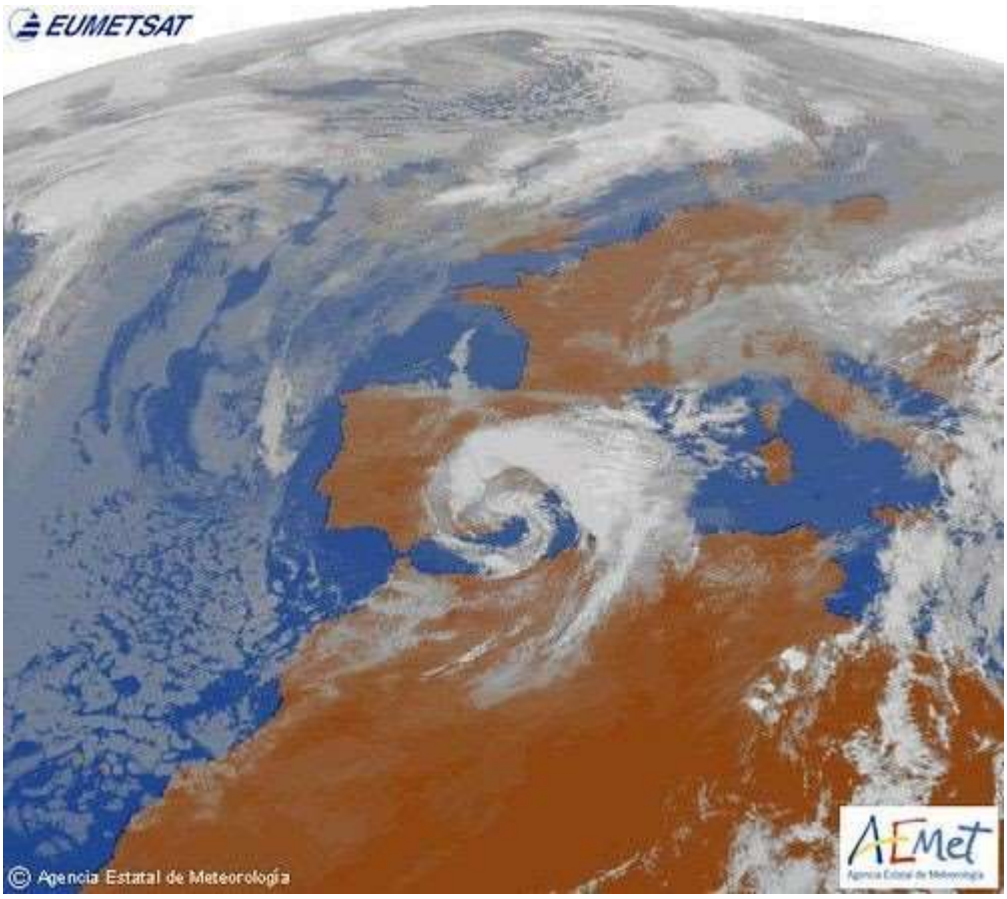
Informe sobre los efectos de la DANA de septiembre de 2019 y, el temporal Gloria de enero de 2020, en las praderas de *Posidonia oceanica* de la Comunitat Valenciana.



Instituto de Ecología Litoral

Diciembre, 2020

Tabla de contenido

1. Introducción y antecedentes. 2

2. Efectos constatados por el Instituto de Ecología Litoral en el fondo marino. 4

2.1. Efectos de la DANA: Afección sobre la hidrografía marina. 4

2.2. Efectos sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. 13

2.2.1. Efectos de la DANA en la desembocadura del Segura sobre las praderas de *P. oceanica*. 14

2.2.2. Efectos del temporal "Gloria" en las praderas de *P. oceanica*. 20

2.2.2.1. Discusión. 26

3. Conclusiones. 28

Informe realizado por:

Juan Eduardo Guillén Nieto.
Santiago Jiménez Gutiérrez.
David Gras Olivares.
Joaquín Martínez Vidal.
Alejandro Triviño Pérez.

Este informe debe citarse como:

J. E. Guillén, S. Jiménez, D. Gras, J. Martínez, & Triviño, A. 2020. *Informe sobre los efectos de la DANA de septiembre de 2019 y, el temporal Gloria de enero de 2020, en las praderas de Posidonia oceanica de la Comunitat Valenciana.* IEL. Informe Técnico. Cons. de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática, y Transición Ecológica. D.G. de Medi Natural i d'Avaluació Ambiental. Servicio de Vida Silvestre 28 pp.

1. Introducción y antecedentes.

Entre septiembre de 2019 y enero de 2020, se sucedieron dos fenómenos atmosféricos de alta intensidad que tuvieron notables efectos en el litoral de la Comunidad Valenciana.

Los días 11, 12, 13 y 14 de septiembre de 2019 la Comunitat Valenciana se vio afectada por una Depresión Aislada en Niveles Altos (en adelante, DANA) que provocó un temporal de lluvias de una intensidad, extensión y alcance inusitados, con registros de precipitación acumulada que han superado sobradamente los 250 litros por metro cuadrado en 24 horas en muchas localidades, fenómenos costeros de gran intensidad y fuertes vientos, que afectaron a decenas de miles de ciudadanos en lo que se refiere a su vivienda y a sus enseres, a su capacidad de transporte, o a su acceso a los servicios básicos. Además, el temporal causó importantes daños a bienes e infraestructuras, y provocó considerables gastos, derivados de las actuaciones urgentes que, como consecuencia del temporal, se acometieron por las diferentes administraciones.

Fotografía 1. Campos anegados en la Vega Baja por las inundaciones de la DANA de septiembre de 2019 (Fuente: GVA 112).

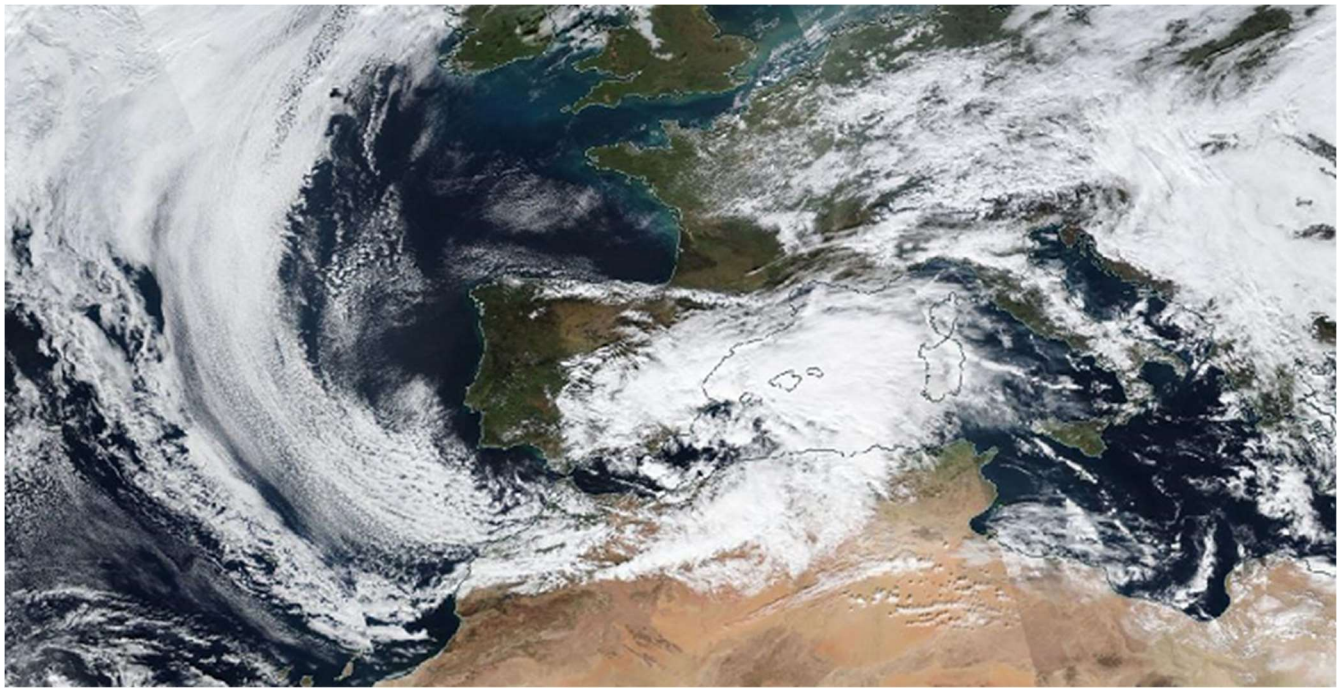
La zona más afectada por el temporal fue la Vega Baja del Segura, donde en unas pocas horas se acumularon en el promedio de la comarca el equivalente a la lluvia de un año. Se registraron 6 récords de precipitación en 24 horas en estaciones del sureste peninsular, superándose los 400 litros por metro cuadrado en al menos 6 estaciones de la Comunidad Valenciana y los 100 litros por metro cuadrado en al menos 47 estaciones de la red de AEMET. El valor máximo acumulado durante el episodio, del 10 al 14 de septiembre, en la red de estaciones de AEMET es 482,8 litros por metro cuadrado en

Gaianes y de 521 litros por metro cuadrado en Orihuela (Alicante), en la red de SAIH del Segura. El temporal que afectó al Levante peninsular desde el día 10 hasta el día 14 fue excepcional por la falta de precedentes similares en al menos los últimos 100 años en la Vega Baja del Segura. Allí descargó con intensidad torrencial en dos fases: la primera en el entorno del mediodía del día 12 cuando se registraron 225 litros por metro cuadrado y 24 horas después, a primera hora de la mañana del día 13, con 191 litros por metro cuadrado de 7 a 10 de la mañana (de los cuales 74,4 precipitaron en una hora). Más concretamente, en unas pocas horas (de la mañana del día 12 a la mañana del día 13) se acumularon en el promedio de la comarca el equivalente a la lluvia de un año. En la Tabla 1 se muestran las precipitaciones acumuladas en las diferentes cuencas españolas, destacándose la diferencia entre lo normal 6 ml/m^2 y lo recogido de 153 ml/m^2 en la cuenca del Segura.

