution on water-table elevations, Hatteras Island, North Carolina, USA. *Hydrogeology Journal*, 8, 390-404.
- Anfuso, G., Bowman, D., Danese, C., & Pranzini, E. (2016).** Transect based analysis versus area based analysis to quantify shoreline displacement: Spatial resolution issues. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-14.

- Apostolopoulos, D. N., & G. Nikolakopoulos, K. (2020).** Assessment and quantification of the accuracy of low-and high-resolution remote sensing data for shoreline monitoring. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(6), 391.
- Apostolopoulos, D. N., Avramidis, P., & Nikolakopoulos, K. G. (2022).** Estimating quantitative morphometric parameters and spatiotemporal evolution of the Prokopos Lagoon using remote sensing techniques. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(7), 931.
- Araujo, R. S., Silva, G. V., Freitas, D., & Klein, A. H. F. (2009).** Georreferenciamento de fotografias aéreas e análise da variação da linha de costa. *Métodos en teledetección aplicada a la prevención de riesgos naturales en el litoral*, 123-138.
- Ares, M. G., Varni, M., Chagas, C., & Entraigas, I. (2012).** Runoff curve number calibration of a 116 km² agricultural basin, Buenos Aires province, Argentina. *Agrociencia*, 46(6), 535-541.
- ARFQ, Asociación Reserva Faro Querandí (2000).** Primer informe acerca de la Reserva Natural Municipal Faro Querandí. 82 pp.
- Astengo Morando, R. H. (1993).** Origen y desarrollo de Mar Azul. Con El Pulso De Cotel, 1-8.
- Avis, A. M. (1995).** An evaluation of the vegetation developed after artificially stabilizing South African coastal dunes with indigenous species. *Journal of Coastal Conservation*, 1, 41-50.
- Awange, J.L. & Kyalo Kiema, J.B. (2013).** Fundamentals of Remote Sensing. En: *Environmental Geoinformatics*. Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, Heidelberg. 111-118.
- Bacino, G. L., Dragani, W. C., Codignotto, J. O., Pescio, A. E., & Farenga, M. O. (2020).** Shoreline change rates along Samborombón Bay, Río de la Plata estuary, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237, 106659.
- Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2020).** Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote sensing*, 12(3), 381.
- Baldi, G., & Paruelo, J. M. (2008).** Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Bamler, R. (2000).** Principles of synthetic aperture radar. *Surveys in Geophysics*, 21(2-3), 147-157.
- Bamler, R., & Hartl, P. (1998).** Synthetic aperture radar interferometry. *Inverse problems*, 14(4), R1.
- Baret, F., & Guyot, G. (1991).** Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote sensing of environment*, 35(2-3), 161-173.
- Barragán Muñoz, J.M. & Borja Barrera, F. (2013).** Evaluación de los ecosistemas del milenio de España. Sección III: Evaluación de los tipos operativos de ecosistemas. Cap. 13; 673-738.
- Barragán Muñoz, J.M. (2003).** Medio ambiente y desarrollo en áreas litorales. Introducción a la planificación y gestión integradas. Servicio de publicaciones, Universidad de Cádiz, España. 306 pp.

- Barragán Muñoz, J.M. (2014).** Política, gestión y litoral. Una nueva visión de la Gestión Integrada de Áreas Litorales. Madrid: Editorial Tebar Flores. 685 pp.
- Barragán Muñoz, J. M., & De Andrés, M. (2016).** Expansión urbana en las áreas litorales de América Latina y Caribe. *Revista de Geografía Norte Grande*, (64), 129-149.
- Barrantes-Castillo, G., & Ortega-Otárola, K. (2023).** Coastal erosion and accretion on the Caribbean coastline of Costa Rica long-term observations. *Journal of South American Earth Sciences*, 127, 104371.
- Barreto-Orta, M., Méndez-Tejeda, R., Rodríguez, E., Cabrera, N., Díaz, E., & Pérez, K. (2019).** State of the beaches in Puerto Rico after Hurricane Maria (2017). *Shore & Beach*, 87(1), 16-23.
- Barrineau, P., & Kana, T. (2019).** Unpacking storm damages on a developed shoreline: Relating dune erosion and urban runoff. *Shore & Beach*, 87(3), 35.
- Bateman, M. D., Carr, A. S., Dunajko, A. C., Holmes, P. J., Roberts, D. L., McLaren, S. J., & Murray-Wallace, C. V. (2011).** The evolution of coastal barrier systems: a case study of the Middle-Late Pleistocene Wilderness barriers, South Africa. *Quaternary Science Reviews*, 30(1-2), 63-81.
- Battiau-Queney, Y., Billet, J. F., Chaverot, S., & Lanoy-Ratel, P. (2003).** Recent shoreline mobility and geomorphologic evolution of macrotidal sandy beaches in the north of France. *Marine Geology*, 194(1-2), 31-45.
- Bauer, B. O., & Davidson-Arnott, R. G. (2003).** A general framework for modeling sediment supply to coastal dunes including wind angle, beach geometry, and fetch effects. *Geomorphology*, 49(1-2), 89-108.
- Bauer, B. O., & Sherman, D. J. (1999).** Coastal dune dynamics: problems and prospects.
- Beck, H. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., Lutsko, N. J., Dufour, A., ... & Miralles, D. G. (2023).** High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901–2099 based on constrained CMIP6 projections. *Scientific data*, 10(1), 724.
- Benseny, G. (2008).** Las urbanizaciones turísticas del litoral como escenario de riesgo. La remodelación del frente costero de Villa Gesell (Argentina). *Párrafos Geográficos*, 7(1), 1-33.
- Benseny, G. (2011).** La zona costera como escenario turístico. Transformaciones territoriales en la Costa Atlántica Bonaerense. Villa Gesell (Argentina). *Tesis para optar al título de Doctora en Geografía*; Universidad Nacional del Sur, Argentina, 335 pp.
- Bértola, G. R. (2001).** 21 Years of Morphological Modifications in a Urbanized Beach (Playa Grande, Mar de Plata), Argentina. *Thalassas: An international journal of marine sciences*, 17(2), 21-36.

- Bertola, G. R. (2006).** Morfodinámica de playas del sudeste de la provincia de Buenos Aires (1983 a 2004). *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 13(1), 31-57.
- Bértola, G. R., Cortizo, L. C., & Isla, F. I. (2009).** Dinámica litoral de la costa de Tres Arroyos y SanCayetano, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 64(4), 657-671.
- Bértola, G. R., Farenga, M., Cortizo, L., & Isla, F. I. (1999).** Dinámica morfológica de las playas de Villa Gesell (1994-1996), Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 54(1), 23-35.
- Bértola, G., Caro, L. S., & Garzo, P. A. (2021).** Evolución del perfil de playa en zonas urbanas y periurbanas en el Partido de Villa Gesell, Buenos Aires, Argentina, para el período 1994-2021. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, (1), 41-54.
- Bianchi, A. R., & Cravero, S. A. C. (2010).** Atlas climático digital de la República Argentina. INTA Ediciones, 51 pp.
- Billet, C., Bacino, G., Alonso, G., & Dragani, W. (2023).** Shoreline Temporal Variability Inferred from satellite images at Mar del Plata, Argentina. *Water*, 15(7), 1299.
- Bird, E. C. (2008).** Coastal geomorphology: an introduction. Second Edition. Geostudies. John Wiley & Sons. 436 pp.
- Bitencourt, V. J. B., Dillenburg, S. R., Manzolli, R. P., & Barboza, E. G. (2020).** Control factors in the evolution of Holocene coastal barriers in Southern Brazil. *Geomorphology*, 360, 107180.
- Blott, S. J., & Pye, K. (2001).** GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11), 1237-1248.
- Blount, T. R., Carrasco, A. R., Cristina, S., & Silvestri, S. (2022).** Exploring open-source multispectral satellite remote sensing as a tool to map long-term evolution of salt marsh shorelines. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 266, 107664.
- Boak, E. H., & Turner, I. L. (2005).** Shoreline definition and detection: a review. *Journal of coastal Research*, 21(4), 688-703.
- Bocco, G. (1998).** Naturaleza y sociedad. Escalas de espacio y tiempo. *Ciencias*, (051).
- Boothroyd, J. (1985).** Tidal inlets and tidal deltas. En: Davis, R. A. (Ed.): *Coastal sedimentary environments*. Springer-Verlag, New York, 445-532.
- Bouman, B. A., & Van Kasteren, H. W. (1990).** Ground-based X-band (3-cm wave) radar backscattering of agricultural crops. II. Wheat, barley, and oats; the impact of canopy structure. *Remote Sensing of Environment*, 34(2), 107-119.
- Braccini, I.O. (1972).** Cuenca del Salado. En: *Geología Regional Argentina*. Academia Nacional de Ciencias de Córdoba, Tomo I, 407-418.

- Brakensiek, D. L., Engleman, R. L., & Rawls, W. J. (1981).** Variation within texture classes of soil water parameters. *Transactions of the ASAE*, 24(2), 335-0339.
- Braun, A. & Veci, L. (2021).** ESA SNAP Sentinel-1 Toolbox: S1 TOPS InSAR Tutorial. Skywatch Space Applications Inc., European Space Agency: New York, NY, USA, 2021; 25pp.
- Bróndolo, M., Campos, M.F & Zinger, S. (1994).** Geografía de Bahía Blanca. Bahía Blanca, EncestYo, 17-71.
- Brunetta, R., Duo, E., & Ciavola, P. (2021).** Evaluating short-term tidal flat evolution through UAV surveys: A case study in the Po Delta (Italy). *Remote Sensing*, 13(12), 2322.
- Bruun, P. (1962).** Sea-level rise as a cause of shore erosion. *Journal of the Waterways and Harbors division*, 88(1), 117-130.
- Bruun, P. (1988).** The Bruun rule of erosion by sea-level rise: a discussion on large-scale two-and three-dimensional usages. *Journal of Coastal Research*, 627-648.
- Bürgmann, R., Rosen, P. A., & Fielding, E. J. (2000).** Synthetic aperture radar interferometry to measure Earth's surface topography and its deformation. *Annual review of earth and planetary sciences*, 28(1), 169-209.
- Burkart, R., Bárbaro, N., Sánchez, R. O., & Gómez, D. A. (1999).** Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación. Buenos Aires. Argentina. 43 pp.
- Busayo, E. T., & Kalumba, A. M. (2021).** Recommendations for linking climate change adaptation and disaster risk reduction in urban coastal zones: Lessons from East London, South Africa. *Ocean & Coastal Management*, 203, 105454.
- Bustos, M. L., Ferrelli, F., & Piccolo, M. C. (2016).** El rol del arbolado urbano sobre la temperatura invernal de la villa balnearia de Pehuen Co (Argentina). *Revista Universitaria de Geografía*, 25(1), 57-72.
- Byun, D. S., & Hart, D. E. (2019).** On robust multi-year tidal prediction using T_TIDE. *Ocean Science Journal*, 54, 657-671.
- Cabezas-Rabadán, C., Pardo-Pascual, J. E., Almonacid-Caballer, J., & Rodilla, M. (2019).** Detecting problematic beach widths for the recreational function along the Gulf of Valencia (Spain) from Landsat 8 subpixel shorelines. *Applied Geography*, 110, 102047.
- Cabrera, A. L. (1941).** Las comunidades vegetales de las dunas costaneras de la Provincia de Buenos Aires. *D.A.G.I. Publicaciones técnicas*, 1(2):5-44.
- Calderisi, G., Cogoni, D., Pinna, M. S., & Fenu, G. (2021).** Recognizing the relative effects of environmental versus human factors to understand the conservation of coastal dunes areas. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 102070.

