

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE
CATALUNYA

**ESTUDIO NUMÉRICO - EXPERIMENTAL DE LA
DISPERSIÓN DE EFLUENTES DE EMISARIOS
SUBMARINOS EN LA COSTA VALENCIANA**

Tesis presentada por

Alina E. Pascual Barrera

Para la obtención del grado de Doctor

Director:

Prof. Joan Pau Sierra Pedrico
Universitat Politècnica
de Catalunya

Co-director:

Prof. César Mösso Aranda
Universitat Politècnica
de Catalunya

Barcelona, Mayo 2013

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	vii
RESUMEN	ix
RESUM	xi
ABSTRACT	xiii
1 SITUACIÓN ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN EN AGUAS MARINAS.....	1
1.1 <i>Introducción</i>	1
1.2 <i>Motivación y Objetivos</i>	5
1.3 <i>Descripción del Trabajo</i>	6
2 DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN ESTUARIOS Y AGUAS COSTERAS	9
2.1 <i>Procesos Involucrados en la Dispersión de los Contaminantes</i>	10
2.1.1 <i>Procesos Físicos</i>	10
2.1.1.1 <i>Mareas</i>	11
2.1.1.2 <i>Oleaje generado por viento</i>	12
2.1.1.3 <i>Corrientes</i>	14
2.1.1.4 <i>Difusión</i>	15
2.1.1.5 <i>Advección</i>	16
2.1.1.6 <i>Dilución</i>	16
2.1.1.7 <i>Sedimentación</i>	17
2.1.2 <i>Procesos Bioquímicos</i>	17
2.1.2.1 <i>Decaimiento Bacteriano</i>	18
2.1.2.2 <i>Nutrientes y Ciclos de los Nutrientes</i>	20
2.1.2.2.1 <i>Fuentes de nutrientes</i>	21
2.1.2.2.2 <i>Nitrógeno</i>	22
2.1.2.2.3 <i>Fósforo</i>	24
2.1.2.2.4 <i>Silicio</i>	25
2.2 <i>Contaminación Asociada a Emisarios Submarinos</i>	25
2.2.1 <i>Contaminación Física</i>	26
2.2.2 <i>Contaminación Microbiológica</i>	28
2.2.3 <i>Contaminación Química</i>	29
2.2.3.1 <i>Eutrofización</i>	30
2.2.3.2 <i>Metales Pesados</i>	31
2.3 <i>Calidad del Agua</i>	32
2.3.1 <i>Parámetros utilizados para determinar la calidad del agua</i>	32
2.3.2 <i>Indicadores medioambientales</i>	34
2.4 <i>Emisarios Submarinos</i>	36
2.4.1 <i>Características y funciones de los emisarios submarinos</i>	36
2.4.2 <i>Componentes de un emisario submarino en la zona de vertido</i>	39
2.4.2.1 <i>Difusores y tramo difusor</i>	39
2.4.2.1.1 <i>Distancia entre los difusores</i>	39
2.4.2.1.2 <i>Orientación del tramo difusor</i>	41
2.4.2.1.3 <i>Diámetro de los difusores</i>	42

2.4.2.2	Campo Cercano y Campo Lejano.....	43
2.4.2.3	Zona de Mezcla	44
2.4.2.4	Dilución Inicial	45
2.4.3	Ventajas e Inconvenientes de los emisarios submarinos	48
2.4.4	Antecedentes de casos de estudio en el uso de los emisarios submarinos	50
2.4.5	Problemas con los Emisarios Submarinos	51
2.4.6	Modelado numérico de la dispersión de los contaminantes.....	52
2.4.6.1	Modelos Hidrodinámicos	54
2.4.6.1.1	Capacidades y limitaciones de los modelos hidrodinámicos	55
2.4.6.2	Modelos de Dispersión	56
2.4.6.2.1	Capacidades y limitaciones de los modelos de dispersión	57
3	MATERIAL Y MÉTODOS.....	59
3.1	Área de estudio: Comunidad Valenciana	59
3.1.1	Introducción a la zona de estudio de los emisarios submarinos	60
3.1.1.1	Emisario submarino de Pinedo	60
3.1.1.2	Emisario submarino de Cullera	61
3.1.1.3	Emisario submarino de Gandía	62
3.2	Campañas de muestreo.....	62
3.2.1	Planteamiento general de los muestreos.....	62
3.2.2	Situación de las estaciones de muestreo.....	63
3.2.2.1	Campañas en el emisario de Pinedo	64
3.2.2.2	Campañas en el emisario de Cullera	64
3.2.2.3	Campañas en el emisario de Gandía	67
3.2.2.3.1	Campaña Gandía I	67
3.2.2.3.2	Campaña Gandía II	68
3.2.2.3.3	Campaña Gandía III	68
3.2.2.3.4	Campaña Gandía IV	69
3.2.2.3.5	Campaña Gandía V	70
3.2.3	Datos hidrodinámicos.....	71
3.2.3.1	Datos meteorológicos	71
3.2.3.2	Corrientes.....	71
3.2.4	Tratamiento y análisis de las muestras.....	72
3.2.4.1	Parámetros determinados	72
3.2.4.2	Cadena de custodia.....	73
3.2.4.3	Métodos analíticos.....	74
3.2.5	Tratamiento estadístico.....	75
3.3	Modelos numéricos utilizados.....	76
3.3.1	Modelo ROMS (Regional Ocean Model System)	76
3.3.2	Modelo LIMMIX	79
3.3.3	Modelo VISUAL PLUMES.....	81
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	85
4.1	Campañas en el emisario de Pinedo.....	85
4.1.1	Campaña Pinedo I (15 de marzo del 2005).....	85
4.1.1.1	Datos meteorológicos	86
4.1.1.2	Datos hidrodinámicos	87
4.1.1.3	Análisis de las muestras de agua.....	88
4.1.1.3.1	Temperatura.....	88
4.1.1.3.2	Densidad.....	89
4.1.1.3.3	Salinidad	89
4.1.1.3.4	Amonio	91
4.1.1.3.5	Nitrato	93
4.1.1.3.6	Nitrato	97
4.1.1.3.7	Fósforo	97

4.1.1.3.8	Ácido Ortosilícico.....	99
4.1.1.3.9	Clorofila a	102
4.1.1.3.10	Coliformes Fecales	102
4.1.1.3.11	Coliformes Totales	105
4.1.1.3.12	Enterococos	108
4.1.2	Campaña Pinedo II (19 de julio del 2005).....	110
4.1.2.1	Datos meteorológicos	110
4.1.2.2	Datos hidrodinámicos	112
4.1.2.3	Análisis de las muestras de agua.....	112
4.1.2.3.1	Temperatura.....	113
4.1.2.3.2	Densidad.....	114
4.1.2.3.3	Salinidad	114
4.1.2.3.4	Amonio	116
4.1.2.3.5	Nitrito	118
4.1.2.3.6	Nitrato	120
4.1.2.3.7	Fósforo	122
4.1.2.3.8	Ácido Ortosilícico.....	126
4.1.2.3.9	Clorofila a	126
4.1.2.3.10	Coliformes Fecales	128
4.1.2.3.11	Coliformes Totales	130
4.1.2.3.12	Enterococos	132
4.2	Campañas en el emisario de Gandía.....	134
4.2.1	Campaña Gandía I (26 de abril del 2005).....	134
4.2.1.1	Datos meteorológicos	134
4.2.1.2	Datos hidrodinámicos	135
4.2.1.3	Análisis de las muestras de agua.....	135
4.2.1.3.1	Temperatura.....	136
4.2.1.3.2	Densidad.....	137
4.2.1.3.3	Salinidad	137
4.2.1.3.4	Amonio	138
4.2.1.3.5	Nitrito	140
4.2.1.3.6	Nitrato	143
4.2.1.3.7	Fósforo	144
4.2.1.3.8	Ácido Ortosilícico.....	145
4.2.1.3.9	Clorofila a	147
4.2.1.3.10	Coliformes Fecales	148
4.2.1.3.11	Coliformes Totales	150
4.2.1.3.12	Enterococos	154
4.2.2	Campaña Gandía II (28 de julio del 2005).....	156
4.2.2.1	Datos meteorológicos	156
4.2.2.2	Datos hidrodinámicos	157
4.2.2.3	Análisis de las muestras de agua.....	158
4.2.2.3.1	Temperatura.....	158
4.2.2.3.2	Densidad.....	159
4.2.2.3.3	Salinidad	160
4.2.2.3.4	Amonio	164
4.2.2.3.5	Nitrito	166
4.2.2.3.6	Nitrato	168
4.2.2.3.7	Fósforo	171
4.2.2.3.8	Ácido Ortosilícico.....	172
4.2.2.3.9	Clorofila a	176
4.2.2.3.10	Coliformes Fecales	177
4.2.2.3.11	Coliformes Totales	180
4.2.2.3.12	Enterococos	184
4.2.3	Campaña Gandía III (29 de noviembre del 2005).....	186
4.2.3.1	Datos meteorológicos	187

4.2.3.2	Datos hidrodinámicos	187
4.2.3.3	Análisis de las muestras de agua.....	188
4.2.3.3.1	Temperatura.....	189
4.2.3.3.2	Densidad.....	190
4.2.3.3.3	Salinidad	190
4.2.3.3.4	Amonio	192
4.2.3.3.5	Nitrito	193
4.2.3.3.6	Nitrato	196
4.2.3.3.7	Fósforo	197
4.2.3.3.8	Ácido Ortosilícico.....	200
4.2.3.3.9	Clorofila a	200
4.2.3.3.10	Coliformes Fecales	203
4.2.3.3.11	Coliformes Totales	203
4.2.3.3.12	Enterococos	204
4.2.4	Campaña Gandía IV (2 de abril del 2006)	208
4.2.4.1	Datos meteorológicos	208
4.2.4.2	Datos hidrodinámicos	210
4.2.4.3	Análisis de las muestras de agua.....	217
4.2.4.3.1	Temperatura.....	217
4.2.4.3.2	Densidad.....	218
4.2.4.3.3	Salinidad	218
4.2.4.3.4	Amonio	220
4.2.4.3.5	Nitrito	222
4.2.4.3.6	Nitrato	224
4.2.4.3.7	Fósforo	225
4.2.4.3.8	Ácido Ortosilícico.....	229
4.2.4.3.9	Clorofila a	231
4.2.4.3.10	Coliformes Fecales	233
4.2.4.3.11	Coliformes Totales	234
4.2.4.3.12	Enterococos	237
4.2.5	Campaña Gandía V (1 de mayo del 2006)	241
4.2.5.1	Datos meteorológicos	242
4.2.5.2	Datos hidrodinámicos	242
4.2.5.3	Análisis de las muestras de agua.....	251
4.2.5.3.1	Temperatura.....	251
4.2.5.3.2	Densidad.....	252
4.2.5.3.3	Salinidad	252
4.2.5.3.4	Amonio	254
4.2.5.3.5	Nitrito	256
4.2.5.3.6	Nitrato	257
4.2.5.3.7	Fósforo	259
4.2.5.3.8	Ácido Ortosilícico.....	263
4.2.5.3.9	Clorofila a	264
4.2.5.3.10	Coliformes Fecales	267
4.2.5.3.11	Coliformes Totales	270
4.2.5.3.12	Enterococos	271
4.3	Campañas en el emisario de Cullera	275
4.3.1	Campaña Ecosud 2 (9 de Julio del 2002)	277
4.3.1.1	Coliformes Fecales	278
4.3.1.2	Enterococos.....	278
4.3.2	Campaña Ecosud 3 (26 de Julio del 2002)	280
4.3.2.1	Coliformes Fecales	280
4.3.2.2	Enterococos.....	282
4.3.3	Campaña Ecosud 4 (5 de Agosto del 2002)	282
4.3.3.1	Coliformes Fecales	284
4.3.3.2	Enterococos.....	284

4.3.4	Campaña Ecosud 5 (5 de Septiembre del 2002).....	285
4.3.4.1	Coliformes Fecales	286
4.3.4.2	Enterococos.....	287
4.3.5	Campaña Ecosud 6 (20 de Noviembre del 2002).....	288
4.3.5.1	Coliformes Fecales	289
4.3.5.2	Enterococos.....	290
5	MODELADO NUMÉRICO DE LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES.....	293
5.1	<i>Modelado con ROMS y LIMMIX.....</i>	<i>293</i>
5.1.1	Creación de la malla en el modelo ROMS.....	293
5.1.2	Calibración del modelo ROMS	294
5.1.3	Resultados de la simulación con ROMS	298
5.1.4	Componentes de velocidad para LIMMIX.....	304
5.1.5	Datos iniciales para LIMMIX	305
5.1.6	Resultados de las simulaciones con LIMMIX	306
5.1.7	Comparación de los resultados del modelo con formulaciones analíticas.....	307
5.2	<i>Modelado con Visual Plumes</i>	<i>311</i>
5.2.1	Calibración del modelo Visual Plumes.....	311
5.2.2	Simulación en el emisario de Gandía. Campaña Gandía IV	312
5.2.2.1	Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión	313
5.2.2.2	Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión	316
5.2.2.3	Análisis de sensibilidad de distintos parámetros. Emisario de Gandía.	317
5.2.2.4	Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión	331
5.2.3	Simulaciones en el emisario de Gandía. Campaña Gandía V.....	333
5.2.4	Simulación de la campaña Gandía II. Resultados y Discusión	338
5.2.4.1	Perfil de Alta Velocidad	339
5.2.4.1.1	Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión	339
5.2.4.1.2	Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión	341
5.2.4.1.3	Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión.....	342
5.2.4.1.4	Simulación del Caso Optimizado 40 difusores. Resultados y Discusión	343
5.2.4.2	Perfil de Baja Velocidad	344
5.2.4.2.1	Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión	345
5.2.4.2.2	Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión	346
5.2.4.2.3	Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión.....	348
5.2.5	Simulaciones en el emisario de Cullera	350
5.2.5.1	Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión	351
5.2.5.2	Análisis de Sensibilidad de distintos parámetros. Emisario de Cullera.	354
5.2.5.3	Simulación del Caso Optimizado	366
6	CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO	369
6.1	<i>Conclusiones sobre las Campañas de Muestreo</i>	<i>369</i>
6.2	<i>Conclusiones sobre el Modelado Numérico</i>	<i>372</i>
6.3	<i>Trabajo Futuro.....</i>	<i>375</i>
	BIBLIOGRAFÍA	377

AGRADECIMIENTOS

*“No te olvides de agradecer por la victorias en tu vida,
tal vez han sido pequeñas
pero ellas te recuerdan
que eres capaz de vencer”
Claudio Freidzon.*

En primer lugar agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la ayuda económica brindada a través de una beca para la realización de mis estudios de Doctorado (#157995). Igualmente, quisiera agradecer al Laboratorio de Ingeniería Marítima del Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña por todos los apoyos brindados, así como también agradecer la colaboración del Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia por su participación y apoyo en las campañas de muestreo y análisis de datos. A los proyectos “Estuaries and Coastal Areas Basis and Tools for a more Sustainable Development (ECOSUD)” del programa de la Unión Europea INCO (Reference no. ICA4-CT-2001-10027) y “Desarrollo y optimización de técnicas para gestionar los vertidos de aguas residuales de emisarios submarinos (ARTEMISA)” del Ministerio Español de Educación y Ciencia (Ref. no. REN2003-07585-C02-01/MAR).

De manera muy especial a mis directores de tesis, los doctores Joan Pau Sierra Pedrico y Cesar Mösso Aranda, por su tiempo, dedicación, su valioso apoyo, interés y todo cuanto he aprendido de ustedes en esta gran aventura, por su paciencia y sus conocimientos al guiarme en este nuevo camino y sobre todo por su gran amistad.

A los revisores externos, los doctores Inmaculada Romero Gil y Luis Cupul Magaña, por su aportación en la revisión de este documento, sus importantes sugerencias para mejorarlo y sus acertados comentarios. Al doctor Marc Mestres, porque tu paciencia, consejos y conocimientos también están presentes en este trabajo.

Muy especialmente agradezco a mis padres, Gabriel y Emma, a quienes dedico esta tesis, ya que han guiado mis pasos con sus consejos, su apoyo incondicional y su amor. A mis hermanos y sobrinos, quienes también han vivido este trabajo a mi lado y a toda mi hermosa familia por su incondicional apoyo. A mi esposo Gerardo Romellón, mi luz en todo momento, tu paciencia, comprensión y amor han sido mi fuerza para sobrellevar las penas y las alegrías, gracias por estar a mi lado siempre.

A todos mis compañeros del doctorado que compartieron grandes historias e inolvidables momentos durante el tiempo que vivimos juntos esta aventura. Y finalmente, pero no menos importantes, a mis queridas 300!, por ser mis ángeles cibernéticos, mis grandes tesoros y las mejores amigas del mundo.

RESUMEN

Actualmente, la problemática que enfrentan las zonas costeras del Mediterráneo en general y la Comunidad Valenciana en particular, es la generación de grandes cantidades de agua residual urbana, principalmente durante la época estival, que son vertidas a través de los emisarios submarinos al medio ambiente marino/costero. Esta carga de contaminantes es tan grande que, en ocasiones, el medio receptor es incapaz de asimilarla a corto plazo, provocando episodios de polución que afectan de forma negativa la calidad de las aguas de baño. En este trabajo, se analizaron los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en la dinámica de los ambientes costeros y la calidad del agua en tres zonas afectadas por el vertido de los emisarios submarinos de Pinedo, Cullera y Gandía, en la Costa Valenciana. De forma concreta, los datos registrados en diversas campañas de campo permitieron evidenciar que la introducción de agua residual en estas zonas someras, con hidrodinámica suave y diferentes condiciones de vertido, genera una serie de afecciones significativas a corto-medio plazo sobre éste ecosistema costero. Las altas concentraciones de bacterias y nutrientes en la superficie, encontradas en las estaciones cercanas al punto de vertido, demuestran que la presencia de los diferentes contaminantes, en el medio receptor, se debe a que fueron liberados a través del efluente vertido por el emisario submarino. Además, se constató que, en algunos casos, no se cumple con la normativa europea sobre calidad de las aguas de baño. En la parte numérica, se realizó la calibración y validación de los modelos ROMS, LIMMIX y VISUAL PLUMES, que fueron utilizados para simular los diferentes efluentes vertidos a través de los emisarios submarinos. A pesar de que los modelos ROMS y LIMMIX no pudieron reproducir satisfactoriamente la zona del campo cercano, debido a la complejidad de los procesos que se conjugan en la superficie y de sus interacciones, con el modelo VISUAL PLUMES fue posible establecer una alternativa de mejora para el diseño de los vertidos de los emisarios submarinos de Gandía y Cullera. De este modo, se pudo comprobar que es posible realizar un diseño del emisario que garantice una mayor dilución y, sobre todo, que cumpla con la Normativa Europea para la calidad de las aguas de baño, incluso en el caso de que la calidad de los efluentes sea muy pobre, como sucede en el caso de agua poco o nada tratada.

RESUM

Actualment, la problemàtica que afronten les zones costaneres del Mediterrani en general i el País Valencià en particular, consisteix en la generació de grans quantitats d'aigua residual urbana, principalment durant l'època estival, que són abocades al medi ambient marí/costaner mitjançant els emissaris submarins. Aquesta càrrega de contaminants és tan gran que, a vegades, el medi receptor és incapaç d'assimilar-la a curt termini, provocant episodis de pol·lució que afecten de forma negativa la qualitat de les aigües de bany. En aquest treball, s'han analitzat els processos físics, químics i biològics involucrats en la dinàmica dels ambients costaners i la qualitat de l'aigua en tres zones afectades per l'abocament dels emissaris submarins de Pinedo, Cullera i Gandia, a la Costa Valenciana. De forma concreta, les dades enregistrades en diverses campanyes de camp van permetre evidenciar que la introducció d'aigua residual en aquestes zones somes, amb hidrodinàmica suau i diferents condicions d'abocament, genera una sèrie d'afeccions significatives a curt-mig termini sobre aquest ecosistema costaner. Les altes concentracions de bacteris i nutrients en la superfície, trobades en les estacions properes al punt d'abocament, demostren que la presència dels diferents contaminants, en el medi receptor, és deguda a que van ser alliberats a través de l'efluent abocat per l'emissari submarí. A més a més, es va constatar que, en alguns casos, no es compleix la normativa europea sobre qualitat de les aigües de bany. En la part numèrica, s'ha realitzat el calibrat i la validació dels models ROMS, LIMMIX i VISUAL PLUMES, que han estat utilitzats per simular els diferents efluentes abocats a través dels emissaris submarins. Malgrat que els models ROMS i LIMMIX no han pogut reproduir satisfactòriament la zona del camp proper, degut a la complexitat dels processos que tenen lloc a la superfície i de les seves interaccions, amb el model VISUAL PLUMES ha estat possible establir una alternativa de millora per al disseny dels abocaments dels emissaris submarins de Gandia i Cullera. D'aquesta manera, s'ha pogut comprovar que és possible realitzar un disseny de l'emissari que garanteixi una major dilució i, sobre tot, que compleixi amb la Normativa Europea per a la qualitat de les aigües de bany, fins i tot en el cas que la qualitat dels efluentes sigui molt pobre, como succeeix en el cas d'aigua poc o gens tractada.

ABSTRACT

One of the most important problems that occur in the Mediterranean coastal areas and particularly in the Valencian Community is the generation of large quantity of urban wastewater especially during the summer season, that is discharged into the sea through marine outfalls. These effluents may carry important loads of contaminants that often the environment is unable to assimilate, causing episodes of pollution that negatively affect the quality of bathing water. This work analyzed the physical, chemical and biological processes involved in the dynamics of coastal environments and water quality on three areas affected by the marine outfalls of Pinedo, Cullera and Gandia in the Valencia coast. The data were acquired in several field campaigns showed that the introduction of wastewater into these shallow areas with weak hydrodynamic and different discharge conditions generates a number of significant conditions, short to medium term, in this coastal environment. High concentrations of bacteria and nutrients in the surface at stations close to the discharging point, demonstrate the presence of different pollutants in the receiving waters due to the effluent discharged by the outfall. In addition, it was found that in some cases, it does not fulfill with the European Water Framework Directive for bathing water. In the numerical work, the calibration and validation of models ROMS, LIMMIX y VISUAL PLUMES was carried out. These numerical models were used to simulate the different effluents discharged through the marine outfalls. While ROMS and LIMMIX models could not satisfactorily reproduce the near field zone due to the complexity of the physical processes and their interactions that take place in the surface, it was with VISUAL PLUME model which made it possible to establish an improved design for Gandia and Cullera marine outfalls. Thus, it was found that it is possible to make a design to ensure higher dilution and, especially that satisfies the bathing water regulations, even in the case that the effluent quality is poor, as in the case of poor or untreated water.

CAPÍTULO 1

1 SITUACIÓN ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN EN AGUAS MARINAS

1.1 Introducción

Desde los inicios de la humanidad, los océanos del mundo han sido utilizados como inmensos vertederos debido a su supuesto poder autodepurativo, resultando aceptable cualquier tipo de vertido. Así, durante siglos, el océano ha podido soportar la contaminación natural y la actuación de la sociedad humana sin sufrir mayores cambios, ya que la composición química del mar se ha mantenido esencialmente igual por más de un millón de años.

La GESAMP (Grupo de Expertos en Aspectos Científicos de la Contaminación Marina), define el término “Contaminación Marina” como la introducción, por acción del hombre, directa o indirecta, de sustancias o energía al medio ambiente marino, ocasionando alteraciones en la calidad y uso del agua de mar, así como también generando daños a la salud humana y las actividades marinas (Clark, 1992).

La introducción de sustancias al mar por acción del hombre, ya sea de forma intencionada o accidental, suele ser a través de 3 vías:

i) Atmósfera, incorporando a las aguas marinas productos tales como residuos de la combustión de motores (aviones, naves espaciales, etc.), residuos radioactivos de experimentos nucleares o pesticidas que son pulverizados desde el aire.

ii) Mar, introduciendo productos derivados de la utilización del subsuelo marino (hidrocarburos, gases naturales), o por la navegación marítima y operaciones de carga y descarga, así como también los accidentes de buques petroleros.

iii) Tierra, siendo por esta vía donde el ser humano lleva a cabo la gran mayoría de sus actividades y donde los vertidos de aguas residuales domésticas o industriales directamente al mar o a través de ríos (penachos de aguas residuales), constituyen el principal aporte de contaminantes al medio ambiente marino. Generalmente, estos vertidos ocasionan la aparición de manchas y/o estelas en alta mar, en las aguas costeras e incluso en las playas, así como también, aportan detergentes y residuos orgánicos ricos en nutrientes provocando los procesos de eutrofización en las costas o las famosas y conocidas “mareas rojas”. Estos procesos se asocian al crecimiento exagerado de

algunas especies de algas marinas, que amenazan la conservación de los litorales, ocasionando efectos dañinos a la vida acuática y convirtiéndose en un desafío para la comunidad científica (Fedorov, 2000).

Sin embargo, es tan grande la variedad de sustancias que pueden ser clasificadas como agentes contaminantes del mar, que la mayoría de las veces es posible agruparlas en 3 grandes apartados:

1) Agentes Biológicos, en los que se incluyen los microorganismos (bacterias, virus, hongos) patógenos o no, que son vertidos en enormes cantidades a través de las aguas residuales (tanto urbanas como industriales).

2) Agentes Químicos, constituidos por sustancias como metales pesados, biocidas o hidrocarburos y nutrientes (nitratos, fosfatos), que encontrados en elevadas concentraciones pueden llegar a originar efectos negativos sobre el medio.

3) Agentes Físicos, como por ejemplo aumentos de temperatura, salinidad, radioactividad, etc.

En los últimos años los países de la Comunidad Europea están prestando más atención a la contaminación, la preservación y al control del medio ambiente terrestre y marino, debido al aumento en las últimas décadas de las industrias, del turismo y de la urbanización masiva que ejercen una presión antropogénica sobre los ecosistemas marinos, especialmente en las zonas costeras de toda Europa.

Así por ejemplo, el Mar Mediterráneo, considerado el mar interior más grande del mundo, cuyas aguas albergan la mayor diversidad biológica de toda Europa y una de las regiones turísticas más importantes a nivel internacional, se enfrenta actualmente a una serie de problemas que lo convierten en uno de los mares con la peor situación ecológica marina de todos los tiempos junto con el Mar del Norte (sobreexplotación pesquera y eutrofización), el Mar Cantábrico (sobrepesca y contaminación por metales pesados), el Mar Negro (sobrepesca y un aumento en las concentraciones de nutrientes) y el Mar Báltico (con altos niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos así como también bajos niveles de oxígeno disuelto y sobrepesca) (MMA, 1999).

Algunos de estos problemas son, el alto número de derrames accidentales de crudo, la fuerte eutrofización en las costas, la contaminación producida principalmente por metales pesados y compuestos orgánicos persistentes, las grasas y aceites, la contaminación por residuos plásticos, la sobreexplotación pesquera, los grandes vertidos de aguas residuales, la degradación de las zonas costeras y las descargas de nitrógeno y fósforo que son las causantes del desarrollo de fitoplancton y las “mareas rojas”, que se convierten en un problema frecuente (UNEP/MAP, 1996; EEA, 1998).

Por otro lado, aproximadamente el 50% de los habitantes de los países que comparten las costas del Mediterráneo viven en la zona costera. Sin embargo, este valor fluctúa estacionalmente en países como España, donde la población en verano se incrementa significativamente. A lo largo de este perímetro costero, considerado como uno de los focos turísticos más importantes del mundo, la actividad humana que produce una mayor alteración es el turismo, el cual se considera uno de los pilares básicos de la economía española (Olivos, 2000). De esta manera, el aumento de esta

población veraneante o de la residente permanente ocasiona severos desequilibrios en el aspecto económico, social y medioambiental, poniendo a las costas en una situación de amenaza y degradación.

Este deterioro de la zona costera se ha reflejado desde la década de 1950, al incrementarse, no sólo la densidad demográfica, sino también las infraestructuras de transporte y energéticas, los vertidos de contaminantes, las extracciones mineras y petrolíferas, la pesca insostenible y el impacto creciente de las actividades de recreo (Summer 2004). Todo esto ha provocando no solo el deterioro del medio ambiente sino también el requerimiento de mayores recursos de energía y materiales, que junto con el inapropiado manejo de desechos hace que éstos ingresen al mar ocasionando cambios negativos en la salud del ecosistema y disminuyendo la calidad del agua (Arrhenius, 1992; Goldberg, 1995; Epstein y Rapport, 1996; Vitousek et al., 1997b; Cloern, 2001).

En los últimos lustros, el litoral español se ha sumado a la lista de zonas que precisa protección urgente, específicamente desde Barcelona hasta Valencia. En Barcelona, las aguas y los fondos marinos situados frente a la ciudad reciben una gran carga de vertidos domésticos, agrícolas e industriales procedentes de la red de alcantarillado urbano, de los Ríos Besós y Llobregat y de un buen número de emisarios submarinos, que alteran las características físicas, químicas y biológicas del agua, afectan los sedimentos, la biota y a la comunidad marina.

Por su parte, el denominado Óvalo Valenciano, cuya costa, con 454 kilómetros, se extiende entre el Delta del Ebro y el cabo San Antonio, presenta un frente litoral con una densidad de población muy alta, una importante carga turística y una agricultura y una industria que amenazan al mar. Solo entre 1990 y el 2000 la superficie urbanizada de la Comunidad Valenciana creció un 48,98%, y particularmente la ciudad de Valencia creció un 34,75%, mientras que para el 2006 su población aumento un 62%, lo cual la convirtió en la ciudad con la mayor densidad de población según los datos de Turismo Valencia Convention Bureau (2007). Por estar situada al centro y a la orilla del Mediterráneo durante el verano recibe una gran carga de turistas que generan un exceso de residuos domésticos e industriales vertidos directamente al mar procedente de los emisarios submarinos.

Estos vertidos de aguas residuales constituyen una de las consecuencias más directas de la alteración de las aguas costeras. Principalmente son generados por núcleos urbanos e industriales, más o menos depuradas o sin depurar, canalizadas y vertidas al mar, ocasionando problemas estéticos, riesgos para la ecología (ecosistemas), para la salud pública, implicando consecuencias económicas negativas al restringir al turismo y un impacto negativo en la calidad del agua costera (NRC, 2000, Carrión, 2006).

Igualmente, los vertidos industriales constituyen un serio problema debido a los productos químicos y metales pesados que contienen, provenientes de industrias químicas, petroquímicas, alimenticias, mineras, etc. Las consecuencias son graves, ya que la gran mayoría de estos productos provocan problemas toxicológicos en la cadena trófica, así como también procesos de eutrofización en las costas ocasionando un aumento progresivo de la cantidad de nutrientes en el medio acuático y una producción exagerada de materia orgánica, provocando una degradación del ecosistema (UNEP/MAP, 1996; EA, 2005).

La mayoría de los países desarrollados (los contaminadores por excelencia) han promulgado leyes específicas para prohibir, limitar y regular el vertido de determinadas sustancias, así como también se han promulgado varios convenios internacionales (Oslo, Londres, París), que han abordado el problema y han desarrollado una política progresivamente restrictiva hasta el punto de que, en la actualidad, la totalidad de los vertidos al mar se encuentren o prohibidos o bien, perfectamente regulados (CEDEX, 1995).

De esta manera, por disparatado que parezca verter al mar materiales de deshecho cargados de contaminantes, no hay muchas opciones más: ni la incineración, ni el almacenamiento a cielo abierto, ni el enterramiento solucionan el problema de la reintroducción en el medio de los contaminantes, debido a los inmensos volúmenes generados. En cambio, su disposición en el mar, después de un proceso de depuración y alejados de las costas, ha constituido la manera menos mala de deshacerse de los contaminantes.

Cuando se trata de descargas en zonas costeras, comúnmente se analiza la alternativa de vertido mediante un emisario submarino, cuyo principal objetivo es la descarga de aguas residuales en forma tal que los efectos negativos sean los mínimos, reduciendo a niveles seguros la densidad de bacterias patógenas, compuestos tóxicos y otros contaminantes para evitar impactos negativos al medio ambiente. Sin embargo, las características de los vertidos varían en función de la importancia de los efluentes industriales, agrícolas o urbanos, aunque el resultado es siempre el aporte importante de materiales tóxicos de difícil metabolización.

Con este panorama y una mayor demanda de calidad de costas, es necesario estudiar y conocer mejor las características que rigen la dinámica marino/costera, ya que es fundamental en la dispersión de los contaminantes que son vertidos al mar. Sin embargo, debido a la gran cantidad de fenómenos físicos que se presentan en el ambiente, es imposible obtener soluciones, mediante el uso de métodos simples, para la cantidad de problemas que se puedan generar. De esta manera, una alternativa viable para estimar el grado de contaminación resultante de todos estos complejos fenómenos es recurrir a técnicas de modelado.

Actualmente, la legislación española, en materia de vertidos de tierra al mar, establece la necesidad de emplear modelos avanzados de cálculo de la dispersión de contaminantes en el medio receptor, atendiendo tanto a criterios medioambientales como económicos (González et al., 2001). Igualmente, la Comisión Técnica de Prevención y Reparación de Daños Medioambientales (2011) establece que los modelos y las herramientas técnicas utilizadas para esta estimación, deben ser solventes o internacionalmente conocidos por la comunidad técnica y científica que analizan su potencial de aplicación para el cumplimiento de la normativa de responsabilidad ambiental. Además, también se deben considerar, los factores que impone la propia naturaleza de la zona (sobre los cuales no se tiene control) en la predicción de las concentraciones de contaminantes en zonas costeras, ya que éstos determinan el escenario más desfavorable para la dilución, por lo que será necesario establecer la combinación correcta de tales factores asegurando que la dilución sea suficiente (González y Winter, 2000, Mukhtasor et al., 2002).

De ésta forma, la simulación numérica constituye una herramienta de diseño y minimización del efecto de los vertidos al mar. Por un lado, es necesario conocer las ecuaciones que rigen los procesos y por otro, disponer de las herramientas numéricas computacionales necesarias para resolver estas ecuaciones de comportamiento con suficiente aproximación a los efectos que nos interesan. A partir del conocimiento del medio y mediante estas herramientas numéricas será posible estimar la dilución de los diferentes tipos de vertidos (aguas residuales urbanas o industriales, aguas de rechazo hipersalinas de desaladoras, aguas de refrigeración de plantas térmicas, etc.), siendo el objetivo final de los modelos numéricos reproducir y prever el comportamiento de la naturaleza.

1.2 Motivación y Objetivos

Es evidente que la información sobre el estado de la contaminación de aguas marinas y costeras así como también sobre los procesos dinámicos que determinan el transporte, la difusión y la dispersión de contaminantes vertidos a través de emisarios submarinos, son muy importantes en aspectos como industrialización y urbanización de las costas, construcciones marítimas y actividades portuarias, navegación, pesca, turismo y principalmente para la salud y bienestar de nuestra sociedad. Sin embargo, a pesar de toda su importancia, el conocimiento actual sobre el nivel de contaminación de las aguas costeras en el litoral mediterráneo es insuficiente, así como tampoco se conocen con precisión las características de los vertidos que llegan al mar.

Por lo tanto, considerando los esfuerzos por la protección del ambiente marino y costero, así como la importancia de los problemas ecológicos para la sociedad y la gran incertidumbre en el área de detección, análisis y dispersión de los contaminantes vertidos en las costas a través de emisarios submarinos, este trabajo tiene como objetivo principal realizar un estudio experimental y numérico para analizar los procesos físicos, geoquímicos y biológicos involucrados en la dinámica de los ambientes costeros y la calidad del agua correspondientes a tres zonas con condiciones de vertido muy diferentes: el emisario de Pinedo, el emisario de Cullera y el emisario de Gandía, en Valencia, con el fin de mejorar la gestión de dichos vertidos en la zona de estudio y del litoral mediterráneo español en general.

Los objetivos generales que se plantean para este trabajo son:

- Mejorar el conocimiento existente relacionado con los procesos físicos, geoquímicos y biológicos, así como su degradación, involucrados con los ambientes cercanos a la zona de vertido de los emisarios submarinos, con la finalidad de incrementar la fiabilidad de las herramientas predictivas que puedan servir de base para la definición de indicadores ambientales que permitan mejorar la gestión de dichos vertidos.
- Utilizar herramientas de modelado que se centrarán en parámetros como transporte y dispersión de bacterias y su impacto sobre el medio. Estos modelos serán validados y probados con los datos obtenidos en las zonas de estudio con la finalidad de generar estrategias y criterios que puedan ser útiles para la gestión de los vertidos de emisarios submarinos.