CUENCA	Precipitación Acumulada Entre el 10/09/2019 y 16/09/2019	Normal
NORTE Y NOROESTE	4	16
DUERO	11	7
TAJO	23	6
GUADIANA	17	5
GUADALQUIVIR	34	6
SUR	43	6
SEGURA	153	6
JUCAR	64	10
EBRO	8	9
PIRINEO ORIENTAL	3	14
ESPAÑA EN CONJUNTO	27	9

Tabla 1. Precipitación recogida en las cuencas de acumulación de AEMET entre los días 10 y 16 de septiembre y valor normal.

La borrasca Gloria, séptima de la temporada 2019-2020, fue nombrada por AEMET el viernes 17 de enero a las 00:00 UTC (01:00 h.l.p.) debido a la emisión de avisos de nivel rojo y naranja por rachas de viento, lluvia, nieve y fenómenos costeros en vigor a partir de la madrugada del domingo 19 de enero en gran parte del norte y este peninsular, así como en Baleares. La borrasca Gloria, como tal, tuvo una breve duración, pues fue absorbida por un sistema depresionario de mayor tamaño, centrado al sur de la Península, a lo largo del lunes 20, el cual permaneció activo durante el resto de la semana. El temporal de viento, lluvia, nieve y mar generado por Gloria y continuado por la borrasca mayor durante los siguientes días tuvo un carácter excepcional, tanto por los registros meteorológicos como por los impactos, entre los que hay que destacar la cifra de, al menos, trece fallecidos. En cuanto al oleaje, según Puertos del Estado, se estableció un récord al medirse una altura media de 8,44 m en la boya de Valencia, en mar abierto, el día 20 a las 06 UTC, siendo el anterior récord 8,15 m medidos en la boya de Mahón en enero de 2003, y el máximo registro anterior de la propia boya de Valencia de 6,45 m, medidos en 2017. Por otra parte, la boya de Mahón registró una altura máxima de 14,77 m el día 21 a las 12 UTC.



Fotografía 2. Gloria el día 19 de enero a mediodía, con su centro situado entre Ibiza y el cabo de la Nao (Imagen MODIS del satélite SUOMI-NPP) (Fuente:AEMET).

2. Efectos constatados por el Instituto de Ecología Litoral en el fondo marino.

2.1. Efectos de la DANA: Afección sobre la hidrografía marina.

Las imágenes de satélite obtenidas por Sentinel-2 de la ESA, dentro del programa Copérnico, muestran claramente la pluma de sedimentos formada por el río Segura. El mosaico en color natural del 13 de septiembre (Imagen 1), aun cuando no permite observar la zona de la gola del río debido a la nubosidad existente, muestra el gran tamaño de la zona de aguas costeras afectada por la dispersión de los materiales sólidos de origen continental. La pluma se extiende principalmente hacia el Sur, alcanzando el Cabo Cervera en Torrevieja, y hacia aguas profundas hasta una distancia de 13 km por efecto de las corrientes marinas. Parece que con una menor intensidad también hay presencia de sedimentos en las costas de Elche y Santa Pola, alcanzando incluso la Reserva Marina de Tabarca. En la imagen de infrarrojo (Imagen 2) se aprecia mejor la dispersión que aparece coloreada en magenta.

Fotografía 3. Imagen Sentinel 2 en color verdadero (13/09/2019) (LandViewer).

Fotografía 4. Imagen Sentinel 2 banda infrarroja (13/09/2019) (LandViewer).

Las grandes avenidas fluviales alteran la condición natural o propia del agua marina donde desembocan. Se produce un choque de dos masas con características hidrográficas netamente diferentes, cuya mezcla y paulatina dilución en el mar va a depender de la envergadura del efluente.

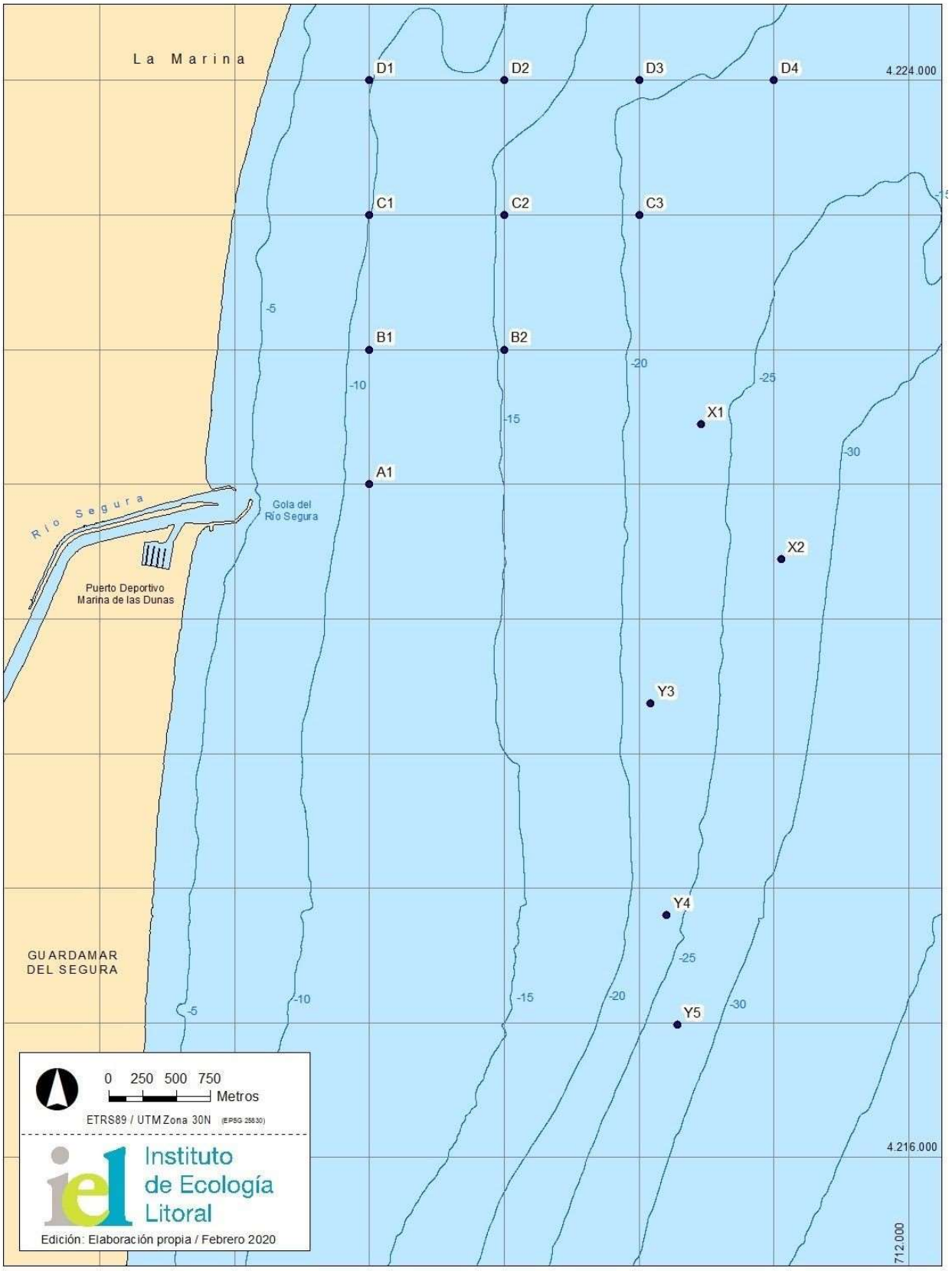
El presente apartado tiene por objeto evaluar el efecto de los aportes del río Segura sobre la calidad del agua de mar en su desembocadura, tras el episodio de fuerte avenida causado por la DANA de septiembre de 2019. Esta valoración se ha realizado mes y medio después del acontecimiento, una vez que el río ha vuelto a su caudal habitual, para comprobar la perdurabilidad de los efectos, así como su radio de incidencia.

Para detectar la influencia del Segura en el mar se ha recurrido a los siguientes parámetros hidrográficos: temperatura (en ºC), salinidad (en ‰), clorofila (en µg/l), turbidez (en NTU) y sólidos en suspensión o seston (en mg/l). Su capacidad indicadora viene dada por la disparidad de registros según se trate del medio marino o del fluvial (continental). Los 4 primeros se miden *in situ* gracias a una sonda multiparamétrica (AAQ-RINKO, modelo 171) provista de los sensores específicos. El seston se pesó en el laboratorio, mediante balanza analítica de precisión (0,0001 g), tras el filtrado de agua-muestra (2 l) a vacío a través de filtros de luz nanométrica (0,45 µm) y posterior secado de los filtros en estufa (2 horas a 105 ºC)[1].