- Carretero, S., & Kruse, E. (2014).** Impacto de la urbanización en la infiltración en un área costera, Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 5-24.
- Carvalho, B. C., Dalbosco, A. L. P., & Guerra, J. V. (2020).** Shoreline position change and the relationship to annual and interannual meteo-oceanographic conditions in Southeastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235, 106582.
- Castro, G. (1989).** Caracterización climática entre Punta Rasa y Punta San Andrés, Provincia de Buenos Aires. *Informe Final*. Consejo Federal de Inversiones de la Provincia de Buenos Aires – CFI – 177 pp.
- Caviglia, F. J., Pousa, J. L., & Lanfredi, N. W. (1991).** A determination of the energy flux constant from dredge records. *Journal of Coastal Research*, 543-549.
- Cellone, F., Carol, E., & Tosi, L. (2016).** Coastal erosion and loss of wetlands in the middle Río de la Plata estuary (Argentina). *Applied Geography*, 76, 37-48.
- Celsi, C. E., (2016).** La vegetación de las dunas costeras pampeanas. En: *La Costa Atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 116-138.
- Celsi, C. E., Cenizo, M., Sotelo, M., Salas, R., & Athor, J. (2016).** Las áreas naturales protegidas de la costa bonaerense. En: *La Costa Atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 487-527.
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y El Caribe (2011).** Gráficos vitales del Cambio Climático para América Latina y El Caribe, Santiago de Chile, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. PNUMA-CEPAL, 40 pp.
- Chagas, C. I., Santanatoglia, O. J., Castiglioni, M. G., Massobrio, M. J., Buján, A., & Irurtia, C. (2008).** Número de curva de escurrimiento para una microcuenca de Pampa Ondulada bajo labranza convencional y siembra directa. *Ciencia del suelo*, 26(1), 63-69.
- Chandler, J. (1999).** Effective application of automated digital photogrammetry for geomorphological research. *Earth surface processes and landforms*, 24(1), 51-63.
- Charlesworth, S. M., Harker, E., & Rickard, S. (2003).** A review of sustainable drainage systems (SuDS): A soft option for hard drainage questions?. *Geography*, 99-107.
- Chen, D., Wang, Y., Shen, Z., Liao, J., Chen, J., & Sun, S. (2021).** Long time-series mapping and change detection of coastal zone land use based on google earth engine and multi-source data fusion. *Remote Sensing*, 14(1), 1.
- Chrisben, S. C., & Gurugnanam, B. (2022).** Coastal transgression and regression from 1980 to 2020 and shoreline forecasting for 2030 and 2040, using DSAS along the southern coastal tip of Peninsular India. *Geodesy and Geodynamics*, 13(6), 585-594.

- Clark, A., Moorman, B., Whalen, D., & Fraser, P. (2021).** Arctic coastal erosion: UAV-SfM data collection strategies for planimetric and volumetric measurements. *Arctic Science*, 7(3), 605-633.
- Clark, J. R. (1997).** Coastal zone management for the new century. *Ocean & Coastal Management*, 37(2), 191-216.
- Coca, O., & Ricaurte-Villota, C. (2022).** Regional patterns of coastal erosion and sedimentation derived from spatial autocorrelation analysis: Pacific and colombian caribbean. *Coasts*, 2(3), 125-151.
- Codignotto, J.O. (1997).** Geomorfología y dinámica costera. En: *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros* (Boschi, E.E. (Ed.)). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP): Mar del Plata, 89-105.
- Congedo, L. (2021).** Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172.
- Cook, K. L. (2017).** An evaluation of the effectiveness of low-cost UAVs and structure from motion for geomorphic change detection. *Geomorphology*, 278, 195-208.
- Cooper, J. A. G., Green, A. N., & Loureiro, C. (2018).** Geological constraints on mesoscale coastal barrier behaviour. *Global and Planetary Change*, 168, 15-34.
- Cortizo, L. C., & Isla, F. I. (2012).** Dinámica de la barrera medanosa e islas de barrera de Patagones (Buenos Aires, Argentina). *Latin American Journal Of Sedimentology And Basin Analysis*, 19(1), 47-63.
- Cozzolino, D., Greggio, N., Antonellini, M., & Giambastiani, B. M. S. (2017).** Natural and anthropogenic factors affecting freshwater lenses in coastal dunes of the Adriatic coast. *Journal of Hydrology*, 551, 804-818.
- Crowell, M., Leatherman, S. P., & Buckley, M. K. (1993).** Shoreline change rate analysis: long term versus short term data. *Shore and Beach*, 61(2), 13-20.
- Dadon, J. (2005).** Historia ambiental y turismo en la costa bonaerense: De playas, vacaciones y ecología. *Todo es Historia*, 450, 54-62.
- Dadon, J. R. (2002).** El impacto del turismo sobre los recursos naturales costeros en la costa pampeana. En: *Zona Costera de la Pampa Argentina* (J. R. Dadon y S. D. Matteucci, Eds.). Lugar Editorial, Buenos Aires, pp. 101-121.
- Dadon, J. R. (2011).** Patrones de urbanización turística costera. En: *frentes urbanos costeros. Ciudad, Paisaje, Turismo* (Dadon, J.R. (Ed.)). Editorial Nobuko, Buenos Aires, pp. 313-329.
- Dadon, J. R., & Matteucci, S. D. (2006).** Patrones de desarrollo costero en la provincia de Buenos Aires, Argentina. En: *Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural: el*

- caso de la ecorregión pampeana* (Mateucci, S.D. Ed.). Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, 251-278.
- Dally, W. R., & Dean, R. G. (1984).** Suspended sediment transport and beach profile evolution. *Journal of waterway, port, coastal, and ocean engineering*, 110(1), 15-33.
- Dangavs, N.V., (1977).** Geología y Sedimentología del complejo lagunar "Salada Grande", Provincia de Buenos Aires. *Tesis Museo de La Plata N° 354*, La Plata, Argentina, 144 p.
- Davies, J. L. (1957).** The importance of cut and fill in the development of sand beach ridges. *The Australian Journal of Science*, 20, 105.
- De la Casa, A. C., & Ovando, G. G. (2006).** Influencia de episodios El Niño-Oscilación Sur (ENOS) sobre la precipitación y el rendimiento de maíz en la provincia de Córdoba, Argentina. *Agricultura Técnica*, 66(1), 80-89.
- De Oliveira, J. F., Barboza, E. G., Martins, E. M., & Scarelli, F. M. (2019).** Geomorphological and stratigraphic analysis applied to coastal management. *Journal of South American Earth Sciences*, 96, 102358.
- Delgadillo-Calzadilla, M. A., Mendoza, E., Silva, R., Gonzalez-Vázquez, J. A., & Infante-Mata, D. (2014).** Beach erosion in san benito chiapas, mexico: Assessment and possible solution. *Journal of Coastal Research*, (71), 114-121.
- De-Wit, K., Lexmond, B. R., Stouthamer, E., Neussner, O., Dörr, N., Schenk, A., & Minderhoud, P. S. (2021).** Identifying causes of urban differential subsidence in the Vietnamese Mekong Delta by combining InSAR and field observations. *Remote Sensing*, 13(2), 189.
- Difrieri, H.A., (1958).** Las Regiones Naturales. En: *La Argentina Suma de Geografía*, Vol. 1. Editorial Peuser, Buenos Aires. 353-471.
- Dillenburg, S. R., & Hesp, P. A. (2009).** Coastal barriers—an introduction. En: *Geology and geomorphology of Holocene coastal barriers of Brazil*, Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 107. Springer, Berlin, Heidelberg, 1-15.
- Dillenburg, S. R., Barboza, E. G., Rosa, M. L. C., Caron, F., & Bitencourt, V. J. (2020).** Changes in the Littoral Drift System of the Uruguayan Coast during the Holocene and its Influence in the Continuing Erosion in Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 95(SI), 453-457.
- Dillenburg, S. R., Hesp, P. A., Giannini, P. C., Martinho, C. T., Silva, G. M. D., & Neto, N. E. A. (2009).** The Holocene barrier systems of the Santa Catarina coast, southern Brazil. En: *Geology and geomorphology of Holocene coastal barriers of Brazil*, Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 107. Springer, Berlin, Heidelberg, 93-133.
- Dolan, R., & Davis, R. E. (1994).** Coastal storm hazards. *Journal of Coastal Research*, 103-114.
- Dolan, R., Hayden, B. P., May, P., & May, S. (1980).** The reliability of shoreline change measurements from aerial photographs. *Shore and Beach*, 48(4), 22-29.

- Dong, C. (2018).** Remote sensing, hydrological modeling and in situ observations in snow cover research: A review. *Journal of Hydrology*, 561, 573-583.
- Doody, J. P. (2005).** Shoreline management—conservation, management or restoration. In: *Herrier J-L, Mees J, Salman A, Seys J, Van Nieuwenhuysse H, Dobbelaere I (eds) Proceedings 'Dunes and Estuaries'*, 407-419.
- Dougherty, A. J. (2018).** Prograded coastal barriers provide paleoenvironmental records of storms and sea level during late Quaternary highstands. *Journal of Quaternary Science*, 33(5), 501-517.
- Doughty, C. L., & Cavanaugh, K. C. (2019).** Mapping coastal wetland biomass from high resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery. *Remote Sensing*, 11(5), 540.
- Doughty, C. L., Ambrose, R. F., Okin, G. S., & Cavanaugh, K. C. (2021).** Characterizing spatial variability in coastal wetland biomass across multiple scales using UAV and satellite imagery. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7(3), 411-429.
- El Khalidi, K., Bourhili, A., Bagdanavičiūtė, I., Minoubi, A., Hakkou, M., Zourarah, B., & Maanan, M. (2022).** Coastal land use and shoreline evolution along the Nador lagoon Coast in Morocco. *Geocarto International*, 37(25), 7445-7461.
- El-Gharbawi, T., & Tamura, M. (2015).** Coseismic and postseismic deformation estimation of the 2011 Tohoku earthquake in Kanto Region, Japan, using InSAR time series analysis and GPS. *Remote Sensing of Environment*, 168, 374-387.
- Eliot, I., & Clarke, D. (1989).** Temporal and spatial bias in the estimation of shoreline rate-of-change statistics from beach survey information. *Coastal Management*, 17(2), 129-156.
- Enriquez-Acevedo, T., Botero, C. M., Cantero-Rodelo, R., Pertuz, A., & Suarez, A. (2018).** Willingness to pay for Beach Ecosystem Services: The case study of three Colombian beaches. *Ocean & Coastal Management*, 161, 96-104.
- Erkens, G., Van der Meulen, M. J., & Middelkoop, H. (2016).** Double trouble: subsidence and CO₂ respiration due to 1,000 years of Dutch coastal peatlands cultivation. *Hydrogeology Journal*, 24(3), 551.
- Escofet, A. (2004).** Marco operativo de macro y meso-escala para estudios de planeación de zona costera en el Pacífico mexicano. En: *El manejo costero en México*, 223-233.
- Esteves, L. S. (2004).** Shoreline changes and coastal evolution as parameters to identify priority areas for management in Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Pesquisas em Geociências*, 31(2), 15-30.
- Faggi, A. M., & Cagnoni, M. (1991).** La vegetación de Punta Rasa (Pcia. de Buenos Aires. Argentina). *Parodiana*, 6(2), 363-374.
- Faggi, A. M., & Dadon, J. (2010).** Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina*, 19, 53-76.