En el desarrollo de este trabajo se incluyen aspectos de experimentación en campo, análisis de procesos, modelado numérico y gestión de vertidos. Por lo tanto los objetivos particulares de este trabajo son:

- Obtener un conjunto de datos científicos y prácticos que describan la hidrodinámica y calidad del agua, permitiendo la calibración de los modelos conceptuales y numéricos. Estos parámetros se agrupan en 3 tipos: meteorológicos (temperatura, velocidad y dirección del viento), hidrodinámicos (velocidad de las corrientes, niveles del mar, oleaje y coeficientes de dispersión) y calidad del agua (temperatura, salinidad, conductividad, oxígeno disuelto, nutrientes [nitratos, nitritos, amonio, PSR, fósforo disuelto total, fósforo total, silicatos], sólidos en suspensión, clorofila *a*, microorganismos patógenos [coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales y enterococos] y fitoplancton).
- Obtener datos de calidad de agua correspondientes a los emisarios de Pinedo, Cullera y Gandía, considerando las diversas condiciones que presentan.
- Realizar un análisis de los datos para mejorar el conocimiento sobre los procesos físicos, geoquímicos y biológicos asociados a la dilución de los efluentes de emisarios submarinos, tanto en lo que respecta a las características de las aguas residuales vertidas como a las condiciones del medio receptor.
- Calibrar los modelos ROMS, LIMMIX y VISUAL PLUMES, ajustando los parámetros libres (coeficientes de dispersión, viscosidad turbulenta, fricción con el fondo, etc.) mediante la utilización de los datos medidos para simular el vertido de efluentes a través de emisarios submarinos.
- Determinar la capacidad de dilución del mar en función del punto y características del vertido, del tipo de emisario y de las condiciones del medio.

1.3 Descripción del Trabajo

Este trabajo se enmarca dentro de un proyecto de investigación científica y desarrollo tecnológico titulado: **“Desarrollo y optimización de técnicas para gestionar los vertidos de aguas residuales en emisarios submarinos” (ARTEMISA)**, financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de España, que tiene como objetivo mejorar el conocimiento existente en los distintos procesos relacionados con los ambientes cercanos a la zona de vertido de emisarios submarinos y su degradación, incrementando la fiabilidad de herramientas predictivas y definiendo indicadores que permitan mejorar la gestión de dichos vertidos.

El proyecto de tesis consta de 6 capítulos, estableciendo en la parte introductoria (Capítulo 1) algunos aspectos importantes sobre la problemática actual de la contaminación en las aguas marinas así como también la motivación y los objetivos generales y particulares del estudio. A continuación, se plantea el estado del arte (Capítulo 2) sobre el vertido de contaminantes mediante emisarios submarinos, una descripción de los procesos físicos y bioquímicos involucrados en la calidad del agua y los tipos de contaminación asociada a los emisarios. Se describen las características,

ventajas e inconvenientes de los emisarios, la simulación de la dispersión a través del modelado numérico y los tipos de modelos hidrodinámicos y de dispersión incluyendo sus capacidades y limitaciones.

En el capítulo 3 se describe el área de estudio y las campañas de muestreo realizadas en la zona del vertido de los emisarios submarinos, así como también las características principales de los modelos que serán aplicados (ROMS, LIMMIX y VISUAL PLUMES). Posteriormente, en el capítulo 4, se presentan los resultados obtenidos del análisis de las muestras adquiridas durante las distintas campañas de muestreo, estableciendo una breve discusión de los datos medidos en función de los distintos procesos involucrados.

A continuación, en el capítulo 5, se presentan los resultados numéricos, analizando la influencia de diversos parámetros en la eficacia de la dilución y la dispersión de los contaminantes.

Finalmente, en el capítulo 6, se describen las conclusiones y el trabajo futuro. Este trabajo finaliza con las referencias bibliográficas.

CAPÍTULO 2

2 DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN ESTUARIOS Y AGUAS COSTERAS

Actualmente, las principales estrategias para controlar los residuos antropogénicos en estuarios y sistemas marino-costeros se basan en los procesos de dispersión para transportar y distribuir los contaminantes fuera de las costas, mitigando de esta forma los impactos negativos sobre los hábitats costeros.

En el medio ambiente, la dispersión de una sustancia disuelta incluye una serie de procesos que describen su dilución a través de la mezcla con el líquido circundante, produciendo, de esta manera, una reducción de su concentración (Lewis, 1997). Sin embargo, en ocasiones, los procesos dispersivos no son suficientes para asegurar una dilución adecuada.

Durante siglos, la población humana ha utilizado la capacidad dispersiva del mar y los estuarios para verter y diluir cualquier producto de deshecho. Generalmente esto había funcionado bien, pero con el crecimiento de la población y el desarrollo de la industria, la capacidad dispersiva de estas zonas ha sido excedida, ocasionando muchas veces severos impactos en la vida acuática y, en algunos casos, graves problemas para la salud humana.

Una de las causas más directas de la alteración de las aguas costeras son los vertidos de agua residual, generados por núcleos urbanos e industriales, más o menos depurados o sin depurar, canalizados y vertidos al mar. Comúnmente el vertido se realiza mediante un emisario submarino, cuyo principal objetivo es minimizar el impacto ambiental de la descarga de un efluente potencialmente contaminante en un medio acuático natural, cumpliendo con los requisitos de la normativa vigente de la forma más eficiente posible, minimizando al mismo tiempo los costos de inversión y operativos del sistema de descarga (Botelli, 2011).

De esta manera, en los últimos años, debido a la excesiva demanda de calidad de las aguas costeras, se ha desarrollado un gran interés por estudiar y conocer las características que rigen la dinámica marino-costera, recurriendo, en ocasiones, a técnicas de modelación que sean capaces de considerar los factores medioambientales de la zona (sobre los cuales no se tiene control). Es por esto que la simulación numérica se ha mostrado como una herramienta útil para el diseño y el estudio del efecto de los vertidos al mar con el objetivo de minimizarlos. Así, partiendo del conocimiento del medio y mediante las herramientas numéricas necesarias, será posible estimar la

dilución de los diferentes tipos de vertidos (aguas residuales urbanas o industriales, aguas de rechazo hipersalinas de desaladoras, aguas de refrigeración de plantas térmicas, etc.).

En el desarrollo de este capítulo se describen los procesos físicos y bioquímicos involucrados en la dispersión de contaminantes en el medio marino, así como las principales fuentes a través de las cuales los contaminantes son introducidos en las aguas costeras. Igualmente, se analizan los diferentes tipos de contaminación asociada a los vertidos a través de emisarios submarinos, se describen las características, ventajas e inconvenientes de los emisarios, la simulación de la dispersión a través del modelado numérico, y finalmente, los tipos de modelos hidrodinámicos y de dispersión incluyendo sus capacidades y limitaciones.

2.1 Procesos Involucrados en la Dispersión de los Contaminantes

Cada dominio acuático presenta un patrón individual de características físicas, químicas y biológicas que son determinadas, generalmente, por las condiciones climáticas, geomorfológicas y geoquímicas predominantes. Sin embargo, al estudiar la dinámica que se presenta en tales dominios es importante predecir, por un lado, los mecanismos de transporte de las sustancias y los factores que influyen en este proceso, y por otro, las interacciones que ocurren entre ellos y los organismos residentes. Entre estos factores se encuentran: a) los procesos físicos (advección, difusión, sedimentación, etc.), los cuales afectan la distribución y la tasa de residuos antropogénicos en la columna de agua, b) los procesos químicos (absorción, desorción, disolución, oxidación, reducción, floculación, volatilización, neutralización y precipitación), que influyen en la disponibilidad, persistencia y degradación de los residuos en las aguas y sedimentos, y finalmente, c) los procesos biológicos (incorporación, acumulación, respuesta tóxica, degradación), que pueden modular la contaminación de las cadenas alimenticias y la mayor estabilidad de las poblaciones (McDowell y Capuzzo, 1990; Duedall, 1990).

2.1.1 Procesos Físicos

Los procesos físicos están directamente relacionados con las características hidrodinámicas de la zona, las cuales son altamente dependientes de la morfología del dominio y las condiciones climáticas del medio. Igualmente, son considerados los generadores de la circulación en los dominios acuáticos y los responsables del transporte de sustancias.

La circulación de las masas de agua es la propiedad física básica resultado de la interacción de mecanismos como las corrientes, las mareas, el oleaje, etc. Estos movimientos tienen un marcado efecto sobre la presencia y concentración de las sustancias disueltas, así como también sobre los seres marinos ya que condicionan la distribución de las especies de vida libre, colaboran en los movimientos migratorios de muchas especies, transportan sedimentos y sustancias nutritivas de un lugar a otro y favorecen el desarrollo y distribución de muchos organismos.

Por ejemplo, el mecanismo principal de la hidrodinámica costera son las corrientes inducidas por la acción del viento sobre la superficie del agua y en la misma

dirección que el viento (Carter, 1999). Este movimiento puede estar restringido por la cercanía de la línea de costa y presentar como característica principal la variabilidad espacial y temporal. Sin embargo, el transporte de las sustancias disueltas, potencialmente contaminantes, también está sometido a una serie de procesos (e.g. difusión, advección, sedimentación) que buscan disminuir sus efectos, siendo estos procesos de distinta naturaleza, actuando en una u otra parte del dominio y de eficacia relativa en relación al tipo de contaminante.

A continuación, se exponen brevemente los procesos físicos que rigen la circulación y la difusión de las sustancias disueltas en el medio.

2.1.1.1 Mareas

Marea, es el nombre que se le da al cambio periódico del nivel del mar. Generalmente está asociado a varios fenómenos, siendo el más común el astronómico, el cual consiste en ondas muy largas que se manifiestan como movimientos periódicos del mar con desplazamiento vertical, de ascenso y descenso de la masa de agua. La causa principal de su origen es la influencia gravitacional de la Luna, y en menor medida del Sol, aunque hay otros factores que influyen en su evolución, tales como la latitud, la profundidad del mar, la forma y el tipo de costa, etc.

El fenómeno de las mareas es bastante complicado ya que, según las posiciones relativas del Sol y la Luna con referencia a la Tierra, se presentarán efectos de atracción que se sumarán o se restarán, lo que hace que las mareas sean más o menos intensas. Mensualmente, con luna nueva y llena, la influencia del Sol y la Luna se suman, dando lugar a mareas de gran amplitud llamadas “mareas vivas” (intervalo mareal mayor); mientras que por el contrario, cuando la Luna, en primer y tercer cuarto, se coloca en ángulo recto con el Sol y la Tierra, la influencia del Sol y Luna se contrarrestan, produciendo mareas de amplitud mínima llamadas “mareas muertas” (intervalo mareal menor) (Fig. 2.1).

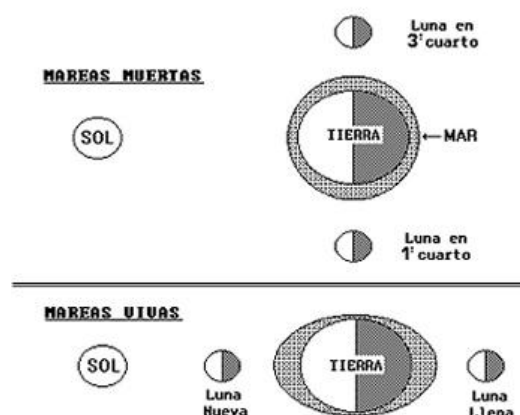


Figura 2.1. Posición relativa del Sol, Luna y Tierra para la formación de las mareas (Cifuentes y Torres-García., 2005).

A los cambios de nivel originados por la marea astronómica hay que añadir los generados por la dinámica atmosférica, tanto por la acción del viento como por la acción de la presión atmosférica. Esta sobreelevación de la superficie libre se conoce como marea meteorológica y tiene un carácter aleatorio debido a la naturaleza de los fenómenos que la generan.

Por otro lado, la acción de las mareas genera también corrientes horizontales denominadas corrientes de marea, las cuales se producen exclusivamente por la variación del nivel del mar (cuando suben y bajan las aguas) debido a la atracción de la Luna y el Sol. Se consideran periódicas, diurnas o semidiurnas y su velocidad puede ser muy intensa, alcanzando velocidades de hasta 5 m/s en aguas costeras, siendo capaces de suspender el sedimento del fondo en el que viven los seres vivos y de impedir los procesos de mezcla. Sin embargo, en aguas oceánicas estas corrientes carecen de importancia y pueden ser significativamente alteradas por fenómenos como la desembocadura de ríos de mucho caudal, por lo que en deltas y canales muy estrechos, cuando la acción de ambos fenómenos se suma, la corriente puede ser muy fuerte.

En la zona costera, las mareas controlan, principalmente, la posición y amplitud de la zona de acción del oleaje, generan corrientes que pueden transportar sedimentos y controlan la circulación de algunos dominios acuáticos. De esta forma, las mareas no son uniformes en todas las costas, y en función del intervalo mareal que presenten se les ha podido subdividir en costas micromareales (<1m), mesomareales (1-3.5 m) y macromareales (> 3.5 m), siendo las costas micromareales aquellas que presentan un área muy pequeña de acción del oleaje, mientras que en una zona macromareal la acción del oleaje puede ser muy extensa.

2.1.1.2 Oleaje generado por viento

Uno de los principales mecanismos de formación del oleaje es el viento. Cuando el viento ejerce un esfuerzo cortante o de fricción sobre la superficie del mar ocasiona el arrastre de la capa superficial de agua por transferencia de momentum horizontal. Este arrastre genera un movimiento circular de las moléculas de agua en la superficie del mar, lo cual da lugar a unas pequeñas “rizaduras” llamadas ondas u olas capilares, de tan solo unos milímetros de altura. Cuando la superficie ha dejado de ser lisa, el efecto de fricción se intensifica y las pequeñas “rizaduras” se convierten en olas de gravedad. Cuanto mayor sea la altura de las olas mayor será la energía que pueden extraer del viento, y esta altura estará en función de tres parámetros importantes del viento, que son su velocidad, su persistencia en el tiempo y la estabilidad de su dirección.

Generalmente, las olas son definidas, como se observa en la figura 2.2, por elevaciones de la superficie del mar llamadas crestas, por depresiones llamadas senos y por elementos como la longitud de onda (λ distancia entre dos crestas), la frecuencia (número de ondulaciones por unidad de tiempo), el período (τ tiempo entre el paso de dos crestas sucesivas por un mismo punto), la altura de la ola (H distancia vertical que separa la cresta del seno), el peralte (relación entre la altura y la longitud de la ola) y la celeridad o velocidad de fase (cociente entre la longitud de onda y el período $c = \lambda / \tau$).

Sin embargo, las olas son procesos muy complejos, que sufren grandes transformaciones en su movimiento hacia la costa, tanto en la altura de la ola, como en

la longitud de onda, la velocidad de propagación, el movimiento del agua al paso de una ola y su propia forma, llegando incluso a romper, por efecto de fricción con el fondo. Cuando la ola “siente el fondo”: a) Se interrumpe la trayectoria circular del agua y se forman elipses cada vez más aplanadas, hasta convertirse en un movimiento de ida y vuelta; b) La fricción con el fondo frena la ola, pero como las olas que vienen atrás continúan llegando, la longitud de onda disminuye aunque el período permanece constante.

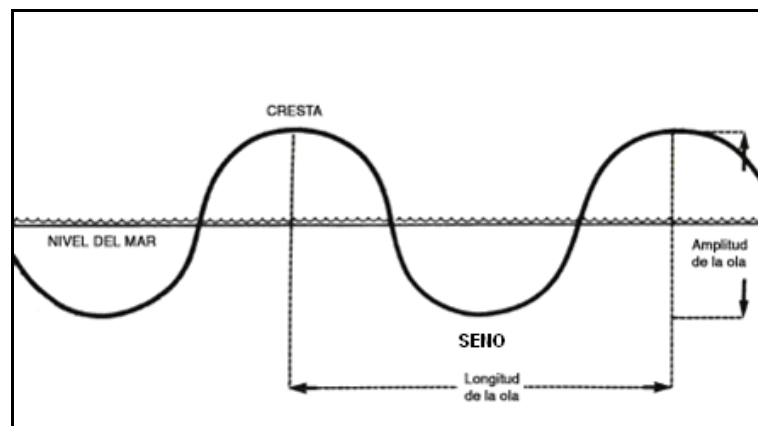


Figura 2.2. Características de una ola (Cifuentes y Torres-García, 2005).

De esta manera, en la interacción de las olas con el fondo pueden ocurrir varios procesos:

- i) Refracción.- Al llegar un frente de olas a la costa, éste no avanza simultáneamente debido a la presencia de gradientes de profundidad, lo que hará que la parte del frente que se encuentre a más profundidad lo haga a mayor velocidad que la parte que se encuentra a menor profundidad, desviándose el oleaje hacia la orilla.
- ii) Difracción.- Debido a la presencia de obstáculos de gradientes de profundidad a lo largo del frente de onda se producen gradientes de altura de ola a lo largo del frente que dan lugar a cesiones laterales de energía.
- iii) Reflexión.- Cuando las olas chocan con un obstáculo su energía es transmitida (total o parcialmente) en una dirección distinta.
- iv) Rotura.- Cuando el peralte de la ola es relativamente grande o las partículas de la superficie libre tienen una velocidad superior a la de la propagación de la onda, esta se hace inestable y rompe, disipando su energía.

Por otro lado, en la zona de rompientes o zona de *surf*, la rotura del oleaje pone en suspensión gran cantidad de sedimento que es susceptible a ser transportado por las corrientes que se generan en esta zona, tanto en sentido transversal (corrientes de retorno y/o resaca) como en sentido longitudinal, las cuales se describen en el apartado siguiente.

2.1.1.3 Corrientes

Las corrientes son consideradas como uno de los procesos físicos más importantes del movimiento de las masas de agua. Por lo general, son movimientos del mar con desplazamientos horizontales o verticales de las masas de agua, que, aunque a nivel superficial no son tan visibles como las olas y las mareas, pueden ser de mucha amplitud. Presentan características muy distintas entre sí, tanto por su origen, velocidad, dirección y límites como por su importancia, sus efectos sobre la costa y el clima de las zonas sobre las que tienen influencia.

Son generadas por diversos factores, como por ejemplo el Sol, ya que cuando se producen diferencias de temperatura por el calentamiento solar se originan los vientos, y éstos dan lugar al movimiento del agua superficial, que, sumado a los desplazamientos de las masas de agua producidos por los cambios de densidad (a su vez generados en parte por variaciones en la temperatura del agua debido a la radiación solar), generan finalmente las corrientes. Pero también, existen otros factores que las originan, como la rotación de la Tierra, los aportes continentales (ríos), los gradientes de densidad, la fricción, los gradientes de elevación de la superficie libre y las olas rompiendo.

Las corrientes inducidas por el viento, también llamadas corrientes de arrastre, son flujos que se generan por la fuerza que el movimiento del aire ejerce sobre la capa superficial del mar. Por lo tanto, debido a que se trata de una fuerza de contacto superficial de la tensión del viento, las corrientes inducidas por éste se manifiestan principalmente en los niveles superiores de la columna de agua. Sin embargo, el movimiento de las capas de fluido de profundidades intermedias se produce por un efecto de fricción, ya que el esfuerzo aplicado sobre la superficie libre moviliza las partículas de la interfase atmósfera-mar y el movimiento de éstas produce, a su vez, el arrastre de la capa subyacente, y el de ésta, el de la capa inferior y así sucesivamente.

Cuando los vientos son permanentes y suficientemente fuertes que soplan sobre una región bastante extendida, su fuerza arrastra las capas superficiales del mar originando una corriente de deriva con dirección similar a la del viento. Estas corrientes de deriva son generalmente locales, temporarias y de escasa magnitud. No obstante, tienen una verdadera influencia en las zonas costeras y en particular en la dispersión de contaminantes.

Por otro lado, los cambios de densidad debidos a variaciones de temperatura y salinidad de las masas de agua generan las llamadas corrientes de densidad, en las cuales se agrupan las grandes corrientes oceánicas (e.g. la corriente del Golfo y la de Kuro Shio). Estas corrientes se deben a la presencia vertical de dos masas de agua con densidades diferentes, de modo que la capa superior tenga mayor densidad que la inferior, actuando sobre ambas masas la fuerza de Coriolis que facilita el desplazamiento de una sobre la otra.

Finalmente, cuando el oleaje alcanza la costa y rompe en la zona de rompientes, se pueden generar una gran variedad de corrientes en la zona cercana a la costa. Estas corrientes son el movimiento de agua dominante en esta zona y, por lo tanto, se

consideran muy importantes en la dispersión de contaminantes, nutrientes, transporte de sedimentos y en la respuesta morfodinámica de la zona litoral.

Generalmente se pueden distinguir dos patrones de corrientes principales: a) las corrientes de deriva litoral o corrientes longitudinales, las cuales se producen cuando las olas llegan con una incidencia oblicua a la costa generando corrientes paralelas al litoral, entre la zona de rompientes y la orilla. Su velocidad depende de la altura de la rompiente, el ángulo de incidencia de las olas, la pendiente y la rugosidad del fondo, y b) las corrientes perpendiculares a la costa, que son aquellas en las que el agua que ha sido llevada hacia la costa por la rompiente se devuelve como una corriente de retorno (Rip-current) y/o resaca (Undertow). Estas corrientes de retorno son muy localizadas, generalmente ocurren cuando se encuentran dos corrientes longitudinales que se devuelven hacia el mar por una corriente perpendicular y se dispersan más allá de la rompiente. Son corrientes angostas (15-30 m) y se caracterizan por presentar aguas turbulentas cargadas de materiales finos en suspensión. Por otro lado, las corrientes de resaca son generadas por el exceso de flujo de masa de agua que llega a la costa con las olas rompiendo y es devuelto al mar en forma de una corriente de fondo.

2.1.1.4 Difusión

Cuando las sustancia disueltas, contaminantes o no, son incorporadas en un dominio acuático pueden ser transportadas ya sea por el propio movimiento del agua o por difusión molecular o por ambos medios simultáneamente. Sin embargo, en la difusión no se produce movimiento de las sustancias a través del movimiento del agua, sino que el movimiento es debido solo a la existencia de un gradiente de concentración o de turbulencia. Su efecto es la tendencia a la igualación de concentración en cualquier parte del sistema ya sea por el movimiento aleatorio de las moléculas (difusión molecular), o por un movimiento aleatorio del agua o del aire que la transporta (difusión turbulenta), o por una combinación de ambos.

De esta manera, el proceso de difusión puede definirse como aquel mediante el cual la materia u otra propiedad es transportada de un lado a otro del sistema a través de movimientos aleatorios, siendo su efecto la tendencia a la igualación de las concentraciones en cualquier parte del sistema (Alonso, 2005).

Dentro de este concepto de difusión se pueden considerar tres tipos de escalas: i) cuando las moléculas de la sustancia disuelta tienen un tamaño parecido o menor a las moléculas del fluido receptor, se trata de una difusión molecular (microescala), ii) cuando las moléculas de la sustancia disuelta tienen un tamaño mayor que las moléculas del fluido receptor, se habla de movimiento Browniano, y finalmente, iii) cuando el movimiento se realiza a escala macromolecular y los fenómenos moleculares son despreciables, se habla de una difusión turbulenta, siendo esta escala la más eficiente a la hora de transportar una sustancia en disolución en el medio receptor (de centímetros y metros en escala vertical a decenas y centenas de kilómetros en escala horizontal). Además es la que domina en la atmósfera y el océano.

Finalmente, el efecto del transporte difusivo molecular esta descrito por la primera Ley de Fick, la cual establece que el transporte de masa por difusión es

proporcional, y en dirección opuesta, al gradiente de concentración. Para una dimensión se expresa como:

$$J = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.1)$$

donde:

J = Densidad del flujo

D = Constante proporcional conocida como coeficiente de difusión ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$).

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = Gradiente de concentración.

Para la descripción de la difusión turbulenta, se efectúa una parametrización de los términos turbulentos, que tiene una forma similar a la ley de Fick.

2.1.1.5 Advección

La advección es reconocida como uno de los mecanismos más importantes en la determinación de la variabilidad y distribución del transporte superficial (Navarro et al., 2002). En el océano, desde el punto de vista de la dispersión de contaminantes, los procesos de transporte advectivo horizontal son predominantes sobre el resto de los procesos, así como también, intervienen, junto con la difusión, en la mayoría de los mecanismos de mezcla que ahí se puedan generar.

Schnoor (1996) define la advección como el transporte pasivo del material particulado o material disuelto en función de la velocidad de la corriente. Matemáticamente el transporte advectivo está descrito por la dirección y la magnitud de su velocidad, dado que a pesar de la ocurrencia de difusión, el centro de masa de la sustancia transportada por advección se mueve a la velocidad promedio del fluido.

La ecuación unidimensional que describe el flujo advectivo está representado por:

$$F_A = q \cdot C \quad (2.2)$$

donde:

q = Flujo de Darcy o volumen de agua que circula por una superficie por unidad de tiempo ($\text{cm}^3/\text{cm}^2\text{día}$).

C = Concentración en disolución.

2.1.1.6 Dilución

La dilución (S) se puede definir como la relación entre el volumen total de la muestra y el volumen del efluente. Por lo tanto, da una idea de la disminución de la concentración del contaminante.

La dilución se considera el resultado de los procesos de mezcla y turbulencia de un efluente con el medio receptor y puede ser originado por factores como la cantidad de movimiento que tiene el efluente al ser descargado, por la diferencia de densidad entre el efluente y el medio receptor, o, finalmente, como consecuencia de la dispersión (combinación de advección y difusión) del efluente al ser transportado por las corrientes (Revilla et al., 2002).

Cuando la mezcla del efluente con las aguas receptoras está dominada por la cantidad del movimiento, o bien por la diferencia de densidad, el proceso de dilución se denomina dilución inicial, mientras que la dilución debida al transporte del efluente por las corrientes se denomina dilución secundaria.

2.1.1.7 Sedimentación

Otro de proceso que interviene en la mezcla del contaminante con el fluido receptor es la sedimentación. Se trata de un movimiento vertical de las sustancias debido a la diferencia de densidades en el medio, de tal manera que tienden a precipitar en el fondo, produciendo su acumulación en las capas profundas, dificultando su degradación (por la ausencia de luz y la disminución de temperatura que ralentiza las reacciones químicas) y favoreciendo su persistencia (Alonso, 2005). De esta manera, la separación gravitacional por sedimentación de sólidos en líquidos es considerada una técnica efectiva en el tratamiento de aguas residuales que elimina sólidos suspendidos, orgánicos e inorgánicos, con una reducción aproximada del 40-60% de los sólidos en suspensión (Minowa et al., 1982).

El proceso de sedimentación está basado en el movimiento browniano y en un campo de fuerzas externas y está descrito, desde el punto de vista macroscópico, por la ecuación de Smoluchowski, que es semejante a la que describe el fenómeno de la difusión (Minowa et al., 1982):

$$\lambda \frac{\partial n}{\partial x} + D \frac{\partial^2 n}{\partial x^2} = \frac{\partial n}{\partial t} \quad (2.3)$$

donde n es la concentración de partículas de soluto en un punto x del medio, en un instante t determinado, D es el coeficiente de difusión, y λ es la velocidad de arrastre, la cual es directamente proporcional a la intensidad de la corriente e inversamente proporcional a la densidad de las partículas.

2.1.2 Procesos Bioquímicos

Para determinar el grado de alteración que puede presentar un dominio acuático, es necesario considerar el conjunto de factores químicos y biológicos que influyen tanto en la eliminación y la concentración de los residuos en el agua como en la respuesta a estas sustancias que afecta a las cadenas tróficas y a las comunidades de especies.

Esta caracterización bioquímica estará en función de una serie de procesos que regulan variables como oxígeno disuelto, concentración de nutrientes, microorganismos

patógenos, etc., y que afectan la capacidad de autodepuración que pueda presentar el medio. A continuación se presenta una breve descripción de algunos de estos procesos.

2.1.2.1 *Decaimiento Bacteriano*

Generalmente, los dominios acuáticos presentan un número de bacterias proporcional a la cantidad de materia orgánica (alimento) que se encuentra en el ambiente. Estas bacterias se encuentran en las capas superficiales, donde se llevan a cabo los procesos de fotosíntesis y se produce la materia orgánica, así como también en los fondos, sobre la superficie del sedimento, donde la materia orgánica se acumula.

Sin embargo, las condiciones hidrodinámicas de los dominios acuáticos y los fenómenos que se relacionan con el crecimiento, muerte y otros tipos de pérdidas de organismos, son los factores que determinan la supervivencia, la tasa de decaimiento y la distribución bacteriana.

Muchos investigadores han estudiado la supervivencia de las bacterias en el mar y han concluido que su decaimiento puede ser el resultado de una combinación de factores fisicoquímicos y biológicos interrelacionados, incluyendo: a) la presencia de sustancias tóxicas en las aguas marinas; b) la absorción de bacterias y su floculación y/o sedimentación; c) la acción destructiva de la luz solar; d) la falta de nutrientes requeridos; e) la presencia de bacteriófagos; f) la utilización de bacterias por parte de protozoos y otros predadores como alimentos; y g) los efectos competitivos y antagónicos de otros microorganismos. Todos estos factores pueden ser significativos, pero el efecto individual de cada uno de ellos es altamente variable, de tal forma que no se puede determinar consistentemente que factor por sí solo puede ser el de mayor importancia (CEPIS, 1988).

Por otro lado, algunos investigadores han determinado que los tres fenómenos básicos que determinan la desaparición de los microorganismos en los dominios acuáticos son:

i) La Mortalidad.- Gunnerson y French (1996) definieron la mortalidad como la combinación de efectos de competencia, predación, luz solar y otros factores medioambientales (e.g. salinidad, temperatura, agentes inhibidores), que determinan la disminución en el número de organismos. También la introducción de un microorganismo en un ambiente adverso para su desarrollo provoca su muerte e inactivación debido al efecto combinado de diferentes factores naturales, como el efecto bactericida de la radiación solar y las radiaciones ultravioleta (Gameson y Gould, 1974; El-Sharkawi et. al., 1989; Evison, 1989; Alkan et. al., 1994), el choque osmótico (Anderson et. al., 1979; Solic y Krstulovic, 1992), el efecto tóxico de algunos metales pesados (Jones y Cobet, 1974), los cambios de temperatura o la deficiencia de nutrientes (Mitchell y Chamberlin, 1974) y las relaciones interespecíficas (competencia y predación) que se desarrollen en el medio receptor (Revilla et al., 2002).

ii) La Sedimentación.- En este proceso se considera que una gran cantidad de microorganismos se encuentran agregados a las partículas orgánicas y que en ocasiones pueden llegar a sedimentar, provocando su retirada del medio acuático pero no su inactivación (Mitchell y Chamberlin, 1974). Por lo tanto, la remoción de estos

patógenos puede darse por sedimentación o por absorción de partículas sedimentables (CEPIS, 1988).

iii) La Predación.- Este proceso es considerado conceptualmente distinto de la muerte aunque con el mismo resultado, la desaparición de los microorganismos tras su consumo, ingestión o lisis por parte de otros organismos propios del medio (zooplancton o filtradores) o ajenos al medio (bacteriófagos) (Mitchell y Chamberlin, 1974).

Por otro lado, Thomann y Mueller (1987) determinaron que la tasa de decaimiento bacteriano en los dominios acuáticos está regida por una combinación de factores físico-químicos entre los que se encuentran la luz solar, la temperatura, la salinidad, la deficiencia de nutrientes, las sustancias tóxicas, la predación, así como también la sedimentación, la resuspensión y la dispersión de los organismos. De la misma forma, establecieron que los primeros seis factores determinan la mortalidad (reducción) en función de las condiciones del medio, mientras que la sedimentación, la resuspensión y la dispersión sólo redistribuyen la existencia pero no reducen el número de organismos. Esto demuestra que la causa dominante de la inactivación bacteriana es la mortalidad generada principalmente por efecto de la radiación solar, siendo hasta dos o tres órdenes de magnitud superior al resto de factores implicados en este proceso (Wood et al., 1993; Alkan et al., 1994, Solic y Krstulovic, 1992; Acevedo et al., 2005; Essbio 2010; De Luque et al., 2011).

Actualmente, existen modelos matemáticos que tratan de expresar el proceso de desaparición e inactivación bacteriana. Por lo general, se acepta que la muerte o inactivación, en función del tiempo, sigue una ley exponencial decreciente, que refleja el proceso cinético de primer orden (Tejero et al., 1992), expresado como:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -KN \quad (2.4)$$

donde K es la tasa de decaimiento bacteriano que resulta proporcional a la concentración de bacterias N. Por consiguiente, la concentración N en el tiempo t será:

$$N_t = N_0 e^{-kt} \quad (2.5)$$

donde N_0 es la concentración inicial.

Sin embargo, el problema principal será la determinación de la constante K, la cual puede expresarse como la suma de las siguientes:

$$K = K_1 + K_2 + K_3 + K_4 \quad (2.6)$$

donde:

K_1 = constante de desaparición bacteriana por efecto de la temperatura del medio, su densidad y los procesos de depredación que en él se originan.

K_2 = constante de desaparición bacteriana debida a la radiación solar.

K_3 = coeficiente de desaparición por sedimentación de los sólidos en suspensión a los que se adhieren las bacterias.

K_4 = coeficiente de crecimiento de la población bacteriana.

El parámetro adoptado internacionalmente para representar el decaimiento bacteriano es el valor del T_{90} , que se define como el tiempo necesario para obtener una reducción del 90% del número inicial de microorganismos (CEDEX, 1995; Acevedo et al., 2005; De Luque et al., 2011). Este valor, el T_{90} , dependerá de factores complejos como la dilución, adsorción, sedimentación, poder bactericida del mar y la temperatura del agua y es inversamente proporcional a la tasa de decaimiento bacteriano.

2.1.2.2 Nutrientes y Ciclos de los Nutrientes

La constitución química de las aguas marinas incluye muchos elementos cuyas concentraciones pueden ser abundantes o excesivamente bajas, siendo su distribución controlada por procesos químicos, físicos y biológicos.

Toda la vida en el océano depende del proceso de fotosíntesis, en el cual se fija el carbono de la atmósfera y se almacena en el tejido de las plantas. Este proceso requiere de luz y de bióxido de carbono, así como también de elementos llamados nutrientes, tales como Carbono (C), Hidrógeno (H_2), Oxígeno (O_2), Nitrógeno (N_2) y Fósforo (P).

El término “nutrientes” ha sido utilizado para describir a las moléculas orgánicas e inorgánicas que proporcionan energía o materiales para el crecimiento, desarrollo, mantenimiento temporal y reproducción de los organismos (González et al., 2000). Sin embargo, en términos oceanológicos, se utiliza para describir a aquellos elementos químicos que limitan el crecimiento de las poblaciones acuáticas. Por lo tanto, la palabra “nutrientes”, cuando sea utilizada en ciencias marinas, describirá principalmente al nitrógeno (N_2) y al fósforo (P) y en ocasiones también al silicio (Si).

Con respecto al carbono, hidrógeno y oxígeno, Stefan (1984) determinó que no pueden ser considerados como factores limitantes del crecimiento de las comunidades acuáticas ya que son elementos que tienen una concentración abundante en el agua. Por el contrario, el nitrógeno y el fósforo, en forma de nitratos y fosfatos, presentarán concentraciones en el agua mucho más bajas, y usualmente uno de estos dos elementos será considerado un factor limitante del crecimiento.

Por otro lado, las complejas trayectorias de los elementos químicos entre los seres vivos y el medio ambiente en el que viven, es decir, entre los componentes bióticos y abióticos de la biosfera se denominan “ciclos biogeoquímicos” (Mateos, 2001; Arrigo, 2004). Cada ciclo individual de los nutrientes presenta características específicas en función del elemento del que se trate y de las formas (orgánicas e inorgánicas) en las que se presente, aunque los procesos de reciclado generalmente son similares para cada uno de ellos. Estas complejas interacciones pueden observarse en la figura 2.3.

Un factor importante que interviene en la concentración de los nutrientes en las diferentes capas de la columna de agua es la circulación. En los primeros 1000 metros de profundidad la materia orgánica es degradada, atrapando los nutrientes disueltos para depositarlos en los fondos, de esta manera pueden ser llevados nuevamente a la

superficie por corrientes de agua ascendentes que se producen al cambiar la temperatura de las diferentes masas de agua. Ahí, son utilizados nuevamente por el fitoplancton para elaborar nuevas sustancias orgánicas. Este mecanismo es muy común en regiones donde se presentan afloramientos o surgencias (Upwelling) (Libes, 1992).

2.1.2.2.1 Fuentes de nutrientes

Las fuentes de entrada de los nutrientes a los ecosistemas marino-costeros se pueden clasificar en fuentes internas y fuentes externas (Mestres, 2002). Las fuentes internas, son aquellas que se refieren a la entrada de los nutrientes a través de los procesos bioquímicos que se desarrollan en la zona eufótica a través de los procesos de la fotosíntesis. Asimismo, en este grupo, pueden ser considerados los afloramientos (upwelling) de las capas de agua profundas ricas en nutrientes originadas por procesos de mezcla vertical o mecanismos de advección. Mientras que las fuentes externas son principalmente provenientes de los residuos municipales e industriales, urbanos, de la agricultura y la deposición atmosférica.