La toma de muestras se hizo el día 30 de octubre de 2019, desde una embarcación desplazada del puerto de Santa Pola. La selección de las estaciones de muestreo se efectuó en virtud de la corriente marina principal existente en la zona, la cual deriva la masa de agua en dirección NE. Por este motivo, se siguió una retícula de emplazamientos (12) distribuidos frente a la desembocadura (A1, X1, X2) y por el sector norte de la misma (B1, B2, C1, C2, C3, D1, D2, D3, D4), y situados sobre las isóbatas de entre los 10 y 27 m de profundidad (Gráfico 1)(Tabla 1). Asimismo, se consideran otros 3 enclaves de muestreo (Y3, Y4, Y5) como testigos de las condiciones en el sector sur de la desembocadura (Y3, Y4, Y5), ubicados sobre las isóbatas de entre los 22 y 28 m (Mapa 1) (Tabla 2).

A su vez, en cada estación de muestreo se toma una muestra de superficie (entre 0 y -1 m) y otra de profundidad (1 m por encima del fondo). La sonda se baja a lo largo del perfil batimétrico, mientras que el agua para el análisis del seston se captura por medio de una botella hidrográfica NISKIN.

[1] Aminot, A. & Chaussepied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. IFREMER ed. Brest. 408 pp.



Mapa 1. Mapa donde se emplazan las estaciones de muestreo consideradas.

Tabla 2. Estaciones de muestreo consideradas para evaluar la afección de la avenida del río Segura sobre la calidad hidrográfica marina: ubicación, profundidad y distancia a la desembocadura.

Estaciones de muestreo	Coordenadas UTM ETRS89 Zona 30 N		Profundidad del fondo (m)	Distancia (m) aproximada a la desembocadura
	X89	Y89		
A1	708.000	4.221.000	11	600
B1	708.000	4.222.000	11	950
B2	709.000	4.222.000	15	1.450
C1	708.000	4.223.000	10	1.500
C2	709.000	4.223.000	15	1.900
C3	710.000	4.223.000	20	2.350
D1	708.000	4.224.000	10	2.100
D2	709.000	4.224.000	13	2.400
D3	710.000	4.224.000	18	2.800
D4	711.000	4.224.000	22	3.250
X1	710.459	4.221.446	23	2.200
X2	711.053	4.220.441	27	2.600
Y3	710.086	4.219.370	22	2.150
Y4	710.205	4.217.800	24	2.850
Y5	710.289	4.216.988	28	3.300

Los resultados obtenidos se exponen en la tabla adjunta (Tabla 3). Cada parámetro se estudia aparte.

Tabla 3. Resultados de los parámetros hidrográficos marinos considerados. Se resaltan las cifras máximas (en rojo) y mínimas (en azul). Las columnas "s" y "f" se refieren, respectivamente, si el registro corresponde a la muestra de superficie o de profundidad.

Estaciones de muestreo	Temperatura (ºC)		Salinidad (‰)		Clorofila (µg/l)		Turbidez (NTU)		Seston (mg/l)	
	s	f	s	f	s	f	s	f	s	f
A1	20,59	20,43	36,91	37,10	0,29	0,91	0,98	6,65	14,48	30,05
B1	20,71	20,35	36,82	37,08	0,33	0,99	0,95	3,42	12,35	20,40
B2	20,74	20,12	36,93	37,01	0,32	1,38	0,56	1,51	11,25	14,69
C1	20,91	20,34	37,00	37,04	0,26	0,55	0,60	1,13	11,65	13,56
C2	20,90	20,32	36,89	37,03	0,41	0,83	0,52	0,92	11,95	12,93
C3	21,06	20,17	36,99	37,05	0,23	1,19	0,41	1,47	11,12	14,57
D1	21,10	20,47	37,09	37,09	0,26	0,52	0,99	1,49	12,54	14,63
D2	21,02	20,40	36,85	37,06	0,34	1,02	0,45	0,76	12,51	12,45
D3	21,00	20,18	36,91	37,03	0,36	1,02	0,50	1,42	11,65	14,42
D4	21,39	20,27	37,05	37,09	0,11	1,18	0,21	0,88	10,73	12,81
X1	21,11	20,58	36,80	37,11	0,13	0,67	0,36	0,49	11,25	11,64
X2	20,53	20,14	35,95	37,07	0,40	1,45	0,92	2,25	12,93	16,90
Y3	21,91	20,19	37,21	37,06	< 0,10	1,02	0,97	3,12	13,08	19,50
Y4	21,96	20,97	37,22	37,15	< 0,10	0,31	< 0,10	0,17	10,48	10,69
Y5	21,99	21,79	37,23	37,21	< 0,10	0,11	< 0,10	< 0,10	10,11	10,48
Diferencia máximo - mínimo	**1,46**	**1,67**	**1,28**	**0,20**	**> 0,31**	**1,34**	**> 0,89**	**> 6,55**	**4,37**	**19,57**

a) Temperatura.

La afección del río Segura sobre la temperatura del mar es muy evidente. En la cota superficial se distinguen los resultados de las estaciones del sector sur de aquellas ubicadas en el sector norte y enfrente de la desembocadura, puesto que se observa una diferencia de hasta 1,46 ºC entre ambas zonas (entre los enclaves X2 e Y5). La influencia fluvial se va atenuando conforme al alejamiento de la desembocadura en dirección NE, según la deriva marina principal; de hecho, en el enclave D4, situado en el extremo NE del ámbito estudiado, la temperatura se aproxima a la de las estaciones del sur (0,6 ºC de diferencia con respecto a la del enclave Y5).

En profundidad, el alcance del Segura parece más extenso por la homogeneidad de los registros en casi toda el área (entre 20,1 y 21,0 ºC). De esta relativa uniformidad sólo escapa la estación más alejada del sector sur (Y5), donde se alcanzan 21,79 ºC; también es el único enclave en el que se constata la mezcla vertical de la columna de agua, propia de los ambientes marinos costeros en pleno otoño, puesto que apenas hay diferencia térmica entre la superficie y el fondo.

b) Salinidad.

Curiosamente, los resultados no señalan un impacto claro del río Segura para este parámetro. No se distinguen variaciones significativas entre las estaciones (se mantiene en el intervalo 36,8-37,2‰, ya sea la superficie o el fondo). No se observan ni en la cercanía a la desembocadura; en estos enclaves la salinidad sólo es entre 2 y 4 décimas menor que el máximo (36,8‰ en Y5). Sin embargo, se detecta una excepción, el caso de la cota superficial en X2, emplazada frente a la desembocadura, aunque distanciada mar adentro, donde sí se constata un descenso considerable (35,95‰, representa 1,28‰ menos que el máximo de Y2).

Tampoco se aprecian diferencias de la salinidad con la profundidad, si bien es ligeramente mayor en el fondo porque la masa de agua gana en densidad con su progresivo enfriamiento.

c) Clorofila.

En superficie, su concentración es muy discreta en toda la zona (máximo de 0,41 µg/l), aunque las cantidades menores acontecen en el sector sur, en las estaciones más alejadas de la desembocadura (Y3, Y4 e Y5: < 0,10 µg/l).

En profundidad aumenta la clorofila, pero no pasa de tasas moderadas (valor máximo de 1,45 µg/l en la estación X2).

Todos los valores registrados son propios del medio marino estudiado, un área de por sí oligotrófica,

por lo que no se puede atribuir impacto del río para este parámetro. Aun así, el mínimo siempre se da en la estación más alejada del sector sur (Y5: < 0,10 µg/l en superficie y 0,11 µg/l en el fondo).

d) Turbidez.

En superficie, se mantiene en un intervalo de discreción (0-1 NTU) en todo el ámbito considerado. No obstante, se advierte que las cifras menores se registran en las estaciones más alejadas del sector sur (Y4 e Y5: < 0,10 NTU), mientras que los máximos (en torno a 0,90 NTU) coinciden en los enclaves más someros situados frente a la desembocadura (A1) y en el sector norte de la misma (B1 y D1).

En profundidad, la turbidez aumenta considerablemente. Podría justificarse por la proximidad del fondo y la resuspensión del sedimento con el hidrodinamismo, pero se distingue un gradiente negativo desde la estación más próxima a la desembocadura (A1: 6,65 NTU) hasta el enclave más alejado del sector sur (Y5: < 0,10 NTU). B1, estación somera más cercana a A1, recoge el segundo valor más alto (3,42 NTU).

La influencia del río Segura en profundidad parece confirmada para este parámetro, más aún si se atiende al hecho de la calma reinante durante el muestreo (ausencia de oleaje), lo cual descartaría un posible enmascaramiento de los resultados por turbulencia y agitación del fondo.

e) Sólidos en suspensión o seston.

Sigue una pauta análoga a la de la turbidez, comprensible dada su correlación (cuanto más seston mayor turbidez). En toda el área supera la cifra límite de 5 mg/l, lo cual indica que las aguas contienen partículas ajenas al medio propiamente marino (Blanc, 1968)[2]. Sin embargo, en superficie, dicha extralimitación se halla en un intervalo discreto (10,11-14,48 mg/l). Asimismo, las tasas menores se dan en las estaciones más alejadas, tanto del sector sur (Y4: 10,11 mg/l e Y5: 10,48 mg/l) como del sector norte (D4: 10,73 mg/l), mientras que el máximo coincide en el enclave más próximo a la desembocadura del Segura (A1: 14,48 mg/l).