- Faggi, A., & Dadon, J. (2011).** Temporal and spatial changes in plant dune diversity in urban resorts. *Journal of Coastal Conservation*, 15, 585-594.
- Fairbanks, D. H., & McGwire, K. C. (2004).** Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal NDVI. *Global Ecology and Biogeography*, 13(3), 221-235.
- Farrell, S., Lepp, T., Speer, B., & Mauriello, M. (1999).** Mapping erosion hazard areas in Ocean County, New Jersey. *Journal of Coastal Research*, 50-57.
- Fenster, M. S., & Dolan, R. (1993).** Historical shoreline trends along the Outer Banks, North Carolina: processes and responses. *Journal of Coastal Research*, 172-188.
- Ferguson, S., Warny, S., Anderson, J. B., Simms, A. R., & Escarguel, G. (2018).** Holocene vegetation and climate evolution of Corpus Christi and Trinity bays: Implications on coastal Texas source-to-sink deposition. *Geobios*, 51(2), 123-135.
- Fernández-Montblanc, T., Duo, E., & Ciavola, P. (2020).** Dune reconstruction and revegetation as a potential measure to decrease coastal erosion and flooding under extreme storm conditions. *Ocean & coastal management*, 188, 105075.
- Feyisa, G. L., Meilby, H., Fensholt, R., & Proud, S. R. (2014).** Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote sensing of environment*, 140, 23-35.
- Fielding, E. J., Lundgren, P. R., Taymaz, T., Yolsal-Çevikbilen, S., & Owen, S. E. (2013).** Fault-slip source models for the 2011 M 7.1 Van earthquake in Turkey from SAR interferometry, pixel offset tracking, GPS, and seismic waveform analysis. *Seismological Research Letters*, 84(4), 579-593.
- Fielding, E. J., Talebian, M., Rosen, P. A., Nazari, H., Jackson, J. A., Ghorashi, M., & Walker, R. (2005).** Surface ruptures and building damage of the 2003 Bam, Iran, earthquake mapped by satellite synthetic aperture radar interferometric correlation. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 110(B3).
- Figlus, J., & Song, Y. K. (2019).** Galveston Beach Rainwater Runoff Investigation. Technical report, Texas A&M University at Galveston, Department of Ocean Engineering, College of Engineering, 81 pp.
- Fiore, M. M., D'Onofrio, E. E., Pousa, J. L., Schnack, E. J., & Bértola, G. R. (2009).** Storm surges and coastal impacts at Mar del Plata, Argentina. *Continental Shelf Research*, 29(14), 1643-1649.
- Fisher, J. J. (1968).** Barrier island formation: discussion. *Geological Society of America Bulletin*, 79(10), 1421-1426.

- Fitton, J. M., Rennie, A. F., Hansom, J. D., & Muir, F. M. (2021).** Remotely sensed mapping of the intertidal zone: A Sentinel-2 and Google Earth Engine methodology. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 22, 100499.
- Fitzgerald, D. M., & Buynevich, I. V. (2009).** Coastal barriers. *Coastal Zones and Estuaries. UNESCO, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Oxford*, 164-189.
- Fletcher, C., Rooney, J., Barbee, M., Lim, S. C., & Richmond, B. (2003).** Mapping shoreline change using digital orthophotogrammetry on Maui, Hawaii. *Journal of Coastal Research*, 106-124.
- Folk, R.L. & Ward, W.C. (1957).** Brazos river bar; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.
- Fontana, S. L. (2003).** Pollen deposition in coastal dunes, south Buenos Aires Province, Argentina. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 126(1-2), 17-37.
- Fox, W. T., & Davis, R. A. (1978).** Seasonal variation in beach erosion and sedimentation on the Oregon coast. *Geological Society of America Bulletin*, 89(10), 1541-1549.
- Franceschetti, G., & Lanari, R. (2018).** *Synthetic aperture radar processing*. CRC press, Boca Raton, Florida, USA, 324 pp.
- Gao, J., Kennedy, D. M., & Konlechner, T. M. (2020).** Coastal dune mobility over the past century: A global review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 44(6), 814-836.
- Gao, J., Kennedy, D. M., & McSweeney, S. (2023).** Patterns of vegetation expansion during dune stabilization at the decadal scale. *Earth Surface Processes and Landforms*, 48(15), 3059-3073.
- García, R. (2006).** *Sistemas complejos. Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Barcelona: Gedisa; 200 pp.
- Gares, P. A. (1992).** Topographic changes associated with coastal dune blowouts at Island Beach State Park, New Jersey. *Earth Surface Processes and Landforms*, 17(6), 589-604.
- Garzo, P. A. (2017).** *Caracterización de la vulnerabilidad ambiental del Partido de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires. Tesis de Grado para optar al título de Licenciado en Ciencias Ambientales*. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. 103 pp.
- Garzo, P. A., & Fernández-Montblanc, T. (2023).** Land Use/Land Cover Optimized SAR Coherence Analysis for Rapid Coastal Disaster Monitoring: The Impact of the Emma Storm in Southern Spain. *Remote Sensing*, 15(13), 3233.
- Garzo, P. A., Dadon, J. R., & Castro, L. N. (2019).** Modelling environmental vulnerability of the Biosphere Reserve Parque Atlántico Mar Chiquito, Argentina, under agricultural and urban impacts. *Ocean & Coastal Management*, 170, 72-79.

- Garzo, P. A., Sánchez-Caro, L., & Mojica, M. (2023).** Coastal erosion in temperate barriers: An anthropized sandy beach in Buenos Aires, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 104453.
- Garzo, P.A., & Dadon, J.R. (2021).** Urbanización turística costera, forestaciones y actividades primarias: análisis de los cambios en la vegetación para dos áreas protegidas de la Barrera Medanosa Oriental, Buenos Aires, Argentina. Acta de Trabajos de la Conferencia Internacional Ciudades Resilientes. Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CEDEUS), Noviembre de 2021.
- Garzo, P.A.; Seppi, S.A. & Sánchez-Caro, L. (2021).** Combinación de datos SAR y ópticos para la clasificación de coberturas en un área costera de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En: *III Jornadas Internacionales y V Jornadas Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos*, Moreno: Editorial de la Universidad Nacional de Moreno, 689-693.
- Gates, D. M., Keegan, H. J., Schleiter, J. C., & Weidner, V. R. (1965).** Spectral properties of plants. *Applied optics*, 4(1), 11-20.
- Gausman, H. W., Allen, W. A., & Escobar, D. E. (1974).** Refractive index of plant cell walls. *Applied optics*, 13(1), 109-111.
- Genchi, S. A., Carbone, M. E., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. (2011).** Hydrologic response of the drainage basins that intersect Las Grutas town, Argentina. *Investigaciones geográficas*, (75), 23-36.
- Ghazali, M. F., Wikantika, K., Harto, A. B., & Kondoh, A. (2020).** Generating soil salinity, soil moisture, soil pH from satellite imagery and its analysis. *Information Processing in Agriculture*, 7(2), 294-306.
- Ghebregabher, M. G., Yang, T., Yang, X., & Sereke, T. E. (2020).** Assessment of NDVI variations in responses to climate change in the Horn of Africa. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 23(3), 249-261.
- Gilbert, G.K., (1885).** The topographic features of lake shores, En: *US Geological Survey 5th Annual Report, Fiscal Year 1883–1884*, 87-100.
- Gogoberidze, G. (2012).** Tools for comprehensive estimate of coastal region marine economy potential and its use for coastal planning. *Journal of Coastal Conservation*, 16, 251-260.
- Goldsmith, V. (1978).** Coastal dunes. En: *Coastal sedimentary environments*. New York, NY: Springer US, 171-235.
- Goldstein, J. L. (1967).** Auditory spectral filtering and monaural phase perception. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 41(2), 458-479.
- Goldstein, R. (1995).** Atmospheric limitations to repeat-track radar interferometry. *Geophysical Research letters*, 22(18), 2517-2520.

- Goldstein, R. M., & Zebker, H. A. (1989).** Mapping small elevation changes over large areas: Differential radar interferometry. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 94(B7), 9183-9191.
- Gomez Mendoza, J., Mata Olmos, R., Sanz Herraiz, C., Galiana, M., Luis, M., Cartos. % Holgado, P. (1999).** El estudio del paisaje. En: Los paisajes de Madrid: naturaleza y medio rural. Madrid, Alianza Editorial. (Cap. 1, pp. 13-15).
- Gómez-Pina, G., Muñoz-Pérez, J. J., Ramírez, J. L., & Ley, C. (2002).** Sand dune management problems and techniques, Spain. *Journal of Coastal Research*, (36), 325-332.
- Gonçalves, G., Gonçalves, D., Gómez-Gutiérrez, Á., Andriolo, U., & Pérez-Alvárez, J. A. (2021).** 3D reconstruction of coastal cliffs from fixed-wing and multi-rotor uas: Impact of sfm-mvs processing parameters, image redundancy and acquisition geometry. *Remote Sensing*, 13(6), 1222.
- Goñi, L., Gregorini, G., & Aldalur, B. (2016).** Análisis del crecimiento edilicio mediante imágenes Landsat en la localidad de Monte Hermoso, Argentina. *Actas del 2° Encuentro Nacional de Investigadores de Agrimensura*. Santa Fe, Argentina. 1-8.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017).** Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.
- Gracia, A., Rangel-Buitrago, N., Oakley, J. A., & Williams, A. T. (2018).** Use of ecosystems in coastal erosion management. *Ocean & Coastal Management*, 156, 277-289.
- Guagni, H.J. (2020).** El Sistema de Referencia Vertical de la República Argentina (SRVN16) y su integración regional. *Simposio del Sistema de Referencia Geocéntrico para las Américas (SIRGAS) 2020*. Cuarta sesión: Sistemas de altura.
- Guimaraes-Santos, C. A., Do Nascimento, T. V. M., Mishra, M., & da Silva, R. M. (2021).** Analysis of long-and short-term shoreline change dynamics: A study case of João Pessoa city in Brazil. *Science of the Total Environment*, 769, 144889.
- Gutiérrez, O., Panario, D., Nagy, G. J., Bidegain, M., & Montes, C. (2016).** Climate teleconnections and indicators of coastal systems response. *Ocean & Coastal Management*, 122, 64-76.
- Guza, R. T., & Inman, D. L. (1975).** Edge waves and beach cusps. *Journal of Geophysical Research*, 80(21), 2997-3012.
- Hanson, S., Nicholls, R., Ranger, N., Hallegatte, S., Corfee-Morlot, J., Herweijer, C., & Chateau, J. (2011).** A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. *Climatic change*, 104, 89-111.
- Harvey, D. (2007).** Espacios del capital. Hacia una geografía crítica. Ediciones Akal. Madrid. 448 pp.
- Hayes, M. O. (1980).** General morphology and sediment patterns in tidal inlets. *Sedimentary geology*, 26(1-3), 139-156.

- Hepcan, S., Hepcan, C. C., Kilicaslan, C., Ozkan, M. B., & Kocan, N. (2013).** Analyzing landscape change and urban sprawl in a Mediterranean coastal landscape: a case study from Izmir, Turkey. *Journal of Coastal Research*, 29(2), 301-310.
- Hersbach, H., Bell, W., Berrisford, P., Horanyi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Dee, D (2019).** Global reanalysis: goodbye ERA-Interim, hello ERA5. *ECMWF newsletter*, 159, United Kingdom, 17 pp.
- Hesp, P. (1999).** The beach backshore and beyond. En: *Handbook of beach and shoreface morphodynamics* (Short, A.D. Ed), 145-169.
- Hesp, P. (2000).** Coastal sand dunes: form and function. Massey University. Rotorua Printers, New Zealand. 28 pp.
- Hesp, P. A. (2004).** Coastal dunes in the tropics and temperate regions: location, formation, morphology and vegetation processes. En: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.) *Coastal Dunes. Ecological Studies*. Springer, Berlin, Heidelberg, 29-49.
- Hesp, P. A., & Smyth, T. A. (2016).** Surfzone-beach-dune interactions: Flow and sediment transport across the intertidal beach and backshore. *Journal of Coastal Research*, (75), 8-12.
- Hesp, P., Schmutz, P., Martinez, M. M., Driskell, L., Orgera, R., Renken, K., & Orcio, O. A. J. (2010).** The effect on coastal vegetation of trampling on a parabolic dune. *Aeolian Research*, 2(2-3), 105-111.
- Hiernaux, D., & Lindon, A. (1993).** El concepto de espacio y el análisis regional. *Secuencia. Revista de historia y ciencias sociales*, (25), 089-089.
- Himmelstoss, E.A., Henderson, R.E., Kratzmann, M.G., Farris, A.S. (2018).** Digital shoreline analysis system (DSAS) version 5.0 user guide. U.S. *Geological Survey Open-File Report 1179*, 110 pp,
- Hine, A. C. (1979).** Mechanisms of berm development and resulting beach growth along a barrier spit complex. *Sedimentology*, 26(3), 333-351.
- Hjulstrom, F., (1935).** Studies of morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin of the Geological Institute University of Uppsala*, 25, 221-527.
- Houser, C., & Hamilton, S. (2009).** Sensitivity of post-hurricane beach and dune recovery to event frequency. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(5), 613-628.
- Hoyt, J. H. (1967).** Barrier island formation. *Geological Society of America Bulletin*, 78(9), 1125-1136.
- Huang, J., Wang, H., Dai, Q., & Han, D. (2014).** Analysis of NDVI data for crop identification and yield estimation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(11), 4374-4384.
- Hutton, J., & Mostafa, M. M. (2005).** 10 years of direct georeferencing for airborne photogrammetry. *GIS Business (GeoBit)*, 11(1), 33-41.