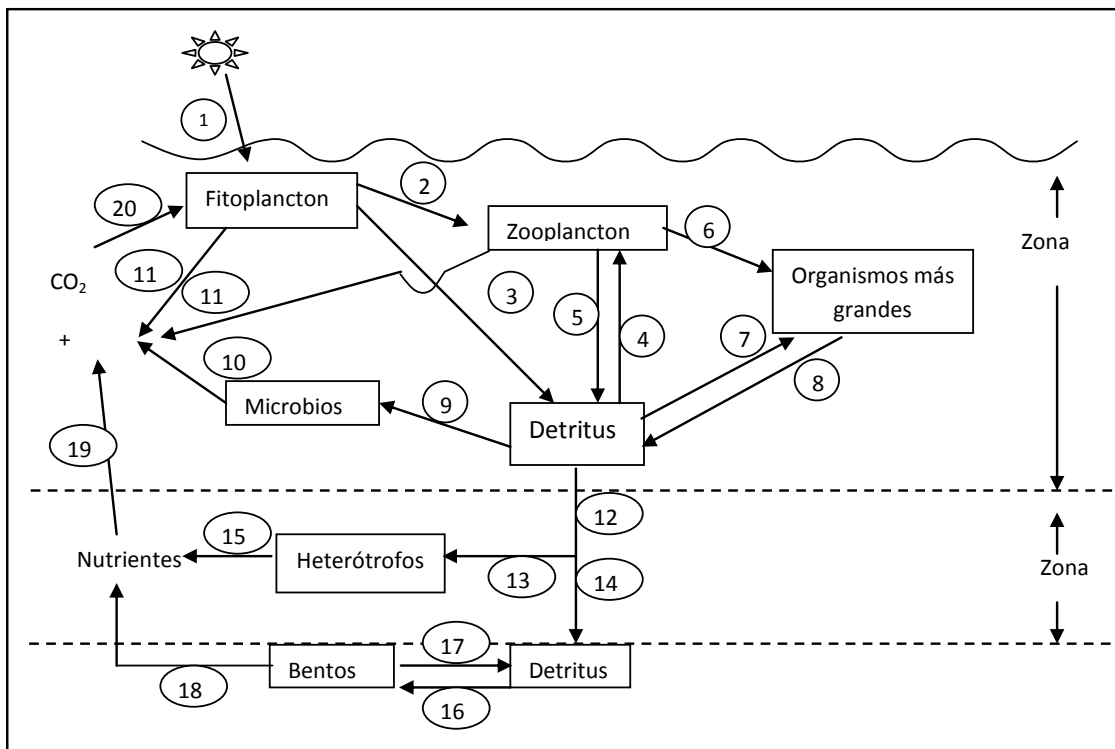


Figura 2.3. Ciclo biogeoquímico de los nutrientes (Libes, 1992). Los procesos involucrados son: (1) Fotosíntesis, (2) Consumo, (3) Muerte, (4) Consumo de detritus, (5) Excreción de la materia orgánica y muerte, (6) Consumo, (7) Consumo de detritus, (8) Excreción de la materia orgánica y muerte, (9) Degradación bacteriana, (10) Regeneración de nutrientes, (11) Excreción de nutrientes, (12) Hundimiento de la materia orgánica, (13) Consumo, (14) Sedimentación, (15) Regeneración de nutrientes, (16) Consumo, (17) Excreción de materia orgánica y muerte, (18) Regeneración de nutrientes, (19) Transporte de nutrientes por advección vertical y difusión turbulenta, (20) Asimilación de nutrientes.

En los ambientes costeros, la entrada de nutrientes de origen continental es considerada como el factor determinante del estado trófico del ecosistema, generada

principalmente por la descarga de agua dulce proveniente de los ríos. Sin embargo, actualmente, el uso excesivo de productos químicos para diferentes actividades antrópicas ha ocasionado un incremento en la entrada directa de nutrientes a las aguas costeras. Esta contribución de nutrientes no solo ha sido cuantitativamente más importante que la entrada a través de los ríos (Pérès, 1980), sino que también ha generado un incremento en la concentración de los nutrientes en los propios ríos y en los sistemas costeros (Balls, 1994; Cooper, 1995; Ménesguen et al., 1995).

En ocasiones, las fuentes de entrada de nutrientes a los sistemas costeros se consideran de gran importancia por generar efectos dañinos, ocasionando principalmente episodios de eutrofización (Soler et al., 1988). Sin embargo, también existe una situación opuesta, en donde la cantidad de nutrientes se reduce a causa de las actividades humanas. Esto ocasiona problemas en la reducción de la biomasa y la productividad de los ecosistemas costeros que dependen de la entrada de los nutrientes a través de los ríos, como el caso que se presentó en el golfo de California al disminuir la productividad en una comunidad de bivalvos por la falta de nutrientes (Kowalewski et al., 2000).

2.1.2.2.2 Nitrógeno

Es considerado como un elemento fundamental para la vida, ya que es un importante componente de la estructura de los organismos en moléculas como aminoácidos, ácidos nucleicos, clorofila, hemoglobina, entre otros. Sin embargo, es también un factor limitante para los organismos por ser escaso en el agua y en el suelo.

Su ciclo en el mar es complejo (Fig. 2.4), mientras que su reserva fundamental es la atmósfera, donde se encuentra en forma de nitrógeno inorgánico gaseoso (N_2), aunque en esta forma no puede ser utilizado directamente por la mayoría de los seres vivos, con excepción de algunas bacterias, las cuales pueden obtenerlo del aire y hacer la fijación del nitrógeno. De este modo, convierten el N_2 en otras formas químicas (nitratos, NO_3^- y amonio, NH_4^+) asimilables por las plantas (Cognetti et al., 2001; Falkowski y Davis, 2004; Johnson et al., 2010).

En el mar, el nitrógeno puede ser encontrado, básicamente en forma de nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y amoníaco (NH_3), siendo los nitratos más abundantes en zonas superficiales (1-600 $\mu g/l$), mientras que los nitritos aparecen en mayor cantidad cerca del fondo (0.1-50 $\mu g/l$) debido a que su regeneración se presenta a partir de organismos muertos que se depositan en el fondo o inclusive de sus propias excretas. Finalmente, la concentración de amoníaco en profundidad es en general menor que la de los nitratos (5-500 $\mu g/l$), pero se presenta de modo uniforme a lo largo de toda la columna de agua (Johnson et al., 2010).

El ciclo del nitrógeno consta de una serie de fases que incluyen (Tartowski y Howarth, 2001):

a) Amonificación.- En esta fase, los aminoácidos procedentes de animales y vegetales, que llevan el grupo amino (NH_2), son transformados por la acción bacteriana en amoníaco (NH_3) para ser absorbido directamente por diversos grupos de algas (diatomeas y algas unicelulares). Sin embargo, es muy tóxico y debe ser eliminado, ya

sea en forma de amoníaco (algunos peces y organismos acuáticos), en forma de urea (el hombre y otros mamíferos) o en forma de ácido úrico (aves y otros animales de zonas secas).

b) Nitrificación.- En esta etapa, el amoníaco (NH_3) es transformado, a través de bacterias nitrificantes en nitrito (NO_2^-) y luego en nitrato (NO_3^-). Este proceso se produce en zonas del litoral a escasa o media profundidad, en donde las bacterias suelen estar asociadas de modo simbiótico con el fitoplancton.

c) Asimilación del Nitrógeno.- Este proceso es realizado principalmente por el fitoplancton, quien realiza la formación de aminoácidos que forman péptidos y dan lugar a proteínas (nitrógeno orgánico), siendo aquí donde comienza realmente la cadena biológica del nitrógeno. El fitoplancton es consumido por el zooplancton entrando a formar parte de su biomasa.

d) Desasimilación del Nitrógeno.- Este proceso es inverso al anterior y se produce por acción catabólica de los organismos. Los próticos son degradados a aminoácidos y posteriormente sufren la transformación en nitratos (NO_3^-), en nitritos (NO_2^-) y amoníaco (NH_3).

e) Reducción de nitratos y desnitrificación.- Este proceso lo realizan bacterias desnitrificantes y reductoras del nitrógeno generalmente en zonas anóxicas, donde el nitrato (NO_3^-) se convierte a nitrito (NO_2^-) y finalmente a nitrógeno (N_2) hasta su liberación total.

f) Fijación del nitrógeno.- En esta fase se convierte el nitrógeno atmosférico (N_2) en distintas formas susceptibles de incorporarse a la composición del suelo o de los seres vivos, como el ión amonio (NH_4^+) o los iones nitrito (NO_2^-) o nitrato (NO_3^-), así como también su conversión a sustancias atmosféricas químicamente activas, como el dióxido de nitrógeno (NO_2). Este proceso junto con la desnitrificación, devuelven el nitrógeno a la atmósfera.

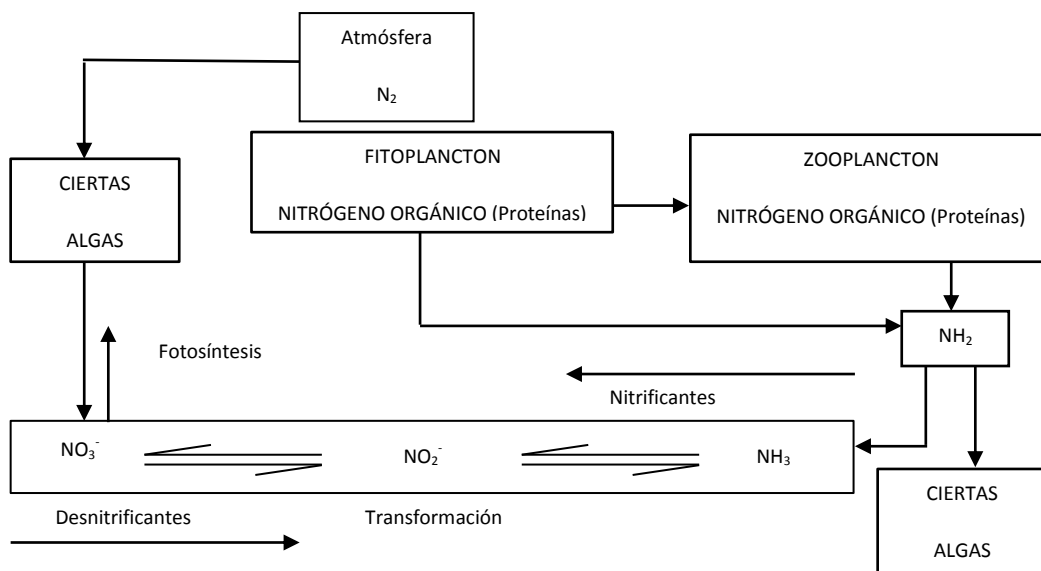


Figura 2.4. Ciclo del Nitrógeno en el mar (Cognetti et al., 2001).

2.1.2.2.3 Fósforo

Aunque la proporción de fósforo en la materia viva es relativamente pequeña, el papel que desempeña es absolutamente indispensable. Es componente de los ácidos nucleicos como el ADN y se encuentra combinado con sustancias intermedias de la fotosíntesis. Su reserva fundamental en la naturaleza es la corteza terrestre.

Este elemento queda disponible para las plantas cuando se realizan procesos como la meteorización de las rocas o la expulsión de cenizas volcánicas, siendo arrastrado con facilidad por las aguas hasta llegar al mar. Una vez ahí, existen dos mecanismos para el reciclaje del fósforo desde el océano hacia los ecosistemas terrestres. El primero se realiza cuando este elemento es absorbido por el plancton y, este a su vez, es ingerido por organismos filtradores de plancton, como algunas especies de peces. Estos peces son consumidos por aves marinas que recogen el fósforo que pasa a través de la cadena alimenticia y pueden devolver parte de este fósforo a la tierra firme en sus excrementos (guano). El segundo mecanismo se basa en la posibilidad del levantamiento geológico lento de los sedimentos del océano para formar tierra firme, un proceso medido en millones de años (Prim et al., 1998).

Su ciclo bioquímico (Fig. 2.5) difiere con el del carbono, nitrógeno y azufre en que el fósforo no forma compuestos volátiles que le permitan pasar de los océanos a la atmósfera y desde allí retornar a tierra firme. Se libera por descomposición bacteriana en forma de ortofosfatos (H_2PO_4^-) para ser utilizados por las plantas verdes, formando fosfato orgánico (biomasa vegetal), que son consumidos por animales herbívoros para generar biomasa animal que es utilizada por los animales carnívoros. Finalmente, a partir de sus excretas o cuando los seres vivos mueren, sus restos son mineralizados por las bacterias dando lugar a fosfato orgánico o de nuevo a ortofosfato, soluble o disuelto, que puede ser reutilizado por los vegetales cerrando la cadena.

Cognetti et al. (2001), determinaron que el fósforo en el mar se presenta en forma de ortofosfato cálcico ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) y en concentraciones en torno a 0.0156 g/l en aguas de salinidad normal (35 ‰). Sin embargo su concentración es muy variable y depende de las fluctuaciones de población fitoplanctónica y por consiguiente, de la profundidad.

En zonas donde se presentan fenómenos de surgencia o afloramientos, se genera una disminución del fósforo debido al intenso consumo y a la débil reposición, ya que no puede ser regenerado a la misma velocidad. Estas zonas quedan con unas concentraciones mínimas de fosfato que, desde ese mismo momento, empieza a regenerarse, ya sea a través de los aportes terrígenos (nivel costero) o por los aportes procedentes de los restos de organismos muertos que se depositan en el fondo y sobre los cuales actúan las bacterias, transformándolos en elementos inorgánicos (nivel oceánico)(Neber y Deutsch, 2010).

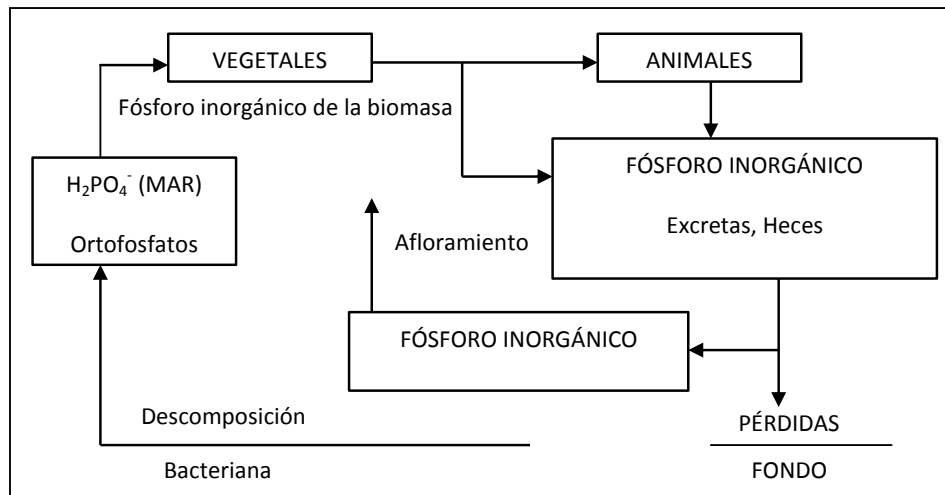


Figura 2.5. Ciclo del Fósforo en el mar (Cognetti et al., 2001).

2.1.2.2.4 Silicio

Su ciclo biogeoquímico (Fig. 2.6) es menos conocido en las aguas marinas. Sin embargo, se considera importante para controlar la productividad marina del fitoplancton silíceo (diatomeas, silicoflagelados y radiolarios).

Este elemento no se encuentra libre en la naturaleza y se presenta únicamente en oxicompuestos tales como la sílice y los silicatos, de tal manera que los compuestos de silicio y oxígeno son los más abundantes de todos los existentes en la corteza terrestre. En el agua, el silicio se presenta en forma de óxido de silicio ($\text{Si}(\text{OH})_4$) con una concentración mayor en aguas continentales y normalmente en exceso con respecto al nitrógeno y al fósforo, excepto en zonas de vertidos domésticos y en grandes floraciones de diatomeas. Se almacena en los esqueletos y conchas de las diatomeas y los radiolarios y cuando estos organismos mueren disuelven sus esqueletos de silicio mientras se hunden, llegando al fondo del océano solo los restos de los organismos más grandes y resistentes (Riley y Chester, 1971).

2.2 Contaminación Asociada a Emisarios Submarinos

La gran mayoría de los problemas de contaminación costera están directamente relacionados con descargas puntuales, clandestinas o bien producto de un mal diseño, como el caso de las descargas urbanas e industriales a través de los emisarios submarinos.

El nivel de tratamiento para estas aguas debe ser establecido en base a la capacidad asimilativa de los medios receptores, siendo necesario tratamientos físico-químicos (tratamientos primarios) o incluso tratamientos biológicos (tratamientos secundarios), sobre todo si estas aguas no tienen características de intercambio con los océanos y tienden a eutrofizar. Sin embargo, hay situaciones en la que el medio receptor utiliza los nutrientes provenientes de los vertidos como si fuera una entrada natural de

nutrientes, siendo entonces de gran importancia los vertidos a través de los emisarios submarinos (Signell, 2004).

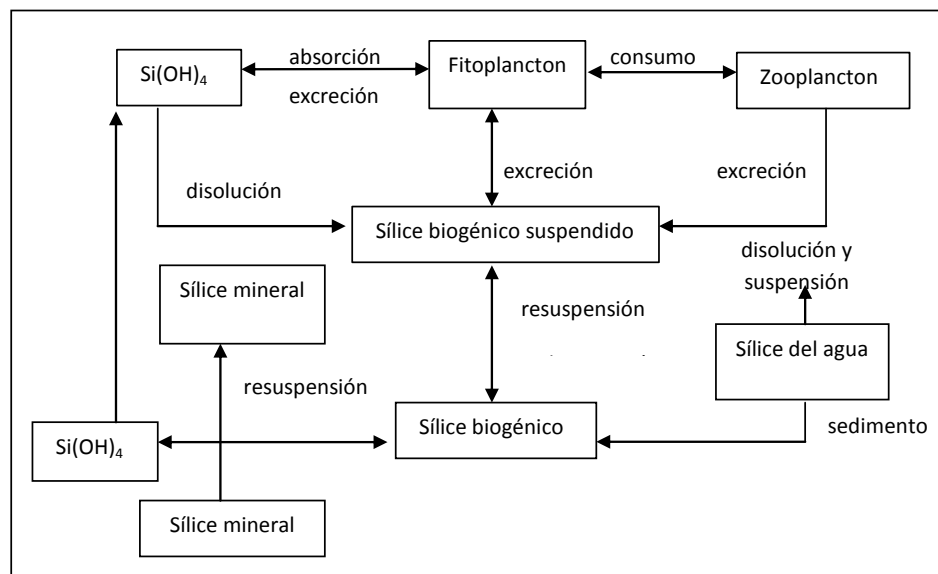


Figura 2.6. Ciclo del Silicio (Cognetti et al., 2001).

La lista de sustancias contaminantes asociadas al vertido de aguas residuales a través de los emisarios submarinos incluye:

Contaminantes Físicos, los cuales no reaccionan con el agua pero dañan la vida en el ecosistema. Por ejemplo, las variaciones en temperatura, color, olor, turbidez, radioactividad, presencia excesiva de sólidos suspendidos, entre otros.

Contaminantes Bioquímicos, en el que se incluyen dos tipos de sustancias: i) aquellas que producen enfermedades, dentro de las cuales están los microorganismos patógenos (bacterias, virus, hongos, etc.), y ii) las que ocasionan un crecimiento excesivo de microorganismos como el fitoplancton y el zooplancton, ocasionando la eutrofización.

Contaminantes Químicos, quienes alteran la composición química del agua y/o reaccionan con ella, siendo los metales pesados los más importantes de este grupo debido a su elevada toxicidad para los organismos marinos e incluso para el hombre.

2.2.1 Contaminación Física

Uno de los factores de calidad más importante que afecta a la vida acuática es la temperatura, ya que la gran mayoría de los procesos bioquímicos y la mayoría de las reacciones fisicoquímicas dependen de este parámetro.

El aumento de temperatura en las aguas de los ambientes costeros está asociado principalmente a la actividad de Centrales Termoeléctricas. Todas las centrales, cualquiera que sea el combustible que utilicen (petróleo, gas, material radiactivo), funcionan con agua de algún dominio acuático como un río, o del mar, la cual es transformada del estado líquido a vapor y nuevamente condensada y vuelta a su

condición inicial. De esta manera, el agua de un dominio natural es pasada a través de los condensadores y vuelta a verter en su ambiente natural, y al pasar por este proceso, se calienta varios grados por encima de su temperatura original, siendo esta diferencia de temperatura lo que constituye una contaminación térmica.

Generalmente los vertidos de agua caliente son más grandes en cantidad y tienen menor flotabilidad, son encontrados en aguas costeras y requieren de menos dilución, comportándose como un contaminante activo que modifica la circulación costera. En el caso de las descargas de agua residual, principalmente municipales e industriales, la temperatura se encuentra entre 10 y 20°C, por lo cual son consideradas como fuentes no significativas de calor.

El exceso de calor que cambia la temperatura del agua puede afectar a los ecosistemas marinos de diversas formas. El agua más caliente disminuye la solubilidad del oxígeno en el agua y hace que los organismos marinos respiren más rápidamente o que muchos de ellos mueran por la escasez de oxígeno, o en ocasiones llegan a ser más susceptibles a las enfermedades, mientras que en ambientes tropicales y subtropicales, los organismos ya se encuentran cercanos a su límite de tolerancia térmica, y el recalentamiento de su hábitat los perjudica de forma irreversible.

Sin embargo, también existen otros efectos sobre la biota además de los provocados por el aumento de la temperatura de las aguas costeras. El agua que es succionada por la central para ser pasada a través de los condensadores, contiene organismos del fitoplancton y del zooplancton, así como también huevos y larvas de moluscos, crustáceos y peces que son aniquilados por la presión a la que el agua circula por los tubos de intercambio calórico, por las diferencias de temperatura, y por las sustancias químicas y biocidas (generalmente sulfato ferroso e hipoclorito de sodio) que se emplean para prevenir la corrosión en los condensadores y la incrustación de organismos de resistencia extrema, en el sistema de enfriamiento. De esta manera, aparte del efecto sobre las poblaciones de importancia ecológica y económica, se genera un exceso y acumulación de sólidos suspendidos.

Este incremento de materia suspendida, que puede ser orgánica o inorgánica, puede alterar la capacidad asimilativa de los dominios acuáticos e incrementar la turbidez del agua. De esta manera, se impide la penetración de la luz solar inhibiendo el proceso de fotosíntesis, ocasionando la disminución de la productividad primaria. Igualmente, disminuyen los niveles de oxígeno disuelto provocando que los organismos puedan morir por asfixia. Finalmente, este incremento de la turbidez también tiene efectos en la calidad y estética del agua, haciéndola poco apropiada para las actividades turísticas y recreativas.

Otra de las sustancias que forman parte de los contaminantes físicos son los residuos radioactivos, los cuales proceden de la emisión de material radioactivo dentro del mar, aunque también del uso de radioisótopos en ciertas industrias. Pueden provocar efectos genéticos en todos los organismos vivos, incluyendo al ser humano, siendo elementos altamente tóxicos, causando malformaciones físicas congénitas, cáncer y la muerte por intoxicación. Su concentración puede ser, biológicamente, por la entrada directa a las aguas pasando a través de la cadena trófica, mientras que físicamente puede ocasionarse por absorción, intercambio iónico, precipitación, floculación y sedimentación.

2.2.2 Contaminación Microbiológica

Una de las principales consecuencias de los vertidos de aguas residuales al mar a través de los emisarios submarinos es la introducción de elevadas concentraciones de microorganismos que pueden ocasionar diversos tipos de enfermedades así como también problemas medioambientales.

Tradicionalmente, al hablar de contaminación microbiológica en el agua de mar se hace referencia, únicamente, a las bacterias fecales (coliformes y estreptococos), las cuales, independientemente de su patogenicidad, se utilizan como indicadores de la existencia de otros microorganismos patógenos.

Por lo general, en el agua de mar, tras un proceso de dilución del vertido, los microorganismos tienden a desaparecer progresivamente debido al conjunto de factores físicos, químicos y biológicos (variación de la temperatura, acción de la radiación solar, shock osmótico, adsorción a partículas en suspensión, sedimentación, etc.) que actúan sobre ellos provocándoles la muerte (Essbio, 2010). Sin embargo, existen determinaciones bacteriológicas realizadas, tanto en agua como en sedimentos, que establecen la resistencia de ciertos tipos de bacterias a los factores medioambientales. En base a esto, es importante considerar que el problema de la contaminación microbiológica sea tomado en cuenta en el momento de planificar cualquier tipo de vertido que pueda resultar susceptible a este tipo de contaminación.

Actualmente, los límites tolerables de las diversas sustancias contenidas en las aguas marinas son normadas, principalmente, por organismos internacionales como la Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, WHO), la Directiva de la Unión Europea, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), así como por los gobiernos de cada país, aunque pueden variar ligeramente de un sitio a otro. Del mismo modo, diversas organizaciones (U.S. EPA, 1986; CEE, 1994; WHO, 2000) han considerado el desarrollo de estándares de calidad de agua que se basen en parámetros biológicos de contaminación fecal (coliformes fecales y totales), destacando que completan la información de los parámetros fisicoquímicos y se relacionan con la posible presencia de microorganismos patógenos (*Salmonella*, *Enterococos*, etc.).

En Europa y Estados Unidos el uso de estos parámetros ha tenido mayor relevancia y aceptación. En Europa, la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) obliga a mantener o lograr un buen estado ecológico en todos los ecosistemas acuáticos que pertenecen a los estados miembros de la comunidad europea, desarrollando métodos de evaluación integrada entre indicadores biológicos y químicos.

En el caso de las aguas de baño en España, la Directiva de Consejo 76/160/CEE y el Real Decreto 734/1988 (“Normas de calidad de las aguas de baño”) establecen los mínimos de calidad a los que deben responder estas aguas considerando los parámetros microbiológicos así como también, los criterios bajo los cuales estos valores deben ser interpretados: el 95% de las muestras no debe exceder el valores imperativos (de obligado cumplimiento) y el 90% de las muestras los valores guía (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Parámetros microbiológicos para aguas de baño establecidos por la Directiva de Consejo 76/160/CEE y el Real Decreto 734/1988. “Normas de calidad de las aguas de baño”.

Organismo	Valor Guía	Valor Obligatorio
Coliformes Totales (por 100 ml)	500	10000
Coliformes Fecales (por 100 ml)	100	2000
Estreptococos Fecales (por 100 ml)	100	---
Salmonella (por 1 L)	---	0
Enterovirus (por 10 ml)	---	0

Actualmente, este Real Decreto ha sido derogado y los indicadores microbiológicos fueron cambiados. Ahora, los límites obligatorios para la calidad del agua son establecidos en el Real Decreto 1341/2007 para aguas de baño, considerando como indicadores a los Enterococos y la *Escherichia coli*, cuyos límites pueden observarse en la tabla 5.10 del capítulo 5 de este trabajo.

Por otro lado, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA), también reconoce el uso de los coliformes fecales y totales como indicadores para evaluar el estado microbiológico de las aguas marinas y la protección de la salud humana.

Este organismo, además de establecer las concentraciones de los coliformes fecales, estableció el uso de dos microorganismos, la *E. coli* (*Escherichia coli*) para aguas dulces y los Enterococos (*Enterococcus faecalis*) para aguas marinas, que resultaban ser mejores predictores de la calidad microbiológica del agua en función de la protección de la salud humana (U.S. EPA, 2005). Las concentraciones mínimas de estos organismos se encuentran establecidas en la tabla 2.2.

Tabla 2.2. Parámetros microbiológicos para aguas de baño establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA, 2005).

Organismo	Valor máximo
Coliformes Fecales (por 100 ml)	200
Coliformes Totales (por 100 ml)	1000
<i>Escherichia coli</i> (por 100 ml)	126
Enterococos (por 100 ml)	35

2.2.3 Contaminación Química

Muchos de los contaminantes químicos que afectan las aguas costeras pueden ser considerados como productos orgánicos o inorgánicos. Cuando se trata de un producto orgánico, el efecto principal es la disminución del oxígeno disuelto como consecuencia de su consumo para los procesos de degradación de los contaminantes, mientras que para compuestos inorgánicos el resultado estará en función del efecto tóxico que el mismo contaminante ocasione.

Los contaminantes químicos pueden ser clasificados como contaminantes especiales, comunes y metales pesados. Dentro de los contaminantes especiales los más importantes son: a) las grasas y aceites, presentes en aguas domésticas e industriales; b)

los detergentes, generalmente encontrados en aguas domésticas e industriales; c) los sulfuros, presentes en aguas negras, aguas de industria química, papelera y refinerías de petróleo; d) cianuros, de origen industrial y altamente tóxicos; e) los pesticidas, poco biodegradables, de gran toxicidad y bioacumulables; y finalmente f) los hidrocarburos, compuestos químicos orgánicos, presentes en el petróleo y gas natural.

Por otro lado, la lista de los contaminantes comunes incluye: a) el oxígeno disuelto (OD), cuya concentración indica la potencialidad para producir malos olores, la estimación de la actividad fotosintética y la calidad del agua; b) la demanda biológica de oxígeno (DBO), el cual es el parámetro de contaminación orgánica más utilizado; c) la demanda química de oxígeno (DQO), que relaciona la cantidad de materia orgánica biodegradable y no biodegradable; y finalmente d) los nutrientes, los cuales son sustancias básicas esenciales para la vida de los organismos, sin embargo, en cualquier dominio acuático donde se reciba una cantidad en exceso de nutrientes (fundamentalmente nitrógeno y fósforo), se pueden desencadenar problemas de eutrofización.

2.2.3.1 Eutrofización

El proceso de eutrofización es considerado uno de los principales problemas originados por contaminación procedente ya sea de vertidos puntuales (urbanos o industriales) o difusos (actividades agropecuarias). Stefan (1984) lo define como un aumento de la productividad primaria (fotosíntesis) causada por un exceso de nutrientes en un dominio acuático, con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema. Por otro lado, Romero (2010) lo define como el enriquecimiento de las aguas naturales por los nutrientes, asociado a un incremento de la productividad primaria, teniendo como consecuencias un crecimiento exagerado de algas (blooms algales) que al descomponerse incrementan la turbidez del agua y la disminución del oxígeno disuelto (consumido por la descomposición de esta biomasa), ocasionando trastornos en el equilibrio del ecosistema acuático y deteriorando las características organolépticas de los dominios afectados.

Actualmente, la predicción de los procesos de eutrofización, así como también la capacidad de encontrar soluciones para su control, se ha convertido en el objetivo principal de los científicos en la lucha por la salud de los ecosistemas marino/costeros y ha sido reportado frecuentemente a nivel mundial (OECD, 1982; Emde et al., 1993; Macdonald et al., 1995; Mostaghimi et al., 1997; Lennox et al., 1998; Biswas et al., 1999; Trott y Alongi, 2000; Mössö et al., 2004, 2005; Romero, 2010; Gualtieri y López-Jiménez, 2012). Sin embargo, conocer el estado trófico general de un dominio acuático, el cual es un indicador de la “salud” del sistema, puede ser una dificultad ya que los atributos de cada dominio son diferentes de un lugar a otro. De esta manera, el estado trófico de las aguas costeras se puede dividir en (US-EPA, 1997):

- a) Oligotrófico, que corresponde a aguas claras con bajas concentraciones de nutrientes, poca materia orgánica, pocos sedimentos en suspensión y una mínima actividad biológica.
- b) Mesotróficos, característico de aguas con concentraciones mayores de nutrientes, y por lo tanto, mayor actividad biológica.

c) Eutrófico, propio de aguas extremadamente ricas en nutrientes con alta productividad biológica.

2.2.3.2 Metales Pesados

La presencia de este tipo de contaminantes en el agua de mar es motivo de preocupación debido a sus efectos tóxicos y a su bioacumulación en la cadena trófica. Sin embargo, el agua de mar contiene, de forma natural, pequeñas concentraciones de metales pesados que no son perjudiciales para el ecosistema sino que son necesarios para el desarrollo de los organismos vivos. El problema surge cuando se produce un aumento de su concentración y elementos que resultan beneficiosos o incluso imprescindibles se convierten en sustancias tóxicas que se pueden comportar como verdaderos venenos para los organismos, acumulándose en la cadena trófica hasta ocasionar efectos tóxicos en el hombre.

Existen varios casos de contaminación y bioacumulación por metales pesados que han ocasionado graves daños tanto en la cadena trófica como en el ser humano. Por ejemplo la enfermedad de Minamata, Japón en 1950, que ocasiono la muerte de un gran número de personas debido al consumo de atún y otros peces con altas concentraciones de mercurio procedente de los vertidos industriales de la zona costera. Actualmente, existen estudios como el de Llop et al. (2012), que mencionan que, el consumo de ciertos tipos de pescados sigue siendo la principal causa de exposición a mercurio de la población en general, así como también determinan la exposición prenatal a mercurio en Valencia, Sabadell, Asturias y Guipúzcoa en España.

Sin embargo, las altas concentraciones de metales pesados no solo provienen de los vertidos industriales que son depositados en el mar. Según Bortone (2005), las actividades humanas que generan un mayor volumen de residuos con metales pesados incluyen: a) las explotaciones mineras en tierra firme, b) los procesos de metalurgia, c) la producción de compuestos químicos, d) las descargas de residuos domésticos, e) las operaciones de dragado, y f) las explotaciones minerales en zonas costeras o explotaciones submarinas.

Por otro lado, Buceta (1995) determina que la contaminación por metales pesados es especialmente peligrosa debido a:

- a) Su toxicidad, ya que con un aumento considerable en su concentración, en el agua o los sedimentos, ocasionan la muerte por envenenamiento de las especies que habiten en el medio.
- b) Su persistencia, debido a que no son biodegradables y pueden permanecer en el medio durante largos períodos de tiempo.
- c) Su bioacumulación, pues se conoce que algunos organismos como ciertas algas o las ostras son capaces de acumular metales pesados, y a partir de su ingestión estos contaminantes pueden introducirse en las redes tróficas.

2.3 Calidad del Agua

La calidad ecológica de las aguas, está determinada por las características que definen un ecosistema sano, que es aquél que posee un alto nivel de biodiversidad, productividad y habitabilidad y que pone de manifiesto una serie de indicadores concretos y propios de cada ecosistema. Sin embargo, establecer los criterios e indicadores de calidad no es una tarea fácil, ya que se busca que el objetivo de los mismos sea proporcionar una herramienta que permita clasificar los ecosistemas según su grado de deterioro ambiental y poder diseñar un plan estratégico de recuperación.

Un aspecto importante es la definición que se dé al concepto “calidad del agua”, el cual se puede entender como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos para los cuales el agua es destinada. De esta manera, tanto los parámetros como los criterios dependerán de si se trata de agua para consumo humano, para uso agrícola o industrial, para recreación, para mantener la calidad ambiental, etc.

2.3.1 Parámetros utilizados para determinar la calidad del agua

Debido a que no es posible controlar todos los contaminantes que pueden llegar a los cuerpos de agua, resulta preferible determinar sus características físicas, químicas y biológicas que definan los requisitos que debe tener un dominio acuático para un fin concreto.

Norris y Hawkins (2000), expresan estos requisitos en parámetros cualitativos y cuantitativos. Dentro de los parámetros cualitativos definen a los contaminantes disueltos y los sólidos suspendidos (e.g. limo, arena, virus), siendo estos últimos los responsables de las impurezas visibles, incluyendo turbidez, gusto, color y olor del agua. Por otro lado, dentro del grupo de parámetros cuantitativos se incluyen: a) medidas de pH, b) sólidos totales (ST), los cuales representan la suma de todos los sólidos disueltos y suspendidos en el agua, c) microorganismos y partículas más grandes, d) la conductividad, d) la contaminación microbiana (expresada en Unidades Formadoras de Colonias UFC) y e) el contenido de compuestos orgánicos disueltos que incluye parámetros como la determinación de carbón orgánico total (COT), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO).

Cortezón et al. (2002), señalan que para determinar los criterios de calidad del agua aplicables a cada zona costera, es necesario diferenciar cuatro grupos de parámetros:

- i) Estéticos, refiriéndose a indicadores como olor, color, transparencia, turbidez, presencia de material flotante, sólidos suspendidos, grasas y aceites, grasas en superficie, aparición de proliferaciones vegetales.
- ii) Sanitarios, considerando parámetros como concentración de coliformes fecales, concentración de coliformes totales, concentración de estreptococos fecales, concentración de salmonellas, concentración de virus.

iii) Biológicos/Ecológicos, haciendo mención de variables como concentración de oxígeno disuelto, concentración de sólidos en suspensión, concentración de nutrientes (N/P), concentración de clorofila, densidad de macrófitos, patrones de diversidad.

iv) Otros, que incluye las concentraciones de sustancias como compuestos organohalogenados, organofosfóricos, hidrocarburos persistentes y no persistentes, metales (Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Se, As, An, Mo, Ti, Sn, Ba, Be, V, Co, Ag, Hg, Cd), sustancias que afectan en el sabor y olor de los productos de consumo humano, sustancias con demostrado poder cancerígeno, biocidas, nitritos, amonio, entre otros.

Sin embargo, como ya se ha mencionado, estos parámetros pueden variar en función del uso al cual el agua se destina. Por ejemplo, para el control de la calidad de los efluentes, la WHO (1982), recomienda medir parámetros como: contenido de compuestos orgánicos disueltos (DQO, DBO, COT), contenido de compuestos nitrogenados orgánicos y amoníaco (determinación de nitrógeno orgánico total), sólidos totales en suspensión (ST), pH, y mortandad aguda de organismos. Por otro lado, la UNEP/WHO (1996), determina que en zonas donde se presenta el impacto de una descarga por emisarios submarinos debe realizarse un control medioambiental considerando parámetros como:

- a) Las bacterias fecales, que se pueden considerar como contaminantes no conservativos sujetos a un decaimiento exponencial.
- b) El oxígeno disuelto, que puede ser evaluado tomando en cuenta el consumo de oxígeno junto con la degradación bacteriana de la materia orgánica.
- c) El nitrógeno amoniacal y el ortofosfato disuelto, los cuales podrían ser considerados como contaminantes conservativos.
- d) El color.
- e) Los sólidos suspendidos (SS).
- f) El pH.