En profundidad, se aprecia igualmente el gradiente negativo con el progresivo alejamiento de la desembocadura. De este modo, el valor máximo se registra en A1 (30,05 mg/l) y el mínimo en Y4 (10,69 mg/l) e Y5 (10,48 mg/l). B1, estación somera más próxima a A1, es la segunda con mayor cantidad de seston (20,40 mg/l).

2.2. Efectos sobre las praderas de *Posidonia oceanica*.

Posidonia oceanica es una angiosperma endémica del mar Mediterráneo, donde crece formando extensas praderas en aguas bien iluminadas. En el Mediterráneo existen otras comunidades más productivas o con mayor biodiversidad, pero con una distribución mucho más restringida por lo que su efecto global es más limitado. Constituye una especie clave en los fondos poco profundos, colonizando desde los 0 hasta llegar en algunas zonas a 40 metros de profundidad. Su extensión se ha estimado en 50.000 km^2 en fondos de menos de 45 m de profundidad (Bethoux y Copin-Móntegut 1986)[2]. En la Comunidad Valenciana se han cartografiado 320,7 Km^2, (Guillén *et al*., 2015)[3] que son responsables del equilibrio ecológico en sus fondos litorales.

Fotografía 5. Vista de la pradera de Posidonia oceanica frente a la playa de Levante (Santa Pola), con presencia del alga Caulerpa prolifera entre sus haces.

Este hábitat está protegido a nivel europeo (Directiva 92/43/CEE) por la gran biodiversidad de especies que alberga. Su gran valor ecológico, es también motivo de inclusión en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (Anexo III. especies vigiladas), así como en el Convenio de Berna (Anexo I); el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial; y el Protocolo sobre biodiversidad y ZEPIM (Anexo II).

[2] Bethoux, J.P.; Copin-Montegut., G. 1986. Biological fixation of atmospheric nitrogen in Mediterranean sea. *Limnology and Oceanography*, 31: 1353-1358.

[3] Guillén, J.E., Sánchez Lizaso, J.L., Fernández Torquemada, Y., Triviño, A., Jiménez, S., Martínez, J., Gras, D. & Soler, G. 2015. Praderas de angiospermas marinas de la Comunidad Valenciana. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 220-251 pp.

Posidonia oceanica es muy sensible a los cambios en la transparencia de las aguas, al enterramiento, a los aportes de nutrientes, a la anoxia en los sedimentos, a los cambios de la salinidad o a la erosión mecánica. La pradera de *P. oceanica* es un ecosistema costero que ha sufrido frecuentes y variados tipos de perturbaciones desde la segunda mitad del siglo pasado, a causa de los efectos producidos por las obras costeras (construcción de diques y puertos, regeneraciones de playas…), contaminación por vertidos, pesca de arrastre ilegal, fondeo de embarcaciones, y también debido a la introducción de algas exóticas en el Mediterráneo (Moliner y Picard, 1952[4]; Pérès y Picard, 1975[5]; Pérès, 1984[6] ; Sánchez-Lizaso *et al*., 1990[7]; Delgado *et al*., 1997[8]; Martín *et al*., 1997[9]; Sánchez Lizaso *et al*,. 2002[10]; Ruiz y Romero, 2001[11]; Montefalcone *et al*., 2008[12]).

2.2.1. Efectos de la DANA en la desembocadura del Segura sobre las praderas de *P. oceanica*.

Las praderas estudiadas se localizan en una zona de la Red Natura 2000, concretamente en el LIC marino de L'Illa de Tabarca, que incluye hábitats pertenecientes a la Red Natura 2000, en el frente litoral de los municipios de Elche, Santa Pola y Alicante. Este espacio alberga, las praderas de *Posidonia oceanica* mejor conservadas del litoral valenciano. Además de este hábitat se encuentra también bien representado el hábitat de praderas de *Cymodocea nodosa*.

En el litoral de Santa Pola, el límite superior (más somero) de la pradera se ha visto influenciado por diversos impactos de origen antropológico, como la presencia de infraestructuras portuarias, espigones repartidos por las playas, realimentaciones artificiales de arenas, etc. Las áreas de pradera más distantes a la costa, presentan un mejor estado de calidad. Esta pradera, en consecuencia, se

---

[4] Molinier, R. & Picard, J. 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranée français. *Annales de l´Institut Oceanographique*, 27: 157- 234.

[5] Pérès, J.M.; Picard, J. 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany*,1: 133-139.

[6] Pérès, J. 1984. La regresion des herbiers à *Posidonia oceanica*. In: *International workshop on Posidonia oceanica beds*, 140 Vol 1. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. (Eds). GIS Posidonie, Marseille, 445-454.

[7] Sánchez Lizaso, J.L.; Guillén Nieto, J.E.; Ramos Esplá, A.A. 1990. *The regression of Posidonia oceanica meadow in El Campello (Spain).* XXXII Congress and Plenary Assembly of I.C.S.E.M. Perpignan October 15-20, 1990. Benthos Committee.

[8] Delgado, O., Ruíz, J.M., Perez, M., Romero, J. & Ballesteros, E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (Posidonia oceanica) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. Oceanologica Acta, 22: 109- 117.

[9] Martín, M.A., Sánchez Lizaso, J.L. & Ramos Esplá, A.A. 1997. Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de Posidonia oceanica (L.) Delile, 1813. Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía, 23: 243–253.

[10] Sánchez Lizaso, J.L., Bayle, J.T., González Correa, J.M., Ramos Esplá, A., Sánchez Jerez, P. & Valle, C. 2002. Impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de Posidonia oceanica en el Mediterráneo ibérico. En: Actas de la Séptima Reunión del Foro Científico sobre la Pesca Española en el Mediterráneo. Sánchez Lizaso, J.L., LLeonart, J. (Eds.). Editorial Club Universitario, Alicante, 200 pp.

[11] Ruiz, J.M., Pérez, M. & Romero, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosyntesis. Marine Pollution Bulletin, 42 (9): 749-760.

[12] Montefalcone, M., Chiantore, M., Lanzone, A., Morri, C., Albertelli, G. & Bianchi, C. N. 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass Posidonia oceanica induced by anchoring. Marine Pollution Bulletin, 56: 1637-1645.

encuentra en fase de regresión, presentando valores muy bajos, tanto en densidad de haces como en cuanto a cobertura, y elevados valores de mata muerta.

El presente informe se realiza respecto a la estación de seguimiento de praderas de *Posidonia oceanica* que el Instituto de Ecología Litoral tiene frente a la Playa del Tamarit,en Santa Pola (Plano 1), por ser la más cercana a la desembocadura del Segura, y cuya pluma principal de sedimentos se dirige hacia esta zona. El seguimiento ambiental de esta estación se realiza para la red POSIMED, en colaboración con la Diputación provincial de Alicante, y el Ayuntamiento de Santa Pola. Sus coordenadas UTM y ETRS89, Huso 30, son: 0712265, 4229450.

Para la realización del presente informe se han tomado los datos del verano de 2018, como el estado inicial, y los datos de octubre de 2019, como los inmediatos al suceso de la DANA de septiembre.

Los parámetros objeto de seguimiento que se han tomado para la elaboración del presente informe han sido los de densidad de haces, cobertura de pradera y desenterramiento.

Para la comparación estadística entre los resultados de los distintos años, se realiza un test de homogeneidad de varianzas de Bartlett. Si no es significativo, se procede a realizar el análisis de ANOVA. Si es significativo se realiza transformación de los datos (log, raíz, doble raíz cuadrada) y luego se aplica test de Bartlett. Si el resultado sigue siendo significativo, se baja el nivel de significación a un alfa < 0,01 y se utilizan los datos originales y así evitar el error de tipo I (rechazar la hipótesis nula cuando es verdadera). Se realiza análisis ANOVA. Normalmente con $\alpha < 0{,}05$, excepto cuando no hubo homogeneidad de varianzas ($\alpha < 0{,}01$).

a) Densidad.

Para medir la densidad de la pradera se empleó el método propuesto por Romero (1985)[13], consistente en el empleo de un cuadrado de 40 cm de lado, arrojado de forma aleatoria desde cierta altura, sobre las manchas de la pradera de *Posidonia oceanica,* contándose y anotando todos los haces incluidos, dentro de dicho marco. Se realizan 9 réplicas en cada estación de muestreo, donde se cuenta el número de haces existentes dentro de cada cuadrado, extrapolando el valor obtenido hasta una unidad de 1 m^2 de superficie.

Se observó una diferencia entre el valor promedio registrado en 2018 y el de 2019, con un promedio de 306,9 haces/m^2 en 2018, frente a 228,13 haces/m^2 tras la DANA (Tabla 4). Sin embargo, el Análisis de varianza realizado muestra que dicha diferencia no es significativa estadísticamente, al obtener un valor P de 0,09, por encima del nivel de significación de 0,05 (Tabla 5).

[13] Romero, J. 1985. *Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la Costa Catalana: producción primaria de Posidonia oceanica (L.) Delile en las islas Medes.* Tesis doctoral. Univ. de Barcelona: 266 pp.

Tabla 4. Valores de densidad de pradera de Posidonia oceanica, y desenterramiento (distancia de la lígula al sedimento).