- Iglhaut, J., Cabo, C., Puliti, S., Piermattei, L., O'Connor, J., & Rosette, J. (2019).** Structure from motion photogrammetry in forestry: A review. *Current Forestry Reports*, 5, 155-168.
- IGN (1956).** Instituto Geográfico Nacional. Cartas Topográficas a escala 1:50.000. Disponible en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/ProduccionCartografica/Cartografia> [última visita: 8/7/23].
- Illenberger, W. K. (1993).** Variations of sediment dynamics in Algoa Bay during the Holocene. *South African Journal of Science*, 89(4), 187-196.
- Illenberger, W. K., & Rust, I. C. (1988).** A sand budget for the Alexandria coastal dunefield, South Africa. *Sedimentology*, 35(3), 513-521.
- INDEC (1982).** Censo Nacional de Población y Vivienda de 1980. Serie B. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-164> [última visita: 8/1/24].
- INDEC (1992).** Censo Nacional de Población y Vivienda de 1991. Serie A N° 2. Buenos Aires: Departamento de Publicaciones del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-136> [última visita: 8/1/24].
- INDEC (2001).** Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas de 2001. Base de Datos. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-134> [última visita: 8/1/24].
- INDEC (2010).** Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas de 2010. Censo del Bicentenario, República Argentina, Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135> [última visita: 8/1/24].
- INDEC (2023).** Resultados Definitivos del Censo nacional de Población, Hogares y Viviendas de 2022. Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-165> [última visita: 8/1/24].
- Inman, D. L., & Filloux, J. (1960).** Beach cycles related to tide and local wind wave regime. *The Journal of Geology*, 68(2), 225-231.
- Inman, D. L., Elwany, M. H. S., & Jenkins, S. A. (1993).** Shorerise and bar-berm profiles on ocean beaches. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 98(C10), 18181-18199.
- INTA (1989).** Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Instituto de Suelos. INTA. Buenos Aires. 525 pp.
- IPCC (2000).** Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Special Report. Watson, R., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp 375.
- Isla, F. I. (1997).** Procesos de canibalización de la barrera medanosa entre Faro Querandí y Mar Chiquita, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 52(4), 539-548.

- Isla, F. I. (2017).** Coastal barriers from Argentina: Buenos Aires, Patagonia and Tierra del Fuego. *Quaternary and Environmental Geosciences*, 8(1).
- Isla, F. I., & Cortizo, L. C. (2023).** Coastal erosion in Argentina: The retreating rates of southern South America. *Journal of South American Earth Sciences*, 126, 104342.
- Isla, F. I., & Schnack, E. J. (2009).** The changing coastlines of South America. *Developments in Earth Surface Processes*, 13, 49-73.
- Isla, F. I., Cortizo, L. C., & Orellano, H. A. T. (2001A).** Dinámica y evolución de las barreras medanosas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Geomorfología*, 2(1), 73-83.
- Isla, F. I., Bértola, G. R., & Schnack, E. J. (2001B).** Morfodinámica de playas meso y macromareales de Buenos Aires, Río Negro y Chubut. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología*, 8(1), 51-60.
- Isla, F. I., Bértola, G. R., Farenga, M. O., Serra, S. B., & Cortizo, L. C. (1998).** Villa Gesell: un desequilibrio sedimentario inducido por fijaciones de médanos. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología*, 5(1), 41-51.
- Isla, F. I., Cortizo, L., Merlotto, A., Bértola, G., Albisetti, M. P., & Finocchietti, C. (2018).** Erosion in Buenos Aires province: Coastal-management policy revisited. *Ocean & Coastal Management*, 156, 107-116.
- Isla, F., Prario, B., Maenza, R., Bertola, G., Cortizo, L., & Lamarchina, S. (2022A).** Las Sudestadas del sudeste y del sur en la provincia de Buenos Aires, Argentina y el aumento antropogénico previsto del nivel del mar. *Revista Universitaria de Geografía*, 31 (1), 115-132.
- Isla, F. I., Garzo, P. A., & Sánchez Caro, L. (2022B).** Environmental evolution of coastal afforestations: management strategies for dune fixation in the sandy barriers of Buenos Aires, Argentina. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 22 (3), 207-224.
- Isla, F. I., Witkin, G., Bértola, G. R., & Farenga, M. O. (1994).** Variaciones morfológicas decenales (1983-1993) de las playas de Mar del Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 49(3-4), 55-70.
- Isla, F. I.; Bértola, G.; Fernández, J. M.; Bedmar, J. M.; Toffani, M.; Garzo, P. (2023).** Beach-morphodynamic changes conditioned by the Holocene sea-level fluctuation: mesotidal beaches of Northern Patagonia. *Acta Geológica Lilloana* 34 (2): 111-128
- Isla, F.I., & Garzo, P.A. (2023).** Playas y pluviales: los impactos de la impermeabilización y el drenaje de barreras medanosas. *Revista MAR, Materiales de Arquitectura*, 1, 72-79.
- Isla, F.I., & Schnack, E.J. (1986).** Repoblamiento artificial de playas. Sus posibilidades de aplicación en la costa mar platense, provincia de Buenos Aires. *IX Congreso Geológico Argentino Actas VI: 202-217*, S.C. de Bariloche.

- Jackson, D. W., Costas, S., González-Villanueva, R., & Cooper, A. (2019).** A global 'greening' of coastal dunes: An integrated consequence of climate change? *Global and Planetary Change*, 182, 103026.
- Jahan, K., Pradhanang, S. M., & Bhuiyan, M. A. E. (2021).** Surface runoff responses to suburban growth: an integration of remote sensing, GIS, and curve number. *Land*, 10(5), 452.
- James, M. R., & Robson, S. (2012).** Straightforward reconstruction of 3D surfaces and topography with a camera: Accuracy and geoscience application. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 117(F3).
- James, M. R., Chandler, J. H., Eltner, A., Fraser, C., Miller, P. E., Mills, J. P., & Lane, S. N. (2019).** Guidelines on the use of structure-from-motion photogrammetry in geomorphic research. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(10), 2081-2084.
- Jana, A., Maiti, S., & Biswas, A. (2016).** Analysis of short-term shoreline oscillations along Midnapur-Balasore Coast, Bay of Bengal, India: a study based on geospatial technology. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2, 1-10.
- Johnson, D.W., (1919).** Shore Processes and Shoreline Development. John Wiley and Sons Publisher, Hoboken, NJ, 584 pp.
- Juarez, P., Becerra, L. & Bidinost, A. (2017).** Informe de Plataforma del Agua, Buenos Aires, Villa Gesell. En: Metodología de diseño de indicadores y perfiles estadísticos para la toma de decisiones sobre Agua, Saneamiento y Desarrollo en Argentina, Ed. Universidad Nacional de Quilmes, pp. 1-5.
- Juárez, V., & Isla, F. (1999).** Evolución histórica del núcleo urbano de Villa Gesell. *Revista Geográfica*, 49-60.
- Juárez, V., Cortizo, L., & Isla, F. (2001).** Evolución urbana del sector costero sur de General Pueyrredón. *Revista Geográfica*, 143-156.
- Jurgiel, B. (2018).** Profile Tool v 4.1.8. Plots Terrain Profile. Licence GNU GPL 2. Disponible en: <http://github.com/etiennesky/profiletool> [última visita: 21/2/24].
- Kacoliris, F. P., Velasco, M. A., Kass, C., Kass, N., Simoy, V., Grilli, P. G., & Berkunsky, I. (2019).** A management strategy for the long-term conservation of the Endangered sand-dune lizard *Liolaemus multimaculatus* in the Pampean coastal dunes of Argentina. *Oryx*, 53(3), 561-569.
- Kafy, A. A., Dey, N. N., Al Rakib, A., Rahaman, Z. A., Nasher, N. R., & Bhatt, A. (2021).** Modeling the relationship between land use/land cover and land surface temperature in Dhaka, Bangladesh using CA-ANN algorithm. *Environmental Challenges*, 4, 100190.
- Kantamaneni, K. (2016).** Coastal infrastructure vulnerability: an integrated assessment model. *Natural Hazards*, 84(1), 139-154.

- Kelley, S. W., Ramsey, J. S., & Byrnes, M. R. (2004).** Evaluating shoreline response to offshore sand mining for beach nourishment. *Journal of Coastal Research*, 20(1), 89-100.
- King, C.A.M. (1982).** Ridge and runnel. En: *Beaches and Coastal Geology*. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, New York, NY. 692-693.
- Klemas, V. (2011).** Beach profiling and LIDAR bathymetry: An overview with case studies. *Journal of Coastal Research*, 27(6), 1019-1028.
- Konlechner, T. M., Hilton, M. J., & Arens, S. M. (2014).** Transgressive dune development following deliberate de-vegetation for dune restoration in the Netherlands and New Zealand. *Dynamic Environments*, 33, 141-154.
- Kraglievich, J.L. (1952).** El perfil geológico de Chapadmalal y Miramar, provincia de Buenos Aires. *Revista Museo Municipal de Ciencias Naturales y Tradición*. Mar del Plata, 1, 1, 8-37.
- Kratzmann, M. G., & Hapke, C. J. (2012).** Quantifying anthropogenically driven morphologic changes on a barrier island: Fire Island National Seashore, New York. *Journal of Coastal Research*, 28(1), 76-88.
- Kraus, N. C., & Galgano, F. A. (2001).** Beach erosional hot spots: types, causes, and solutions. En: Coastal Hydraulics Laboratory (CHL), Coastal and Hydraulics Engineering Technical Note. United States Engineer Research and Development Center. 18 pp.
- Kraus, N.C. (2005).** Beach Profile. En: Schwartz, M.L. (Ed) *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Science Series, Springer, Dordrecht. , 169-172.
- Lanfredi, N. W., Pousa, J. L., Mazio, C. A., & Dragani, W. C. (1992).** Wave-power potential along the coast of the province of Buenos Aires, Argentina. *Energy*, 17(11), 997-1006.
- Laporte-Fauret, Q., Lubac, B., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Bombrun, L., & Rosebery, D. (2020).** Classification of atlantic coastal sand dune vegetation using in situ, UAV, and airborne hyperspectral data. *Remote Sensing*, 12(14), 2222.
- Lashford, C., Charlesworth, S., Warwick, F., & Blackett, M. (2020).** Modelling the role of SuDS management trains in minimising flood risk, using microDrainage. *Water*, 12(9), 2559.
- Leatherman, S. P., & Clow, B. (1983).** UMD shoreline mapping project. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Society Newsletter*, 22(3), 5-8.
- Lechner, A. M., Foody, G. M., & Boyd, D. S. (2020).** Applications in remote sensing to forest ecology and management. *One Earth*, 2(5), 405-412.
- Lee, J. S., Jurkevich, L., Dewaele, P., Wambacq, P., & Oosterlinck, A. (1994).** Speckle filtering of synthetic aperture radar images: A review. *Remote sensing reviews*, 8(4), 313-340.
- Lentz, E. E., & Hapke, C. J. (2011).** Geologic framework influences on the geomorphology of an anthropogenically modified barrier island: Assessment of dune/beach changes at Fire Island, New York. *Geomorphology*, 126(1-2), 82-96.