Un estudio realizado por Estevan (1989), establece que las aguas costeras deben de tener una vigilancia más estricta cuando exista la presencia de emisarios submarinos en la zona y propone un listado de parámetros (Tablas 2.3 y 2.4) a tener en cuenta en el momento de realizar los análisis de calidad de agua, considerando la distancia del emisario hacia la costa.

Tabla 2.3. Parámetros para aguas a menos de 1500 m de la descarga del emisario

Parámetros	Valor exigible
Coliformes Totales	200 UFC/ml
Oxígeno Disuelto	6 mg/l
Grasas y Aceites	2 mg/l
Materia Flotante	Ninguna
Control de olores	Ninguna

Tabla 2.4. Parámetros para aguas a menos de 500 m de la descarga del emisario

Parámetros	Valor exigible
Coliformes Totales	10 UFC/ml
Oxígeno Disuelto	90% de saturación
Grasas y Aceites	Ausencia
Materia Flotante	Ausencia
Control de olores	Ausencia

Hay muchos sistemas de clasificar la calidad de las aguas. En la legislación española, en el Real Decreto 927/1988 de 29 de julio, hay directivas comunitarias que definen los límites que deben cumplir un amplio número de variables físicas, químicas y microbiológicas para ser utilizada como consumo y abastecimiento (75/440CEE), baño y usos recreativos (76/160CEE) y vida de los peces (78/659CEE). Sin embargo, actualmente, el criterio de la calidad del agua se está considerando como una relación cuantificable de exposición-efecto, basada en evidencias científicas, entre el nivel de un indicador de calidad del agua y los riesgos potenciales para la salud (Salas, 1997; Ashbolt et al., 2001).

2.3.2 Indicadores medioambientales

Desde hace varias décadas, el uso de los indicadores se ha convertido en una de las formas más comunes de sintetizar y analizar la enorme cantidad de información medioambiental. Sin embargo, las listas de indicadores son enormes y variadas y han sido propuestas por los diferentes organismos y organizaciones a nivel nacional e internacional en base a diferentes criterios, objetivos y sistemas de clasificación.

De igual forma, son múltiples las definiciones de indicador ambiental que se encuentran en la bibliografía. Partiendo de la definición de indicador como aquello que indica algo, la definición de indicador ambiental que propone el Ministerio de Medio Ambiente (2000) lo especifica como una variable que ha sido socialmente dotada de un significado añadido al de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones.

Por otro lado, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) determina que los indicadores ambientales comunican aspectos considerados típicos o críticos para la compleja interrelación entre especies naturales y componentes abióticos de un sistema ambiental (AEMA, 1999). Mientras, Dale y Beyeler (2001) lo definen como el parámetro que asegura una condición sana del medio ambiente, proporciona alertas de cambios o amenazas o diagnostica la causa de un problema ambiental.

Por lo tanto, en base a estas definiciones, se puede determinar que un indicador ambiental puede ser cualquier variable o parámetro cuantificable del medio natural que nos proporcione información sobre el estado de dicho medio y nos permita evaluar y conocer la situación y la variación de la calidad ambiental.

El proceso de selección de un indicador ambiental no es una tarea sencilla, es más bien un proceso subjetivo ya que está en función de las normativas vigentes, el propósito a cumplir y por lo general una entidad geográfica puede usar indicadores completamente diferentes a los de otra entidad geográfica y como consecuencia presentar un panorama muy diferente del entorno (Niemeijer et al., 2008).

Schiller et al. (2005), establecen que los criterios básicos para una buena selección de indicadores ambientales son:

a) Tener validez científica, la cual deberá estar basada en un conocimiento científico consistente.

- b) Contar con una disponibilidad y fiabilidad de los datos, que serán accesibles y basados en estadísticas fiables.
- c) Ser representativo y estar fuertemente relacionado con las propiedades que se describan y argumentan.
- d) Tener sensibilidad a cambios, ya que deberá responder a los cambios que se producen en el medio, reflejando las tendencias y la predicción de situaciones futuras.
- e) Ser sencillos, pues deberán ser medibles, claros, simples, específicos y cuantificables con relativa facilidad, facilitando con esto su comprensión.
- f) Tener eficacia y una relación favorable entre el coste de obtención de datos y la información que ellos mismos estén proporcionando.
- g) Ser comparables, considerando que la información que aporten deberá permitir la comparación a distintas escalas territoriales y temporales.
- h) Mantener una cobertura geográfica, aunque por lo general debe ser nacional o estar basado en temas de carácter regional extensibles a escala nacional.
- i) Tener una relación razonable costo/beneficio, ya que el costo de obtención de información deberá estar compensado con la utilidad de la información obtenida.

Actualmente, la legislación de los diferentes países y organismos internacionales ha establecido el uso de organismos indicadores, los cuales, independientemente de su patogenicidad, deberán ser capaces de determinar el estado de contaminación en el sistema. Los grupos específicos de bacterias que comúnmente se utilizan para determinar el grado de contaminación fecal en los cuerpos de agua son: a) Coliformes Fecales, b) Coliformes Totales, c) Estreptococos Fecales y d) Enterococos.

Dentro del grupo genérico de los Coliformes, se pueden encontrar algunas especies de bacterias que son características de efluentes industriales o del suelo, o incluso la *Escherichia coli*, considerado como el único indicador que tiene un origen exclusivamente fecal (Wood et al., 1993). Por otro lado, el grupo de los estreptococos fecales tiene una gran especificidad en cuanto a su origen fecal, englobando tanto la contaminación producida por las excreciones humanas como por las heces fecales de otros animales.

Es importante mencionar que la constante controversia que se genera sobre la utilización de estos indicadores ha promovido la propuesta de nuevas alternativas, con el único fin de complementar los criterios de evaluación existentes. Una de estas alternativas se refiere al uso de indicadores bacterianos específicos, como la *Salmonella spp.*, *Pseudomona aeruginosa* o *Staphylococcus aureus*, así como también el uso de indicadores víricos que incluyan especies de virus que infecten de un modo específico a determinadas células bacterianas (Wood et al., 1993).

Finalmente, un aspecto de gran interés es el establecimiento de relaciones entre los diferentes indicadores, ya que no debe existir una dependencia funcional entre los distintos tipos de organismos indicadores, pero si poder establecer correlaciones entre ellos. Por ejemplo, la relación Coliformes Fecales/Estreptococos Fecales, es un buen indicador cuando las fuentes de bacterias son de origen humano o de cualquier otro animal de sangre caliente.

2.4 Emisarios Submarinos

Los emisarios submarinos son considerados dentro de la filosofía de “esconder la mugre bajo la alfombra”, tomando en cuenta las condiciones hidrodinámicas del mar para la dispersión de los contaminantes y su supuesta capacidad depurativa. Sin embargo, desde la década de los 80’s, se ha establecido su uso como un elemento significativo en el sistema de protección ambiental de las zonas costeras ya que se considera como uno de los tratamientos para aguas residuales específico de estas zonas. Una breve descripción de las características más importantes de los emisarios submarinos se realiza a continuación.

2.4.1 Características y funciones de los emisarios submarinos

Un emisario submarino es definido por Salas (2000), como una tubería que transporta el caudal a verter hasta el punto que, por sus características de profundidad (pendiente del fondo, corrientes, hidrografía, etc.), asegura una dilución suficiente en cualquier situación, de modo que la carga orgánica y contaminante resultante de su vertido no provoque daños sanitarios y/o ecológicos a los ecosistemas marinos y terrestres, ni a las poblaciones costeras circundantes, ni a las playas de recreación pública, ni a la industria pesquera.

Son considerados como fuentes puntuales y el vertido generalmente es de forma discreta en sitios claramente identificables donde su impacto en el medio ambiente pueda ser cuantificado y evaluado.

Según Bottelli (2011), los efluentes de un emisario submarino pueden ser de diversos tipos, siendo los más comunes los vertidos domésticos, pluviales, salmuera o agua hipersalina residual de una planta desalinizadora y agua caliente proveniente de la refrigeración de centrales térmicas o efluentes industriales. Todas generan una afectación importante en el medio receptor al que son vertidos. Sin embargo, los efluentes domésticos contienen una importante carga contaminante principalmente constituida por materia orgánica en descomposición, siendo su carga bacteriana uno de sus aspectos más nocivos para la salud humana.

De forma general, el funcionamiento de un emisario submarino (Fig. 2.7) puede expresarse de la siguiente manera: primeramente, el efluente es descargado mediante varios orificios (difusores o boquillas) como una serie de chorros a presión y de alta velocidad que producen turbulencia y mezcla, conociéndose a esta región como zona de mezcla. Posteriormente, ocurre una dilución durante los primeros minutos en los cuales el agua del dominio receptor rápidamente se mezcla con las aguas del vertido formando una pluma que tiende a subir por la diferencia de densidades de los dos medios. La dilución alcanzada dentro de esta región es conocida como dilución inicial y en ella se espera que las concentraciones de contaminantes se reduzcan en forma rápida y sustancial. A continuación, la pluma sigue a la deriva por efecto de las corrientes y en función del viento, para finalmente ser diseminada por la turbulencia oceánica originando su transporte y su dispersión en el mar (Roberts, 1994).

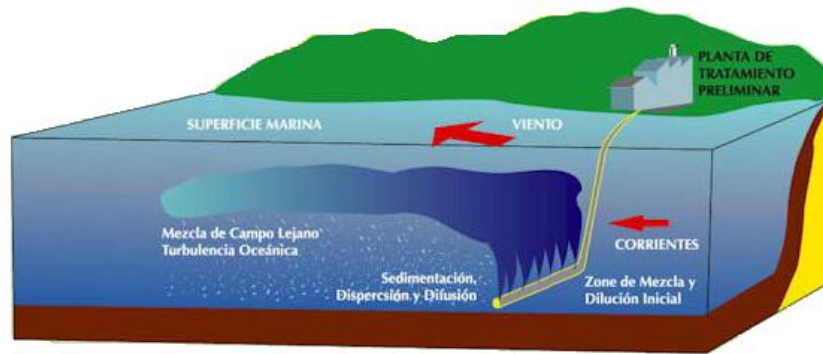


Figura 2.7. Esquema del funcionamiento de una descarga a través de un emisario submarino (Roberts, 1994).

Jirka et al. (2004) determinaron que, de manera general, un emisario submarino debe tener 3 componentes principales (Fig. 2.8): un estanque o depósito en tierra (de gravedad o bombeo), una tubería alimentadora, la cual es la encargada de transportar el efluente al área de vertido, y finalmente, una sección de difusores, constituido por un sistema de orificios que descargan y dispersan el efluente en el ambiente. Igualmente, cuando se decide el empleo de un emisario submarino para realizar el vertido de las aguas residuales, se deben considerar factores críticos como la carga hidráulica, la cual se encuentra en el punto de la descarga, la longitud del emisario, considerado un elemento económico de peso en la inversión, la profundidad de la descarga y la forma y orientación del tramo difusor.

Por ejemplo, cuando existe un ecosistema o una zona a proteger, como un arrecife coralino o una playa, y se ha elegido la opción de vertido a través de un emisario submarino, se debe considerar la opción de aumentar la longitud del emisario para reducir la influencia del efluente en dichas zonas. Varios estudios en los cuales se ha recurrido a este procedimiento se encuentran reflejados en la literatura, como el estudio de Mestres et al., (2009), en el cual se propuso la extensión de un emisario submarino en la Bahía de Cullera para reducir la influencia del efluente que se queda atrapado en la zona costera.

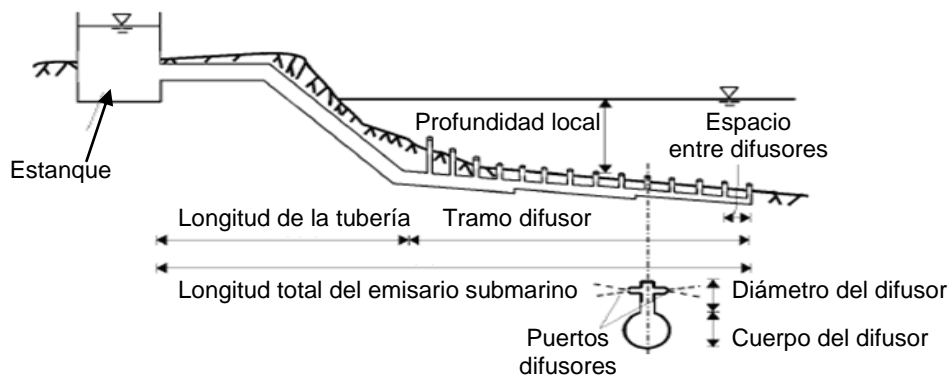


Figura 2.8. Esquema general de un emisario submarino con tubería alimentadora y tramo difusor en perfil, longitudinal y transversal (Jirka et al., 2004).

Por otro lado, la profundidad de la descarga también es un criterio que se relaciona con la longitud del emisario y está en función con las características del fondo (pendiente), siendo la profundidad deseable de la descarga entre los 20-30 m aproximadamente.

Este criterio también tiene relación con el gradiente de densidad, ya que si se presenta una menor estratificación la pluma ascenderá a la superficie formando un campo superficial, mientras que con una mayor estratificación la pluma se quedará atrapada en el fondo evitando campos superficiales y residuos que aparecerían en la superficie (Fig. 2.9). Así, la pluma permanecerá sumergida indefinidamente o por algún tiempo (CEPIS, 1988).

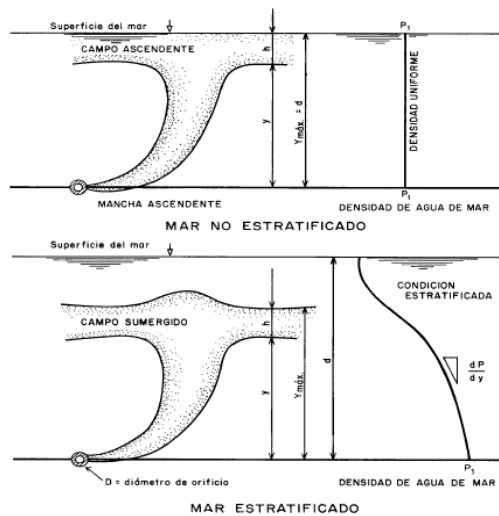


Figura 2.9. Campos ascendentes en condiciones estratificadas y no estratificadas (CEPIS, 1988).

Existen estudios como el realizado por la UNEP/WHO (1996), en donde se determina la existencia de zonas que pueden ser muy adecuadas para el uso de los emisarios submarinos, como por ejemplo el Mar Mediterráneo, ya que presenta las siguientes características:

- a) La construcción es posible realizarla de forma sencilla debido a la presencia de un clima generalmente bueno durante el verano y a la debilidad de las corrientes.
- b) Las condiciones oligotróficas en la mayoría de las áreas permiten la descarga de grandes cantidades de desechos domésticos, siempre que se asegure una dilución eficiente.
- c) La exposición solar y la transparencia de las aguas resultan importantes indicadores para el decaimiento bacteriano y la degradación fotolítica de algunas sustancias orgánicas no persistentes.
- d) Generalmente, la ausencia de fuertes corrientes de marea y la falta de dispersión en el Mediterráneo, son de gran importancia para conseguir la máxima dilución inicial posible.

2.4.2 Componentes de un emisario submarino en la zona de vertido

Como se ha mencionado anteriormente, una de las soluciones más acertadas para el tratamiento y disposición final de las aguas residuales es el empleo de los emisarios submarinos. Sin embargo, el diseño de estos emisarios está condicionado a las características del propio vertido, así como también a la capacidad potencial del medio receptor para lograr la depuración natural de los materiales aportados. De esta manera, los aspectos que intervienen en el diseño son diversos, desde las corrientes marinas, la temperatura y la estratificación hasta normativas particulares, con los cuales será posible definir las características del emisario y el sistema de difusores. A continuación, se presenta una breve descripción de los componentes de un emisario submarino en la zona del vertido.

2.4.2.1 Difusores y tramo difusor

Actualmente, los estándares ambientales han enfatizado cada vez más la necesidad de maximizar la dilución del efluente al salir de la descarga. Los primeros intentos fueron hechos en 1950 con la introducción de los difusores, los cuales no son más que un conjunto de orificios o bocas de descarga localizados en el tramo final de los emisarios submarinos (tramo difusor) y empleados para iniciar el proceso de dispersión del efluente dentro del ambiente marino. Su finalidad es repartir el caudal total en un cierto número de chorros individuales para incrementar la dilución inicial del efluente. Cada uno de estos chorros sale con una cierta velocidad y una cierta trayectoria que comienza siendo recta por inercia del chorro, pero que poco a poco se curva hacia arriba por efecto de la diferencia de densidad del ambiente (Mateo, 1995).

Existen tres parámetros importantes que deben ser considerados en el diseño de los difusores y el tramo difusor, ya que con ellos se define el perfil de la descarga. Estos parámetros son la distancia entre los difusores, el diámetro de los difusores y finalmente la orientación del tramo difusor.

2.4.2.1.1 Distancia entre los difusores

La distancia entre los difusores está en función de las características del vertido (densidad y velocidad), así como también de las características del punto en el cual se realice dicho vertido (profundidad, gradientes de densidad, dinámica marina y capacidad de dilución).

Esta separación entre los difusores ocasiona que el chorro tenga comportamientos diferentes al momento de ser expulsado, de tal manera que si los difusores se encuentran muy separados uno del otro (distancia mayor al 20% de la profundidad: $s > 0.20 H$), los chorros tendrán un comportamiento independiente (Fig. 2.10), mientras que si la separación es escasa ($s < 0.03 H$), el comportamiento de los chorros dependerá del impulso inicial. Si este impulso es significativo (Fig. 2.11) entonces se formaran dos chorros globales y rectangulares con una dimensión similar a la longitud del tramo difusor que ascienden independientemente.

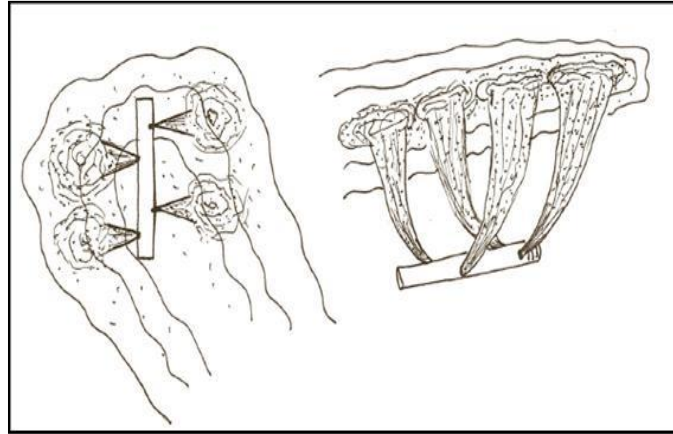


Figura 2.10. Vista en planta y en perspectiva inferior de la disposición de los difusores en los que se observa mucha separación entre ellos (CEDEX, 1995).

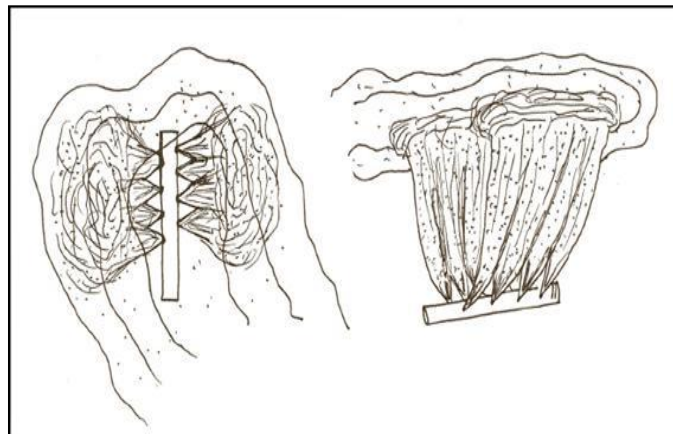


Figura 2.11. Vista en planta y en perspectiva inferior de la disposición de los difusores en los que se observa poca separación entre ellos con impulso inicial significativo (CEDEX, 1995).

Si por el contrario, el impulso inicial es escaso (Fig. 2.12) los dos chorros globales se aproximan hasta juntarse debido a que el agua intermedia aumenta su velocidad y disminuye la presión. Finalmente, si la separación entre los difusores es intermedia ($H/3 < s < H/5$), los chorros individuales se unen antes de llegar a la capa de mezcla (Mateo, 1995).

Fisher et al. (1979), han demostrado, tanto teórica como experimentalmente, que el máximo nivel de mezcla se puede alcanzar cuando exista poca distancia entre los difusores, permitiendo, de esta manera, una cierta interferencia de chorros adyacentes. Sin embargo, en aguas costeras de baja profundidad (5-15 m) la distancia recomendada entre difusores es alrededor de $H/3$.

Igualmente determinaron que un tramo multidifusor proporcionaba una mayor dilución inicial, aumentando las posibilidades de que la pluma se hunda debido a la estratificación del ambiente, mientras que en los casos en los que existe un solo difusor, sería más probable que la pluma ascendiera a la superficie del mar.

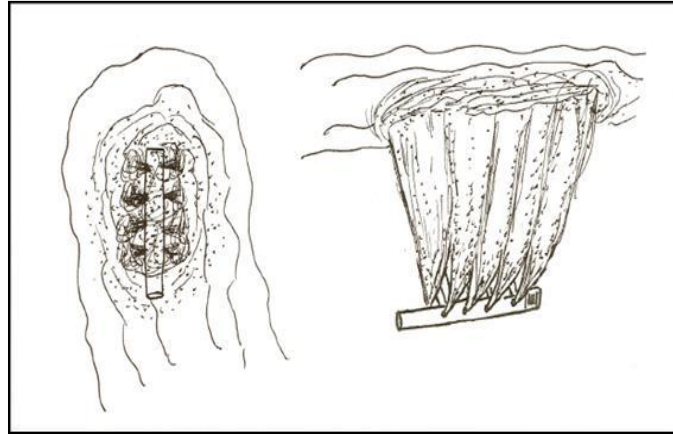


Figura 2.12. Vista en planta y en perspectiva inferior de la disposición de los difusores en los que se observa poca separación entre ellos con impulso inicial escaso (CEDEX, 1995).

2.4.2.1.2 Orientación del tramo difusor

La orientación del tramo difusor está en función del régimen de corrientes en el punto de vertido, así como también de la posición relativa, orientación y morfología de la línea de costa.

En algunos casos los tramos difusores se diseñan con una configuración en forma de “Y” para evitar las corrientes paralelas, ya que si estas estuvieran presentes podrían reducir notablemente la dilución. Por otro lado, los tramos multidifusores, con un gran número de orificios, pueden ser orientados de diversas maneras, tanto en plano como en sección, para producir patrones particulares de mezcla y aprovecharse de la dirección de la corriente del medio.

Sin embargo, dependerá de la situación en la que se presente el tramo difusor lo que ayude a definir las particularidades de la mezcla, ya que por ejemplo, si éste se encuentra enterrado, será necesario incorporar una serie de elevaciones verticales con orificios de salida para distribuir el efluente liberado. Estas elevaciones verticales pueden terminar en forma de roseta, en forma de “T”, libres, etc.

En base a esto, Charlton (1985) clasificó las descargas marinas en función de la forma y posición tanto de la tubería como del tramo difusor, estableciendo las siguientes categorías (Fig. 2.13):

- a) Descargas donde la tubería y el tramo difusor están totalmente encima del fondo del mar (Fig. 2.13a).
- b) Descargas en donde la tubería está enterrada y el tramo difusor está compuesto de pequeñas elevaciones, finalizando la descarga sobre el fondo del mar (Fig. 2.13b).
- c) Descargas en forma de túnel donde la tubería está profundamente enterrada y el tramo difusor presenta grandes elevaciones al final de la descarga. Este tipo de descargas puede presentarse de dos formas en función del lugar donde se encuentren conectadas las elevaciones a la tubería principal, ya sea en la parte superior del túnel (Fig. 2.13c) o en su parte inferior (Fig. 2.13d). Sus características serán significativamente diferentes dependiendo de su intrusión bajo el mar.

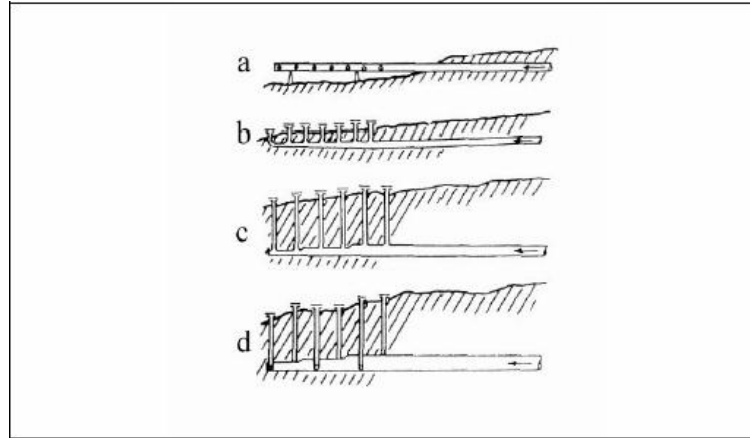


Figura 2.13. Categorías de las descargas y sus difusores (Charlton, 1985).

2.4.2.1.3 Diámetro de los difusores

El diámetro de los difusores constituye el parámetro más eficaz para cambiar el perfil de la descarga. Está en relación con el volumen del vertido, la longitud total del emisario y la longitud del tramo difusor.

Wilkinson y Wareham (1996), determinaron que el tamaño mínimo del orificio debe ser de 50 milímetros para un efluente que presente un nivel de tratamiento secundario o terciario, evitando así el riesgo de obstrucción, mientras que por otro lado, se recomienda un tamaño de orificio mínimo de 70-100 milímetros para los efluentes con un sistema de tratamiento primario (monitoreo y sedimentación). Si se disminuye el diámetro de los orificios en toda la longitud del tramo difusor o en los sitios donde la descarga es muy elevada, se obtiene un perfil más homogéneo.

En emisarios submarinos diseñados para aguas profundas la dilución no es significativamente afectada por el diámetro de los orificios. Sin embargo, no se recomiendan diámetros menores a 80 milímetros porque hay muy poca o ninguna ventaja de dilución y se incrementa la posibilidad de obstrucción. Sin embargo, la instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar (1993) establece que el diámetro que deben tener los orificios para evitar la obstrucción no debe ser inferior a 6 cm.

Por otro lado, es importante también considerar que el área total de los orificios no exceda el área de la tubería, ya que de ser así la velocidad promedio de la descarga por los orificios sería menor que la velocidad del flujo de la tubería, es decir, el flujo tendría que desacelerarse antes de la descarga. Físicamente esto no es posible, por lo que algunos orificios no descargarían a su máxima capacidad o no lo harían. En el documento sobre la instrucción de vertidos al mar (1993) se establece que la velocidad mínima que debe tener el efluente para evitar una obstrucción por sólidos en suspensión es del rango de 0.6-0.8 m/s. Sin embargo, Gyssels et al. (2011), mencionan que la velocidad de descarga mínima por los difusores recomendada por la EPA es de 3 m/s, con el objeto de lograr un efluente con suficiente energía cinética que favorezca una

rápida mezcla y por consiguiente la dilución del efluente, disminuyendo al mismo tiempo la posibilidad de obstrucción en los difusores.

2.4.2.2 *Campo Cercano y Campo Lejano*

Los procesos de dispersión de una sustancia descargada a través de un emisario submarino se encuentran dominados por los mecanismos físicos que gobiernan los procesos de mezcla. Estos procesos de dispersión generalmente pueden ocurrir en dos fases, denominadas campo cercano y campo lejano. Aunque algunos autores (Koh y Brooks, 1975; Fisher et al., 1979), consideran una tercera fase intermedia entre las dos primeras y la definen como una región de transición donde la descarga abandona el campo cercano y entra en el campo lejano.

En el campo cercano, también llamado zona de mezcla inicial, la descarga es afectada por los flujos de flotabilidad y momentum, así como también por las corrientes. Jirka y Lee (1994) consideran que la escala espacial del campo cercano es del orden de 10 m, con escalas temporales del orden de minutos hasta una hora, mientras que la escala espacial para el campo lejano es de kilómetros, con escalas temporales de varias horas hasta días.

En el caso de un emisario submarino, las características de la descarga y el grado de mezcla no solo serán afectadas por las características iniciales del momentum y la flotabilidad del flujo, sino que también estarían muy influenciados por la geometría del emisario (longitud del difusor y profundidad de la descarga) (Wood et al., 1993; Jirka y Lee, 1994).

A medida que la pluma viaja más allá del punto de la descarga sus características comienzan a ser menos importantes y se obtiene el campo lejano, también llamado región de dispersión pasiva. En esta zona, las condiciones ambientales, dominadas por la dirección y velocidad de la corriente así como por la dispersión horizontal, controlarán la trayectoria de la pluma por medio de movimientos de expansión flotante, difusión pasiva debido a la turbulencia del ambiente y advección debido al campo de velocidades de las corrientes presentes en el ambiente (Jirka y Bleninger, 2004). Por lo tanto, su predicción puede variar considerablemente dependiendo de la complejidad del ambiente, la disponibilidad de los datos y la severidad del problema de contaminación.

Por otro lado, la importancia con la cual la dispersión puede ser tratada en cada una de estas regiones, depende del tipo de sustancia que sea descargada. Por ejemplo, en el caso de un vertido con un alto contenido de agentes biológicos, será importante desarrollar técnicas de modelado que consideren la región del campo cercano, ya que las bacterias presentan una tasa de decaimiento muy rápida en los ambientes marinos y solo una parte podría permanecer activa cuando comience el campo lejano. Pero si la descarga tuviera contaminantes como el mercurio o alguna sustancia radioactiva, la zona importante para estudiar sería el campo lejano, ya que incluso con pequeñas concentraciones de estos elementos, fuera de la zona de la descarga, se podrían generar altos niveles de toxicidad.

2.4.2.3 Zona de Mezcla

Según Gutiérrez (2001), las descargas a través de un emisario submarino pueden verse desde dos escalas diferentes: la primera es refiriéndose al impacto sobre la calidad existente en un área muy extensa y la segunda vinculada al impacto local en las inmediaciones de la propia descarga. Esta última también se denomina zona de mezcla.

Generalmente, la zona de mezcla suele localizarse en la parte cercana al tramo difusor, en la zona donde se presenta la dilución inicial, en el denominado campo cercano. Sin embargo, en algunos casos, puede llegar a incluir una parte del campo lejano, aunque su extensión suele variar de acuerdo a los criterios medioambientales.

Jirka y Bleninger (2004) determinaron que la zona de mezcla es una región alrededor de una fuente puntual, espacialmente restringida, cuyas dimensiones deben ser especificadas según el tipo y uso del cuerpo receptor. En base a esto, especificaron las cualidades generales que debe tener una zona de mezcla:

- a) El término “zona de mezcla” se refiere a que los procesos de mezclado requieren un cierto espacio.
- b) El término “espacialmente restringida” debe garantizar que la zona de mezcla sea reducida al mínimo con el fin de lograr las metas de calidad medioambiental.
- c) Si la zona de mezcla incluye algunos de los procesos físicos reales de mezcla, estos procesos se extenderán más allá de esta zona, donde ocasionarán la disminución de la concentración del contaminante en la pluma.
- d) La definición se restringe a fuentes puntuales puesto que las fuentes difusas (aquellas que no pueden ser relacionadas con un sitio específico), por lo general no contienen procesos de mezcla claramente distinguibles.

Igualmente, especificaron las dimensiones de la zona de mezcla en sitios donde se presenten descargas de emisarios submarinos, considerando dos puntos importantes:

- 1) Determinar las dimensiones de la zona de mezcla en función del tipo de cuerpo receptor y las características biológicas, estableciendo una región limitada alrededor del emisario submarino en la cual la mezcla inicial del efluente es dominante. Por lo tanto, la zona de mezcla tendrá un volumen con límites verticales en el cuerpo receptor y estará limitado horizontalmente a una distancia igual a N múltiplos de la profundidad promedio del agua (H_{prom}). De esta manera, para un emisario con un solo difusor, esto comprendería un volumen cilíndrico con el difusor en su centro (Fig. 2.14a), mientras que para un emisario con múltiples difusores dispuestos a lo largo de una línea recta, implicaría un volumen prismático rectangular a lo largo del tramo difusor (Fig. 2.14b).

- 2) Las dimensiones de la zona de mezcla se determinarán al finalizar las evaluaciones ecológicas, estableciendo así un área cuyas dimensiones están en función de la protección de la calidad del agua.

Finalmente, para modelar la zona de mezcla (modelado del campo cercano) por lo general se utilizan versiones reducidas de modelos generales de calidad de agua, los cuales describen los procesos físicos de mezclado (advección y difusión). Sin embargo,

estos modelos son limitados a una cinética muy simple del agente contaminante, ya que los tiempos de residencia de la zona de mezcla son muy cortos y las transformaciones químicas o biológicas son poco importantes. Bottelli (2011), efectuó una comparación de dos modelos para la zona de mezcla, puntualizando que los modelos CORMIX (Doneker y Jirka, 1991; Jirka et al., 1996) y VISUAL PLUMES (Fick, 2004) se caracterizan por su amplia aplicabilidad en el diseño de los emisarios submarinos y se utilizan con éxito para el control de la calidad del agua bajo diversos marcos reguladores.

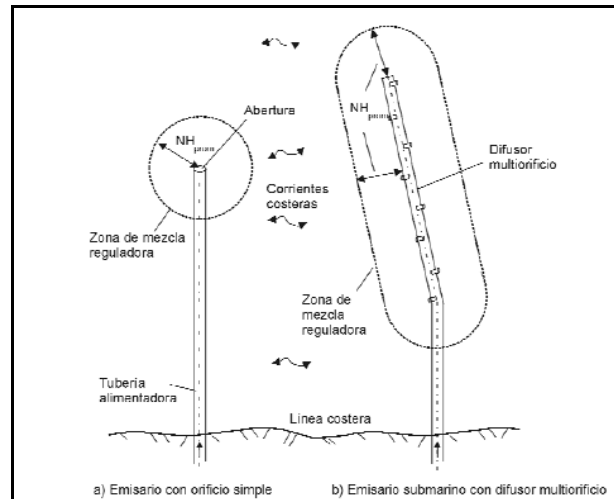


Figura 2.14. Determinación de la zona de mezcla para emisarios submarinos con orificio simple (a) y con difusor multiorificio (b). (Jirka et al., 2004).

2.4.2.4 Dilución Inicial

Uno de los aspectos más importantes que debe ser considerado en el diseño de un emisario submarino es la dilución inicial, ya que con un diseño adecuado se pueden lograr diluciones suficientes en la descarga de aguas residuales para reducir las concentraciones de contaminantes a niveles apropiados dentro de los valores establecidos por las normas de calidad de agua.

En el cálculo de la dilución intervienen, tanto las condiciones ambientales (corrientes, temperatura y densidad del agua del mar, etc.), como las condiciones geométricas del emisario submarino (profundidad del punto de vertido, diámetro del tramo difusor, número y orientación de los difusores, etc.), siendo las condiciones ambientales el escenario más desfavorable para la dilución, ya que es necesario determinar la combinación correcta de estos factores (sobre los cuales no se tiene control) para lograr una dilución mínima (AZTI, 2002).

Para la determinación de la dilución inicial es importante considerar si el efluente vertido en el medio receptor se presenta como un chorro o como una pluma. En un chorro, el efluente se moviliza debido a su propio momentum y desaparece a poca distancia después de la descarga, mientras que en una pluma el transporte se debe a la diferencia de densidad entre el efluente y el agua circundante. Ésta es la razón por la

que gran parte de las investigaciones se concentran en la dilución inicial en forma de plumas. Por lo tanto la dilución inicial en chorros dependerá únicamente de la cantidad de movimiento del efluente, mientras que la dilución inicial en plumas estará altamente influenciada por las características ambientales.

Cuando el efluente sale del difusor e ingresa en aguas de mayor densidad, se produce una dilución del efluente por mezclado. La diferencia de velocidad entre el efluente y las aguas receptoras dan origen a la turbulencia y al mezclado, mientras que la pluma sube a la superficie. Si el efluente es expuesto a corrientes de velocidades moderadas, la dilución inicial puede estimarse empleando una ecuación que relaciona la continuidad entre el flujo del efluente y el flujo de la corriente sobre el tramo difusor (Estevan, 1989):

$$D_i = \frac{V_x \cdot b \cdot h}{Q} \quad (2.7)$$

donde:

D_i = dilución inicial.

V = velocidad de la corriente.

b = ancho de la sección difusora.

h = profundidad media del efluente.

Q = flujo volumétrico del efluente.

Por lo tanto, la dinámica de chorros y plumas puede ser definida por valores de flujo de masa, flujo de cantidad de movimiento y flujo de flotabilidad y su relación en el tiempo. Estos flujos, son definidos por Fisher et. al (1979) y calculados de la siguiente forma:

a) el flujo de masa (μ) se puede describir con la ecuación:

$$\rho\mu = \int_A \rho_w w dA \quad (2.8)$$

donde ρ es la densidad del efluente, A es el área transversal del chorro o la pluma y w es la velocidad media en la dirección del eje del chorro o la pluma.

b) El flujo de cantidad de movimiento (m) se define como:

$$\rho m = \int_A \rho w^2 dA \quad (2.9)$$

c) Finalmente, el flujo de flotabilidad (β) sería:

$$\rho\beta = \int_A g \Delta\rho_w dA \quad (2.10)$$

donde g es la aceleración de la gravedad y $\Delta\rho$ es la diferencia de densidad entre el efluente y el medio receptor.