	2018		2019 (tras la DANA)	
Réplicas	**Densidad (m^2)**	**Desenterr.(cm)**	**Densidad (m^2)**	**Desenterr.(cm)**
1	281.25	3.2	212.50	1.2
2	543.75	3.4	243.75	4.2
3	362.50	6.5	193.75	3.8
4	250.00	3.4	225.00	4.5
5	262.50	5.8	200.00	4.8
6	300.00	9.9	293.75	0.4
7	175.00	6.8		1.1
8	268.75	5.7		0.4
9	318.75	9.2		0.5
10		9.4		2.8
11		9.3		3.8
Media	*306.94*	*6.6*	*228.13*	*2.5*
Desv. st.	*102.52*	*2.58*	*36.82*	*1.79*

Tabla 5. Resumen Análisis de ANOVA para los resultados de densidad de haces de Posidonia oceanica de 2018 y 2019.

Resumen ANOVA muestras independientes Densidad K=2					
Fuente	**SS**	**Grados de Libertad**	**MS**	**F**	**P**
Tratamiento entre grupos	22365.0173	1	22365.0173	3.1994	0.096980
Error	90874.566	13	6990.3512		

b) Cobertura.

Para medir la cobertura se ha seguido también el método de Romero (1985) y, Sánchez Lizaso (1993)[14]. La longitud de los transectos empleados es de 25 m, en los que se anota la extensión de la cinta ocupada por pradera de *P. oceanica*, mata muerta, arena o roca, u otras especies (*Caulerpa cylindracea*, *Pinna nobilis*, etc). La cobertura de pradera se expresa en tanto por ciento de

[14] Sánchez Lizaso, J.L., 1993. *Estudio de la pradera de Posidonia oceanica (L. Delile) de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): fenología y producción primaria.* Tesis doctoral. Universidad de Alicante.121 pp.

recubrimiento. Este procedimiento se efectúa con un mínimo de 6 réplicas en cada una de las estaciones. Posteriormente, los valores obtenidos se expresan como porcentajes de recubrimiento. Se utilizará el método del intercepto lineal, en el cual el buceador recorre la cinta métrica a cierta distancia, anotando los límites de los diferentes sustratos según su proyección vertical. La media de la longitud de cinta ocupada por cada sustrato, dividida por la longitud total del transecto, da una estima global del porcentaje de cobertura de cada sustrato en el transecto (Díaz y Marbá, 2009)[15].

Fotografía 6. Toma de datos a lo largo de un transecto con predominio de Caulerpa prolifera.

En el gráfico 1 se comparan los valores de cobertura de pradera de *Posidonia oceanica*, antes y después de la DANA, observándose escasas diferencias en cuanto a la cobertura de pradera y, una cierta variabilidad respecto a las superficies recubiertas por el alga *Caulerpa prolifera*, bien en arena o bien sobre mata muerta de *P. oceanica*.

[15] Díaz, E., Marbà, N. (2009). 1120 Posidonion oceanicae. Praderas de Posidonia oceanica (*). VV. AAAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

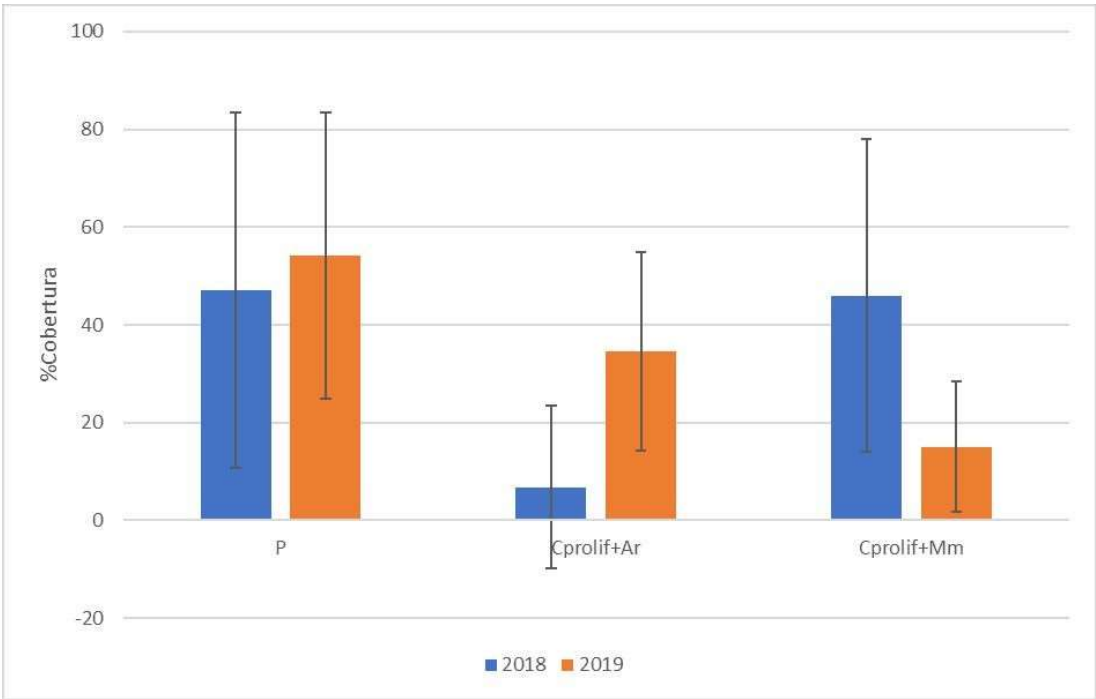


Gráfico 1. Porcentajes promedio de superficies recubiertas por pradera de Posidonia oceanica (P), Caulerpa prolifera sobre arenas (Cprolif+Ar), y Caulerpa prolifera sobre mata muerta de P. oceanica.

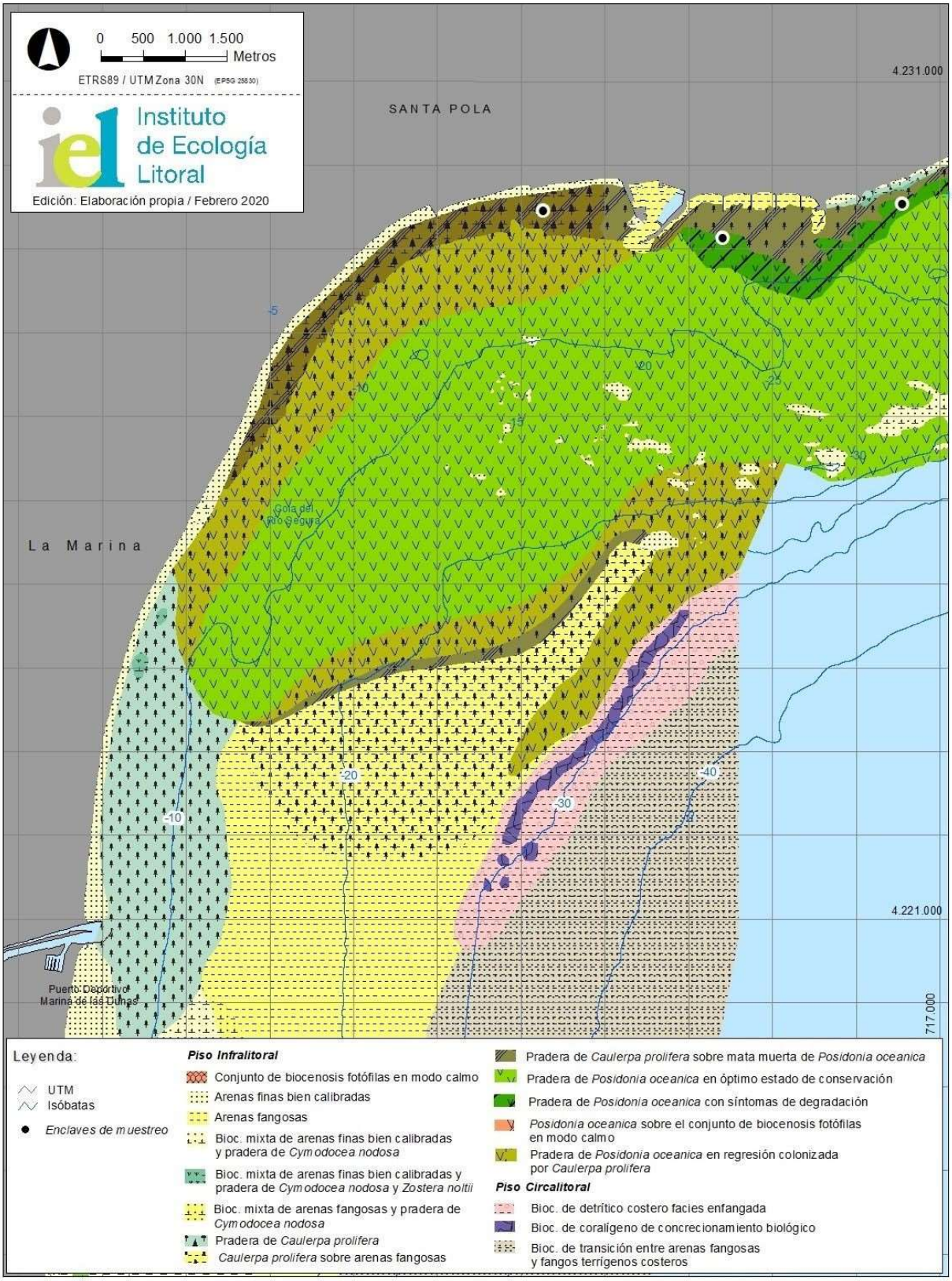
c) Grado de desenterramiento de los haces

Este parámetro se determina midiendo la distancia existente entre la lígula de las hojas adultas y el sedimento para diez rizomas ortotropos en cada uno de las estaciones. En cada estación de muestreo el buceador elige al azar la punta de una hoja de *Posidonia oceanica*, siguiéndola hasta su base y, mediante una regla, medirá en cm la distancia entre la base de una de las dos hojas más externas de ese haz y la superficie del sedimento, anotando con signo positivo si el sedimento está por debajo de las hojas, y con signo negativo si el sedimento recubre las hojas (Díaz & Marbá, 2009).