- Leontyev, O. K., & Nikiforov, L. G. (1965).** Reasons for the world-wide occurrence of barrier beaches. *Oceanology*, 5, 61-67.
- Li, B., & Sherman, D. J. (2015).** Aerodynamics and morphodynamics of sand fences: A review. *Aeolian Research*, 17, 33-48.
- Ligate, E. J., Chen, C., & Wu, C. (2018).** Evaluation of tropical coastal land cover and land use changes and their impacts on ecosystem service values. *Ecosystem health and sustainability*, 4(8), 188-204.
- López, L., & Cellone, F. (2022).** SfM-MVS and GIS analysis of shoreline changes in a coastal wetland, Parque Costero del Sur biosphere reserve, Argentina. *Geocarto International*, 37(26), 11134-11150.
- López, N., Casado, A., Revollo, N., & Gil, V. (2023).** Runoff potential in function of the curve number in a mountain watershed, Napostá Grande (Argentina). *Geosciences= Geociências*, 42(3), 402-418.
- Loureiro, C., Ferreira, O., & Cooper, J. A. G. (2013).** Applicability of parametric beach morphodynamic state classification on embayed beaches. *Marine Geology*, 346, 153-164.
- Lu, C. H., Ni, C. F., Chang, C. P., Yen, J. Y., & Chuang, R. Y. (2018).** Coherence difference analysis of sentinel-1 SAR interferogram to identify earthquake-induced disasters in urban areas. *Remote Sensing*, 10(8), 1318.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., & Moran, E. (2004).** Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365-2401.
- Lu, Z., Kwoun, O., & Rykhus, R. (2007).** Interferometric synthetic aperture radar (InSAR): its past, present and future. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 73(3), 217.
- Luo, S., Cai, F., Liu, H., Lei, G., Qi, H., & Su, X. (2015).** Adaptive measures adopted for risk reduction of coastal erosion in the People's Republic of China. *Ocean & Coastal Management*, 103, 134-145.
- Lyell, C., (1830).** Principles of Geology. John Murray, London, 385 pp.
- Lynch, P., Blesius, L., & Hines, E. (2020).** Classification of urban area using multispectral indices for urban planning. *Remote Sensing*, 12(15), 2503.
- MacManus, K., Balk, D., Engin, H., McGranahan, G., & Inman, R. (2021).** Estimating population and urban areas at risk of coastal hazards, 1990–2015: how data choices matter. *Earth System Science Data Discussions*, 2021, 1-65.
- Magrin, G.O., J.A. Marengo, J.-P. Boulanger, M.S. Buckeridge, E. Castellanos, G. Poveda, F.R. Scarano, & S. Vicuña, (2014).** Central and South America. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M.

Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, & L.L. White (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1499-1566.

- Malavasi, M., Bazzichetto, M., Komárek, J., Moudrý, V., Rocchini, D., Bagella, S., & Carranza, M. L. (2021).** Unmanned aerial systems-based monitoring of the eco-geomorphology of coastal dunes through spectral Rao's Q. *Applied Vegetation Science*, 24(1), e12567.
- Malavasi, M., Santoro, R., Cutini, M., Acosta, A. T. R., & Carranza, M. L. (2013).** What has happened to coastal dunes in the last half century? A multitemporal coastal landscape analysis in Central Italy. *Landscape and Urban Planning*, 119, 54-63.
- Mancini, F., Dubbini, M., Gattelli, M., Stecchi, F., Fabbri, S., & Gabbianelli, G. (2013).** Using unmanned aerial vehicles (UAV) for high-resolution reconstruction of topography: The structure from motion approach on coastal environments. *Remote sensing*, 5(12), 6880-6898.
- Manno, G., Lo Re, C., & Ciraolo, G. (2017).** Uncertainties in shoreline position analysis: The role of run-up and tide in a gentle slope beach. *Ocean Science*, 13(5), 661-671.
- Mansour, N., Sarhan, T., El-Gamal, M., & Nassar, K. (2024).** Assessing the compatibility of EPR rates with one-dimensional numerical modelling in monitoring shoreline kinematics along with supplying near/long-term forecasts. *Regional Studies in Marine Science*, 71, 103391.
- 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, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Marcomini, S. C., & López, R. A. (1997).** Influencia de la urbanización en la dinámica costera, Villa Gesell, provincia de Buenos Aires, República Argentina. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología*, 4(2), 79-96.
- Marcomini, S. C., & López, R. A. (2006).** Evolution of a beach nourishment project at Mar del Plata. *Journal of Coastal Research*, 834-837.
- Marcomini, S. C., & López, R. A. (2010).** Erosión y manejo costero en Las Toninas, Partido de la Costa, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 66(4), 490-498.
- Marcomini, S., López, R., Picca, P., Madanes, N., & Bertolín, L. (2017).** Natural coastal dune-field landforms, plant communities, and human intervention along Buenos Aires Northern Aeolian Barrier. *Journal of Coastal Research*, 33(5), 1051-1064.
- Marcomini, S., R. López, P. Picca, N. Madanes & L. Bertolín. (2011).** Cambios en la vegetación en costas de dunas y su influencia en el balance sedimentario. En: López, R. A. y S. C.

Marcomini (comps.). *Problemática de los ambientes costeros. Sur de Brasil, Uruguay y Argentina*. Editorial Croquis, Buenos Aires, 193-205 pp.

- Martínez, C., Grez, P. W., Martín, R. A., Acuña, C. E., Torres, I., & Contreras-López, M. (2022).** Coastal erosion in sandy beaches along a tectonically active coast: The Chile study case. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 46(2), 250-271.
- Martínez, M.L., Psuty, N.P. & Lubke, R.A. (2004).** A Perspective on Coastal Dunes. En: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.) *Coastal Dunes. Ecological Studies*. Springer, Berlin, Heidelberg, 3-10.
- Martínez-Fernández, A., Serrano, E., Pisabarro, A., Sánchez-Fernández, M., de Sanjosé, J. J., Gómez-Lende, M., & Benito-Calvo, A. (2022).** The Influence of Image Properties on High-Detail SfM Photogrammetric Surveys of Complex Geometric Landforms: The Application of a Consumer-Grade UAV Camera in a Rock Glacier Survey. *Remote Sensing*, 14(15), 3528.
- Masor, O. (1975).** La historia de Villa Gesell. Bariloche Impresiones. Argentina. 211 pp.
- Masselink, G. (1993).** Simulating the effects of tides on beach morphodynamics. *Journal of Coastal Research*, 180-197.
- Matthews, N.A., (2008).** Aerial and close-range photogrammetric technology: providing resource documentation, interpretation, and preservation. Technical Note, 428. Bureau of Land Management, Denver, Colorado.
- Maya, M. A. (2021).** ¿Hacia un proceso de litoralización? Análisis geohistórico de los partidos de La Costa, Pinamar y Villa Gesell (Buenos Aires). *Geograficando*, 17(2).
- Mazzoni, M.M. (1977).** Características composicionales de la fracción de pesados de arenas de playa frontal del litoral atlántico bonaerense. *Revista de la Asociación de Mineralogía, Petrografía y Sedimentología*, VIII, 3, 73-91.
- Medina, R. A., Martínez, A. L., Mormeneo, L., & Richiano, S. M. (2016).** Cambios morfosedimentarios causados por la construcción de un espigón en Camet Norte, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 73(2), 270-279.
- Mentaschi, L., Vousdoukas, M. I., Pekel, J. F., Voukouvalas, E., & Feyen, L. (2018).** Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific reports*, 8(1), 12876.
- Merlotto, A., & Bértola, G. R. (2008).** Evolución urbana y su influencia en la erosión costera en el balneario Parque Mar Chiquita, Argentina. *Papeles de geografía*, (47-48), 143-158.
- Merlotto, A., Piccolo, M. C., & Bértola, G. R. (2012).** Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, (53), 159-176.
- Miller, T. E., Gornish, E. S., & Buckley, H. L. (2010).** Climate and coastal dune vegetation: disturbance, recovery, and succession. *Plant ecology*, 206, 97-104.

- Mishra, M., Sudarsan, D., Kar, D., Naik, A. K., Das, P. P., Santos, C. A., & da Silva, R. M. (2020).** The development and research trend of using DSAS tool for shoreline change analysis: a scientometric analysis. *Journal of Urban & Environmental Engineering*, 14(1).
- Mojica, M., Garzo, P., & Isla, F. I. (2023).** Surgimiento y evolución de las villas balnearias al sur del partido de General Pueyrredon, Argentina. *Revista Universitaria de Geografía*, 32(2), 72-110.
- Mojica, M., Lamarchina, S., Anfuso, G., & Isla, F. I. (2022).** Repoblamiento de playas del sur de Mar del Plata (Argentina). *Latin American Journal of Sedimentology & Basin Analysis*, 29(1), 23-41.
- Monserrat, A. L., Celsi, C. E., & Fontana, S. L. (2012).** Coastal dune vegetation of the southern Pampas (Buenos Aires, Argentina) and its value for conservation. *Journal of Coastal Research*, 28(1), 23-35.
- Moore, L. J. (2000).** Shoreline mapping techniques. *Journal of coastal research*, 111-124.
- Moore, L. J., Ruggiero, P., & List, J. H. (2006).** Comparing mean high water and high water line shorelines: should proxy-datum offsets be incorporated into shoreline change analysis? *Journal of Coastal Research*, 22(4), 894-905.
- Morton, R. A., Gibeaut, J. C., & Paine, J. G. (1995).** Meso-scale transfer of sand during and after storms: implications for prediction of shoreline movement. *Marine geology*, 126(1-4), 161-179.
- Morton, R., Correa, I. D., & Del Mar, Á. D. C. (2004).** Introducción al uso de los geoindicadores de cambios ambientales en costas húmedas tropicales. *Geología Norandina*, 12(1), 1-15.
- Muhammad, R., Zhang, W., Abbas, Z., Guo, F., & Gwiazdzinski, L. (2022).** Spatiotemporal change analysis and prediction of future land use and land cover changes using QGIS MOLUSCE plugin and remote sensing big data: a case study of Linyi, China. *Land*, 11(3), 419.
- Musgrave, G.W. (1955).** How much of the rain enters the soil? In: *Water: United States Department of Agriculture. Yearbook*. Washington, DC. pp. 151–159
- Mushtaha, A. M., Van Camp, M., & Walraevens, K. (2019).** Quantification of recharge and runoff from rainfall using new GIS tool: Example of the Gaza Strip Aquifer. *Water*, 11(1), 84.
- MVG-UNLP (2002).** Plan Estratégico Villa Gesell. Municipio de Villa Gesell y Dirección de Asuntos Municipales, Universidad Nacional de La Plata. 77 pp.
- Nassar, K., Mahmod, W. E., Fath, H., Masria, A., Nadaoka, K., & Negm, A. (2019).** Shoreline change detection using DSAS technique: Case of North Sinai coast, Egypt. *Marine Georesources & Geotechnology*, 37(1), 81-95.
- Nativí-Merchán, S., Caiza-Quinga, R., Saltos-Andrade, I., Martillo-Bustamante, C., Andrade-García, G., Quiñonez, M., & Cedeño, J. (2021).** Coastal erosion assessment using remote

sensing and computational numerical model. Case of study: Libertador Bolivar, Ecuador. *Ocean & Coastal Management*, 214, 105894.