Por otro lado, Lewis (1997), basándose en la fórmula empírica de Cederwall (1968), establece un modelo matemático de cálculo para la dilución inicial en la parte central de la pluma que ha alcanzado la superficie y para zonas sin estratificación (Fig. 2.15), representada por la siguiente ecuación:

$$D_o = 0.54 F_j \left(\frac{0.38 H}{D_j F_j} + 0.66 \right)^{5/3} \quad (2.11)$$

donde:

D_o = Dilución en el centro de la parte superior del penacho y a la salida del difusor.

H = Profundidad de la columna de agua en m

D_j = Diámetro del difusor en m

F_j = Número de Froude, el cual se define por la siguiente ecuación:

$$F_j = \frac{u}{(g' D_j)^{0.5}} \quad (2.12)$$

donde:

u = Velocidad del flujo en m/s

D_j = Diámetro del difusor en m

g' = Gravedad reducida que se calcula según la ecuación:

$$g' = \frac{g (\rho_a - \rho_j)}{\rho_a} \quad (2.13)$$

donde:

ρ_a = Densidad del agua ambiental

ρ_j = Densidad en el difusor

g = Gravedad (9.8 m/s^2)

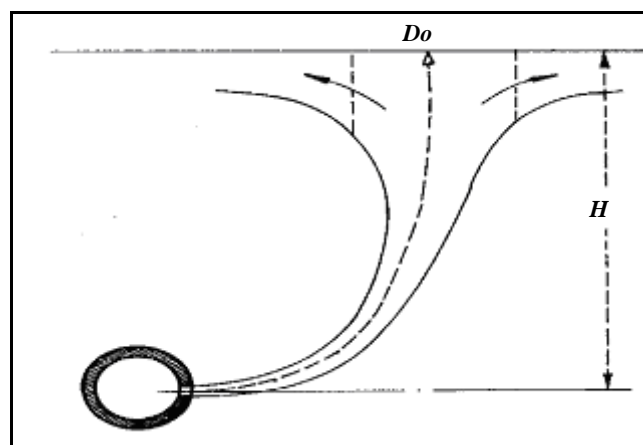


Figura 2.15. Representación de una pluma para el cálculo de la dilución inicial (Lewis, 1997).

Una vez que la dilución inicial ha sido determinada, las corrientes producidas por mareas o inducidas por el viento, pueden alejar la pluma de la zona del difusor,

lográndose una dilución adicional conocida como difusión horizontal o lateral. En la figura 2.16, se observa como la concentración original (C_0) se difunde lateralmente al momento de entrar en el campo de corrientes $t=0$. De esta manera, la pluma se desplaza en la dirección del eje x de la corriente con la velocidad de ésta (U).

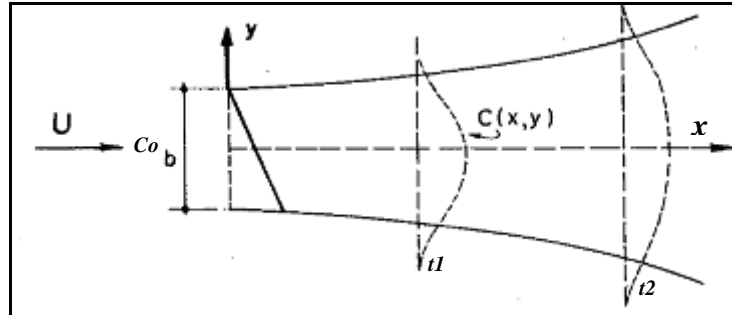


Figura 2.16. Representación de una pluma en plano horizontal (Diez, 1981).

El análisis para establecer la concentración $C(x,y)$ en cada punto se debe al modelo matemático de Brooks (1988), el cual se basa en la ecuación de la continuidad y supone que existe una semejanza entre los fenómenos de turbulencia e interacción molecular, para lo cual emplea la ley de difusión molecular de Fick:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left(E \cdot \frac{\partial c}{\partial y} \right) \quad (2.14)$$

donde E es el coeficiente de difusión lateral, determinado experimentalmente y proporcional a la anchura del campo del efluente en cada punto (x).

Por otro lado, Ragas (2000), considera que cualquiera que sea el método aplicado para el estudio de la dilución inicial deberá contemplar una serie de factores o condiciones que son imprescindibles para un cálculo fiable, así como también para lograr una conexión correcta con el campo lejano:

- a) Difusores vertiendo a través de múltiples orificios.
- b) Ángulo de descarga entre el eje de los orificios y el eje vertical, o en su defecto 90° (orificio horizontal).
- c) Perfil de densidad, o en su defecto lineal.
- d) Existencia de corrientes en el dominio receptor.
- e) Ángulo entre el difusor y la corriente.
- f) Espesor de la pluma, el cual es necesario para la conexión correcta con el campo lejano.

2.4.3 Ventajas e Inconvenientes de los emisarios submarinos

Durante los últimos años, el creciente daño ambiental provocado por las diferentes actividades humanas se ha extendido a la comunidad mundial, siendo el tratamiento y disposición de las aguas residuales una actividad que tiene, hoy en día,

gran importancia. Para esto, es importante comprender que la disposición de los vertidos no es más que una forma de acondicionar las aguas residuales para que la naturaleza utilice sus componentes y los reintegre en sus ciclos sin sufrir daños o alteraciones significativas. El tipo de tecnología dependerá de la calidad del efluente (composición) y de la capacidad de asimilación del medio receptor.

Es precisamente en este escenario donde se aplica el uso de los emisarios submarinos y en el que diversos documentos científicos de múltiples organismos internacionales (e.g. OMS, EPA) sostienen que la descarga de las aguas residuales al mar por medio de estos emisarios representa una alternativa viable para las ciudades costeras. Sin embargo, también se considera un tema de discusión, ya que se cuenta con pocos antecedentes fiables de los efectos reales que podrían ocurrir una vez que el efluente entra en un medio receptor.

La OMS (1979), en un extenso estudio sobre la utilización de los emisarios submarinos define 12 factores de riesgo asociados a la descarga de aguas servidas en el medio marino. Por otro lado, Antiñolo (1995) señala que los emisarios submarinos son sistemas que presentan una serie de ventajas e inconvenientes, entre las que se pueden mencionar las siguientes:

I).- Ventajas

- a) La superficie del suelo que ocupan es mínima así como también lo son sus instalaciones de pretratamiento.
- b) Estas instalaciones suelen estar dentro de sitios cerrados, con lo que la producción de olores se reduce de manera notable.
- c) Su funcionamiento no se ve alterado por aumentos estacionales de carga o caudal, siempre y cuando el diámetro de la tubería esté correctamente dimensionado.
- d) Los costos de explotación son mínimos (energía y mano de obra) y su funcionamiento muy simple.
- e) No produce ningún tipo de residuo o subproducto.
- f) Se asegura una eficaz protección de las aguas de baño frente a la contaminación bacteriológica, al conjugar la dilución con la inactivación bacteriana (T_{90}).

II).- Inconvenientes

- a) El emisario no elimina ningún contaminante. El ecosistema marino se encarga de depurar y diluir el efluente, pudiendo presentarse efectos negativos tales como acumulación de sustancias no biodegradables o la disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua.
- b) La parte marina del emisario (tubería y difusores) se encuentra expuesta a roturas y desperfectos ocasionados por los temporales y las artes de pesca de arrastre. Esto se solventa enterrando la tubería y protegiendo con defensas el tramo difusor, aunque esto incrementa los costos de instalación.
- c) El efluente se pierde en el mar, no pudiendo ser utilizado para riego u otras necesidades.
- d) Los estudios previos para el diseño de un emisario submarino son relativamente costosos, ya que se necesitan medidas oceanográficas a largo plazo.

De igual manera, Leppe (2002), considera algunas características particulares de los emisarios submarinos, estableciendo que:

- a).- El emisario submarino es, desde un punto de vista técnico, una de las soluciones de tratamiento y vertido de aguas residuales menos sofisticada, por ende menos sometida a fallas, lo que da garantías en la operación del sistema.
- b).- Lo “peor” que puede ocurrir en caso de desperfecto o situación de desastre es retornar a la situación de la contaminación inicial.
- c).- Y finalmente que el funcionamiento del emisario no muestra efectos secundarios, externalidades o transferencia de efectos nocivos hacia otros sectores geográficos o sociales dado que el efluente es procesado íntegramente en el sistema propuesto.

Otro punto de vista sobre las ventajas que presentan los emisarios submarinos fue desarrollado durante un Curso-Taller Internacional de Emisarios Submarinos realizado en la ciudad de Mazatlán, Sinaloa, México, en noviembre del 2007, en donde especialistas de la Organización Meteorológica Mundial (Philip Roberts, Henry Salas, Fred M. Reiff, Alejandro Labbe Fluhmann y Menahem Libher) compartieron sus conocimientos sobre diseño, construcción, operación y mantenimiento de estas estructuras. Todos ellos llegaron a la conclusión de que una de las ventajas principales de los emisarios submarinos es que contribuyen a la preservación del capital natural de un país, es decir, el volumen de la biosfera, constituido principalmente por la atmósfera, el agua y los bosques.

2.4.4 Antecedentes de casos de estudio en el uso de los emisarios submarinos

Un emisario submarino, bien diseñado, construido y operado adecuadamente puede aprovechar al máximo la capacidad de dilución y asimilación del ambiente marino sin llegar a producir impactos ambientales negativos.

Son muchos los estudios que, basados en esta premisa, se han llevado a cabo para analizar, por un lado, la calidad de las aguas en la zona de vertido de los emisarios submarinos, y por otro, su buen funcionamiento. Por ejemplo, el estudio realizado por Yang (1995), en el cual se analiza el sistema de drenaje a través de emisarios submarinos de una ciudad en Taiwán. Un caso que hace referencia a la profundidad adecuada para la descarga es el estudio realizado por Christodoulou et al. (1995), desarrollado sobre el impacto de un emisario submarino en la ciudad de Limassol, Chipre, específicamente en las aguas de la bahía de Akrotiri. El Centro Panamericano para la Ingeniería Sanitaria y las Ciencias Ambientales (CEPIS), ha realizado, desde 1998, una serie de informes que describen el desarrollo de metodologías generales para el diseño conceptual de los emisarios submarinos, tomando en cuenta la aplicación de tratamientos previos al vertido así como también tecnologías diversas en el tramo difusor. En estos informes, se establece la existencia de 102 emisarios submarinos, de aproximadamente 500 m de longitud, en América Latina y el Caribe: Venezuela (39), Chile (18), Puerto Rico (15), Brasil (12), México (9), Colombia (3), Perú (2) y Ecuador, Uruguay, Martinica, Argentina, Bermuda, Panamá y Costa Rica con un solo emisario.

Olalla (2001), señala en su estudio que el diseño y la construcción de los emisarios submarinos de Santander y Mompás (San Sebastián-Pasajes) juegan un papel importante en la funcionalidad de estos emisarios al superar una gran cantidad de

problemas derivados de la particular naturaleza del entorno en que se ubican y de las especies características del Mar Cantábrico. También se encuentra el estudio realizado por la WMEP (2005) en los emisarios submarinos de Macaulay Point y Clover Point (Victoria B.C., Canadá), que desarrolla un programa de monitoreo para estos emisarios, el cual se considera uno de los más completos ya que establece el análisis de aguas residuales para más de 200 contaminantes, así como también, un monitoreo microbiológico de las aguas superficiales para evaluar el riesgo en la salud humana, el análisis del fondo marino para determinar la presencia de sustancias químicas y organismos biológicos y la realización de estudios con preguntas específicas sobre las aguas residuales, la columna de agua y el medio ambiente.

Igualmente, destacan los estudios realizados para modelar la descarga y optimizar el diseño de los emisarios submarinos, como es el caso de Mestres et al. (2006), donde se modela la dispersión de efluentes de descargas marinas en zonas costeras. Otro caso es el de Sierra et al (2007), donde se analiza la concentración y distribución de nutrientes provenientes del vertido del emisario submarino en la Bahía de Cullera y la influencia del Río Júcar. También destaca el estudio de Mestres et al. (2009), en el cual se analiza la concentración de bacterias en el vertido de un emisario submarino en la Bahía de Cullera y se proponen alternativas para mejorar el diseño del emisario con la finalidad de minimizar el efecto del efluente en las playas. Finalmente, Bottelli (2011) en su estudio presenta una metodología de diseño de emisarios submarinos analizando 3 efluentes de diferentes vertidos a través de 3 emisarios submarinos con características distintas, involucrando el uso de los modelos numéricos en el Campo Cercano.

2.4.5 Problemas con los Emisarios Submarinos

La parte negativa de los emisarios submarinos la constituye una gran variedad de episodios de contaminación que se han venido repitiendo, a lo largo de muchos años, indicando que sin un cuidadoso proceso de diseño y construcción pueden ser un foco de contaminación para las playas.

Muchos emisarios tienen problemas hidráulicos internos como, por ejemplo, la obstrucción total o parcial, altas pérdidas de carga o, la distribución no uniforme de flujo, dando como resultado una dilución pobre, roturas en la tubería de conducción, etc. Sin embargo, no sólo los problemas hidráulicos o de diseño son los causantes de los problemas de contaminación que se pueden generar por la rotura o los fallos en el funcionamiento que pueden presentar los emisarios submarinos. Existen factores como el arrastre de las anclas por los barcos, cambios radicales en la configuración de los fondos oceánicos generados por las corrientes o las olas o fenómenos naturales como los huracanes o los terremotos, que pueden romper las tuberías de los emisarios submarinos, incluso las tuberías enterradas. No obstante, el resultado sigue siendo el mismo, graves problemas de contaminación en las zonas cercanas a la descarga.

Por ejemplo, Grace (2005) ha reportado fallos y daños cuantiosos en los emisarios submarinos de la isla Oahu, en Honolulu, debido a la acción de los huracanes, ya que el efecto conjunto de las grandes olas y los movimientos violentos de las masas de agua cerca del fondo ocasionaron roturas y obstrucciones a lo largo de la tubería. Igualmente, considera a la erosión del material del fondo como otro factor importante

que puede ocasionar la rotura de las tuberías por acción de las corrientes o las olas que generan fricción y vibraciones en la tubería hasta ocasionar un gran potencial de fallo.

Igualmente, algunos artículos publicados en la prensa hacen referencia a cómo los turistas se ven afectados por los problemas que presentan los emisarios submarinos y a que, en la mayoría de los casos, parecen haberse acostumbrado a bañarse en el mar acompañados, no solo de objetos flotantes, sino también de aguas fecales.

Casos como el de la playa de la Albufereta (Alicante), en donde se han presentado incidentes de contaminación debido a la rotura de un difusor del emisario submarino durante su mantenimiento, han sido noticia de la prensa. Sin embargo, también ha sido reportado que este emisario fue alargado 200 metros, con la finalidad de remediar el problema de acumulación de aguas negras en las costas debido a la saturación de la depuradora (La Verdad, 2003b).

Otro caso importante es el publicado por el periódico el Levante-EMV en el cual se menciona la aparición de una mancha oscura en la playa de Cullera, Valencia, que obligó a cerrarla al baño en Agosto de 2012. También se menciona la insuficiente capacidad de la depuradora de aguas residuales de la zona para atender los residuos de una población veraneante y la presencia de un emisario submarino mal ubicado, obsoleto que vierte cerca de la costa y a escasa profundidad.

Finalmente, es importante considerar que aunque el emisario haya sido bien diseñado, construido y operado, esto no garantiza que se encuentre exento de presentar problemas o fallos en 50 años de operación. Por lo tanto, el buen funcionamiento de un emisario submarino debe de considerar inspecciones continuas y programas de mantenimiento que sean capaces de determinar algún problema de forma inmediata.

2.4.6 Modelado numérico de la dispersión de los contaminantes

Actualmente, el aumento de la contaminación en las zonas costeras, la creciente demanda turística, así como también el aumento en las actividades de puertos y playas, exigen realizar estudios precisos que puedan considerar criterios económicos y medioambientales, con el fin de optimizar el diseño de los emisarios submarinos y minimizar el impacto de sus vertidos. En consecuencia, es necesario disponer de elementos capaces de simular el comportamiento de estos emisarios bajo diversas condiciones ambientales. Las herramientas más potentes y versátiles actualmente disponibles para estudiar estos problemas reales son los modelos numéricos.

Debido al rápido desarrollo de las ciencias informáticas, la aplicación de los modelos numéricos se ha extendido en casi todas las áreas de la ciencia. De esta manera, hoy en día la mayoría de los países complementan sus estudios tradicionales con la aplicación de la modelación numérica. Prueba de ello son los diversos estudios de simulación numérica que se han realizado a lo largo de todo el mundo sobre la dispersión de contaminantes transportados por emisarios submarinos (e.g. Bottelli, 2011), así como también estudios de modelado de la dispersión de contaminantes en la costa Mediterránea Española (Mestres et. al., 2006, 2009, 2010a, 2010b; Sierra et al., 2007).

La finalidad de estos modelos es la de prever y reproducir el comportamiento de la naturaleza, conociendo, por un lado, las ecuaciones que rigen los procesos hidrodinámicos de la zona costera y, por otro, disponiendo de las herramientas numéricas y computacionales necesarias para resolver las ecuaciones de comportamiento con suficiente aproximación a los efectos de interés. Sin embargo, la comprensión total de los procesos hidrodinámicos y la capacidad de medirlos se convierte en una de las limitantes principales para estos modelos.

Por otro lado, no es suficiente con disponer de un modelo numérico que resuelva un complejo sistema de ecuaciones sin antes validarlo con medidas de campo específicas y reales tomados en la zona de interés. De esta manera, el modelo numérico debe ser complementado con medidas de campo que permiten su calibración y de las que depende su fiabilidad.

Mouthaan et al. (1994) consideran que la calibración constituye la fase más importante en el desarrollo e implementación de un modelo numérico. Sin embargo, también establecen que en la actualidad no se reporta en la literatura especializada una metodología completamente aceptada para la calibración y que por consiguiente se requiere de un laborioso proceso de ensayo y error. Por su parte, Montoya y Toro (2006) consideran importante tener en cuenta que la resolución espacial y temporal con que se toman los datos de campo afectan la calibración de los modelos, ya que mientras mayor sea la cantidad de información de campo recolectada mayores serán los esfuerzos para la calibración del modelo.

Por otro lado, Toro (2004), considera que es importante que al momento de utilizar un modelo numérico se realice un análisis de sensibilidad, una calibración y una validación con la finalidad de ajustar el modelo hasta poder reproducir un fenómeno real. En el análisis de sensibilidad se pretende conocer el comportamiento global del modelo numérico y su respuesta a cambios en los parámetros numéricos (intervalo de tiempo, tamaño de la malla, etc.) y físicos (condiciones de contorno, batimetría, rugosidad, coeficientes de arrastre de viento, etc.). En la calibración se realiza el ajuste de los parámetros físicos en el modelo para reproducir las condiciones en el área de estudio. Sin embargo, también considera que las mediciones pueden ser imprecisas y tener errores, o que al ajustar algunos parámetros se reduzca la calidad de los resultados del modelo respecto a las mediciones en otros sitios del dominio. De tal manera que, siempre se debe de buscar un equilibrio durante la calibración así como también condiciones “suficientes”. Finalmente, define a la validación como el proceso para evaluar la credibilidad de la simulación del modelo dentro de su dominio de aplicación, determinando si realiza una representación precisa de la realidad así como también su habilidad para reproducir las condiciones de campo.

Dentro del conjunto de modelos numéricos adecuados para estudiar problemas costeros destacan los modelos hidrodinámicos (bi y tridimensionales) y los modelos de calidad de aguas (advección, dispersión, inactivación bacteriana y eventualmente eutrofización). Estos modelos utilizan ecuaciones como las de Navier-Stokes y la ecuación general de advección-difusión para la resolución de problemas en el medio marino, mientras que para resolver los sistemas de ecuaciones diferenciales utilizan distintas técnicas (elementos finitos, diferencias finitas, métodos de las características, etc.) mediante aproximaciones de distinto nivel (2DH, 2DV, Q3D, 3D) de velocidades, concentraciones y campos de densidad (González et. al., 2002).

2.4.6.1 Modelos Hidrodinámicos

En el campo de la contaminación marina causada por los vertidos de aguas residuales, se consideran a los modelos hidrodinámicos como una herramienta fundamental, ya que permiten predecir los valores de parámetros como la velocidad de las corrientes que están muy relacionados con la dispersión de dichos vertidos.

Por lo general, un modelo hidrodinámico está constituido por las ecuaciones de momentum y la ecuación de continuidad. La ecuación de la conservación del momentum (cantidad de movimiento) está basada en la segunda ley de Newton, donde el producto de la masa por la aceleración de una partícula de un fluido es igual a la suma de las fuerzas (fuerzas específicas) por unidad de masa. Estas fuerzas son los gradientes de presión, la fuerza de gravedad, la fuerza de fricción y la fuerza de Coriolis. Por otro lado, el segundo principio fundamental que se emplea en los modelos hidrodinámicos es la ley de la conservación de la masa. Este principio, cuando se expresa en términos matemáticos, es conocido con el nombre de ecuación de continuidad y representa un balance material del fluido que entra y sale de un elemento de volumen diferencial fijo en el espacio. De esta manera, esta ecuación se requiere para asegurar que se conserve la masa (Clayson y Kantha, 2000).

Ambas ecuaciones necesitan, para poder ser resueltas, condiciones de contorno y condiciones iniciales, las cuales, a su vez, se establecen en función de las particularidades del sistema y los fenómenos a simular, ya que la complejidad del dominio de interés (un río, un estuario, el océano), en muchas ocasiones impide la solución analítica de las ecuaciones de gobierno (Abbott y Basco, 1989).

Por otro lado, la complejidad y la gran variedad de escalas, así como la tridimensionalidad de los procesos involucrados en los fenómenos que intervienen en la dinámica costera, tienen como consecuencia que, actualmente, no exista un único modelo hidrodinámico que pueda ser aplicado a todo el rango de escalas ni que pueda ser utilizado para estudiar cualquier problema que se presente.

Debido a esto, se han desarrollado diferentes tipos de modelos numéricos destinados a predecir la hidrodinámica de las zonas costeras, variando desde los modelos sofisticados en 3D hasta los modelos más simples en 1D.

En algunos casos, los estudios para conocer las características hidrodinámicas de estas zonas, se realizan con modelos numéricos promediados en vertical, denominados modelos 2D o bidimensionales. Sin embargo, existen situaciones en las que el flujo no se puede suponer bidimensional o que se necesita conocer la estructura vertical del mismo. En estos casos debe utilizarse un modelo tridimensional para realizar el estudio.

Los modelos 3D calculan la hidrodinámica en un dominio en tres dimensiones y calculando las tres componentes del vector velocidad. Este tipo de modelos se utiliza en la actualidad para calcular cambios en la hidrodinámica en un intervalo de tiempo limitado, pues su empleo a largo plazo no sólo requiere mayor tiempo computacional, sino que además, debido al gran número de parámetros necesarios de entrada al modelo, es imprescindible una extensa verificación y análisis de sensibilidad previo.

Una variante de los modelos 3D son los modelos Quasi-3D, en los que se acopla un modelo vertical de una dimensión (1DV) con un modelo horizontal de dos dimensiones (2DH). El primer modelo calcula los perfiles de velocidad a partir de los campos de velocidades verticalmente integrados determinados con el segundo. Este tipo de modelo requiere considerable tiempo de computación y datos detallados para su verificación. Sin embargo, el esquema seguido por los modelos 2DH consiste en utilizar las ecuaciones promediadas en la coordenada vertical z .

2.4.6.1.1 Capacidades y limitaciones de los modelos hidrodinámicos

Por lo general, los principales problemas que se asocian a los modelos hidrodinámicos (además de los relativos a la convergencia y estabilidad) son el uso de formulaciones incompletas o imprecisas de los procesos involucrados. Debido a esto, es necesario considerar que no es suficiente disponer de un modelo para la resolución del complejo sistema de ecuaciones sin una validación previa mediante la comparación con soluciones analíticas del problema, o con datos medidos (en campo o en laboratorio). De esta manera, al utilizar un amplio rango de datos observacionales el modelo desarrollado puede generar resultados adecuados, aunque su exactitud se verá limitada por la calidad de los datos disponibles.

De igual manera, otro de los inconvenientes que presentan los modelos hidrodinámicos, es que en la mayoría de los casos, los resultados obtenidos son utilizados como condiciones iniciales para otro tipo de modelos (e. g. los modelos de transporte de sedimentos o los modelos de advección-difusión), de modo que si los datos iniciales no son confiables, los resultados que se generen tampoco lo serán.

En el proceso de inicio, calibración y validación de los modelos hidrodinámicos es necesario considerar una serie de datos entre los que se incluyen (WL/Delft Hydraulics, 2001):

* Inicio del modelo

- a) Dominio (x , y).
- b) Datos batimétricos.
- c) Datos de viento y presión atmosférica.
- d) Medidas de fricción del fondo o rugosidad.

* Condiciones de contorno

- a) Condiciones de mareas.
- b) Información sobre descargas de agua dulce.
- c) Condiciones de salinidad.
- d) Oleaje.

* Calibración y verificación de datos

- a) Niveles de la superficie del mar.
- b) Velocidad y dirección de la corriente (u , v).
- c) Medidas de salinidad.
- d) Medidas de oleaje.

Por lo tanto, es necesario considerar que una buena validación de los modelos hidrodinámicos necesita de un gran conjunto de datos que presenten una amplia cobertura espacial y temporal de los procesos que se llevan a cabo en la zona de interés, así como también en los contornos del dominio computacional.

2.4.6.2 Modelos de Dispersión

Los modelos de dispersión se encuentran caracterizados como modelos de calidad de aguas, ya que simulan el transporte de sustancias disueltas o flotantes y otros indicadores, incluyendo algunas metodologías que pueden ayudar a determinar la configuración, el tamaño y la ubicación más conveniente para un emisario submarino. Sin embargo, la fiabilidad de los resultados dependerá de las limitantes que presenten los modelos, pues los resultados estarán relacionados con los procedimientos de cálculo, las ecuaciones y la discretización del dominio computacional.

Este tipo de modelos tiene como finalidad definir, de manera fiable, los procesos físicos, químicos y biológicos relacionados con el transporte de contaminantes. El transporte puede ser por advección y/o difusión, pero dependerá de las características hidrodinámicas e hidrológicas de la zona en estudio. Igualmente, los diversos tratamientos, la reubicación de los puntos de descarga de aguas residuales, el aumento de los flujos mínimos, los sistemas de tratamiento regional constituyen algunas de las alternativas de control cuya influencia en la calidad del agua receptora puede evaluarse a través de la aplicación de los modelos matemáticos de calidad del agua.

Los modelos de dispersión pueden dividirse en cuatro tipos:

1).- Eulerianos, los cuales resuelven las ecuaciones de transporte en los puntos de una malla espacialmente fija, así como también las ecuaciones algebraicas resultantes de la discretización de la ecuación diferencial gobernante, la cual contiene variables desconocidas, es decir, resuelven un sistema de ecuaciones en un número de puntos fijos. Su uso en los procesos de transporte a menudo requiere una solución simultánea, mediante una técnica numérica (elementos finitos, diferencias finitas, etc.) resolviendo por separado la parte advectiva (hiperbólica) y la difusiva (parabólica). Cuando la difusión es la parte dominante, los modelos eulerianos pueden ser utilizados para resolver el problema, sin embargo, cuando el proceso dominante del transporte es la advección, estos modelos pueden introducir oscilaciones numéricas dando resultados excesivos o valores negativos.

2).- Lagrangianos, que son modelos prácticamente libres de restricciones físicas y resuelven ecuaciones análogas a la del transporte, referidas a un grupo de partículas consideradas como los nodos de una malla deformable que se mueve con el flujo. Por lo tanto, no será necesario un tratamiento explícito de un operador hiperbólico (advectivo), aunque en algunos casos, cuando el modelo se utiliza para simular el transporte en regiones donde la velocidad del flujo cambia rápidamente, la malla se deforma excesivamente por lo que la aplicabilidad del modelo es más limitada.

3).- Integrales, también llamados Gaussianos y que son comparativamente más rápidos y capaces de resolver las ecuaciones diferenciales comunes a lo largo de una característica del problema, ya que calculan la concentración fuera de la característica a

partir de distribuciones predeterminadas. El ejemplo típico es el modelado de una descarga en chorro, donde el centro del chorro es la característica y para relacionar todas las condiciones del problema a esta característica, se calcula el comportamiento en conjunto por una simple integración de ecuaciones diferenciales.

4).- Mixtos o híbridos, en los que el enfoque euleriano y lagrangiano algunas veces se fusionan dentro de un modelo euleriano-lagrangiano, en el cual la ecuación de transporte se separa en dos partes. El componente advectivo se resuelve usando una de las técnicas lagrangianas y los resultados se interpolan dentro de una malla euleriana, en la cual la técnica de diferencias finitas se utiliza para resolver la parte difusiva de la ecuación. Al combinar ambos métodos, la eficiencia del tratamiento euleriano en el término de difusión se acopla con la exactitud del enfoque lagrangiano para la parte advectiva de la ecuación de transporte (Noye, 1986).

2.4.6.2.1 Capacidades y limitaciones de los modelos de dispersión

Las limitaciones de los modelos juegan un papel importante en la fiabilidad de los resultados. Por lo tanto, cuando se requiera escoger un modelo para ser usado en un caso particular, se debe realizar una evaluación del problema específico a resolver considerando aspectos como:

- a) El número y tipo de procesos (físicos, químicos y biológicos) que serán modelados, ya que muchos de estos procesos han sido simplificados en los modelos de tal manera que ya no son implementados.
- b) La resolución espacial que se requiera para la solución.
- c) La existencia, o posible existencia de condiciones inestables.
- d) El coste computacional y la disponibilidad informática.

Generalmente se considera que los mejores modelos son los lagrangianos ya que los eulerianos resuelven las ecuaciones en todos los nodos de la malla, mientras que los lagrangianos lo hacen sólo en la zona específica de interés. Sin embargo, dentro de las ventajas y limitaciones que presentan los diferentes tipos de modelos de dispersión se encuentran (Spaulding y Pavish, 1984; Hunter, 1987; O'Connor y Nicholson, 1988; Zannetti, 1990; Hansen, 1991; Moeller y Adams, 1994; Nguyen et al., 1997):

- Eulerianos
 - a) El transporte está dominado por los mecanismos de advección.
 - b) Estos modelos presentan facilidad para incorporar y describir procesos químicos.
 - c) Tienen dificultad para modelar distintos componentes.
 - d) Presentan problemas numéricos cuando los procesos de difusión dependen de la escala.
 - e) Antes de que todas las propiedades modeladas sean uniformemente distribuidas a través de las celdas computacionales, los modelos eulerianos muestran una fuerte difusión artificial, la cual tiende a suavizar los gradientes espaciales.
 - f) Presentan dificultades cuando se modelan efluentes de varios tamaños de partículas y diferentes características de densidad.
 - g) La conservación de la masa de contaminante debe ser continuamente revisada.
 - h) El efecto de las fuerzas volumétricas, tales como los contaminantes flotantes, son fácilmente incorporadas a la formulación del modelo.

- Lagrangianos

- a) Cada partícula puede ser identificada con sus características propias (coordenadas, densidad, etc.), permitiendo la simulación de efluentes con varios componentes, siendo particularmente útil cuando el transporte y los procesos son descritos por los atributos individuales de las partículas.
- b) La conservación de la masa está implícita dentro del esquema computacional.
- c) Presentan dificultad para incorporar procesos químico-biológicos.
- d) Realizan cálculos localizados, por lo que son útiles para vertidos con importantes gradientes de concentración (emisarios submarinos, vertido de hidrocarburos).
- e) La difusión numérica no existe hasta que las partículas son proyectadas dentro de una malla numérica.
- f) El tiempo computacional se determina por criterios físicos ya que no hay requerimientos de estabilidad.
- g) No es fácil incluir fuerzas volumétricas debido a la discretización natural de los elementos lagrangianos.
- h) Para pasar de partículas a concentraciones deben usarse técnicas de interpolación.
- i) Los valores de concentración obtenidos de las distribuciones de densidad de las partículas varían con el número de partículas y con la técnica de interpolación utilizada.
- j) Pueden consumir mucho tiempo computacional si se usa un gran número de partículas.
- k) Son útiles para simular el transporte y la difusión de manchas del mismo tamaño o más pequeño que el tamaño de la malla.

- Integrales

- a) Son comparativamente rápidos.
- b) Son poco útiles cuando se desconocen las características o la distribución a escoger.
- c) Son válidos para situaciones (semi) estacionarias.
- d) Describen condiciones promediadas que no existen como entidades físicas.
- e) No presentan problemas de resolución espacial hasta que la solución está dada por una característica lineal y la separación espacial se determina por el tiempo empleado.
- f) Por lo general, su uso se limita cuando se presentan condiciones de bajos cambios (situaciones semi-estacionarias).

CAPÍTULO 3

3 MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio: Comunidad Valenciana

El presente estudio se ha llevado a cabo al este de la Península Ibérica, específicamente, en la Comunidad Autónoma Valenciana (Figura 3.1), la cual limita al norte con Cataluña y Aragón, al oeste con Castilla-La Mancha y Aragón, al sur con la Región de Murcia y al este con el Mar Mediterráneo. Esta Comunidad Autónoma, se encuentra formada por tres provincias, Alicante, en la porción sur, Valencia, en la porción central, y Castellón en la porción norte. Su geografía física se encuentra dividida en dos sectores principales: i) un sector interior, caracterizado por sus accidentes montañosos, y ii) su costa, formado por una llanura litoral conformada por playas suaves, bajas, arenosas y con lagunas naturales o albuferas.

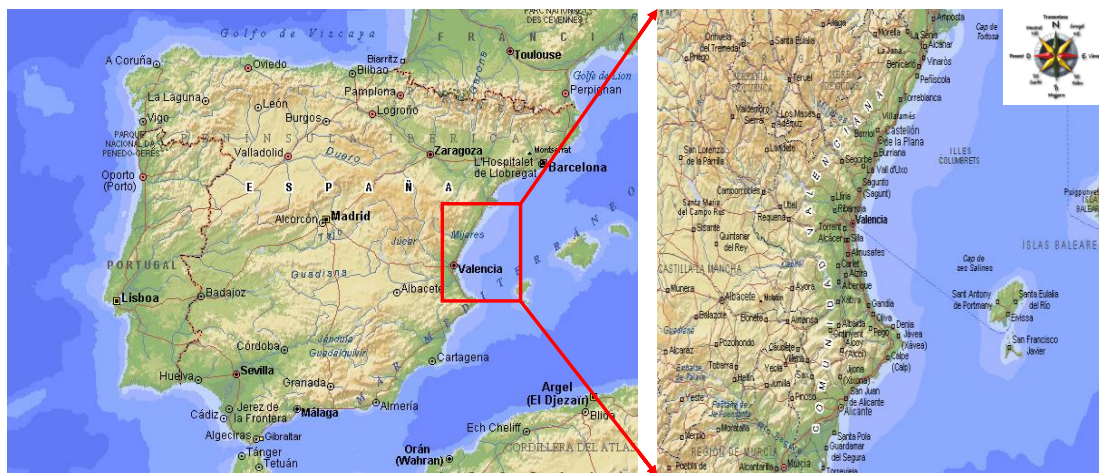


Figura 3.1. Localización geográfica de la Comunidad Valenciana.

Este litoral valenciano, de aproximadamente 500 km de costa, repartidos en 60 municipios, ha sido considerado uno de los principales destinos turísticos del Mediterráneo, lo que ha ocasionado que durante los últimos años la Comunidad Valenciana haya sufrido un importantísimo desarrollo urbanístico en su franja costera, debido principalmente a las migraciones estacionales generadas por el turismo.

Según datos de la Generalitat Valencia (2002), su densidad media poblacional es de 172 hab/km², mientras que en el litoral se sitúa en torno a los 650 hab/km², cifra que se duplica al considerar la población estacional de verano. Así pues, la zona litoral se constituye como un lugar de residencia y acogida de un elevado número de personas y como soporte de múltiples usos y actividades económicas.

Específicamente, la ciudad de Valencia, capital de la provincia del mismo nombre y, a su vez, capital de la Comunidad Valenciana, es considerada la tercera ciudad de España por su importancia económica y su elevado número de habitantes (807396 habitantes, según INE 2009). Por estar situada al centro y a la orilla del Mediterráneo, dominado por el espacioso Golfo de Valencia, recibe durante el verano una gran cantidad de turistas, lo cual conlleva, no solo a la construcción de nuevos puertos deportivos y centros recreativos, sino que también ocasiona la generación de un exceso de vertidos domésticos e industriales descargados directamente al mar a través de los emisarios submarinos.

3.1.1 Introducción a la zona de estudio de los emisarios submarinos

La calidad de las aguas litorales de la Comunidad Valenciana es considerada un indicador medioambiental para la caracterización de las zonas de baño como soporte de la actividad turística, que como se ha mencionado anteriormente, constituye uno de los pilares básicos de la economía valenciana. Sin embargo, las aguas residuales que se generan en los alojamientos turísticos se han convertido en un problema de magnitud considerable debido a las grandes cantidades que se producen durante temporadas estivales. De esta manera, los vertidos de estas aguas a través de los emisarios submarinos y sobre el medio receptor, en ocasiones incapaz de asimilar la carga de contaminantes en tan poco tiempo, provocan severos episodios de contaminación que afectan negativamente la calidad de las aguas de baño.