El grado de desenterramiento o distancia de la lígula de los haces al sedimento, muestra también diferencias respecto a la situación previa a la DANA, con un promedio de 6,6 cm en 2018 en comparación con el promedio de 2,5 cm tras los aportes de sedimentos. En este caso se evidencia un incremento del nivel de sedimentos de aproximadamente 4 cm (Tabla 1). El Análisis de varianza efectuado, sí ha mostrado una alta significación estadística (P = 0.000322) (Tabla 6).

Tabla 6. Resumen Análisis de ANOVA para los resultados de desenterramiento de haces de Posidonia oceanica de 2018 y 2019.

Resumen ANOVA muestras independientes Enterramiento K=2					
Fuente	SS	Grados de Libertad	MS	F	P
Tratamiento entre grupos	92.455	1	92.455	18.784	0.000322
Error	98.44	20	4.922		



Mapa 2. Mapa bionómico con la ubicación de las estaciones de seguimiento de praderas de Posidonia oceanica en la zona de Guardamar del Segura.

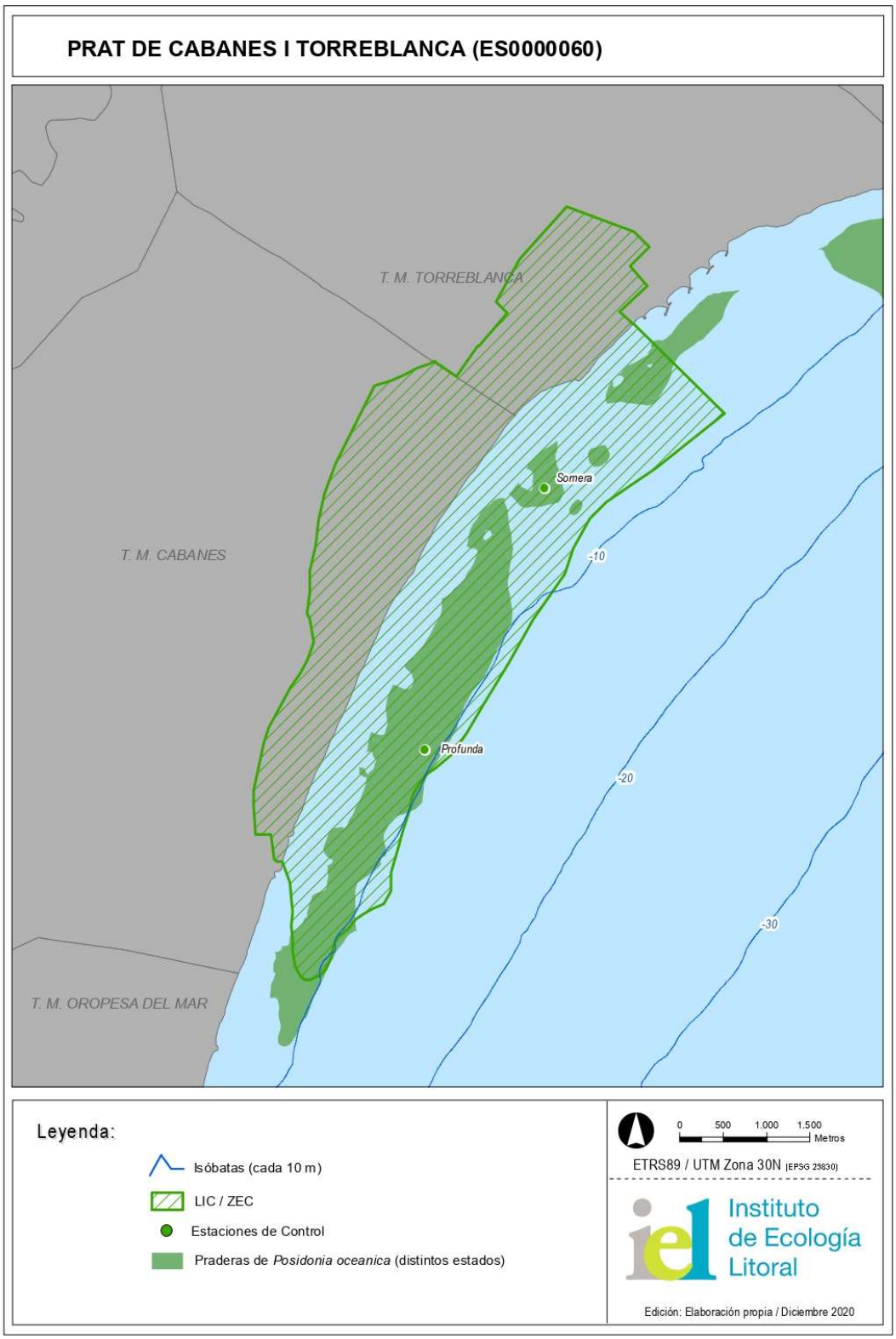
2.2.2. Efectos del temporal "Gloria" en las praderas de *P. oceanica*.

Se ha valorado mediante un análisis de varianza entre la situación de las estaciones de seguimiento de praderas de *P. oceanica* en los Parques Naturales de la Comunidad Valenciana, con presencia de este tipo de praderas: El Prat de Cabanes - Torreblanca, El Montgó y, Serra Gelada i litoral de la Marina Baixa, en cuanto a los parámetros de densidad y cobertura, calculados según la metodología expuesta en el punto anterior, y cuyas coordenadas y profundidades se muestran en la tabla 7 y su localización en los mapas 3 a 5.

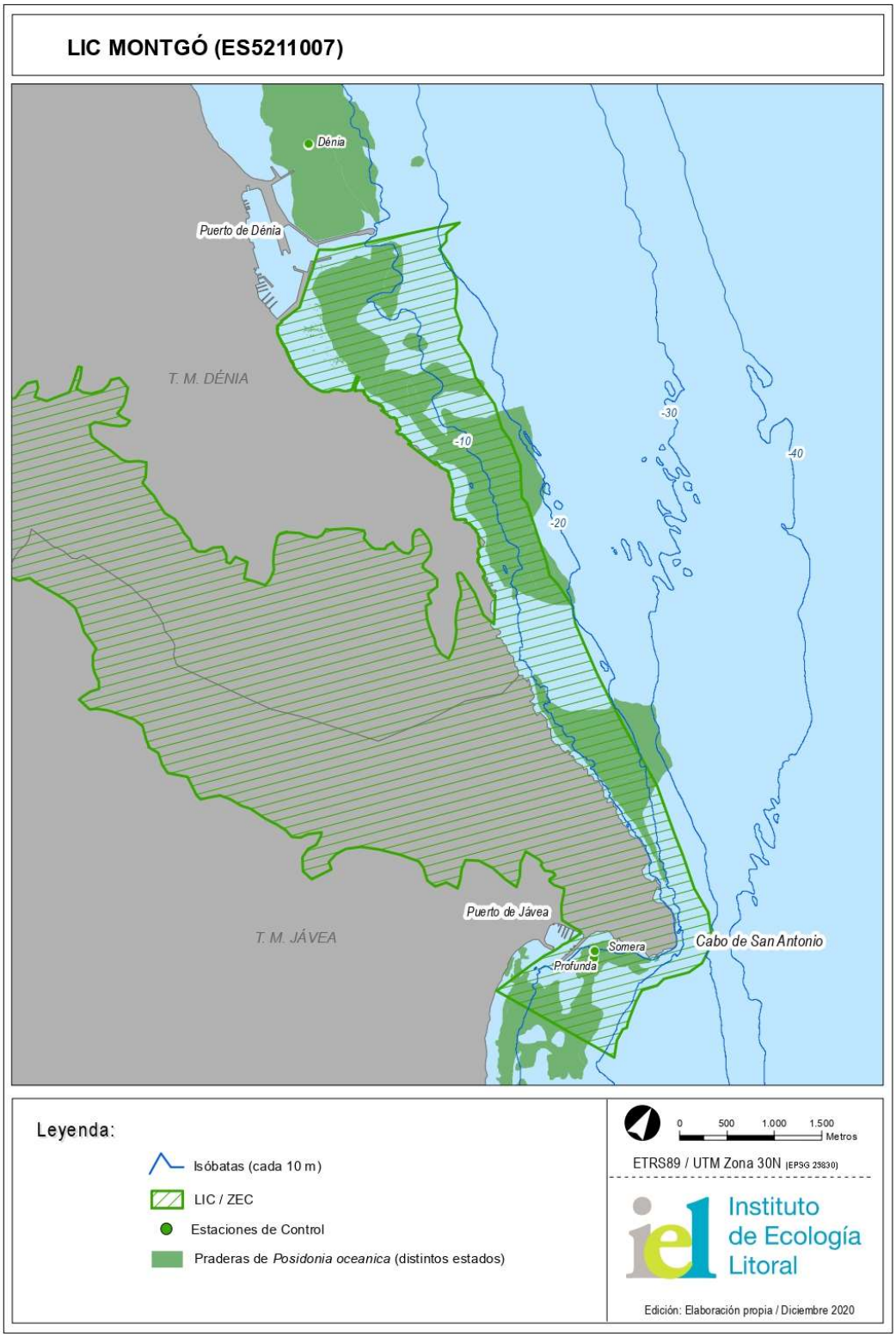
Tabla 7. Datos de las estaciones muestreadas en el año 2020.