- Navalgund, R. R., Jayaraman, V., & Roy, P. S. (2007).** Remote sensing applications: An overview. *Current Science*, 1747-1766.
- Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015).** Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding-a global assessment. *PLoS one*, 10(3), e0118571.
- Nicholls, R. J., Hoozemans, F. M., & Marchand, M. (1999).** Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, 9, S69-S87.
- Nicholls, R.J., & Cazenave, A. (2010).** Sea-level rise and its impact on coastal zones. *Science*, 328(5985), 1517-1520.
- Nordstrom, K. F. (1994).** Beaches and dunes of human-altered coasts. *Progress in physical Geography*, 18(4), 497-516.
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. (2012).** The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 2-11.
- NRCS, National Resources Conservation Service (2012).** Engineering Handbook, Part 630 (Hydrology). Capítulos 7 a 10. *United States Department of Agriculture*. Disponible en: <https://www.hydrocad.net/neh/630contents.htm> [última visita: 30/4/24].
- Okello, C., Antonellini, M., Greggio, N., & Wambiji, N. (2015).** Freshwater resource characterization and vulnerability to climate change of the Shela aquifer in Lamu, Kenya. *Environmental earth sciences*, 73, 3801-3817.
- O'Neill, P. E., Chauhan, N. S., & Jackson, T. J. (1996).** Use of active and passive microwave remote sensing for soil moisture estimation through corn. *International Journal of Remote Sensing*, 17(10), 1851-1865.
- Oppenheimer, M., B.C. Glavovic, J. Hinkel, R. Van De Wal, A.K. Magnan, A. Abd-Elgawad, R. Cai, M. Cifuentes-Jara, R.M. Deconto, T. Ghosh, J. Hay, F. Isla, B. Marzeion, B. Meyssignac, & Z. Sebesvari, (2019).** Sea level rise and implications for low-lying islands, coasts and communities. En: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 321–445.

- Ordoqui, J. M., & Hernández, F. M. (2009).** Caracterización socioterritorial de los asentamientos turísticos-balnearios del litoral marítimo de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Universitaria de Geografía*, 18(1), 105-140.
- Orozco, A. & Davila, V. (2000).** Modas y costumbres en los balnearios. *Todo es Historia* 391: 8-26
- Otvos, E. G. (2018).** Coastal barriers, northern Gulf-Last Eustatic Cycle; genetic categories and development contrasts. A review. *Quaternary Science Reviews*, 193, 212-243.
- Otvos, E. G. (2020).** Coastal barriers-fresh look at origins, nomenclature and classification issues. *Geomorphology*, 355, 107000.
- Over, J.R., Ritchie, A.C., Kranenburg, C.J., Brown, J.A., Buscombe, D., Noble, T., Sherwood, C.R., Warrick, J.A., & Wernette, P.A. (2021).** Processing coastal imagery with Agisoft Metashape Professional Edition, version 1.6—Structure from motion workflow documentation: U.S. Geological Survey Open-File Report 2021–1039, 46 pp.
- Pajak, M. J., & Leatherman, S. (2002).** The high water line as shoreline indicator. *Journal of coastal research*, 329-337.
- Palese de Torres, A. (1958).** Hidrografía. En: *La Argentina Suma de Geografía*, Vol. 1. Ed. Peuser, Buenos Aires, 185-396.
- Palma, M., Dias, J. A., & Freitas, J. G. D. (2021).** It's not only the sea: A history of human intervention in the beach-dune ecosystem of Costa da Caparica (Portugal). *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 21, 227-247.
- Pardo-Pascual, J. E., Almonacid-Caballer, J., Ruiz, L. A., & Palomar-Vázquez, J. (2012).** Automatic extraction of shorelines from Landsat TM and ETM+ multi-temporal images with subpixel precision. *Remote Sensing of Environment*, 123, 1-11.
- Parker, G. & Violante, R. (1990).** Geología y Geomorfología. Informe Final. En: *Evaluación del Recurso Hídrico Subterráneo de la Región Costera Atlántica (Tomo II)*. Consejo Federal de Inversiones de la Provincia de Buenos Aires – CFI – 110 pp.
- Parker, G. & Violante, R.A. (1982).** Geología del frente de costa y plataforma interior entre Pinamar y Mar de Ajó, provincia de Buenos Aires. *Acta Oceanográfica Argentina*, 3, 1, 57-91.
- Parker, G. (1985).** El subsuelo del Río de La Plata. En: *Informe Técnico N° 6*; División Geología marina, Departamento de Oceanografía, Servicio de Hidrografía Naval, Buenos Aires.
- Parker, G., (1979).** Geología de la planicie costera entre Pinamar y Mar de Ajó, Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina.*, 34(3), 83-167.
- Paruelo, J. M., Garbulsky, M. F., Guerschman, J. P., & Jobbágy, E. G. (2004).** Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing*, 25(14), 2793-2806.

- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Pineiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006).** Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia Uruguay*, 10(2), 47-61.
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. (2006).** Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, 127(3), 272-281.
- Pavlidou, E., Van der Meijde, M., Van der Werff, H., & Hecker, C. (2018).** Time series analysis of land surface temperatures in 20 earthquake cases worldwide. *Remote sensing*, 11(1), 61.
- Pawlowicz, R., Beardsley, B., & Lentz, S. (2002).** Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE. *Computers & geosciences*, 28(8), 929-937.
- Pengra, B. W., Johnston, C. A., & Loveland, T. R. (2007).** Mapping an invasive plant, *Phragmites australis*, in coastal wetlands using the EO-1 Hyperion hyperspectral sensor. *Remote Sensing of Environment*, 108(1), 74-81.
- Pepe, A., & Calò, F. (2017).** A review of interferometric synthetic aperture RADAR (InSAR) multi-track approaches for the retrieval of Earth's surface displacements. *Applied Sciences*, 7(12), 1264.
- Pepe, A., Berardino, P., Bonano, M., Euillades, L. D., Lanari, R., & Sansosti, E. (2011).** SBAS-based satellite orbit correction for the generation of DInSAR time-series: Application to RADARSAT-1 data. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 49(12), 5150-5165.
- Pepe, M., Alfio, V. S., & Costantino, D. (2022).** UAV platforms and the SfM-MVS approach in the 3D surveys and modelling: A review in the cultural heritage field. *Applied Sciences*, 12(24), 12886.
- Pereira, J. M. (2003).** Remote sensing of burned areas in tropical savannas. *International Journal of Wildland Fire*, 12(4), 259-270.
- Perillo, G. M. E., Piccolo, M. C., Bustos, M. L., Huamantínco Cisneros, M. A., London, S., Scordo, F., & Rojas, M. L. (2014).** Evolución de los ambientes costeros de la Provincia de Buenos Aires (Argentina): ¿Cambio climático o efectos antrópicos? *Revista digital REDESMA 7, Número Especial: Cambio climático y sistema socioecológico*, 37-48.
- Petropoulos, G. P., & Kalaitzidis, C. (2012).** Multispectral vegetation indices in remote sensing: an overview. *Ecological Modelling*, 2, 15-39.
- PFETS, Plan Federal Estratégico de Turismo Sustentable (2020).** Anuarios del Plan Federal Estratégico de Turismo Sustentable 2020. Dirección Nacional de Mercados y Estadística, Subsecretaría de Desarrollo Estratégico, Ministerio de Turismo y Deportes de la Nación. Disponible en www.turismo.gob.ar [última visita: 8/1/24].

- Phillips, M. R., & Jones, A. L. (2006).** Erosion and tourism infrastructure in the coastal zone: Problems, consequences and management. *Tourism Management*, 27(3), 517-524.
- Pianca, C., Holman, R., & Siegle, E. (2015).** Shoreline variability from days to decades: Results of long-term video imaging. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(3), 2159-2178.
- Pilkey, O. H., Cooper, J. A. G., & Lewis, D. A. (2009).** Global distribution and geomorphology of fetch-limited barrier islands. *Journal of Coastal Research*, 25(4), 819-837.
- Pinna, M. S., Cogoni, D., Fenu, G., & Bacchetta, G. (2015).** The conservation status and anthropogenic impacts assessments of Mediterranean coastal dunes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 25-31.
- Piñón, D. A., Zhang, K., Wu, S., & Cimbaro, S. R. (2018).** A new Argentinean gravimetric geoid model: GEOIDEAR. En: *International Symposium on Earth and Environmental Sciences for Future Generations: Proceedings of the IAG General Assembly, Prague, Czech Republic*, 53-62.
- Pintó, J., Garcia-Lozano, C., & Varga, D. (2023).** Using dune-restricted species to assess the degree of natural diversity of dune systems on Mediterranean tourist coasts. *Ecological Indicators*, 147, 110004.
- Plant, N. G., Freilich, M. H., & Holman, R. A. (2001).** Role of morphologic feedback in surf zone sandbar response. *Journal of geophysical research: Oceans*, 106(C1), 973-989.
- POM (2021).** Plan de Ordenamiento Municipal del Partido de Villa Gesell (Ord. N° 3.138/21). Honorable Consejo Deliberante de la Municipalidad de Villa Gesell. 220 pp. Disponible en: <https://www.gesell.gob.ar/> [última visita: 8/1/24].
- Poulter, B., & Halpin, P. N. (2008).** Raster modelling of coastal flooding from sea-level rise. *International Journal of Geographical Information Science*, 22(2), 167-182.
- Pousa, J. L., D'Onofrio, E. E., Fiore, M. M., & Kruse, E. E. (2013).** Environmental impacts and simultaneity of positive and negative storm surges on the coast of the Province of Buenos Aires, Argentina. *Environmental earth sciences*, 68, 2325-2335.
- Pranzini, E. (2018).** Coastal erosion and shore protection: A brief historical analysis. *Journal of Coastal Conservation*, 22(5), 827-830.
- Provoost, S., Jones, M. L. M., & Edmondson, S. E. (2011).** Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation*, 15, 207-226.
- Psuty, N. P. (1989).** An application of science to the management of coastal dunes along the Atlantic coast of the USA. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 96, 289-307.
- Psuty, N. P. (2004).** The coastal foredune: a morphological basis for regional coastal dune development. En: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.) *Coastal Dunes. Ecological Studies*. Springer, Berlin, Heidelberg, 11-27.

- Python Software Foundation (2023).** Python Language Reference, version 3.11.3. Disponible en: <https://docs.python.org/3/reference/> [última visita: 8/1/24].
- QGIS Development Team (2022).** QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponible en: <http://qgis.osgeo.org> [última visita: 10/1/24].
- Quartel, S., Kroon, A., & Ruessink, B. G. (2008).** Seasonal accretion and erosion patterns of a microtidal sandy beach. *Marine Geology*, 250(1-2), 19-33.
- Rahimi, R., Tavakol-Davani, H., Graves, C., Gomez, A., & Fazel Valipour, M. (2020).** Compound inundation impacts of coastal climate change: Sea-level rise, groundwater rise, and coastal precipitation. *Water*, 12(10), 2776.
- Rahman, M. M., & Bhattacharya, A. K. (2014).** Saline water Intrusion in Coastal Aquifer: A case study from Bangladesh. *Journal of Engineering*, 4(1), 7-13.
- Ramos, V. A. (1999).** Las provincias geológicas del territorio argentino. *Geología Argentina*, 29(3), 41-96.
- Rangel-Buitrago, N. G., Anfuso, G., & Williams, A. T. (2015).** Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. *Ocean & Coastal Management*, 114, 129-144.
- Ratas, U., Rivis, R., & Käärt, K. (2008).** Changes of coastal dune landscapes in Estonia. *Forestry Studies*, 49(2008), 59-70.
- Rawls, W. J., Shalaby, A., & McCuen, R. H. (1981).** Evaluation of methods for determining urban runoff curve numbers. *Transactions of the ASAE*, 24(6), 1562-1566.
- Reckendorf, F., Leach, D., Baum, R., & Carlson, J. (1985).** Stabilization of sand dunes in Oregon. *Agricultural History*, 59(2), 260-268.
- Regüés, D., Serrano Muela, M. P., Nadal-Romero, E., & Lana-Renault, N. (2012).** Análisis de la variabilidad temporal de la infiltración en un gradiente de degradación de usos del suelo en el Pirineo Central. *Cuaternario y Geomorfología*, 26(1-2), 9-28.
- Rey, V., Belzons, M., & Guazzelli, E. (1992).** Propagation of surface gravity waves over a rectangular submerged bar. *Journal of Fluid Mechanics*, 235, 453-479.
- Richards, D. F., Milewski, A. M., Becker, S., Donaldson, Y., Davidson, L. J., Zowam, F. J., & Durham, M. (2023).** Evaluation and Analysis of Remote Sensing-Based Approach for Salt Marsh Monitoring. *Remote Sensing*, 16(1), 2.
- Richards, J.A. (1994)** Remote sensing digital image analysis: an introduction. Springer, Berlin. 431 pp.
- Richardson, A. J., & Wiegand, C. L. (1977).** Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 43(12), 1541-1552.