Para este trabajo, se han considerado solo 3 emisarios submarinos de la costa valenciana, concretamente los emisarios localizados en las comunidades de Pinedo, Cullera y Gandía. Estas zonas, presentan ambientes micromareales altamente influenciados por las descargas de los emisarios, los cuales presentan un comportamiento dependiente de la estación del año, ya que, por ejemplo, durante el verano, con el aumento del turismo y las actividades recreativas se generan grandes cantidades de agua residual urbana que es descargada por esta vía al ambiente marino/costero.

3.1.1.1 Emisario submarino de Pinedo

La localidad de Pinedo se encuentra situada a unos diez kilómetros al sur de la ciudad de Valencia. Es un pueblo rodeado de huertas, arrozales y mar, con una economía local siempre basada en la agricultura y la pesca, aunque en épocas más recientes se ha convertido en un centro de segundas residencias para los habitantes de la ciudad. Tiene una playa de arenas finas, dunas y oleaje moderado, formando parte del espacio protegido del Parque Natural de la Albufera. Según datos del Instituto Nacional de Estadística de España (INE, 2009), cuenta con una población de 2446 habitantes.

En este pueblo, se encuentra localizado un emisario submarino que tiene una longitud aproximada de 5100 m y cuenta con 340 orificios difusores distribuidos a lo largo de dos tramos difusores de 560 m de longitud cada uno, dispuestos en forma de “Y”, los cuales vierten agua residual urbana tratada de forma primaria y secundaria a una profundidad media de vertido de 20 m (Fig. 3.2). Su funcionamiento inicia en el año de 1991 y a partir de esta fecha se considera que las playas de la porción sur de la costa valenciana comenzaron a experimentar mejoras significativas debido a que se vertían aguas depuradas al mar a través de este emisario (200000 m³ diarios). Unos años después, se realizan estudios experimentales en la zona de influencia de este emisario aplicando modelos matemáticos para el análisis de la dispersión y la dilución del vertido, revelando que existe una buena dispersión de los contaminantes, específicamente de los nutrientes, y observando que el vertido es alejado de la costa, disminuyendo así, hasta los valores mínimos, la concentración de estos componentes (Trillo, 1995).



Figura 3.2. Emisario Submarino de Pinedo, Valencia (Emarsa, 2006).

3.1.1.2 *Emisario submarino de Cullera*

El municipio de Cullera constituye un municipio costero de la Provincia de Valencia, situado en la desembocadura del río Júcar y junto al mar Mediterráneo, limitando al norte con el Cabo Cullera, mientras que por el sur constituye una bahía abierta. Su economía se basa, tradicionalmente, en la agricultura (cultivos de arroz y naranjos), mientras que en la pesca ha ido cediendo terreno en favor de un importante desarrollo turístico, tanto a nivel nacional como internacional. Según datos del Instituto Nacional de Estadística de España (INE, 2009) cuenta con una población de 23261 habitantes.

Por otro lado, la bahía de Cullera es una zona somera con aproximadamente 15 m de profundidad cuya hidrodinámica está influenciada por las condiciones climáticas locales (Mestres et al., 2003), mientras que la calidad de sus aguas está influenciada por la descarga del emisario submarino, localizado muy cerca de la desembocadura del río

Júcar, y por la descarga del propio río, la cual presenta altas concentraciones de nutrientes, debido a la intensa actividad agrícola que se realiza en esta zona, arrojando grandes concentraciones de pesticidas y fertilizantes (Mestres et al., 2003).

Estudios previos realizados en la zona de influencia de este emisario (Mösso et al., 2004, 2005; Mestres et al., 2004; Falco et al., 2005) han revelado que sus pequeñas dimensiones (longitud de 910 m y no presenta difusores) y su proximidad a la costa, así como también la presencia de corrientes influenciadas por el viento en la zona, provocan que la pluma del emisario y del río sea arrastrada hacia la porción norte, en donde la presencia del cabo ocasiona que se quede atrapada y retenida en la zona de playas, afectándolas severamente.

3.1.1.3 Emisario submarino de Gandía

El municipio de Gandía se encuentra situado al sureste de la provincia de Valencia, en la comarca de La Safor, de la que es capital. Según datos del Instituto Nacional de Estadística de España (INE, 2009), cuenta con una población de 81950 habitantes, sin embargo, el 20% de la población es de nacionalidad extranjera. Su economía se basa principalmente en la agricultura, donde el cultivo del naranjo es el producto predominante, aunque también tiene importancia como centro pesquero y, actualmente, se ha convertido en un importante destino turístico de playa, principalmente estacional y procedente del interior de España.

Datos reportados por la Generalitat Valenciana (2002) determinan que un amplio sector costero, al sur del puerto de Gandía, presenta una calidad deficiente de sus aguas, debido en su mayor parte, a los vertidos que se realizan a través del emisario submarino. Este emisario descarga agua residual proveniente de la ciudad de Gandía a una distancia aproximada de 2000 m de la costa y a una profundidad de 17 m. Sin embargo, en el actual plan de saneamiento de la Comunidad Valenciana, se establece que la puesta en marcha de una nueva planta de tratamiento (La Safor) en Gandía, que trata las aguas residuales provenientes de la propia ciudad y de las comunidades costeras, está generando una evolución positiva en la calidad de las aguas litorales comprendidas entre el puerto de Gandía y el puerto de la Oliva.

3.2 Campañas de muestreo

A continuación se presenta una breve descripción de las campañas de muestreo realizadas en las zonas de localización de los emisarios submarinos en estudio.

3.2.1 Planteamiento general de los muestreos

Se realizó un trabajo experimental de forma exhaustiva y eficaz a través de una serie de campañas de campo en la zona de influencia de los emisarios submarinos localizados en Pinedo, Cullera y Gandía con la finalidad de evaluar no solo la funcionalidad del vertido de aguas residuales, sino también, mejorar el conocimiento existente relacionado con los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en la dinámica de la zona costera y la calidad del agua. Es importante mencionar, que en los

diferentes muestreos, se intentó abarcar toda la extensión de la pluma del vertido de los distintos emisarios, por lo que las estaciones en cada campaña variaron en función de su ubicación.

Primeramente, en cada una de las estaciones se determinó la profundidad de la columna de agua con un profundímetro portátil Hondex PS-7, así como también se realizaron medidas de salinidad (indirectamente por medio de la conductividad del agua), temperatura del agua y profundidad utilizando un CTD (Conductivity, Temperature, Depth) tipo Seabird 25 y un Hydrolab con una sonda multiparamétrica que mide temperatura (entre -5 y 50°C , con una precisión de $\pm 1\%$), conductividad específica (entre 0 y 100 mS/m, con una precisión de $\pm 1\%$), potencial hidrógeno (pH) (entre 0 y 14 unidades con una precisión de ± 0.2 unidades), potencial REDOX (entre -999 y 999 mV, con una precisión de ± 20 mV), oxígeno disuelto y profundidad (entre 0 y 100 m con una precisión de ± 0.1 m).

Posteriormente, en cada punto de muestreo, se tomaron muestras de agua a diferentes profundidades que variaron en función de la zona en estudio. Las muestras que se tomaron a profundidades menores de 1 m fueron obtenidas con un dispositivo denominado SWAS (Superficial Water Sampler) desarrollado por Jean Jaques Naudin del Laboratorio de Aragón de Banyuls (Naudin et al., 2001) y modificado conjuntamente entre el Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia y el Laboratorio de Ingeniería Marítima (LIM) de la Universidad Politécnica de Cataluña. En la figura 3.3 se observa el dispositivo SWAS y el proceso de toma de muestra.

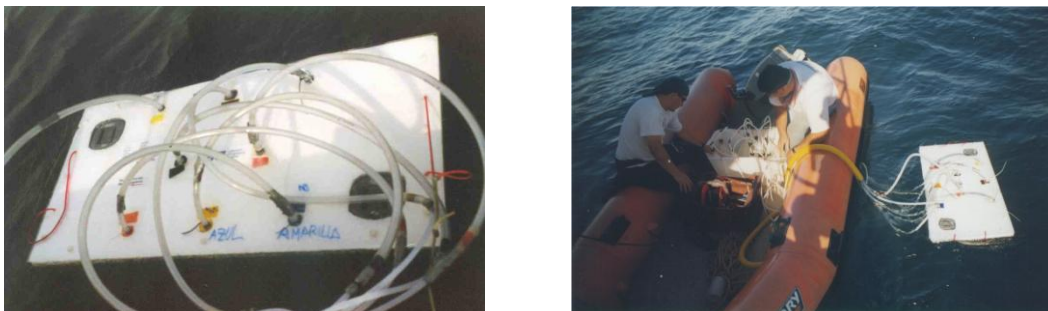


Figura 3.3. Dispositivo SWAS y proceso de toma de muestra.

Este dispositivo, permite tener una alta precisión en la capa superficial del agua flotando por encima de ella. Consta de una lámina de poliuretano con 8 orificios de 8 mm de diámetro por los que se introducen 8 tubos de teflón, los cuales poseen la longitud necesaria para muestrear a las diferentes profundidades deseadas mediante un sistema de vacío. Por otro lado, las muestras de agua a profundidades superiores a 1 m se tomaron mediante una manguera conectada a la bomba de vacío.

3.2.2 Situación de las estaciones de muestreo

En el siguiente apartado se establece la ubicación de las estaciones de muestreo en la zona de influencia de cada uno de los emisarios submarinos en estudio. La

ubicación de estas estaciones se representa de manera gráfica, así como también se determinan las coordenadas y características de cada punto muestreado. De igual manera, se determina la presencia de datos obtenidos con el CTD o con la sonda multiparamétrica Hydrolab en cada campaña, los cuales serán de suma importancia en el análisis de los resultados.

3.2.2.1 Campañas en el emisario de Pinedo

En el emisario de Pinedo, se llevaron a cabo dos campañas de campo, el 15 de marzo y 19 de julio del 2005 respectivamente. En la figura 3.4 se muestra la ubicación de los puntos de muestreo correspondientes a la campaña Pinedo I (a) y las estaciones de la campaña Pinedo II (b).

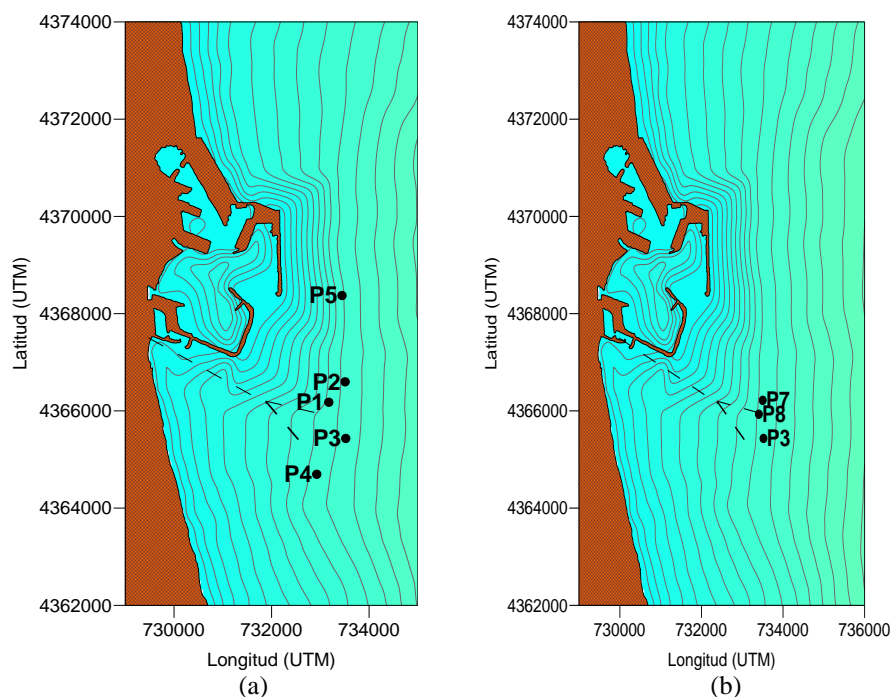


Figura 3.4. Determinación de las estaciones de muestreo en el emisario de Pinedo para la campaña Pinedo I (a) y Pinedo II (b). La estación 3 está ubicada en el mismo punto en ambas campañas.

Por otro lado, en las tablas 3.1 y 3.2 se establecen las coordenadas de las estaciones muestreadas, la hora del muestreo, la profundidad de la columna de agua y la profundidad a la que se tomaron las muestras en estas campañas. No se disponen de datos del CTD pero si se cuenta con datos obtenidos con la sonda multiparamétrica Hydrolab para las estaciones muestreadas.

3.2.2.2 Campañas en el emisario de Cullera

Para el emisario de Cullera, se realizaron nueve campañas de campo, las cuales se llevaron a cabo en la zona costera de Cullera como parte del proyecto Europeo Ecosud (Mösso et al., 2004). La fecha en la que se realizaron dichas campañas se

resume en la tabla 3.3. En la figura 3.5 se muestra la ubicación de las estaciones de muestreo realizados en la Bahía de Cullera (Tabla 3.4) y en la zona de las playas (Tabla 3.5). Para estas campañas no se disponen de datos del CTD ni tampoco de datos obtenidos con la sonda multiparamétrica Hydrolab para las estaciones muestreadas.

Tabla 3.1. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo, profundidad de la columna de agua y profundidad de las muestras en la campaña Pinedo del 15/marzo/2005

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidad (m)	Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y		
PI 1	9:30	733650	4367500	18.6	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
PI 2	11:10	733515	4366410	20	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 19
PI 3	12:30	733521	4365435	20.2	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 19
PI 4	13:26	739234	4364704	19	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 18
PI 5	14:36	733444	4368378	19.3	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 18

Tabla 3.2. Coordenadas de las estaciones, profundidad de la columna de agua y profundidad de las muestras en la campaña Pinedo del 19/julio/2005.

Estación	Coordenadas		Profundidad (m)	Profundidades de muestras (m)
	UTM x	UTM y		
PII 3	733521	4365435	20.2	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 19
PII 7	733502	4366217	19.8	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 19
PII 8	733407	4365931	19.3	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15, 17

Tabla 3.3. Relación de fechas para las campañas realizadas en el emisario de Cullera.

Campaña	Fecha
Ecosud 1	20-25 de Junio de 2002
Ecosud 2	9 de Julio de 2002
Ecosud 3	24-27 de Julio de 2002
Ecosud 4	05-06 de Agosto de 2002
Ecosud 5	04-05 de Septiembre de 2002
Ecosud 6	20-21 de Noviembre de 2002
Ecosud 7	08-09 de Febrero de 2003
Ecosud 8	23-24 de Abril de 2003
Ecosud 9	22-23 de Julio de 2003

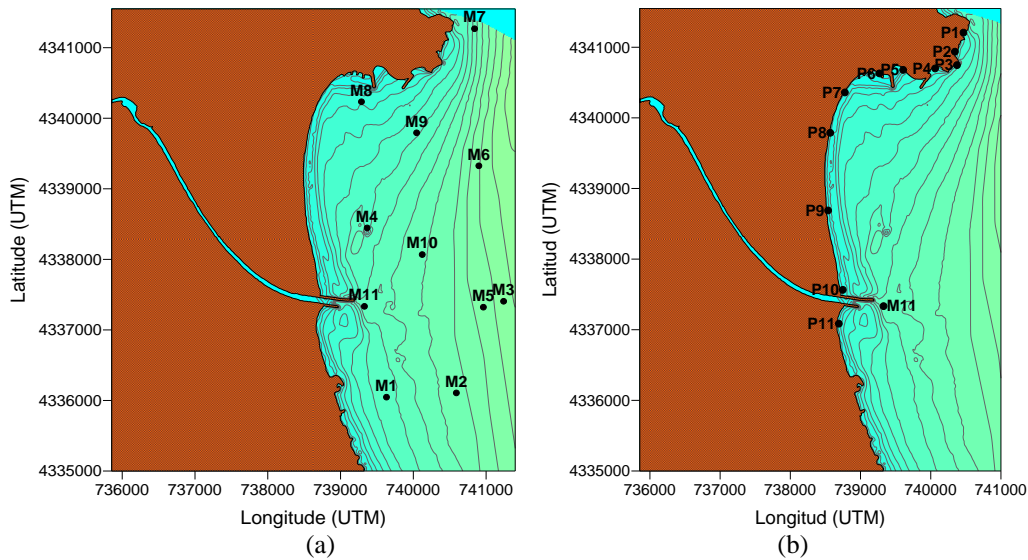


Figura 3.5. Estaciones de muestreo en aguas de la Bahía de Cullera (a) y en las playas (b).

Tabla 3.4. Localización de las estaciones de muestreo, profundidad de la columna de agua y profundidad de las muestras en las aguas de la Bahía de Cullera.

Estación	Coordenadas		Profundidad (m)	Profundidades de muestras (m)
	UTM x	UTM y		
M 1	739631	4336047	7	0, 0.1, 1, 5
M 2	740591	4336107	10	0, 0.1, 1, 5, 9.5
M 3	743507	4337401	19.5	0, 0.1, 1, 5, 19
M 4	739366	4338446	6.6	0, 0.1, 1, 5
M 5	740962	4337322	12	0, 0.1, 1, 5, 11
M 6	740900	4339326	10.7	0, 0.1, 1, 5, 10.5
M 7	740841	4341269	8.6	0, 0.1, 1, 5, 8
M 8	739287	4340234	2.8	0, 0.1, 1, 2.5
M 9	740045	4339794	6.2	0, 0.1, 1, 5
M 10	740122	4338068	9.2	0, 0.1, 1, 5, 8.5
M 11	739328	4337334	7.7	0, 0.1, 1, 5
M 12	738864	4338338	3	0, 0.1, 1, 2.9
M 13	739077	4336091	3	0, 0.1, 1, 3

Tabla 3.5. Localización de las estaciones de muestreo en las playas de la Bahía de Cullera.

Estación	Coordenadas	
	UTM x	UTM y
P 1	740466	4341207
P 2	740344	4340936
P 3	740374	4340746
P 4	740062	4340699
P 5	739607	4340679
P 6	739269	4340629
P 7	738777	4340359
P 8	738568	4339788
P 9	738538	4338688
P 10	738747	4337564
P 11	738691	4337085

3.2.2.3 Campañas en el emisario de Gandía

En el emisario de Gandía se llevaron a cabo 5 campañas de muestreo, las cuales se resumen en la tabla 3.6. En cada una de estas campañas se trató de ubicar el primer punto de muestreo sobre la salida del emisario, siendo señalado con el número 1, con excepción de la campaña Gandía III en la que esta estación está señalizada como M0.

Tabla 3.6. Relación de fechas para las campañas en el emisario de Gandía.

Campaña	Fecha
Gandía I	26 de Marzo de 2005
Gandía II	28 de Julio de 2005
Gandía III	29 de Noviembre de 2005
Gandía IV	01-02 de Abril de 2006
Gandía V	01-02 de Mayo de 2006

3.2.2.3.1 Campaña Gandía I

En esta campaña no se disponen de datos del CTD pero si se disponen de datos de la sonda multiparamétrica Hydrolab para las estaciones muestreadas. En la figura 3.6 se muestra la ubicación de las estaciones muestreadas, mientras que en la tabla 3.7 se establecen las coordenadas de cada estación, la hora del muestreo y la profundidad a la que se tomaron las muestras.

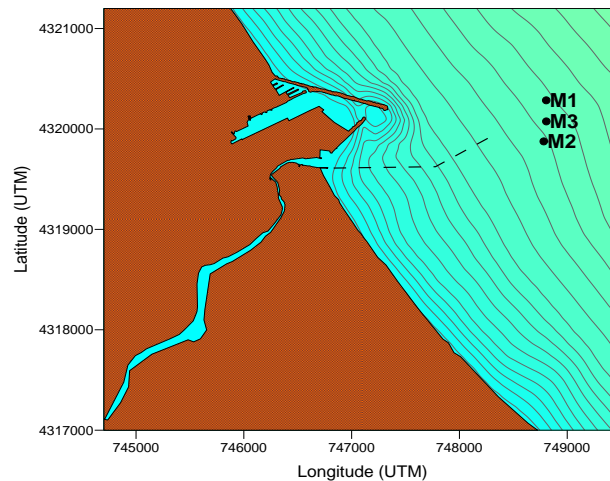


Figura 3.6. Estaciones de muestreo de la campaña Gandía I.

Tabla 3.7. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo y profundidad de las muestras en la campaña Gandía I del 26/marzo/2005.

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y	
M 1	11:10	748805	4320285	0, 0.1, 0.5, 1, 5
M 2	11:50	748806	4320075	0, 0.1, 0.5, 1, 5
M 3	12:26	748782	4319876	0, 0.1, 0.5, 1, 5

3.2.2.3.2 Campaña Gandía II

En esta campaña, al igual que en la anterior, no se disponen de datos del CTD, aunque si se cuenta con datos de la sonda multiparamétrica Hydrolab para las estaciones muestreadas. La figura 3.7 se muestra la ubicación de las estaciones muestreadas, mientras que la tabla 3.8 resume las coordenadas de cada estación, la hora del muestreo y la profundidad a la que se tomaron las muestras.

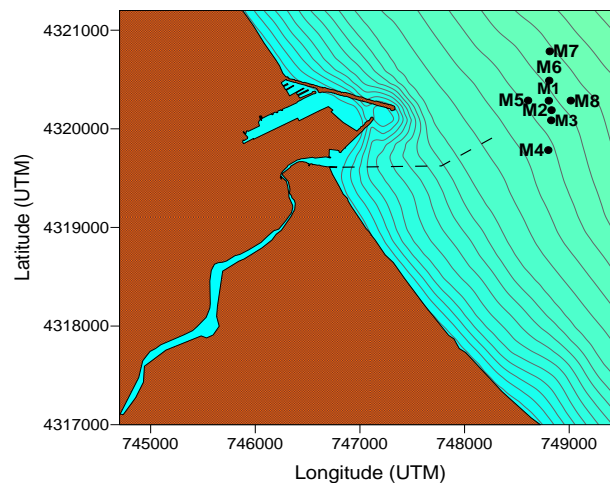


Figura 3.7. Estaciones de muestreo de la campaña Gandía II.

Tabla 3.8. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo y profundidad de las muestras en la campaña Gandía II del 28/julio/2005.

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y	
M 1	10:07	748805	4320285	0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 2	10:45	748831	4320189	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 3	11:31	748828	4320086	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 4	12:16	748800	4319784	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10
M 5	12:49	748607	4320287	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 6	13:27	748809	4320489	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 7	14:00	748814	4320785	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15
M 8	14:30	749015	4320286	0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 15

3.2.2.3.3 Campaña Gandía III

En esta campaña, se tomaron datos con la sonda multiparamétrica Hydrolab para las estaciones M1 y M0, mientras que para la estación M2, se tomaron datos con el CTD Seabird. En la figura 3.8 se muestra la ubicación de las estaciones muestreadas mientras que en la tabla 3.9 se resumen las coordenadas de cada estación, la hora del muestreo y la profundidad a la que se tomaron las muestras.

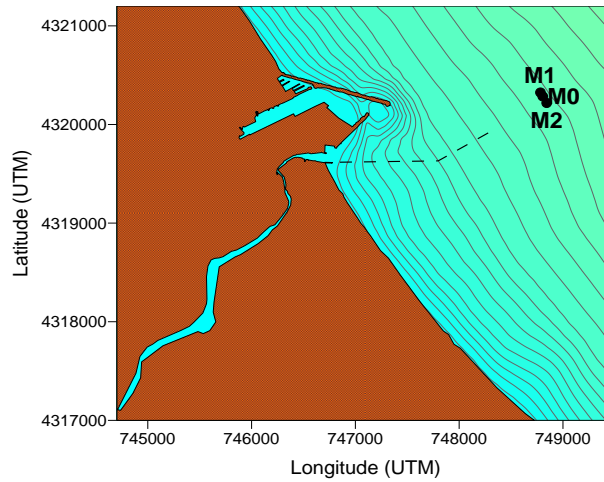


Figura 3.8. Estaciones de muestreo de la campaña Gandía III.

Tabla 3.9. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo y profundidad de las muestras en la campaña Gandía III del 29/noviembre/2005.

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y	
M 1	13:37	748783	4320324	0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 0.75, 1, 5, 10, 15
M 0	15:12	748805	4320285	0, 0.05, 0.1, 0.5, 0.75, 1, 5, 10, 15
M 2	15:19	748843	4320218	0, 0.5, 1, 5, 10, 15

3.2.2.3.4 Campaña Gandía IV

En esta campaña, no se tomaron datos con la sonda multiparamétrica Hydrolab, así como tampoco se cuenta con datos del CTD Seabird. La figura 3.9 representa la ubicación de las estaciones muestreadas, mientras que la tabla 3.10 resumen las coordenadas de cada estación, la hora y profundidad de las estaciones muestreadas.

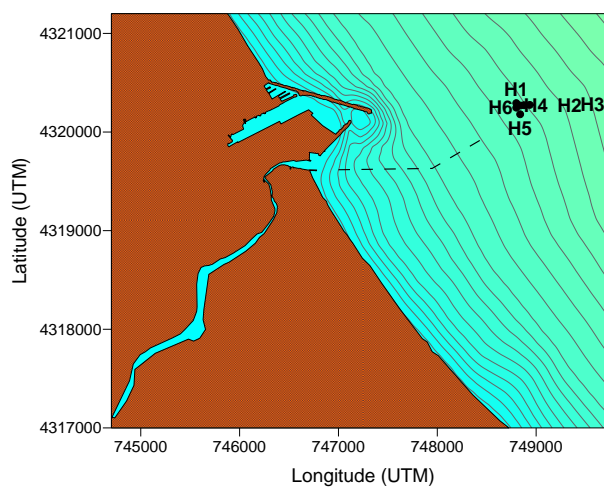


Figura 3.9. Estaciones de muestreo de la campaña Gandía IV.

Tabla 3.10. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo, profundidad de la columna de agua y profundidad de las muestras en la campaña Gandía IV del 2/abril/2006.

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidad (m)	Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y		
H 1	10:18	748799	4320293	17.5	0, 0.5, 1, 5, 10
H 2	11:22	748876	4320272	17.5	0, 0.5, 1, 5, 10
H 3	11:47	748935	4320275	17.5	0, 0.5, 1, 5
H 4	12:11	748840	4320269	17.5	0, 0.5, 1, 5, 10
H 5	13:00	748838	4320180	16.5	0, 1, 5, 10
H 6	13:24	748799	4320247	17	0, 0.5, 1, 5

3.2.2.3.5 Campaña Gandía V

En esta campaña solo se obtuvieron datos con el CTD Seabird. En la figura 3.10 representa la ubicación de las estaciones muestreadas y en la tabla 3.11 se determinan las coordenadas de cada estación, la hora del muestreo, la profundidad de la columna de agua y la profundidad a la que se tomaron las muestras.

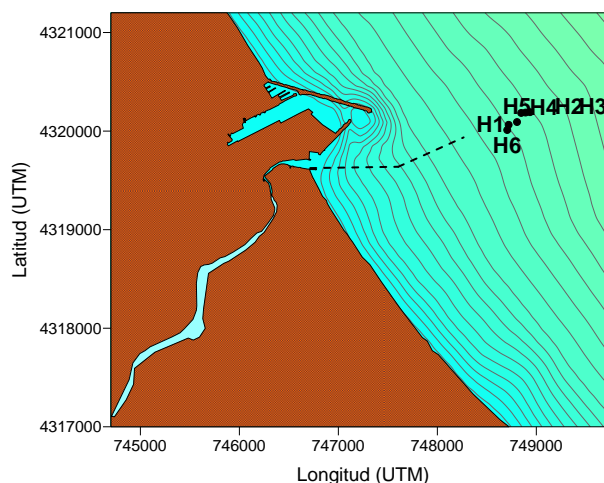


Figura 3.10. Estaciones de muestreo de la campaña Gandía V.

Tabla 3.11. Coordenadas de las estaciones, hora de muestreo, profundidad de la columna de agua y profundidad de las muestras en la campaña Gandía V del 1/mayo/2006.

Estación	Hora de muestreo	Coordenadas		Profundidad (m)	Profundidades de muestras (m)
		UTM x	UTM y		
H 1	10:35	748720	4320064	17.5	0, 0.5, 1, 5, 10
H 2	11:30	748891	4320188	18	0, 0.5, 1, 5, 10
H 3	11:50	748936	4320192	18	0, 0.5, 1, 5
H 4	12:14	748847	4320184	18	0, 0.5, 1, 5
H 5	12:44	748805	4320092	17.5	0, 1, 5
H 6	13:05	748706	4320011	17	0, 1, 5

3.2.3 Datos hidrodinámicos

Los datos hidrodinámicos que se determinaron en cada campaña incluyeron medidas de corrientes y viento. A continuación se describe el proceso de obtención de estos datos en cada una de las campañas que fueron realizadas en los emisarios submarinos en estudio.

3.2.3.1 Datos meteorológicos

Para las campañas I, II y III realizadas en el emisario de Gandía, los datos meteorológicos fueron proporcionados a través de una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de la Oliva (aproximadamente a 9 km de Gandía), mientras que para las campañas de Gandía IV y V, así como también los muestreos realizados en el emisario de Cullera, los datos meteorológicos fueron obtenidos con una estación meteorológica (Fig. 3.11) propiedad de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC). La frecuencia de muestreo de datos fue de un dato cada 10 minutos para Gandía y cada 5 minutos para los muestreos de Cullera, registrando dirección e intensidad del viento.

En el caso de los muestreos realizados en Pinedo, los datos meteorológicos fueron obtenidos de una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de Castellón (aproximadamente a 60 km de Pinedo) y proporcionados por el Banco de Datos Oceanográficos de Puertos del Estado. La frecuencia de muestreo de datos fue de un dato cada 10 minutos.



Figura 3.11. Estación meteorológica de la UPC.

3.2.3.2 Corrientes

Los datos de corrientes fueron obtenidos a partir de diversos correntímetros Doppler (ADCP) fondeados a diferentes profundidades, para obtener las condiciones de contorno en el dominio estudiado. Sin embargo, solo se cuentan con datos de corrientes para las campañas IV y V realizadas en Gandía y las campañas realizadas en el emisario de Cullera.

En el emisario de Gandía, el correntímetro fue fondeado a 18 m de profundidad en ambas campañas (Gandía IV correntímetro UTM $x=748643$, $y=4320123$; Gandía V correntímetro UTM $x=748643$, $y=4320033$) (Fig. 3.12).



Figura 3.12. Fondeo del correntímetro en el emisario de Gandía.

En el emisario de Cullera se fondearon dos correntímetros a 7m (UTM $x=739630$, $y=4336078$) y 10 m (UTM $x=740591$, $y=4336107$) de profundidad respectivamente (Fig. 3.13).

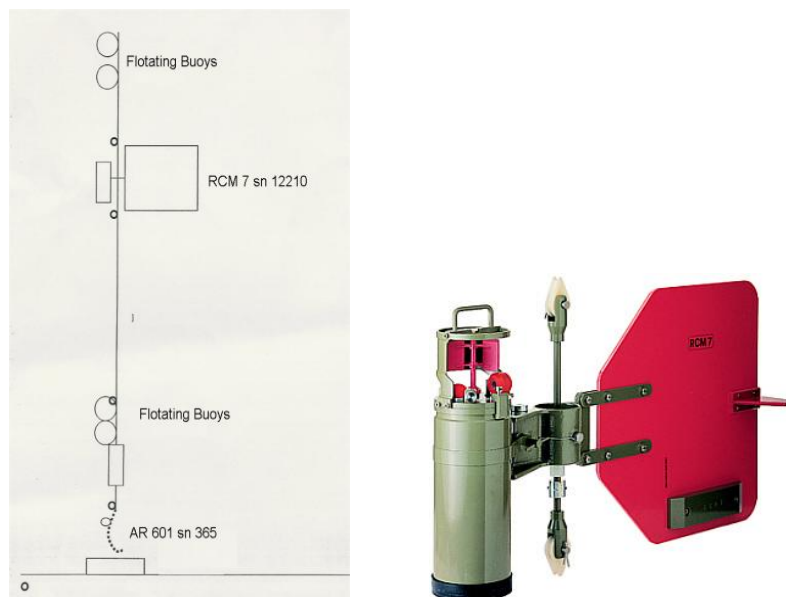


Figura 3.13. Esquema del fondeo de los correntímetros en Cullera.

3.2.4 Tratamiento y análisis de las muestras

3.2.4.1 Parámetros determinados

En cada una de las muestras de agua obtenidas en las distintas campañas de muestreo, se determinaron varios parámetros físico-químicos y microbiológicos, los cuales, junto con sus unidades de medida y sus límites de detección se encuentran detallados en la tabla 3.12. Todas las muestras de agua fueron analizadas en el Laboratorio de Tecnologías del Medio Ambiente del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia.

Sin embargo, para este trabajo, solo serán considerados los siguientes parámetros: Salinidad, Amonio, Nitritos, Nitratos, Fósforo total, Ácido Ortosilícico, Clorofila *a*, Coliformes fecales, totales y Estreptococos fecales.

Tabla 3.13. Parámetros medidos, unidades y límites de detección.

PARÁMETROS	UNIDADES	LÍMITE DE DETECCIÓN
Salinidad	‰	2.85
Cloruros	mg/L	0.44
Amonio	μmol/L	0.1
Nitritos	μmol/L	0.01
Nitratos	μmol/L	0.1
Fósforo soluble reactivo	μmol/L	0.03
Fósforo disuelto total	μmol/L	0.03
Fósforo total	μmol/L	0.03
Ácido Ortosilícico	μmol/L	0.1
Clorofila <i>a</i>	mg/m ³	0.20
Coliformes fecales	UFC/100 ml	---
Coliformes totales	UFC/100 ml	---
Estreptococos fecales	UFC/100 ml	---

3.2.4.2 Cadena de custodia

Las muestras de agua fueron recogidas en botellas de plástico de 2 litros, así como también, se obtuvo una segunda muestra de 500 ml para el análisis microbiológico, la cual fue colocada en botellas de vidrio previamente esterilizadas. Todas las muestras fueron colocadas en una nevera portátil y se mantuvieron refrigeradas hasta su traslado al laboratorio, que nunca se realizó en un tiempo superior a 12 horas.

Una vez en el laboratorio, las muestras se subdividieron en diferentes alícuotas para la determinación de los distintos parámetros, debido a la diferente manera de conservación de cada uno de ellos y siguiendo las indicaciones de APHA (1998):

a) De las muestras de agua recogidas (2 L) se separan 100 ml de muestra sin filtrar y se trasvasan a botellas de plástico para la determinación del fósforo total. Se conservan en refrigeración hasta su análisis.

b) Se filtran 800 ml de muestra a través de filtros de acetato de celulosa de 0.45 μm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro), los cuales se almacenan a -20°C para

posteriormente ser utilizados en la determinación de clorofila *a*. Del filtrado anterior, se toman distintas alícuotas que se utilizan para determinar los siguientes analitos:

*Nitritos y Amonio, los cuales se determinan inmediatamente.

*Ácido Ortosilícico, tomando 100 ml del filtrado que se guarda y se congela a -20°C hasta su posterior análisis.

*Nitratos, trasvasando 100 ml del filtrado a botellas de plástico que contienen la cantidad necesaria de ácido sulfúrico concentrado para alcanzar un pH de 1.5 – 2. Se conserva en refrigeración hasta su determinación.

3.2.4.3 Métodos analíticos

Para todos los métodos analíticos se utilizaron reactivos de alta pureza de la marca Merck, así como también se utilizó agua milli-Q obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus, para la obtención de agua ultrapura.

En la determinación de los nutrientes, los análisis fueron realizados con un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Evollution II. Los métodos utilizados son los descritos por Treguer y Le Corre (1975), teniendo en cuenta las consideraciones hechas por Kirkwood et al. (1991) y Parson et al. (1984), mientras que la optimización del equipo se llevó a cabo siguiendo las teorías de Coakley (1981).