Parque	*Localidad*	*Profundidad (m)*	*Posición Utm*
Serra Gelada i Litoral de La Marina Baixa	Cala de la Mina S	5	30 S 0756875 4272975
	Cala de la Mina P	9	30 S 07568554272919
	Altea S	5	31 S 0240926 4279918
	Altea P	17,5	30 S 0759541 4278573
	Benidorm 1 S	5	30 S 0747598 4267979
	Benidorm 1 P	11	30 S 0747657 4267944
	Benidorm 2 S	5	30 S 0752396 4268255
	Benidorm 2 P	10	30 S 0751542 4268630
El Montgó	Cala del Tangó S	5	31 S 0247924 4305658
	Cala del Tangó P	11	31 S 0247778 4306828
Prat de Cabanes - Torreblanca	Prat de Cabanes 1	7,3	30 T 772.885 4.451.897
	Prat de Cabanes 2	8,5	30 T 771.504 4.448.878

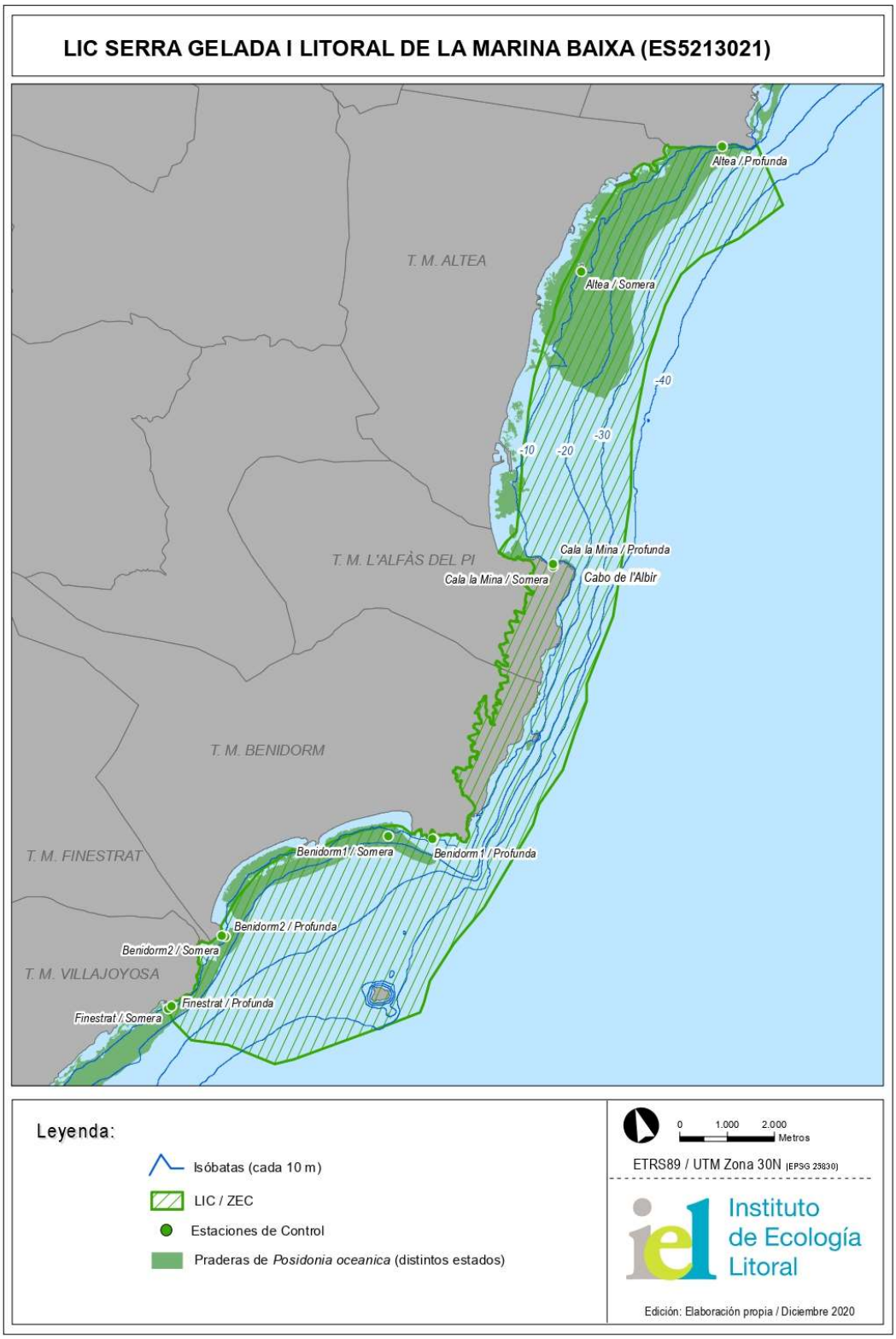
El análisis estadístico se ha efectuado de acuerdo a lo especificado en el punto 2.2.1, y si los resultados de ANOVA resultaron significativos, se aplicó el análisis de Tukey (HSD) para ver entre qué pares de años se producen estas diferencias significativas, con el objeto de detectar principalmente si se ha producido una diferencia significativa respecto a los valores obtenidos en la campaña de 2020, respecto a 2019, en cuyo caso se podría evidenciar un impacto de los temporales en las praderas de *P. oceanica*.



Mapa 3. Mapa con la distribución de praderas de P. oceanica en el LIC del Prat de Cabanes – Torreblanca y, la ubicación de las estaciones de seguimiento de praderas.



Mapa 4. Mapa con la distribución de praderas de P. oceanica en el LIC del Montgó y, la ubicación de las estaciones de seguimiento de praderas.



Mapa 5. Mapa con la distribución de praderas de P. oceanica en el LIC de Serra Gelada i litoral de La Marina Baixa y, la ubicación de las estaciones de seguimiento de praderas.

Los resultados, por Parques, fueron:

a) Prat de Cabanes.

Cobertura de pradera: En la estación Cabanes 2, No se puede considerar que existan diferencias significativas ya que el valor de p es = 0,049999 prácticamente el valor de 0,05. En la estación Cabanes 1, no se detectan diferencias significativas entre los distintos años de la serie (2016 – 2020).

Densidad de haces: En la estación Cabanes 2, se observan diferencias significativas marcadas por el valor más elevado en el año 2020. Por lo que el resultado no muestra ninguna alteración achacable a los temporales. En la estación Cabanes 1, tampoco se detectan diferencias significativas entre los distintos años de la serie (2016 – 2020).

b) El Montgó.

En las estaciones incluidas dentro del Parque, denominadas Tango S (somera) y Tangó P (profunda), se han encontrado diferencias significativas respecto a:

Cobertura de pradera: Tangó P, con una tendencia general en los últimos 5 años ascendente. Diferencias significativas. Marcadas por el valor más alto registrado en el año 2020 que, en consecuencia, tampoco detectan una pérdida de cobertura tras el temporal.

Densidad de haces: Tangó P, con diferencias altamente significativas. La tendencia general descendente marcadas por el valor más elevado en 2017. El test de Tukey detecta diferencias entre valores promedio bajos (2018,19,20) con otros más altos (2016,17). En este caso, tampoco se detecta una pérdida de cobertura respecto a 2019, aunque sí la haya en relación a la registrada en 2016 y 2017.

Se tomaron muestran también en la pradera de la estación denominada Denia (S y P) que, aunque no se encuentra dentro del Parque natural del Montgó, está en el LIC de L'Almadrava y, puede aportar información sobre el efecto de los temporales sobre las praderas. Los resultados de los análisis estadísticos, fueron:

Cobertura pradera: En la estación Denia S, la tendencia es ascendente. Se encuentran diferencias significativas. El test de Tukey identifica como valor promedio más elevado el de 2019 y marca la diferencia con el más bajo en 2016.

Densidad de haces: Denia (P), la tendencia es ascendente. Se encuentran diferencias significativas. Las diferencias encontradas en el resultado del test de Tuckey son producidas por el valor promedio de 2019 (el más elevado), pero no hay una diferencia significativa entre 2019 y 2020, por lo tanto, tampoco se pueden inferir resultados de pérdida de densidad de haces tras el temporal.

c) Serra Gelada i Litoral de La Marina Baixa.

Las estaciones de seguimiento en el Parque son Altea (S y P), Cala de La Mina (S y P), Benidorm 1 (S y P) y Benidorm 2 (S y P). Las diferencias estadísticas se observaron respecto a:

Cobertura de pradera: En la estación Cala de La Mina S, si bien la tendencia general es descendente en los últimos 5 años. Se encuentran diferencias significativas, aunque de escaso nivel. El test de Tukey únicamente detecta diferencias entre el valor promedio más bajo (2020) y el más alto (2018). En este caso, si puede detectarse algún tipo de afección de pérdida de cobertura (Tabla 8).