- Rodrigues Capítulo, L., Carretero, S. C., & Kruse, E. E. (2018).** Impact of afforestation on coastal aquifer recharge. Case study: eastern coast of the Province of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 77(3), 74.
- Rodriguez, E., Morris, C. S., & Belz, J. E. (2006).** A global assessment of the SRTM performance. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(3), 249-260.
- Rolleri, E. O. (1975).** Provincias geológicas bonaerenses. *Relatorio VI Congreso Geológico Argentino*, 29-53.
- Romano, B., & Zullo, F. (2014).** The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: fifty years of unsustainability. *Land use policy*, 38, 26-36.
- Romine, B. M., Fletcher, C. H., Frazer, L. N., Genz, A. S., Barbee, M. M., & Lim, S. C. (2009).** Historical shoreline change, southeast Oahu, Hawaii; applying polynomial models to calculate shoreline change rates. *Journal of Coastal Research*, 25(6), 1236-1253.
- Rosen, P. A., Hensley, S., Zebker, H. A., Webb, F. H., & Fielding, E. J. (1996).** Surface deformation and coherence measurements of Kilauea Volcano, Hawaii, from SIR-C radar interferometry. *Journal of Geophysical Research: Planets*, 101(E10), 23109-23125.
- Rosser, N. J., Petley, D. N., Lim, M., Dunning, S. A., & Allison, R. J. (2005).** Terrestrial laser scanning for monitoring the process of hard rock coastal cliff erosion. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 38(4), 363-375.
- Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016).** Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185, 57-70.
- Ruggiero, P., Komar, P. D., McDougal, W. G., Marra, J. J., & Beach, R. A. (2001).** Wave runup, extreme water levels and the erosion of properties backing beaches. *Journal of coastal research*, 407-419.
- Ruggiero, P., Kratzmann, M.G., Himmelstoss, E.A., Reid, D., Allan, J. & Kaminsky, G. (2013).** National assessment of shoreline change. Historical shoreline change along the Pacific Northwest coast. U.S. *Geological Survey Open-File Report 1007*, 62 pp.
- Salameh, E., Frappart, F., Almar, R., Baptista, P., Heygster, G., Lubac, B., & Laignel, B. (2019).** Monitoring beach topography and nearshore bathymetry using spaceborne remote sensing: A review. *Remote Sensing*, 11(19), 2212.
- Salcedo-Castro, J., da Silva, N. P., de Camargo, R., Marone, E., & Sepúlveda, H. H. (2018).** Estimation of extreme wave height return periods from short-term interpolation of multi-mission satellite data: application to the South Atlantic. *Ocean Science*, 14(4), 911-921.ar. *Revista Universitaria de Geografía*, 31(1), 13-15.

- Samper, M., & Martínez, M. A. M. (2023).** Análisis geohistórico multi-escalar en América Latina: Abordajes conceptuales y metodológicos en estudios con apoyo de SIG y bases de datos históricas georreferenciadas. *Diálogos. Revista Electrónica de Historia*, 24(2), 1-44.
- Samuele, D. P., Filippo, S., Orusa, T., & Enrico, B. M. (2021).** Mapping SAR geometric distortions and their stability along time: A new tool in Google Earth Engine based on Sentinel-1 image time series. *International Journal of Remote Sensing*, 42(23), 9135-9154.
- Sánchez-Caro, L., Carretero, S. C., Gaspari, F. J., & Vagaría, A. M. R. (2023).** Estimación de la variación en la recarga del acuífero costero en Mar de las Pampas, Argentina, con base en cambios del uso del suelo. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(1), 38-90.
- Santaella, R. (2005).** Pensamiento geohistórico de Ramón Adolfo Tovar López Geoenseñanza. *Geoenseñanza*, 10(1), 5-20.
- Santos, E. C., & Bonetti, J. (2018).** Análise da taxa de variação da linha de costa da Enseada de Tijucas (SC) em diferentes escalas temporais como indicadora de suscetibilidade costeira. *Quaternary and Environmental Geosciences*, 9(2), 19-25.
- Scalise, A.H. & Schnack, E.J. (2007).** Estudio para la recuperación y manejo de playas del litoral atlántico oriental bonaerense. Informe Final. Tomo I. Consejo Federal de Inversiones de la Provincia de Buenos Aires, CFI, 218 pp.
- Scardino, G., Anzidei, M., Petio, P., Serpelloni, E., De Santis, V., Rizzo, A., & Scicchitano, G. (2022).** The impact of future sea-level rise on low-lying subsiding coasts: a case study of Tavoliere Delle Puglie (Southern Italy). *Remote Sensing*, 14(19), 4936.
- Scardino, G., Mancino, S., Romano, G., Patella, D., & Scicchitano, G. (2023).** An integrated approach between multispectral satellite images and geophysical and morpho-topographic surveys for the detection of water stress associated with coastal dune erosion. *Remote Sensing*, 15(18), 4415.
- Scarelli, F. M., Cantelli, L., Barboza, E. G., & Gabbianelli, G. (2017).** Natural and anthropogenic influences on depositional architecture of the Ural Delta, Kazakhstan, northern Caspian Sea, during the past 70 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 10-20.
- Scarpati, O. E., & Capriolo, A. D. (2013).** Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones geográficas*, (82), 38-51.
- Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Dugan, J., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., & McLachlan, A. (2008).** Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29, 70-90.
- Schmidt, S.A. & Lanfredi, N.W. (1979).** Transporte de arena por viento en el área de Punta Médanos. En: *Informe Técnico 79/02*, División Oceanografía Física, Servicio de Hidrografía Naval, 12 pp.

- Schnack, E, Fasano, J, & Isla, F.I. (1982).** The evolution of Mar Chiquita lagoon coast, Buenos Aires Province, Argentina. *Proceedings International Symposium on sea level changes in the last 15.000 years: magnitude and causes*. South Carolina, 143-155.
- Schnack, E.J., Pousa, J.L., Isla, F.I., D'Onofrio, E., Mazio, C. & M. Fiare, (2001).** Rasgos morfodinámicos del litoral atlántico oriental de la Provincia de Buenos Aires. Informe CIC (Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires), La Plata, 14 pp.
- Schwartz, M. L. (1971).** The multiple causality of barrier islands. *The Journal of Geology*, 79(1), 91-94.
- Schwartz, M.L. (1973).** Barrier Islands: Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, PA. 173 pp.
- SCS, Soil Conservation Service (1964).** National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology. *United States Department of Agriculture, Washington*, 450 pp.
- SCS, Soil Conservation Service (1972).** National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology. *United States Department of Agriculture, Washington*, 762 p.
- SDE, Subsecretaría de Desarrollo Estratégico (2022).** Estacionalidad en el Turismo. Análisis territorial a partir de la ocupación hotelera y el empleo en Argentina. Subsecretaría de Desarrollo Estratégico, Ministerio de Turismo y Deportes de la Nación. 47 pp. Disponible en: https://tableros.yvera.tur.ar/recursos/biblioteca/estacionalidad_turismo.pdf [última visita: 8/1/24].
- Seppi, S. A., López-Martínez, C., & Joseau, M. J. (2022).** Assessment of L-Band SAOCOM InSAR Coherence and Its Comparison with C-Band: A Case Study over Managed Forests in Argentina. *Remote Sensing*, 14(22), 5652.
- Shepard, F. P. (1952).** Revised nomenclature for depositional coastal features. *AAPG Bulletin*, 36(10), 1902-1912.
- Sherman, D. J., & Bauer, B. O. (1993).** Dynamics of beach-dune systems. *Progress in Physical Geography*, 17(4), 413-447.
- SHN (2023).** Servicio de Hidrografía Naval de la República Argentina. Previsiones de mareas. Disponible en: http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/tmareas/form_tmareas.asp [última visita: 9/10/23].
- Short, A. D. (1979).** Barrier island development along the Alaskan-Yukon coastal plains: Summary. *Geological Society of America Bulletin*, 90(1), 3-5.
- Short, A. D. (1981).** Beach response to variations in breaker height. En: *Coastal Engineering 1980*, 1016-1035.
- Short, A. D., & Hesp, P. A. (1982).** Wave, beach and dune interactions in southeastern Australia. *Marine geology*, 48(3-4), 259-284.

- Shu, Y., Li, J., & Gomes, G. (2010).** Shoreline extraction from RADARSAT-2 intensity imagery using a narrow band level set segmentation approach. *Marine Geodesy*, 33(2-3), 187-203.
- Simancas Cruz, M., & Peñarrubia Zaragoza, M. P. (2019).** Analysis of the accommodation density in coastal tourism areas of insular destinations from the perspective of overtourism. *Sustainability*, 11(11), 3031.
- Simões, R. S., Calliari, L. J., de Figueiredo, S. A., de Oliveira, U. R., & de Almeida, L. P. M. (2022).** Coastline dynamics in the extreme south of Brazil and their socio-environmental impacts. *Ocean & Coastal Management*, 230, 106373.
- Smith, M. J., & Pain, C. F. (2009).** Applications of remote sensing in geomorphology. *Progress in Physical Geography*, 33(4), 568-582.
- Snaveley, N., Seitz, S. M., & Szeliski, R. (2008).** Modeling the world from internet photo collections. *International Journal of Computer Vision*, 80, 189-210.
- Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004).** Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of environment*, 90(4), 434-440.
- Sowmya, K., Sri, M. D., Bhaskar, A. S., & Jayappa, K. S. (2019).** Long-term coastal erosion assessment along the coast of Karnataka, west coast of India. *International Journal of Sediment Research*, 34(4), 335-344.
- Spinosa, A., Ziemba, A., Saponieri, A., Damiani, L., & El Serafy, G. (2021).** Remote sensing-based automatic detection of shoreline position: A case study in apulia region. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(6), 575.
- Srishantha, U., & Rathnayake, U. (2017).** Sustainable urban drainage systems (SUDS)-what it is and where do we stand today?. *Engineering & Applied Science Research*, 44(4).
- Stafford, D. B., & Langfelder, J. (1971).** Air photo survey of coastal erosion. *Photogrammetric engineering*, 37(6), 565-575.
- Sterzel, T., Lüdeke, M. K., Walther, C., Kok, M. T., Sietz, D., & Lucas, P. L. (2020).** Typology of coastal urban vulnerability under rapid urbanization. *PloS one*, 15(1), e0220936.
- Stive, M. J., Aarninkhof, S. G., Hamm, L., Hanson, H., Larson, M., Wijnberg, K. M., & Capobianco, M. (2002).** Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal engineering*, 47(2), 211-235.
- Stockdon, H. F., Holman, R. A., Howd, P. A., & Sallenger Jr, A. H. (2006).** Empirical parameterization of setup, swash, and runup. *Coastal engineering*, 53(7), 573-588.
- Sturdivant, E. J., Lentz, E. E., Thieler, E. R., Farris, A. S., Weber, K. M., Remsen, D. P. & Henderson, R. E. (2017).** UAS-SfM for coastal research: Geomorphic feature extraction and land cover classification from high-resolution elevation and optical imagery. *Remote Sensing*, 9(10), 1020.