Las distintas técnicas analíticas que se utilizaron en los diferentes parámetros se describen brevemente a continuación:

a) Fósforo total

La determinación de este parámetro se realizó a través del método de digestión ácida con persulfato de amonio o de potasio, desarrollado, para aguas, por Valderrama (1981). Esta digestión previa de la muestra se realiza con la finalidad de transformar todo el fósforo presente a ortofosfato para ser analizado posteriormente (APHA, 1998; Rodier, 1981).

b) Amonio

La determinación de este parámetro se basa en la reacción de Berthelot. Para esto, se requiere que el amonio disuelto, en medio alcalino, reaccione con el hipoclorito formando una monocloraamina, la cual en presencia de fenol y un exceso de hipoclorito de lugar a la formación del azul de indofenol.

c) Nitrato

Para esta determinación se utiliza el método de análisis de aguas de Shinn (1941) adaptado para agua de mar por Bendscheider y Robinson (1952), el cual se basa en la reacción del ión nitrato con la sulfanilamida en medio ácido, produciéndose un diazocompuesto que forma un compuesto de color rosado con la N-naftiletildiamina.

d) Nitrato

La determinación de nitrato se basa en la reducción de los nitratos a nitritos en una columna reductora de Cu/Cd en medio básico (pH=8.5). El método seguido es el descrito por Grasshoff (1976).

e) Ácido Ortosilícico

Para realizar este análisis se ha utilizado el método descrito por Strickland y Parsons (1972) que sigue el método de valoración de ácido ortosilícico en agua de mar de Mullin y Riley (1955). El método recurre, a pH 1-2, a la formación de un complejo entre el molibdato amónico y las formas monómeras y dímeras del ácido ortosilícico. Su reducción con metanol formando un complejo azul es susceptible de determinación colorimétrica.

f) Clorofila *a*

La cuantificación de la clorofila *a* se realiza a través del método tricromático basado en espectroscopia visible (APHA, 1998). Este análisis se realiza utilizando los filtros de acetato de celulosa que fueron almacenados a -20°C con el objetivo de romper las células. Los filtros son introducidos en 6 ml de acetona al 90% en agua con el 1% de carbonato cálcico y posteriormente se determina la densidad óptica del extracto a diferentes longitudes de onda: 630, 647 y 664 nm para determinar el contenido pigmentario, y a 750 nm para corregir la turbidez. Los cálculos de la concentración se hicieron con las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975).

g) Salinidad

APHA (1998) recomienda, que el análisis de este parámetro debe realizarse a través de métodos indirectos que involucren la medida de parámetros físicos como la conductividad, la densidad, la velocidad del sonido o el índice de refracción. De tal manera, que la determinación en este caso de la salinidad fue realizada a través de la medida de la conductividad siendo el método que proporciona mayor precisión. Para esto se utilizó un conductímetro de inducción Grundy Environmental Systems Corporation, 6230 N, calibrado con los patrones adecuados (I. A. P. S. O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, $K_{15}=0.99986$, $S=34.995\%$) y a partir de los datos de conductividad relativa obtenidos con el equipo, se obtuvieron los datos de salinidad empleando las International Oceanographic Tables, editadas por la Unesco (Anónimo, 1966).

h) Análisis bacteriológicos

La determinación de las bacterias indicadoras de contaminación fecal (coliformes fecales, enterococos) en las muestras de agua, se realizó mediante el método de filtración por membrana recomendado por APHA (1998). El objetivo de este método es la detección y enumeración de todas las bacterias presentes en una muestra de agua, después de una incubación adecuada, a temperatura y tiempo determinados, y en un medio de cultivo selectivo. El volumen adecuado de muestra que debe ser filtrado es el que proporciona un conteo de entre 20 y 200 colonias en la membrana. Los resultados se expresan como Unidades Formadoras de Colonias (UFC) en 100 ml de muestra.

3.2.5 Tratamiento estadístico

Para estudiar las distribuciones espaciales (verticales y en superficie) de los diferentes parámetros estudiados, se realizaron gráficos de isolíneas a través del método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie mediante el programa Surfer (Golden Software, Inc.) versión 8.03.

Igualmente se han realizado gráficos de perfiles verticales de los nutrientes/salinidad y bacterias coliformes/salinidad en cada una de las estaciones muestreadas, con la finalidad de determinar el comportamiento de estos parámetros en función de la profundidad y la salinidad misma en cada una de las zonas en estudio.

Para el análisis de los datos meteorológicos se realizaron gráficos en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s) para representar los resultados de las velocidades registradas. También, se realizaron diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo) que demuestran el recorrido hipotético del viento, y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Los datos hidrodinámicos fueron analizados utilizando, al igual que los datos meteorológicos, diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo) y gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

3.3 Modelos numéricos utilizados

A lo largo de los últimos años, se han utilizado diversos modelos numéricos para resolver las ecuaciones del transporte de contaminantes, tanto en los sistemas marinos como en otras áreas de interés. Sin embargo, es importante considerar que una correcta simulación numérica dependerá de la precisión de las ecuaciones utilizadas para reflejar las condiciones físicas reales de la zona en estudio, así como también, del tipo de condiciones de contorno y de los diferentes submódulos que se implementen en el código del propio modelo.

Para escoger el tipo de modelo que deba ser aplicado en los diferentes casos en estudio, se debe de realizar, primeramente, una evaluación cuidadosa del problema específico que será solucionado, considerando, entre otras cosas, el número y tipo de procesos que serán modelados (físicos y no físicos), la resolución espacial que se necesite para la solución, la existencia o posible existencia de condiciones inestables, y finalmente, los gastos computacionales y la disponibilidad de la capacidad computacional.

En este estudio, los modelos numéricos que se han seleccionado para ser aplicados son el modelo ROMS y el modelo LIMMIX, (utilizados conjuntamente de forma secuencial) y, por otro lado, el modelo VISUAL PLUMES.

3.3.1 Modelo ROMS (*Regional Ocean Model System*)

Es un modelo de libre distribución generalmente utilizado por la comunidad científica para diversas aplicaciones (e.g. Haidvogel et al., 2000; Marchesiello et al., 2003; Peliz et al., 2003; Di Lorenzo, 2003; Dinniman et al., 2003; Budgell, 2005; Warner et al., 2005a, b; Wilkin et al., 2005; Grifoll et al., 2009, 2010, 2012, 2013).

Incluye una serie de algoritmos físicos y numéricos así como también varios módulos acoplados para diversas aplicaciones, como por ejemplo, bioquímicas (Power et al., 2006; Fennel et al., 2006), bio-ópticas (Bissett et al., 1999), transporte de sedimentos (Warner et al., 2006), océano-hielo (Budgell, 2005) y diversos esquemas de

mezcla vertical (Warner et al., 2005a), múltiples niveles de anidamiento, mallas compuestas, flujos de superficie de momentum, calor, agua y materiales con la atmósfera, entrada de ríos, condiciones de contorno para dominios abiertos, para circulación a macro-escala (large-scale), a escalas regionales y locales y corrientes generadas por mareas.

Este modelo oceánico de ecuaciones primitivas, hidrostáticas de momentum y superficie libre, utiliza coordenadas sigma en la vertical y coordenadas curvilíneas ortogonales en la horizontal. En la vertical, las ecuaciones primitivas son discretizadas sobre la topografía variable, utilizando coordenadas terrain-following (Song and Haidvogel, 1994) y que permiten incrementar la resolución en áreas de interés, tales como la termoclina o las capas del fondo. Por otro lado, en la horizontal, las ecuaciones primitivas son evaluadas a través de límites ajustados y coordenadas curvilíneas ortogonales determinadas en una malla de Arakawa-C. Sin embargo, la formulación general de las coordenadas curvilíneas incluye tanto coordenadas cartesianas (constantes métricas) como coordenadas esféricas (variables métricas).

Las ecuaciones primitivas hidrostáticas de momentum, que incluye este modelo, son resueltas utilizando un esquema “split-explicit time-stepping” con un cálculo 2D barotrópico (más rápido y menos preciso) y 3D baroclínico (más lento y más preciso). En las coordenadas cartesianas, las ecuaciones primitivas del balance de momentum en la dirección x y y son:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla u - fv = -\frac{\partial \phi}{\partial x} + F_u + D_u \quad (3.1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla v - fu = -\frac{\partial \phi}{\partial y} + F_v + D_v \quad (3.2)$$

donde:

Du, Dv = son términos difusivos

Fu, Fv = son términos de forzamiento

$f(x,y)$ = parámetro de Coriolis

t = tiempo

x, y = coordenadas horizontales

u, v = componentes del vector velocidad \bar{v}

La evolución del tiempo para los campos potenciales de temperatura, $T(x,y,z,t)$, y salinidad, $S(x,y,z,t)$, son gobernados por las ecuaciones de advección-difusión:

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla T = F_T + D_T \quad (3.3)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \bar{v} \cdot \nabla S = F_S + D_S \quad (3.4)$$

donde:

D_T, D_S = son términos difusivos

F_T, F_S = son términos de forzamiento

$t =$ tiempo

La ecuación de estado está dada por:

$$\rho = \rho(T, S, P) \quad (3.5)$$

donde:

$P =$ presión total $P \approx -\rho_o g z$

$T =$ temperatura

$S =$ salinidad

$g =$ aceleración de la gravedad

$z =$ coordenada vertical

$\rho_o + \rho(x, y, z, t) =$ densidad total *in situ*

En la aproximación Boussinesq, no se consideran las variaciones de densidad en las ecuaciones de momentum excepto en su contribución con la fuerza de flotabilidad en la ecuación vertical del momentum. De esta forma, bajo la aproximación hidrostática, se considera que el gradiente de presión vertical equilibra la fuerza de flotabilidad:

$$\frac{\partial \phi}{\partial z} = \frac{-\rho g}{\rho_o} \quad (3.6)$$

donde:

$\phi(x, y, z, t) =$ presión dinámica $\phi = (P / \rho_o)$

$g =$ aceleración de la gravedad

$z =$ coordenada vertical

$\rho_o + \rho(x, y, z, t) =$ densidad total *in situ*

La última ecuación considerada es la ecuación de la continuidad para un fluido incompresible:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (3.7)$$

donde:

$u, v, w =$ las componentes (x, y, z) del vector velocidad \vec{v}

$x, y =$ coordenadas horizontales

$z =$ coordenada vertical

Finalmente, el modelo ROMS dispone de un extenso software de preparación de datos, análisis y visualización. Todo el desarrollo se realiza en el sistema operativo Linux, utilizando los lenguajes de programación F77, F95 y Matlab, mientras que la estructura completa de entrada y salida de datos se encuentran en formato NETCDF (Network Common Data Form). Una de sus características principales es que está estructurado para ser utilizado como un modelo relocalizable, siempre que se modifiquen y diseñen los scrips adecuados, considerando las salidas operacionales del modelo.

3.3.2 Modelo LIMMIX

El modelo LIMMIX es un modelo numérico de dispersión que reproduce correctamente los mecanismos del transporte de sustancias en aguas costeras, específicamente la simulación de la advección por corrientes y oleaje, dispersión turbulenta, flotabilidad, decaimiento microbiológico y sedimentación. Es aplicable para descargas de emisarios submarinos, de ríos y otro tipo de sustancias descargadas al mar. Su versatilidad lo hace muy útil para la evaluación de los niveles de concentración de las sustancias pasivas así como también para una variedad de diseños y condiciones ambientales (Mestres, 2002; Mestres et al., 2003, 2004, 2009, 2010a, 2010b; Sierra et al., 2007).

Este modelo tiene la capacidad de evaluar los niveles de contaminación generados por una descarga bajo diferentes condiciones ambientales (estratificación, intensidad y dirección del viento, presencia de campos de oleaje, diferentes tipos de contornos) o diferentes características de la descarga (posición de la descarga, orientación, flotabilidad, concentración inicial, número de constituyentes, número y tipo de difusores para el caso de emisarios submarinos, etc.). Sin embargo, la simulación realizada con el modelo LIMMIX puede ser larga dependiendo del número de mecanismos de transporte que sean incluidos, así como también de la precisión requerida en los resultados. Esto limita su uso como un modelo de simulación a tiempo real y limita su aplicación en la predicción de situaciones reales.

Está basado en un enfoque Lagrangiano para resolver de forma 3D la ecuación de advección-difusión. Consiste en dos módulos separados para simplificar la adquisición de resultados en la simulación. El primer módulo (transporte) calcula el transporte físico de una sustancia representado por un grupo de partículas discretas, mientras que el segundo módulo (graficado) es usado para graficar la distribución final de las partículas dentro de los nodos de una malla computacional y determinar la distribución de la concentración.

Igualmente, en el primer módulo se encuentran todos los submódulos relacionados con los diferentes mecanismos físicos que gobiernan el transporte de sustancias pasivas, considerando las diferentes escalas longitudinales y espaciales que existen en estos procesos, así como también, existe un submódulo que corresponde, al caso en particular, de las descargas de agua residual para un emisario submarino, en donde se pueden presentar los microorganismos patógenos. Las principales características de cada submódulo son:

Advección.- en este submódulo se analiza la advección por la interpolación de un campo de corrientes proporcionado por un modelo hidrodinámico o por el uso de datos experimentales de velocidad. Igualmente se considera el transporte de masa inducido por oleaje y la velocidad inicial de la descarga.

Difusión.- para este submódulo, la difusión turbulenta es tratada utilizando un algoritmo random walk.

Efectos de Flotabilidad.- en este submódulo el transporte vertical junto con las diferencias de densidad entre el efluente descargado y las aguas receptoras se tratan utilizando una formulación semi-empírica.

Deposición del Sedimento.- la deposición de las partículas es modelado utilizando ecuaciones experimentales derivadas de la velocidad de caída del sedimento en función del diámetro y la densidad.

Resuspensión del Sedimento.- la resuspensión de las partículas asociadas con la fricción del fondo son tratadas utilizando una formulación que se basa en el concepto del levantamiento del sedimento, con lo que se obtiene una velocidad de resuspensión vertical.

Decaimiento Bacteriano.- la mortalidad microbiológica es estimada utilizando un enfoque estadístico, para después calcular la tasa de decaimiento a partir de las expresiones encontradas en la literatura o de valores constantes.

Contornos Físicos.- los contornos reales han sido introducidos considerando el grado de absorción variable como un parámetro adicional del modelo.

La segunda parte del modelo, incluye tres diferentes algoritmos para transformar la posición de la nube de partículas generadas como resultado del primer módulo, y obtener, dentro de una distribución suavizada, los valores modelados de la concentración. Estos algoritmos son:

Algoritmo BC.- simple y sencillo que consiste en un método de recuento de partículas dentro de una caja, en la cual, la concentración es calculada dividiendo la masa de todas las partículas por el volumen de la caja. La selección de este volumen de integración juega un rol importante en la precisión para obtener los campos de concentración ya que puede generar distribuciones excesivamente dentadas o excesivamente suavizadas.

Algoritmo kBC.- es una extensión del algoritmo anterior en el cual parte de la masa total de cada una de las cajas es compartida entre las cajas vecinas para suavizar los gradientes de concentración.

Algoritmo SPH (Smoothed-Particle-Hydrodynamics).- este método se basa en funciones de probabilidad y supone que la masa de cada particular no se localiza en la posición dada por el módulo del transporte pero que sigue una función de distribución de la masa predefinida y localizada en esa posición. La concentración es calculada considerando la contribución de cada partícula para la masa total en un punto dado.

El código numérico del LIMMIX resuelve las ecuaciones a través de una discretización en 3D de la ecuación de Fokker-Planck (Tompson and Gelhar, 1990):

$$x_m^i = x_{n-1}^i + u_{n-1}^i \Delta t \quad i=1,2,3 \quad (3.8)$$

donde x_m^i es la x^i coordenada de cada partícula al paso de tiempo m , y u_{n-1}^i ($j=1,2$) y u_{n-1}^3 son las componentes horizontal y vertical de la red de velocidades responsable del transporte de partículas.

Por otro lado, este modelo de transporte presenta diversas características que no son fáciles de encontrar en los modelos numéricos de dispersión en aguas costeras: i) es un modelo aplicable para los cuerpos de agua en general, independientemente de la distribución vertical de la densidad que presenten; ii) permite la caracterización individual de los contornos regionales, explicando de esta manera la presencia de diferentes materiales tales como arena, rocas, etc.; iii) resuelve la ecuación de transporte tanto el campo cercano como en el campo lejano, sin embargo, considera las diferentes escalas temporales y espaciales que existen en el proceso de transporte y permite desacoplar la simulación del campo cercano de aquel del campo lejano para maximizar la velocidad computacional sin pérdida de precisión y dependiendo de los requerimientos del usuario. La ventaja de este enfoque es en parte una consecuencia de la formulación lagrangiana adoptada, la cual no requiere la definición de una malla computacional para calcular las concentraciones hasta después que los procesos de transporte hayan sido modelados; y finalmente, iv) su aplicación en diferentes casos reales permite demostrar la habilidad de los modelos de partículas lagrangianas para reproducir correctamente un amplio rango de situaciones con diferentes características en escalas temporales y espaciales.

3.3.3 Modelo VISUAL PLUMES

Visual Plumes 1.0 (Fick et al., 2001) es un software de distribución libre recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency, USEPA). Es un modelo analítico y rápido en su ejecución que puede simular plumas de contaminantes que alcanzan la superficie, ocasionadas por los vertidos de agua residual, en ríos, estuarios y zonas costeras.

Este programa, cuenta con una interfaz gráfica amigable e intuitiva que permite introducir los datos a través de 5 diferentes ventanas: Difusores, Ambiente, Parámetros especiales, Salida de Texto y Salida de Gráficos (Fick et al., 2003). Igualmente, permite modificar, de forma manual, los gráficos de resultados así como también seleccionar distintas variables (i.e. la profundidad, la densidad, el tiempo en llegar a la superficie, etc.), para que aparezcan tanto en los archivos analíticos como en los gráficos de resultados. Sin embargo, no es posible realizar un tratamiento estadístico de los datos.

Visual Plumes incorpora diferentes modelos de desarrollo de las plumas en la zona del campo cercano, los cuales se representan en el siguiente cuadro sinóptico y cuyos nombres proviene de una mezcla de acrónimos y de términos descriptivos e históricos.

Con respecto al campo lejano, se evalúa la advección y la dispersión de la pluma mediante la ecuación de Brooks (1960):

$$C_{cl} = C_{mz} \operatorname{erf} \sqrt{\frac{U_a b^2}{16 \varepsilon_x}} \quad (3.9)$$

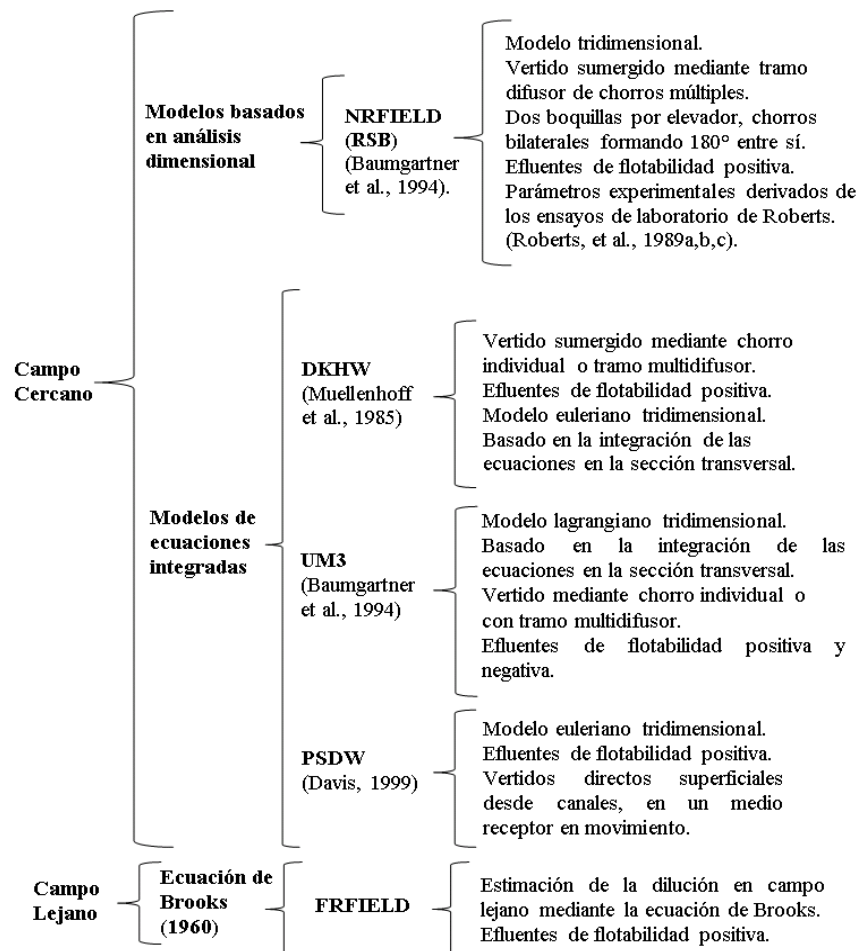
donde:

C_{cl} : concentración en el centro de la pluma (eje) en el punto deseado del campo lejano.

C_{mz} : concentración del contaminante al final de la zona de mezcla (campo cercano).

- U_a : Velocidad de corriente en el medio receptor.
 b : Ancho de la pluma correspondiente a todos los orificios.
 ε : Coeficiente de viscosidad (“eddy diffusivity”).
 x : Distancia recorrida por la pluma desde el final de la zona de mezcla hasta el punto de interés en campo lejano.

**PRINCIPALES MODELOS DEL PAQUETE VISUAL PLUMES
(Fick et al., 2004)**



Para la realización de este trabajo, se ha elegido al modelo lagrangiano tridimensional UM3 (Update Merge 3D) que simula descargas sumergidas mediante emisarios submarinos provistos de uno o múltiples difusores. Este modelo resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes y de transporte integradas en el tiempo. Una síntesis del análisis del modelo UM3 y de la validación de sus resultados con datos experimentales, se puede encontrar en Palomar et al. (2012). Igualmente, en el manual del Visual Plumes puede consultarse con mayor detalle la base teórica y el manejo del programa.

Con el modelo UM3 es posible también evaluar la longitud de la zona de dilución (o mezcla) aguda o crónica. Según Mackenney (2007), la USEPA mantiene dos criterios de calidad relativos a la concentración de sustancias tóxicas, un criterio de máxima concentración (CMC) en relación con los efectos agudos y letales, y un criterio

de concentración continua (CCC) relacionado a los efectos crónicos sobre determinados organismos.

La concentración continua (CCC) se debe obtener en el borde de la zona de mezcla, de esta manera, la zona de mezcla se divide en dos subzonas que son incluidas en el modelo Visual Plumes: la de efecto agudo y la de efecto crónico. Sin embargo, esta variable no tiene valores estándar o metodologías precisas para su determinación, sino que depende de las dimensiones de la zona de dilución y los estándares de calidad que se estén aplicando.

Visual Plumes también se enfoca a la simulación del transporte de sustancias contaminantes, específicamente de contaminantes biológicos patógenos derivados del vertido de aguas residuales urbanas, ya que puede predecir la mortalidad bacteriana en términos de concentración a través de una ecuación de decaimiento bacteriano de primer orden (Frick, 2004):

$$C_t = C_o e^{-\frac{t}{k}} \quad (3.10)$$

donde:

C_o : concentración en el efluente al tiempo cero.

C_t : concentración en el tiempo subsecuente.

t: tiempo

k: la tasa de mortalidad expresada en T-90 hr.

Igualmente, el modelo Visual Plumes permite calcular el valor de k como variable independiente siempre y cuando se conozcan los valores de radiación solar (Langley's-h⁻¹, turbidez de la columna de agua (m⁻¹), salinidad y temperatura (°C), mientras que en su configuración interna, presenta tres modelos para calcular este valor, una ecuación para coliformes (referida al soporte técnico (TSD) USEPA, 1984), una ecuación para enterococos (TSD, USEPA, 1984) y finalmente, el modelo de coliformes de Mancini (1978).

La TSD ecuación para coliformes se expresa de la siguiente manera:

$$K = 2.303 e^{2.303(0.0295T - 2.292)} + 0.05188 I_A \quad (3.11)$$

La TSD ecuación para enterococos se expresa como:

$$K = 0.02193 + 0.05188 I_A \quad (3.12)$$

Sin embargo, el modelo de coliformes de Mancini (1978) es el más sofisticado de los tres, dando como resultados perfiles de concentración vertical y horizontal:

$$K = 0.8 + 0.006S \cdot 1.07^{T-20} + \frac{I_A}{k_e H} (1 - e^{-k_e H}) \quad (3.13)$$

donde:

S = salinidad expresada como porcentaje de agua de mar

T = temperatura en °C

I_A = la radiación solar

k_c = coeficiente de turbidez del agua (m^{-1})

H = profundidad (m)

CAPÍTULO 4

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos del análisis de las diferentes campañas de campo que se han llevado a cabo en los emisarios de Pinedo, Cullera y Gandía.

Es importante mencionar que para las fechas en que se llevaron a cabo las campañas la Directiva Europea para aguas de baño que se encontraba vigente era la Directiva de Consejo 76/160/CEE y el Real Decreto 734/1988, con la cual se analizan los resultados de las bacterias coliformes fecales, totales y enterococos a través de una comparativa con el valor obligatorio y guía que establece esta Directiva para aguas de baño. Por lo tanto, a pesar de que los alrededores del punto de la descarga no se consideran como zona de aguas de baño, esta comparativa se realiza para tener una referencia de los niveles de contaminación en las inmediaciones del vertido.

4.1 Campañas en el emisario de Pinedo

En el emisario de Pinedo se realizaron dos campañas de medida:

- i) Pinedo I, realizada el 15 de Marzo del 2005
- ii) Pinedo II, el 19 de Julio del 2005

4.1.1 Campaña Pinedo I (15 de marzo del 2005)

Durante esta primera campaña se establecieron 5 estaciones de muestreo (Fig. 4.1) en la zona de influencia del emisario submarino. La toma de muestras en los 5 puntos tuvo una duración de 6.30 horas, iniciando el muestreo a las 9:30 de la mañana en la estación P1 y finalizando en la estación P5 a las 15:50 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron determinados en esta campaña.

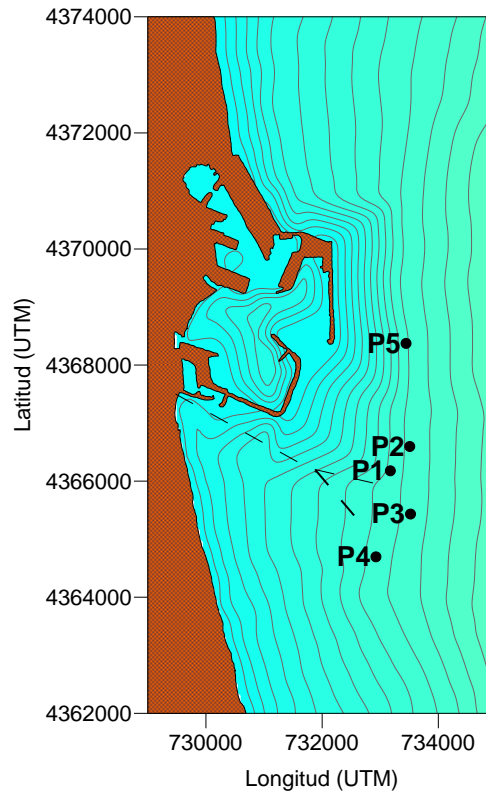


Figura 4.1. Estaciones de muestreo para la campaña Pinedo I.

4.1.1.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de Castellón, con una frecuencia de muestreo de 1 dato por hora (la duración de la medida ha sido calculada sobre 10 minutos).

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta campaña en el emisario de Pinedo, la velocidad media del viento registrada en un período de 24 hrs. fue de 0.81 m/s con un rango de 0-2.1 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 91.5 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.2), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 5 estaciones que pertenecen a esta campaña. En ella se puede determinar que, durante este tiempo, el viento provenía del E-NE con una velocidad media de 1.44 m/s.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.3), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

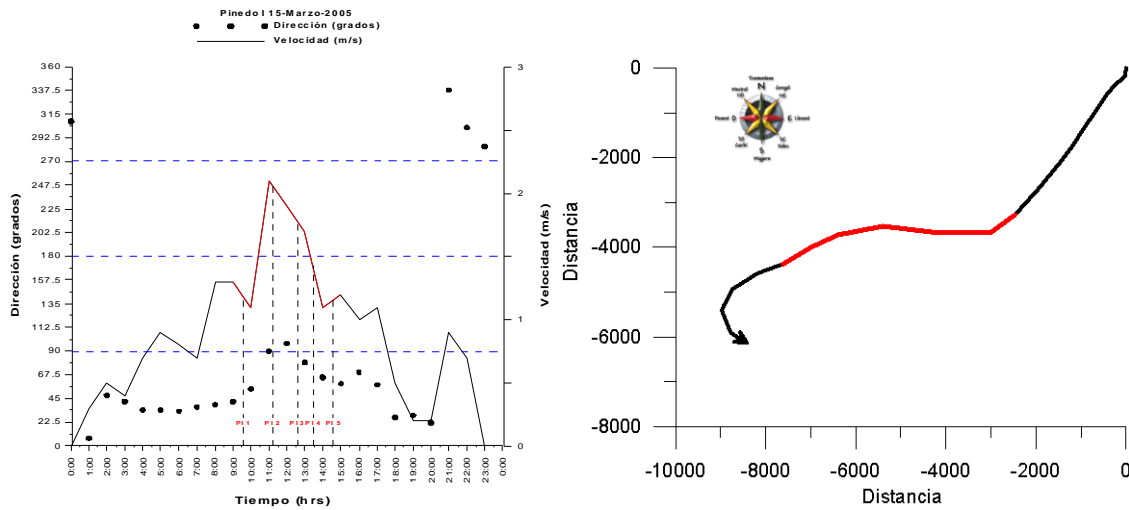


Figura 4.2. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Pinedo I.

Lugar: Red de estaciones meteorológicas REMPOR
 Serie analizada: 15-Marzo-2005
 Número de datos: 24
 Frecuencia: 1 dato/hora
 Velocidad media: 0.86 m/s

Dirección media: 37°
 Horas de calma: 6
 Frecuencia de vientos en calma: 25%
 Velocidad máxima: 2.1 m/s

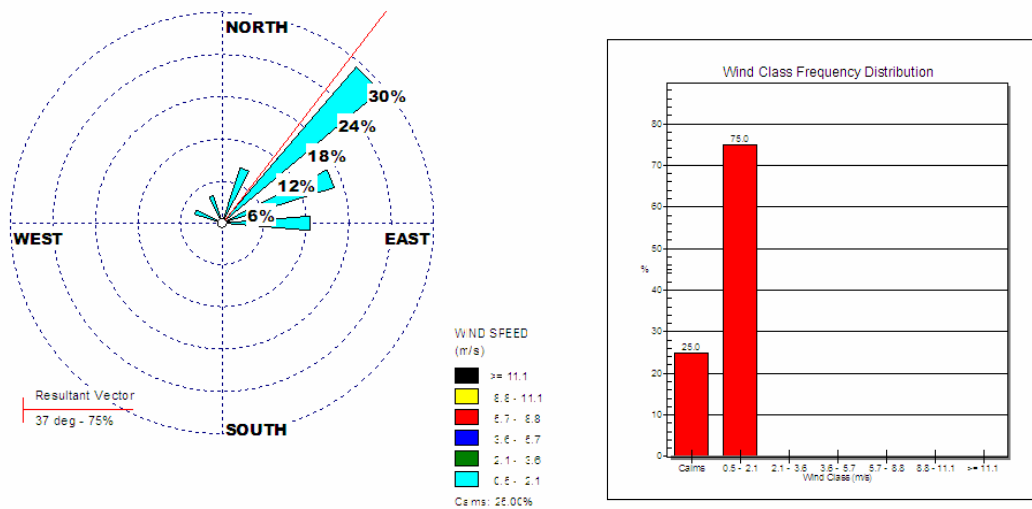


Figura 4.3. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Pinedo I.

4.1.1.2 Datos hidrodinámicos

No se cuenta con datos hidrodinámicos para esta campaña.

4.1.1.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 39 muestras de agua repartidas entre las 5 estaciones muestreadas y a diferentes profundidades.

El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones, con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representa el transecto formado por las estaciones P5, P2, P1, P3 y P4 (Fig. 4.1), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones.

La discusión de estos gráficos, para cada una de las variables en estudio, se realizó considerando los valores desde la superficie hasta los 15 m de profundidad debido a que es la profundidad en la que hay datos para todas las estaciones.

4.1.1.3.1 Temperatura

Los datos de temperatura que se analizan en esta campaña fueron obtenidos con la sonda multiparamétrica en las 5 estaciones muestreadas. Estos datos se han representado como perfiles verticales en la figura 4.4, intentando situar cada una de las gráficas junto a la estación de muestreo a la que pertenece. Igualmente, junto a estos perfiles, se han representado los perfiles de la salinidad (‰) obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS (Mösso et al., 2008).

Como puede verse en la figura 4.4, los perfiles de temperatura, en casi todas las estaciones, presentan una disminución de los valores a medida que la profundidad aumenta. Sin embargo, este comportamiento no se refleja en la estación P1, localizada en el punto donde se produce la primera mezcla del vertido de aguas residuales con el medio receptor, sobre la salida del emisario submarino. Aquí, se observa un ligero aumento de la temperatura (0.1°C) desde la superficie hasta una profundidad de 5m, para finalmente disminuir a medida que la profundidad aumenta.

Tanto en esta estación P1 como en la estación P3, ubicada sobre la zona del difusor sur, se observaron los valores de temperatura superficial más bajos (12.27°C y 12.29°C respectivamente) en comparación con el resto de las estaciones (12.42°C en la estación P2 ubicada sobre el difusor norte; 12.61°C en la estación P4, ubicada hacia el sur; y 12.96°C en la estación P5 ubicada hacia el norte). Esta distribución espacial de la temperatura en superficie puede observarse en la figura 4.5.

El valor más alto de temperatura superficial (12.96 °C) se observó en la estación P5, lo cual pudo deberse a que la temperatura de la capa superficial de la columna de agua va aumentando a medida que avanzan las horas del día por efecto de la radiación solar. Por lo tanto, la diferencia en la hora del muestreo pudo haber influido en esta variación de valores superficiales, ya que este se inició en la estación P1 a las 9:30 horas, mientras que en la estación P5 se realizó a las 14:36 horas.

Por otro lado, también en este punto, P5, se observa la presencia de un fuerte gradiente de temperatura en la superficie, mientras que en la estación P2, los valores de temperatura se mantienen ligeramente homogéneos a lo largo de la columna de agua, lo cual se debe a que la masa de agua no se había visto afectada aún por la radiación solar permitiendo que la temperatura fuese homogénea.

De esta forma, la variación de la temperatura que se observa, de manera general, desde la capa superficial hasta el fondo, comprende valores de 11.86 – 12.96°C, mientras que en el fondo la temperatura se encuentra entre 11.89 - 12.07°C.

4.1.1.3.2 Densidad

En esta campaña, los perfiles de densidad (Fig. 4.4) presentan un comportamiento muy similar y casi idéntico a los perfiles de salinidad y en sentido inverso a la temperatura. En la estación P5 (1028.60 – 1028.96 Kg/m³), hay una disminución en los valores desde la superficie hasta el fondo, en función directa con la profundidad y con un perfil casi idéntico al perfil de la salinidad. Por otro lado, el perfil de densidad en la estación P2 (1028.81 – 1029.07 Kg/m³), refleja un comportamiento similar al perfil de la salinidad con pequeñas fluctuaciones en los primeros metros de profundidad. A 0.5 m de profundidad hay un aumento de los valores que posteriormente disminuyen hasta los 10 m y finalmente aumenta con la profundidad y la salinidad. En la estación P1 (1028.63 – 1028.88 Kg/m³), el perfil vuelve a reflejar un comportamiento similar al de la salinidad, con bajas concentraciones en la superficie que aumentan con el incremento de la profundidad y la salinidad.

En el caso de la estación P3 (1028.77 – 1029.04 Kg/m³), el perfil de densidad disminuye desde la superficie hasta 5 m de profundidad y finalmente aumenta con la profundidad y la salinidad. Por último, en la estación P4 (1028.75 – 1029.03 Kg/m³), hay un aumento en la densidad, desde la superficie hasta el fondo, en función del incremento de la profundidad y la salinidad.

De esta manera, las masas de agua con menor densidad en esta campaña, se encuentran en la superficie, mientras que en el fondo, las masas de agua son más densas.

4.1.1.3.3 Salinidad

En los perfiles de salinidad que se presentan en la figura 4.4, se aprecia que en todas las estaciones la salinidad aumenta con la profundidad.

La estación P1 es la que presenta las concentraciones de salinidad más bajas (37.69 -37.95 ‰) a lo largo de toda la columna de agua y en comparación con los otros

puntos. También es la estación donde se observa la concentración de salinidad superficial más baja (37.77 ‰). Esto puede deberse a que se encuentra ubicada sobre la salida del emisario submarino y por lo tanto posee mayor influencia de agua de menor salinidad que es vertida por el emisario.

Por otro lado, las estaciones P3 y P4, presentaron también menor salinidad en la superficie (38.03‰ y 37.99‰ respectivamente) y variaciones del rango de 37.87 - 38.23‰ y 37.91 - 38.22‰ respectivamente. Desde la superficie hasta aproximadamente 5 m de profundidad se presentan en ambas estaciones, ligeras fluctuaciones en el perfil de la salinidad. Para la estación P3, el valor disminuye de la superficie hasta 0.1 m para después aumentar ligeramente hasta 1 m y después volver a disminuir hasta los 5 m y finalmente aumentar con la profundidad, alcanzando los valores máximos anteriormente mencionados. En el caso de la estación P4, el valor superficial disminuye hasta 0.1 m, luego aumenta hasta obtener en 0.5 m el valor superficial y de nuevo disminuir hasta 1 m, donde finalmente aumenta con la profundidad, llegando al valor máximo registrado.

Por otro lado, en ambas estaciones se observa la presencia de menor salinidad en la superficie con respecto a los otros puntos, lo cual puede deberse al desplazamiento de la pluma del emisario por la acción del viento en dirección suroeste, ya que durante el muestreo en estas estaciones el viento provenía del E-NE (dirección 65 grados). La distribución espacial en superficie para los valores de salinidad pueden observarse en la figura 4.6a.