Tabla 8. esultados del ANOVA para valores de cobertura en la estación Cala de La Mina S.

Resumen ANOVA muestras independientes Enterramiento K=2					
	Grados de Libertad	Sumatorio Sq	Media Sq	F	P (>F)
Año	4	272761	68190	9295	2,08 e^{-05} ***
Residuales	40	293459	7336		

En Benidorm S, se encuentran diferencias ANOVA significativa entre años. La tendencia es descendente. Se trata de una zona con muchas plataformas rocosas y arena en La Cala del Tío Ximo. Sin embargo, estas diferencias se detectan mejor a nivel general de todos los datos que en su análisis por pares ya que Tukey, prácticamente no detecta diferencias significativas. En la estación Benidorm 2 P, el ANOVA presentó diferencias significativas, con una tendencia ligeramente descendente. Tukey solo detecta diferencias entre 2017 (valor promedio más alto) y 2019 (más bajo), por tanto, tampoco se pueden concluir efectos de pérdida de pradera tras el temporal.

Densidad de haces: En la estación Cala de La Mina S, se observó una tendencia ascendente, con diferencias en el ANOVA significativas. Las diferencias entre pares (Tukey) las marca el año 2020 con los valores más altos, lo cual entra en contradicción con el resultado del análisis en cuanto a cobertura. En Benidorm 1 P, la tendencia general de los últimos 5 años es descendente. Las diferencias se encuentran definidas por los valores promedio más elevados de los años 2016 y 2018. En Benidorm 2 P, los valores promedio presentaron una tendencia ascendente durante los últimos 4 años de muestreo. El test de Tukey detectó diferencias entre los valores promedio más elevados (2019 y 2020) y el más bajo (2017), que no demuestran una pérdida de densidad de haces en estas praderas a causa del temporal.

2.2.2.1. Discusión.

Generalmente las praderas en óptimo y buen estado de conservación, presentan recubrimientos de mata muerta inferiores al 10 %, sin embargo, este descriptor alcanza valores entre el 36 % – 47 % para las estaciones de Santa Pola. El porcentaje de superficie ocupada por otros sustratos, como arenas o roca, es muy bajo. Esto significa, que la situación que se observa en la actualidad, es la de una pradera, que en origen era muy extensa, pero que en el pasado ha sufrido un proceso de degradación importante. En su parte más profunda y alejada de costa, la pradera se encuentra en buen estado, pero que en su parte somera y cercana a costa manifiesta una notable degradación. Estos impactos se traducen en amplias superficies de pradera degradada, incluso transformadas en mata muerta. Esta mata muerta es colonizada masivamente por el alga *Caulerpa prolifera*, que encuentra un sustrato ideal, debido a la acumulación de sedimento fino y, la presencia de materia orgánica en sus intersticios. La proliferación de esta alga dificulta la renovación y aireación del sedimento, ya que tiende a compactarlo. A su vez, la proliferación masiva de *Caulerpa prolifera,* alga de crecimiento rápido y oportunista*,* compite por el sustrato con *Posidonia oceanica*.

Esta degradación tiene su origen en la construcción de los diques del puerto de Santa Pola, y sus posteriores ampliaciones, que han alterado la dinámica sedimentaria del litoral próximo, favoreciendo la acumulación de sedimentos finos al oeste del mismo: Tamarit - Gran Playa - Playa Lisa. Autores como Díez González, (1996)[16] hace 20 años ya detectaron una erosión profunda en el tramo comprendido entre el Pinet y la desembocadura del Segura. Por el contrario, pudieron certificar un aplaceramiento típico (con acumulación neta de materiales y retroceso de la línea de costa) entre el puerto de Santa Pola y Playa Lisa. Hace décadas las playas empezaron a mostrar síntomas de erosión y comenzaron a realizarse obras de realimentación con arenas procedentes de dragados, diques de contención de arenas, trasvases sedimentarios, etc. Todas estas actuaciones han acelerado el proceso de enterramiento de la pradera de Posidonia oceanica y de su sustitución por el alga *Caulerpa prolifera*.

La densidad registrada en los años 2018 y 2019, ha sido muy baja, de 306,9 y 228,1 haces/m^2, respectivamente, muy por debajo del valor de referencia para praderas someras en óptimo estado que, suele ser superior a los 480 haces/ m^2, llegando hasta los 513 haces/ m^2, en el caso de las estaciones de seguimiento de Tabarca.

Los efectos de la DANA sobre la pradera objeto de estudio, tardarán en revelarse ya que la planta en época invernal y, tras su pérdida de hojas, entra en una pausa de crecimiento, que se iniciará con el ascenso de temperaturas, entre los meses de marzo y abril. Por tanto, la potencial pérdida de cobertura y de densidad, se irá revelando en próximas campañas. Sin embargo, de los muestreos realizados tras la DANA sí se ha podido constatar un efecto físico en la pradera, que ha sido la acumulación de

[16] Díez González, J. 1996. *Las Costas. Guía física de España.* Ed. Alianza Editorial. 715 pp.

sedimento fino, según las mediciones del orden de 4 cm. Esta acumulación de sedimentos, va a favorecer la colonización por parte del alga *Caulerpa prolifera*, que tiende a desplazar a las matas de *Posidonia oceanica* en la zona, o a colonizar la mata muerta de ésta.

Fotografía 7. Colonización de Caulerpa prolifera en mata muerta de Posidonia oceanica y alrededor de ésta.

En relación a los efectos del temporal Gloria, a pesar de que en las inmersiones realizadas a las pocas semanas de suceder éste, en febrero, se constataron elevadas alteraciones en los sedimentos con haces enterrados y descalzados con más de 4 cm, consecuencia del efecto de la onda de sedimento. Los análisis estadísticos efectos en comparación con las series temporales acumuladas en cada una de estas estaciones, no han revelado una afección generalizada en las praderas de *P. oceanica* en los parques de la Comunitat Valenciana. Tan sólo en el Parque de Serra Gelada i Litoral de La Marina Baixa, en la estación de la Cala de La Mina, a nivel somero, se han observado diferencias significativas tanto en cobertura, como en densidad. Sin embargo, estas diferencias son aparentemente contradictorias, ya que la densidad registrada es mayor respecto a 2020, siguiendo una tendencia positiva en la estación; mientras que, respecto al parámetro de cobertura, hay una clara disminución desde 2018 a 2020, lo cual puede ser indicativo de una pérdida en las matas de pradera, pero no en su densidad. Este efecto, es achacable a impactos de tipo mecánico, que bien pueden ser por anclaje de embarcaciones - a pesar de los trenes de fondeo ecológico instalados en la zona, o bien, por el efecto de los temporales. Descartándose un impacto indirecto producido por el vertido de aguas depuradas en Serra Gelada o por los efectos de la piscifactoría cercana, que hubiesen producido un efecto más generalizado en la pradera, al

afectar a la calidad del agua, y favorecer el desarrollo de epífitos, con una consiguiente pérdida en la densidad de la pradera.

3. Conclusiones.

Los efectos de la DANA en el litoral adyacente a la desembocadura del río Segura han demostrado un claro efecto, con enfriamiento de las masas de aguas y un gradiente de dilución en dirección NE, que alcanza los 3 Km. Los parámetros más claramente constatables han sido los referentes a los materiales aportados con la riada: turbidez y sólidos en suspensión, especialmente cercanos al fondo marino. De acuerdo con estos datos, el estudio efectuado en las praderas de *Posidonia oceanica* más cercanas, muestran una acumulación de sedimentos de aproximadamente 4 cm de sedimentos finos sobre los tallos de estas plantas. Tal acumulación, debido al carácter protegido de la zona favorecerá al proceso de degradación de estas praderas en la zona, acelerando su progresiva sustitución por las algas *Caulerpa prolifera*. En determinadas zonas donde la acumulación de sedimentos sea mayor, puede dar incluso lugar a fenómenos de anoxia en el sustrato marino.

Respecto a los efectos del temporal Gloria sobre las praderas de *P. oceanica* en los parques de la Comunitat Valenciana, no se han detectado diferencias significativas que muestren un efecto negativo, en ninguna de las 12 estaciones estudiadas, salvo en una de ellas, la estación Cala de la Mina en Serra Gelada, donde sí se observa una pérdida de cobertura atribuible bien al efecto del temporal, bien a un exceso en el anclaje de embarcaciones deportivas en la zona, o incluso a una combinación de ambos efectos.

De cara a un futuro próximo, diversos estudios prevén fuertes y duraderos huracanes en el Mediterráneo a finales de este siglo, a consecuencia de los efectos climáticos del calentamiento global. Según este estudio, estas DANAs o «medicanes» o los grandes temporales, supondrán un serio riesgo para las zonas altamente habitadas de las costas. Por lo que es previsible tener en cuenta que llegarán grandes volúmenes de agua y sedimentos a la desembocadura de ríos y ramblas, con un potencial efecto dañino para las praderas de *P. oceanica* ubicadas en sus proximidades. Estas praderas suponen una protección natural frente a los efectos de estos temporales y, en su mayoría han soportado bien los efectos de los temporales del último año, favoreciendo la atenuación de su efecto erosivo en la costa, por lo que se pone en evidencia sus beneficios ecosistémicos en la conservación del entorno costero.