- Stutz, M. L., & Pilkey, O. H. (2011).** Open-ocean barrier islands: global influence of climatic, oceanographic, and depositional settings. *Journal of Coastal Research*, 27(2), 207-222.
- Sulzbacher, H., Wiederhold, H., Siemon, B., Grinat, M., Igel, J., Burschil, T. & Hinsby, K. (2012).** Numerical modelling of climate change impacts on freshwater lenses on the North Sea Island of Borkum. *Hydrology & Earth System Sciences Discussions*, 9(3).
- Sunarta, I. N., & Saifulloh, M. (2022).** Coastal Tourism: Impact For Built-Up Area Growth And Correlation To Vegetation And Water Indices Derived From Sentinel-2 Remote Sensing Imagery. *Geo Journal of Tourism and Geosites*, 41(2), 509-516.
- Swift, D. J. (1975).** Barrier-island genesis: evidence from the central Atlantic shelf, eastern USA. *Sedimentary Geology*, 14(1), 1-43.
- Sytnik, O., & Stecchi, F. (2015).** Disappearing coastal dunes: tourism development and future challenges, a case-study from Ravenna, Italy. *Journal of Coastal conservation*, 19, 715-727.
- Tahsin, S., Medeiros, S. C., & Singh, A. (2021).** Consistent Long-Term Monthly Coastal Wetland Vegetation Monitoring Using a Virtual Satellite Constellation. *Remote Sensing*, 13(3), 438.
- Tauber, F., Bognanni, L. & Delucchi, D. (1998).** Villa Gesell. Reflexiones y datos para una estrategia de desarrollo. *Universidad Nacional de La Plata*, La Plata, Argentina. 326 pp.
- Teruggi, M.E. (1959).** Las arenas de la costa de la Provincia de Buenos Aires entre Cabo San Antonio y Bahía Blanca. *LEMITE*, II, 77, 1-37.
- Teshebaeva, K., Roessner, S., Echtler, H., Motagh, M., Wetzel, H. U., & Molodbekov, B. (2015).** ALOS/PALSAR InSAR time-series analysis for detecting very slow-moving landslides in Southern Kyrgyzstan. *Remote sensing*, 7(7), 8973-8994.
- Thieler, E. R., & Danforth, W. W. (1994).** Historical shoreline mapping (I): improving techniques and reducing positioning errors. *Journal of Coastal Research*, 549-563.
- Thom, B. G. (1984).** Transgressive and regressive stratigraphies of coastal sand barriers in southeast Australia. *Marine Geology*, 56(1-4), 137-158.
- Thomas, D. S., Knight, M., & Wiggs, G. F. (2005).** Remobilization of southern African desert dune systems by twenty-first century global warming. *Nature*, 435(7046), 1218-1221.
- Thomas, V. A., Wynne, R. H., Kauffman, J., McCurdy, W., Brooks, E. B., Thomas, R. Q., & Rakestraw, J. (2021).** Mapping thins to identify active forest management in southern pine plantations using Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment*, 252, 112127.
- Thorntwaite, C. W. (1948).** An approach toward a rational classification of climate. *Geographical review*, 38(1), 55-94.
- Tilman, D., & Lehman, C. (2001).** Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), 5433-5440.

- Timmermans, B. W., Gommenginger, C. P., Dodet, G., & Bidlot, J. R. (2020).** Global wave height trends and variability from new multimission satellite altimeter products, reanalyses, and wave buoys. *Geophysical Research Letters*, 47(9), e2019GL086880.
- Tomazelli, L. J., & Dillenburg, S. R. (2007).** Sedimentary facies and stratigraphy of a last interglacial coastal barrier in south Brazil. *Marine Geology*, 244(1-4), 33-45.
- Trepekli, A., Loupa, G., & Rapsomanikis, S. (2016).** Seasonal evapotranspiration, energy fluxes and turbulence variance characteristics of a Mediterranean coastal grassland. *Agricultural and forest meteorology*, 226, 13-27.
- Tricart, J., (1973).** Geomorfología de la Pampa Deprimida: base para los estudios edafológicos y agronómicos (No. 12). Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Turner, D., Lucieer, A., & Watson, C. (2012).** An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery, based on structure from motion (SfM) point clouds. *Remote sensing*, 4(5), 1392-1410.
- Turner, I. L., Harley, M. D., Short, A. D., Simmons, J. A., Bracs, M. A., Phillips, M. S., & Splinter, K. D. (2016).** A multi-decade dataset of monthly beach profile surveys and inshore wave forcing at Narrabeen, Australia. *Scientific data*, 3(1), 1-13.
- Turno-Orellano, H. A., & Isla, F. I. (2004).** Developing sinks for CO₂ through forestation of temperate coastal barriers: an environmental business. *Regional Environmental Change*, 4, 70-76.
- Udden, J.A. (1914).** Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*, 25, 655-744
- Ulaby, F.; Moore, R.; Fung, A. (1981).** Microwave Remote Sensing: Active and Passive. En: Radar Remote Sensing and Surface Scattering and Emission Theory. Addison-Wesley: Boston, MA, USA. 681 pp.
- Vallarino Castillo, R., Negro Valdecantos, V., & Moreno Blasco, L. (2022).** Shoreline change analysis using historical multispectral Landsat images of the Pacific Coast of Panama. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(12), 1801.
- Van Rijn, L. C. (2011).** Coastal erosion and control. *Ocean & Coastal Management*, 54(12), 867-887.
- Van Roosmalen, L., Christensen, B. S., & Sonnenborg, T. O. (2007).** Regional differences in climate change impacts on groundwater and stream discharge in Denmark. *Vadose Zone Journal*, 6(3), 554-571.
- Vecchi, E., Tavasci, L., De Nigris, N., & Gandolfi, S. (2021).** GNSS and photogrammetric uav derived data for coastal monitoring: A case of study in emilia-romagna, Italy. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(11), 1194.

- Velasquez-Montoya, L., Sciaudone, E. J., Harrison, R. B., & Overton, M. (2021).** Land cover changes on a barrier island: Yearly changes, storm effects, and recovery periods. *Applied Geography*, 135, 102557.
- Vernieri, F. J. R., Pedraza, R., & Sciortino, J. B. (2012).** Aplicación del Modelo SWMM para el Diseño de Dispositivos Control de Caudales Máximos en Cuencas Urbanas para Tormentas de Diseño de Espectro Completo. *Mecánica Computacional*, 31(4), 529-549.
- Verón, E. M., & Barragán Muñoz, J. M. (2015).** Transformación y funcionalización del Socioecosistema Litoral Norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Universitaria de Geografía*, 24(2), 91-117.
- Viaña-Borja, S. P., & Ortega-Sánchez, M. (2019).** Automatic methodology to detect the coastline from Landsat images with a new water index assessed on three different Spanish Mediterranean deltas. *Remote Sensing*, 11(18), 2186.
- Vidal-Koppmann, S. (2015).** Urbanizaciones privadas en zonas costeras: Del goce pleno de la naturaleza a los negocios inmobiliarios. La costa atlántica argentina y las estrategias de ordenamiento territorial. *Revista Argentina como geografía*, (1), 101-115.
- Vijay, R., Dey, J., Sakhre, S., & Kumar, R. (2020).** Impact of urbanization on creeks of Mumbai, India: a geospatial assessment approach. *Journal of coastal conservation*, 24, 1-16.
- Villate Daza, D. A., Sánchez Moreno, H., Portz, L., Portantiolo Manzolli, R., Bolívar-Anillo, H. J., & Anfuso, G. (2020).** Mangrove forests evolution and threats in the Caribbean Sea of Colombia. *Water*, 12(4), 1113.
- Violante, R. A., 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.
- Violante, R.A. (1988).** Geología de la planicie costera entre Villa Gesell y Faro Querandí, provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral 507, *Facultad de Ciencias Naturales y Museo*, La Plata, 221 pp.
- Virdis, S. G., Oggiano, G., & Disperati, L. (2012).** A geomatics approach to multitemporal shoreline analysis in Western Mediterranean: the case of Platamona-Maritza beach (northwest Sardinia, Italy). *Journal of Coastal Research*, 28(3), 624-640.
- Vos, K., Splinter, K. D., Harley, M. D., Simmons, J. A., & Turner, I. L. (2019).** CoastSat: A Google Earth Engine-enabled Python toolkit to extract shorelines from publicly available satellite imagery. *Environmental Modelling & Software*, 122, 104528.
- Walsh, K. J. E., Betts, H., Church, J., Pittock, A. B., McInnes, K. L., Jackett, D. R., & McDougall, T. J. (2004).** Using sea level rise projections for urban planning in Australia. *Journal of Coastal Research*, 20(2), 586-598.

- Wang, H., Wright, T. J., Yu, Y., Lin, H., Jiang, L., Li, C., & Qiu, G. (2012).** InSAR reveals coastal subsidence in the Pearl River Delta, China. *Geophysical Journal International*, 191(3), 1119-1128.
- Wang, Q., Adiku, S., Tenhunen, J., & Granier, A. (2005).** On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. *Remote sensing of environment*, 94(2), 244-255.
- Weiss, J. L., Gutzler, D. S., Coonrod, J. E. A., & Dahm, C. N. (2004).** Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58(2), 249-272.
- Weng, Q. (2010)** Remote sensing and GIS integration: theories, methods, and applications. McGrawHill, Boston, 416 pp.
- Wentworth, C. K. (1922).** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.
- Wernette, P. A., Houser, C., Weymer, B. A., Everett, M. E., Bishop, M. P., & Reece, B. (2018).** Directional dependency and coastal framework geology: implications for barrier island resilience. *Earth Surface Dynamics*, 6(4), 1139-1153.
- Westaway, R. M., Lane, S. N., & Hicks, D. M. (2000).** The development of an automated correction procedure for digital photogrammetry for the study of wide, shallow, gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms: the Journal of the British Geomorphological Research Group*, 25(2), 209-226.
- Westoby, M. J., Brasington, J., Glasser, N. F., Hambrey, M. J., & Reynolds, J. M. (2012).** 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300-314.
- Wiley, C. A. (1965).** Pulsed Doppler Radar Methods and Apparatus. *U.S. Patent No. 3,196,436*. Patent and Trademark Office. Washington, DC: U.S.
- Williams, A. T., Rangel-Buitrago, N., Pranzini, E., & Anfuso, G. (2018).** The management of coastal erosion. *Ocean & coastal management*, 156, 4-20.
- Wright, L. D., & Short, A. D. (1984).** Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine geology*, 56(1-4), 93-118.
- Yan, W. Y., Shaker, A., & El-Ashmawy, N. (2015).** Urban land cover classification using airborne LiDAR data: A review. *Remote Sensing of Environment*, 158, 295-310.
- Yang, G., Bowling, L. C., Cherkauer, K. A., & Pijanowski, B. C. (2011).** The impact of urban development on hydrologic regime from catchment to basin scales. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 237-247.
- Yang, Y., Wong, L. N. Y., Chen, C., & Chen, T. (2014).** Using multitemporal Landsat imagery to monitor and model the influences of landscape pattern on urban expansion in a metropolitan region. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8(1), 083639-083639.

- Zanchi-Watanabe, D. S., Barboza, E. G., da Camara Rosa, M. L. C., Dillenburg, S. R., Caron, F., do Nascimento Ritter, M., & Manzolli, R. P. (2023).** Geomorfologia e padrões de empilhamento da barreira holocênica no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 24(1).
- Zebker, H. A., & Villasenor, J. (1992).** Decorrelation in interferometric radar echoes. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 30(5), 950-959.
- Zhang, K., & Leatherman, S. (2011).** Barrier island population along the US Atlantic and Gulf Coasts. *Journal of Coastal Research*, 27(2), 356-363.
- Zhang, K., Huang, W., Douglas, B. C., & Leatherman, S. (2002).** Shoreline position variability and long-term trend analysis. *Shore and Beach*, 70(2), 31-35.
- Zhao, Q., Pan, J., Devlin, A. T., Tang, M., Yao, C., Zamparelli, V., & Pepe, A. (2022).** On the exploitation of remote sensing technologies for the monitoring of coastal and river delta regions. *Remote Sensing*, 14(10), 2384.
- Zhou, C., Lan, H., Bürgmann, R., Warner, T. A., Clague, J. J., Li, L., & Yao, J. (2022).** Application of an improved multi-temporal InSAR method and forward geophysical model to document subsidence and rebound of the Chinese Loess Plateau following land reclamation in the Yan'an New District. *Remote Sensing of Environment*, 279, 113102.