La estación P2 presenta las concentraciones de salinidad más altas, tanto en la superficie (38.09‰) como a lo largo de la columna de agua, registrando valores del rango de 37.96 - 38.31‰. El hecho de encontrar valores altos en la superficie en esta estación puede deberse a que, durante su muestreo, el viento provenía principalmente del este (dirección 90 grados), lo cual puede estar ocasionando un movimiento del agua hacia el oeste introduciendo agua de mayor salinidad (Fig. 4.6a). En el perfil vertical de esta estación, se refleja un comportamiento similar al observado en la estación P3 con pequeñas fluctuaciones en los primeros metros de profundidad. En este caso, el valor superficial disminuye hasta 0.1 m de profundidad y posteriormente aumenta hasta 0.5 m alcanzando el valor inicial. Posteriormente hay una disminución hasta 1 m y finalmente el valor aumenta con la profundidad, alcanzando las concentraciones máximas registradas anteriormente. Finalmente, en la estación P5, los valores de salinidad que se observan comprenden valores de 37.83 - 38.16‰, con una concentración en la superficie de 37.85‰. En ésta estación, el perfil vertical encontrado muestra un fuerte gradiente de salinidad.

La distribución espacial vertical para la salinidad se representa en la figura 4.6b. En este corte se aprecia la presencia de una pluma de agua dulce en la estación P1, que corresponde al agua residual vertida por el emisario submarino.

Se observa también que las concentraciones más bajas están entre la superficie y los 5 m de profundidad, aunque también puede verse la presencia de masas de agua más salada entre las capas de menor salinidad, como ocurre en la estación P2 a 5 m de profundidad, que puede deberse a la acción de las corrientes que estén introduciendo agua de mayor salinidad.

Por otro lado, también se aprecia un gradiente en sentido horizontal desde la estación P1 hacia las estaciones P3 y P4 que, como ya se mencionó, puede deberse al desplazamiento de la pluma hacia el suroeste por la acción del viento.

4.1.1.3.4 Amonio

En esta campaña, el comportamiento del amonio presenta, en casi todas las estaciones, una distribución inversa a la salinidad, aunque con algunas variantes. Esta distribución puede observarse en la figura 4.7 en donde se presentan los perfiles verticales del amonio ($\mu\text{mol/L}$) incluyendo además los perfiles de salinidad ($\%$) en las 5 estaciones muestreadas.

El rango de variación que se observa en esta variable es muy reducido, con bajas concentraciones. Sin embargo, los valores más altos fueron encontrados en las estaciones P1 (0.4 - 11.1 $\mu\text{mol/L}$), P3 (1.4 - 8.4 $\mu\text{mol/L}$) y P4 (2.4 - 8.5 $\mu\text{mol/L}$).

La estación P1, ubicada sobre la salida del emisario, presenta las mayores concentraciones y el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (P1 [11.1 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [8.3 $\mu\text{mol/L}$] > P4 [5.1 $\mu\text{mol/L}$] > P5 [2.2 $\mu\text{mol/L}$] > P2 [1.6 $\mu\text{mol/L}$]).

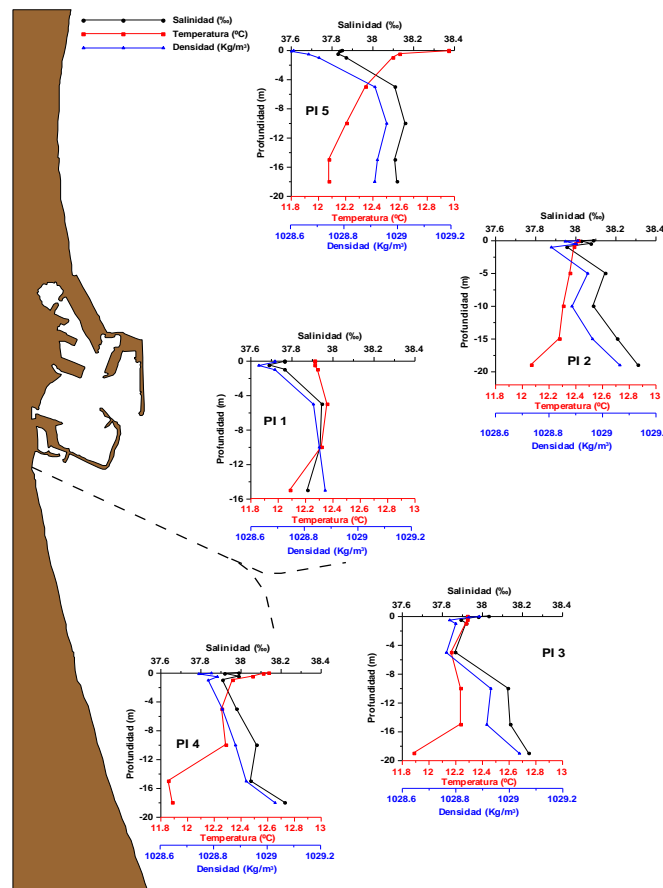


Figura 4.4. Perfiles de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Densidad (Kg/m^3) y Salinidad ($\%$) para la campaña Pinedo I.

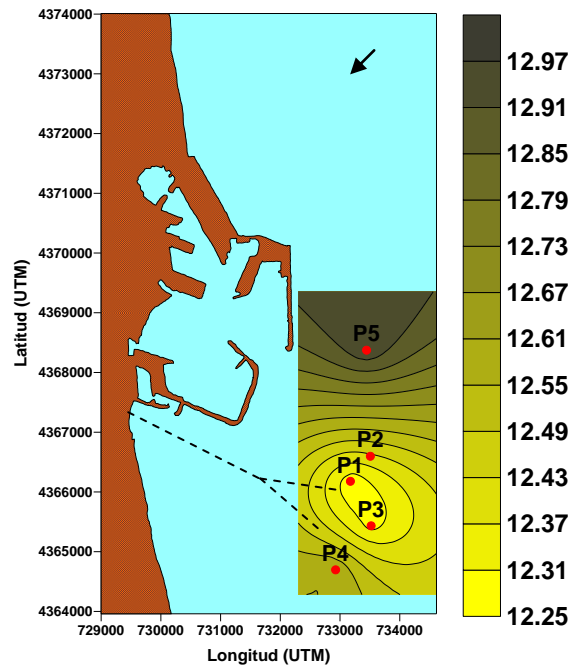


Figura 4.5. Distribución espacial de la Temperatura (°C) superficial en la campaña Pinedo I.

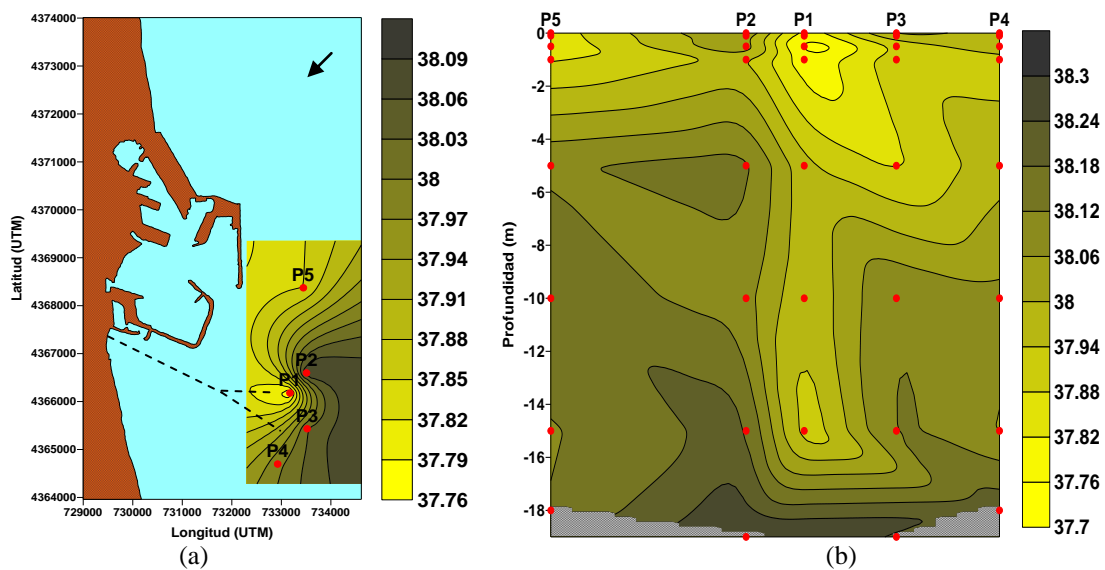


Figura 4.6. Distribución espacial de la Salinidad (‰) en superficie (a) y corte vertical de la Salinidad (b) para la campaña Pinedo I.

Las altas concentraciones registradas en la estación P1 son consecuencia del vertido del emisario submarino, como ha sido documentado en otros estudios, como el realizado por Werme y Hund (2003), en el que se presentan incrementos de amonio asociados a la pluma del emisario submarino de Boston en las aguas receptoras de la Bahía de Massachusetts, y en donde las mayores concentraciones de amonio fueron determinadas en las aguas superficiales y en las estaciones más cercanas al punto del vertido.

Por otro lado, las concentraciones encontradas en la superficie para las estaciones P3 y P4 se atribuyen al desplazamiento de la pluma del emisario hacia el suroeste debido a la acción del viento proveniente del noreste. Esta distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.8a.

El perfil vertical (Fig. 4.7) en estas 3 estaciones (P1, P3 y P4), muestra una disminución de la concentración de amonio en función directa con la salinidad y la profundidad, aunque en la estación P4 existe un aumento de la concentración a 5 m que posteriormente disminuye al aumentar la salinidad y la profundidad. Esto puede ser ocasionado por la presencia de procesos biológicos (amonificación de nitrógeno orgánico o de nitrato, excreción heterótrofa o exudación autótrofa) que estén favoreciendo el aumento del amonio en el medio. De esta forma, su comportamiento en la columna de agua esté regulado por la predominancia de alguno de los procesos, siendo difícil establecer una relación causal inequívoca de esta variación encontrada.

Por otro lado, en las estaciones P2 y P5 se encontraron las menores concentraciones de amonio a lo largo de la columna de agua (1.4 - 2.2 $\mu\text{mol/L}$ y 0.6 - 2.4 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente). Ambos puntos presentan un perfil vertical, más o menos homogéneo en toda la columna de agua.

Al observar la distribución vertical (Fig. 4.8b) de este parámetro, se aprecia una homogeneidad en los valores de las estaciones P5 y P2. Las altas concentraciones se encuentran en la estación P1 y sobretodo en la superficie, ya que en el fondo las concentraciones son bastante más bajas. Es interesante notar que hay una región de agua con menos amonio entre 10 y 15 m de profundidad, lo cual puede considerarse como una masa de agua más limpia, justo en las estaciones que presentan las máximas concentraciones, igual que en la estación P5. Esto puede ser ocasionado por la presencia de corrientes en el fondo que estén introduciendo agua más limpia y que, por consiguiente producen el desplazamiento de la pluma. Esto puede explicar el hecho de encontrar concentraciones más bajas en el fondo en las estaciones que tienen los niveles más altos en la superficie, ya que puede ser que en el momento de realizar el muestreo la pluma no hubiera sido capturada.

Por otro lado, también se observa un punto de mayor concentración en la estación P4 a 5 m de profundidad, que como se mencionó anteriormente puede ser generado por la presencia de algún proceso biológico que estuviera predominando en el medio. Sin embargo, también puede ser que la pluma, después de ser desplazada, comience a definirse al ascender a la superficie, reflejando mayores concentraciones sobre esta estación y a la profundidad mencionada. Por último, en la superficie de nuevo se aprecia un gradiente horizontal desde la estación P1 hasta las estaciones P3 y P4 ocasionado por el arrastre de la pluma por acción del viento en dirección hacia el suroeste.

4.1.1.3.5 Nitrito

Este nutriente está considerado un compuesto intermedio de las formas oxidadas y reducidas del nitrógeno, por lo que se encuentra altamente relacionado con el amonio.

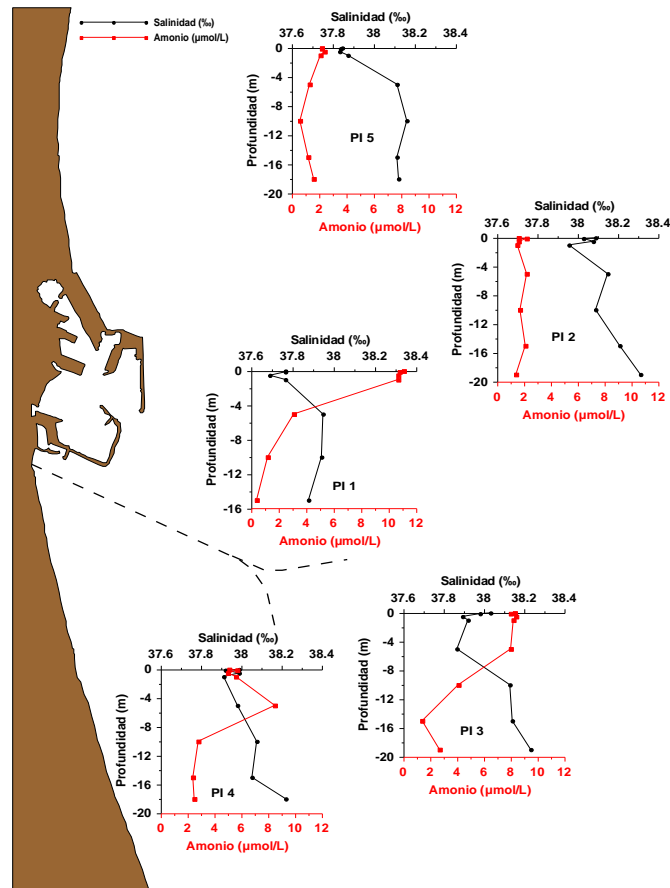


Figura 4.7. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

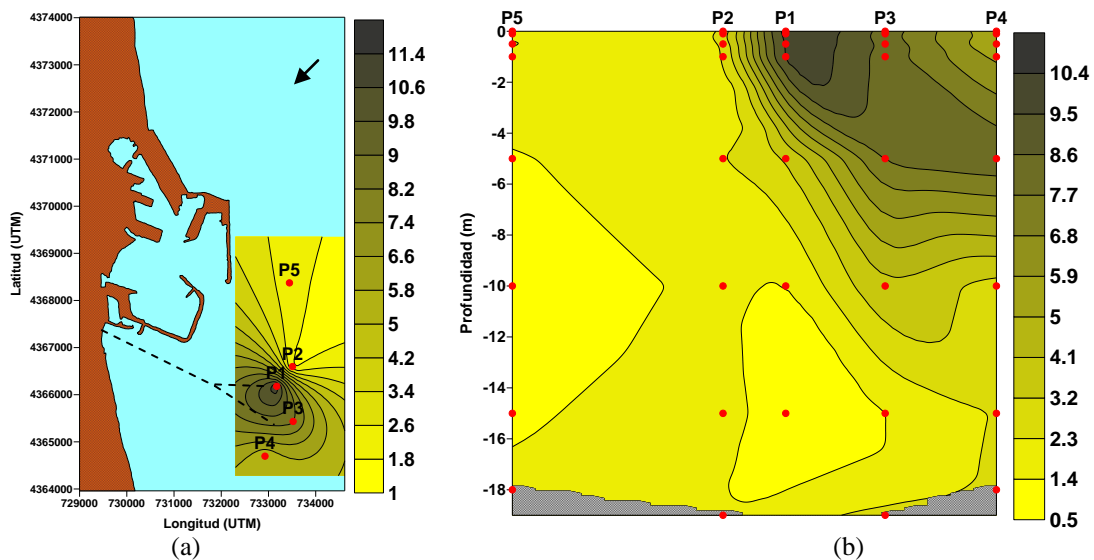


Figura 4.8. Distribución espacial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Amonio (b) para la campaña Pinedo I.

Su concentración en esta campaña posee un rango de variación menor al del amonio. Sin embargo, como era de esperar, y como consecuencia del vertido del

emisario submarino, las máximas concentraciones se encuentran en la estación P1 con valores comprendidos entre 0.19 - 0.93 $\mu\text{mol/L}$.

Igualmente es en esta estación donde se registran las máximas concentraciones en la superficie, en comparación con el resto de las estaciones (P1 [0.88 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [0.74 $\mu\text{mol/L}$] > P4 [0.63 $\mu\text{mol/L}$] > P5 [0.61 $\mu\text{mol/L}$] > P2 [0.48 $\mu\text{mol/L}$]).

A lo largo de la columna de agua, este nutriente presenta un comportamiento inverso al de la salinidad y al mismo tiempo muy similar al del amonio. Ésta distribución puede verse en la figura 4.9, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y los perfiles de salinidad (‰) en las 5 estaciones muestreadas.

Las estaciones P3 y P4 son las que, junto con la estación P1, tienen las concentraciones más altas de este nutriente con valores de 0.28 - 0.77 y 0.30 - 1.09 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente. Tanto en la estación P1 como en la estación P3 las concentraciones de nitrito disminuyen a medida que aumenta la salinidad y la profundidad. Sin embargo, en la estación P4 hay un aumento de la concentración a 5 m de profundidad, lo que sugiere que se están llevando a cabo procesos biológicos que pueden producir una rápida remineralización del amonio por parte de bacterias nitrificantes.

Por otro lado, en las estaciones P2 y P5, se observaron los niveles más bajos de nitrito con valores comprendidos entre 0.24 - 0.48 y 0.16 - 0.63 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente, con un perfil más o menos homogéneo en la estación P2 para toda la columna de agua y confirmando que son las estaciones con menor concentración de nitrito en la superficie. Como se ha mencionado anteriormente, esto es debido a que la influencia del viento en dirección suroeste pudo ocasionar el arrastre de la pluma hacia las estaciones P3 y P4, como se aprecia en el perfil horizontal de la figura 4.10a.

En la figura 4.10b se representa la distribución vertical para este parámetro y en donde se aprecia la homogeneidad en los valores de las estaciones P5 y P2, mientras que las altas concentraciones están reflejadas en la estación P1 y esencialmente en la superficie, ya que en el fondo las concentraciones de nitrito son bajas. El comportamiento es similar al que se observa en el amonio, ya que de nuevo se notan masas de agua más limpia en el fondo debido probablemente a las corrientes ambientales, las cuales desplazan la pluma evitando ser capturada en el momento del muestreo. Por consiguiente, se detectan bajas concentraciones en el fondo en las estaciones que tienen los máximos niveles en la superficie. Otra masa de agua más limpia se puede apreciar también en la estación P5 a 10 m de profundidad. Igualmente se detecta el punto de mayor concentración en la estación P4 a 5 m de profundidad, que como se mencionó anteriormente pudo ser generado por algún proceso biológico predominante en la columna de agua, aunque también pudo deberse a que la pluma comenzó a definirse en el momento de ascender a la superficie. Finalmente, se nota un gradiente horizontal hacia las estaciones P3 y P4 ocasionado por el desplazamiento que genera el viento hacia el suroeste.

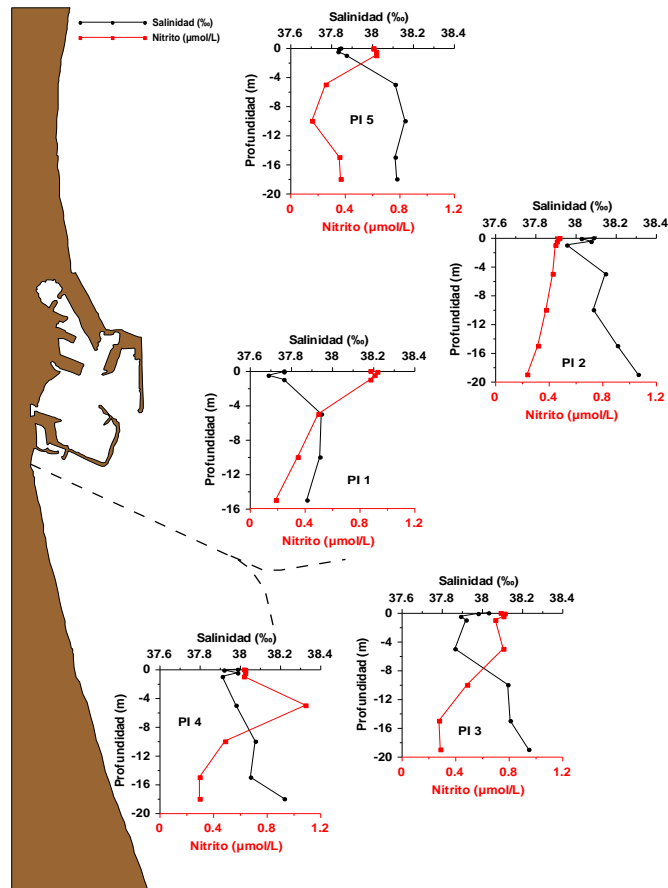


Figura 4.9. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

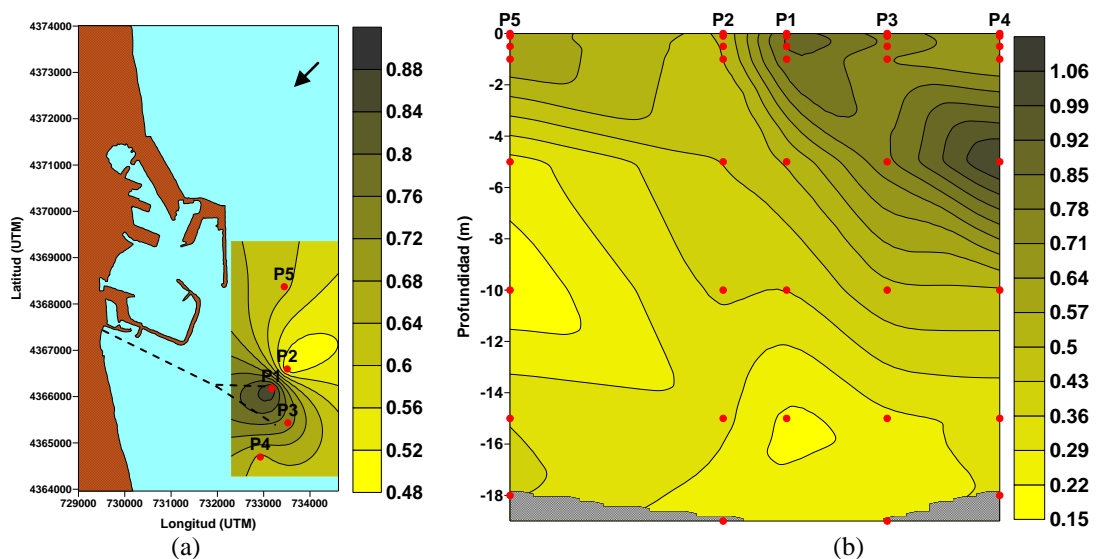


Figura 4.10. Distribución espacial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrito (b) para la campaña Pinedo I.

4.1.1.3.6 Nitrito

En esta campaña, las estaciones en las cuales se observan las máximas concentraciones de nitrito a lo largo de la columna de agua son P5 (3.7 - 15.3 $\mu\text{mol/L}$) y P2 (3.6 - 11.6 $\mu\text{mol/L}$). Es igualmente en estas estaciones donde se encuentran los mayores niveles de este nutriente en la superficie, en comparación con el resto de las estaciones (P5 [15 $\mu\text{mol/L}$] > P2 [11.2 $\mu\text{mol/L}$] > P4 [8.5 $\mu\text{mol/L}$] > P1 [8 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [6.5 $\mu\text{mol/L}$]), como se aprecia en la figura 4.12a. Los perfiles verticales del nitrito, representados junto con los de salinidad en la figura 4.11, presentan una relación inversa con la salinidad en casi todas las estaciones.

En las estaciones P5 y P2 el perfil es un tanto homogéneo, disminuyendo a medida que la salinidad aumenta, mientras que en la estación P1, la concentración aumenta ligeramente hasta aproximadamente 5 m de profundidad para después disminuir. En la estación P3 aparece de nuevo una cierta homogeneidad en los valores a lo largo de la columna de agua, mientras que en la estación P4 se presenta una disminución de la concentración a 5 m y después un ligero aumento hasta los 10 m de profundidad, disminuyendo finalmente con el aumento de la profundidad y la salinidad.

El hecho de que las concentraciones de nitrito sean menores en las estaciones donde hasta ahora se han encontrado los niveles más altos de concentraciones para los anteriores nutrientes (en las estaciones P1, P3 y P4), puede deberse a que el nitrito, al igual que el nitro, es un compuesto altamente relacionado con el amonio, aunque con menor presencia que éste en los efluentes urbanos. Por lo tanto, su concentración en estas estaciones no se deriva directamente del vertido sino de la remineralización del exceso de amonio liberado a través del efluente (Echavarri, 2007).

Por otro lado, al observar el corte vertical para este nutriente (Fig. 4.12b) se aprecia que las mayores concentraciones se encuentran en los primeros 5 m de profundidad y específicamente en las estaciones P5 y P2. Las menores concentraciones se encuentran en el fondo y también se puede notar la entrada de masas de agua de menor concentración que pueden ser consecuencia del efecto de corrientes en el fondo, donde se intuye que la pluma fue desplazada antes de alcanzar la superficie. En la superficie no se aprecia el gradiente horizontal reflejado en el amonio o el nitro, aunque se nota en la estación P3 una zona de menor concentración que pudo ser generada por la entrada de agua más limpia.

4.1.1.3.7 Fósforo

Como era de esperar, al igual que ocurre con el amonio y el nitro, las mayores concentraciones de fósforo fueron determinadas en la estación P1, con un rango de variación de 0.64 - 1.58 $\mu\text{mol/L}$, siendo también la estación donde se encontró el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (P1 [1.50 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [1.12 $\mu\text{mol/L}$] > P4 [0.98 $\mu\text{mol/L}$] > P2 [0.78 $\mu\text{mol/L}$] > P5 [0.56 $\mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones en la superficie de las estaciones más cercanas al vertido, en este caso P1, P3 y P4, señalan que la presencia de este nutriente en la zona es

consecuencia de su liberación al medio a través del vertido del emisorio submarino. Esta distribución superficial puede observarse en la figura 4.14a.

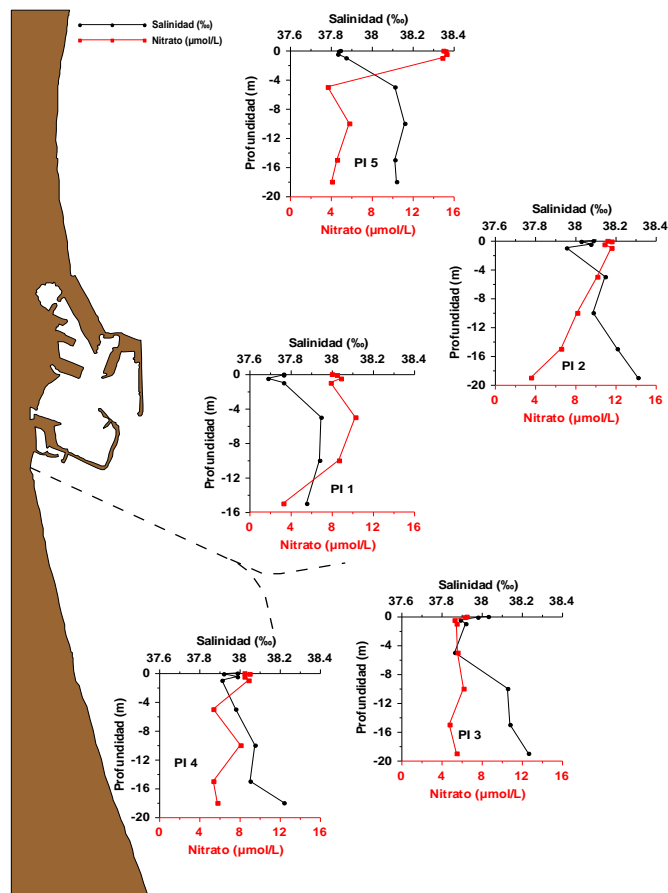


Figura 4.11. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

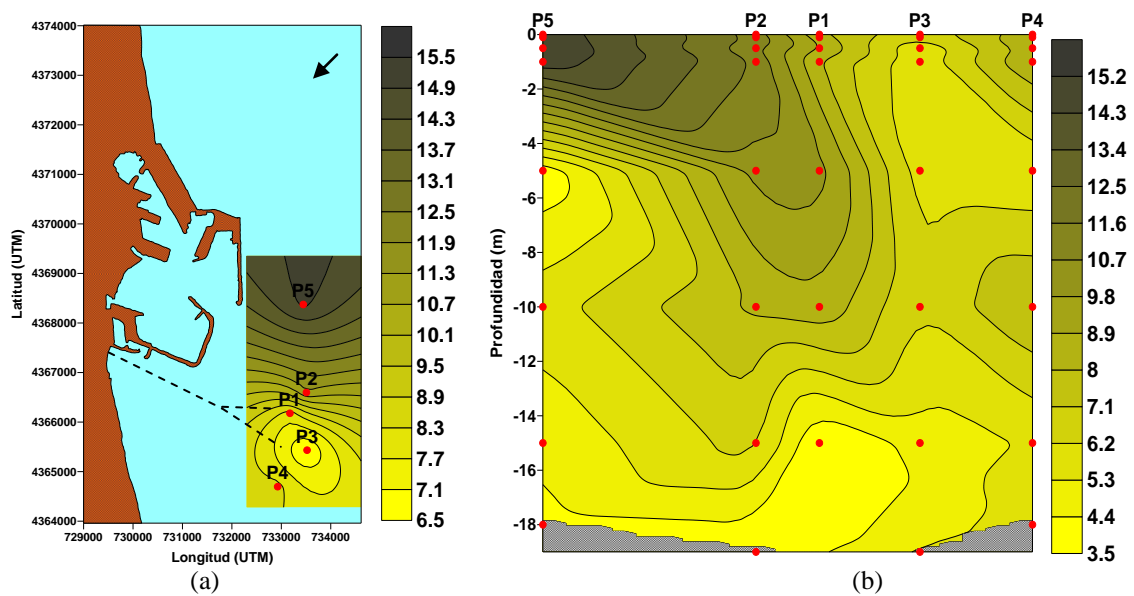


Figura 4.12. Distribución espacial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrato (b) para la campaña Pinedo I.

Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los perfiles de salinidad (Fig. 4.13), observando que, en casi todas las estaciones, el perfil de este nutriente tiene un comportamiento inverso al de la salinidad. Las altas concentraciones registradas en la estación P1 disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación P3 existe un ligero aumento de la concentración desde la superficie hasta aproximadamente 10 m de profundidad, mientras que en el perfil de la estación P4 hay un aumento de la concentración a 5 m de profundidad, que finalmente disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. Estos perfiles son similares a los observados en los perfiles del amonio, lo cual evidencia, una vez más, que la presencia de estos compuestos en el medio es debido a que fueron liberados por el efluente descargado a través del emisario submarino. Finalmente, las menores concentraciones fueron observadas en la estación P5, con un perfil inverso al de la salinidad, mientras que en la estación P2 existe un ligero aumento de la concentración a 10 m de profundidad, que posteriormente disminuye con el incremento de la salinidad y la profundidad.

Al observar el corte vertical (Fig. 4.14b) se observa un comportamiento similar al que se ha observado en la distribución del amonio y el nitrito, donde las altas concentraciones se presentan en las estaciones con mayor influencia de la descarga del emisario (P1, P3 y P4). Sin embargo, en el fondo estas concentraciones son menores, lo cual pudo deberse a que la pluma no fue encontrada en el momento del muestreo. Igualmente se aprecian masas de mayor concentración sobre la estación P2 a 10 m que pudieron ser generadas al ascender la pluma a la superficie y comenzar a definirse. Las menores concentraciones están en la estación P5 y en el fondo se pudo presentar la entrada de agua más limpia que desplaza la pluma. Asimismo, el gradiente horizontal en la superficie sugiere un cierto transporte hacia el suroeste sobre las estaciones P3 y P4 como consecuencia de la acción del viento.

4.1.1.3.8 *Ácido Ortosilícico*

Al igual que ocurre con el resto de nutrientes, la estación P1 (1.0 - 3.4 $\mu\text{mol/L}$) es la que presenta las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña, siendo también la estación con la concentración superficial más elevada (Fig. 4.16a) en comparación con el resto de las estaciones (P1 [3.4 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [2.1 $\mu\text{mol/L}$] > P5 [1.7 $\mu\text{mol/L}$] > P2 [1.6 $\mu\text{mol/L}$] > P4 [1.3 $\mu\text{mol/L}$]). En la figura 4.15, puede verse que la mayoría de los perfiles siguen un comportamiento inverso al de la salinidad y que las estaciones P2 (0.9 - 1.6 $\mu\text{mol/L}$) y P5 (0.3 - 1.9 $\mu\text{mol/L}$) son las que tienen las concentraciones más bajas a lo largo de la columna de agua.

Como se mencionó antes, en la estación P1 se encuentran los niveles más altos de este nutriente, con un perfil que disminuye al aumentar la profundidad y la salinidad. En la estación P2, el perfil es el más homogéneo de todos, mientras que en las estaciones P3 y P4 existe un pico de mayor concentración a 5 m que disminuye al aumentar la profundidad y la salinidad. En el corte vertical (Fig. 4.16b) se aprecian las mayores concentraciones sobre la estación P1 y generalmente en la superficie, ya que en el fondo las concentraciones son menores. Por otro lado, en las estaciones P2 y P5 están las concentraciones más bajas. El perfil en la estación P2 presenta una mayor homogeneidad. Sin embargo, en la estación P5 pudo estar entrando agua más limpia a

una profundidad de 10 m arrastrada por alguna corriente, dando lugar al movimiento de la pluma como se ha venido reflejando en los anteriores casos.

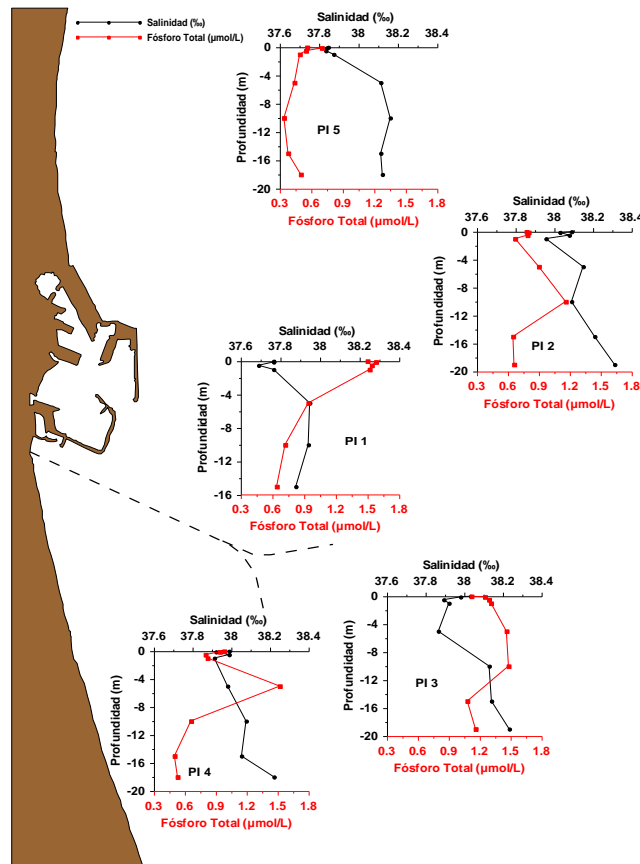


Figura 4.13. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (%) para la campaña Pinedo I.

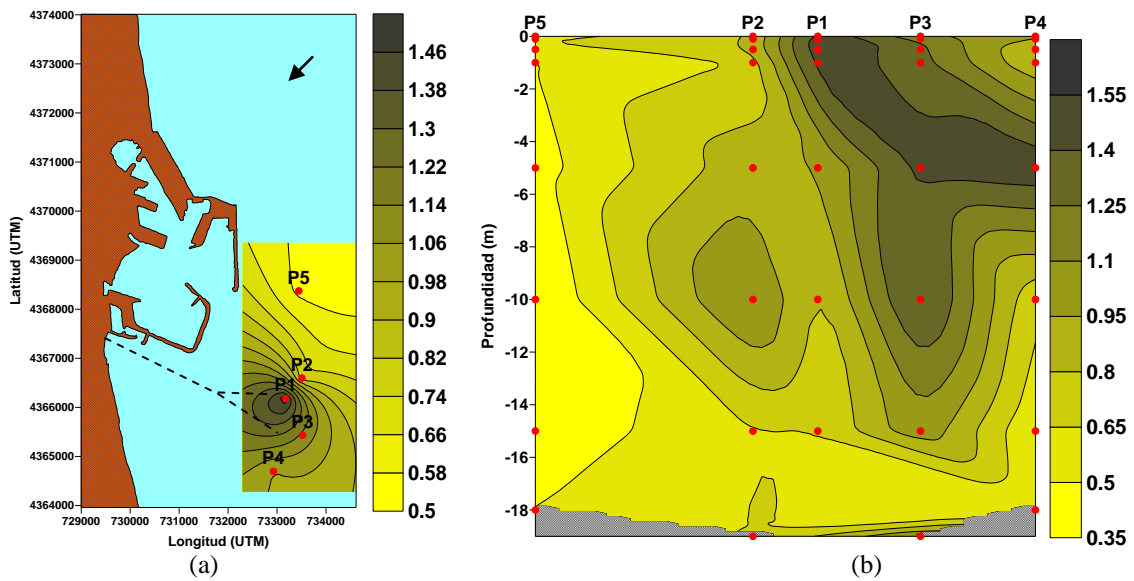


Figura 4.14. Distribución espacial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Fósforo (b) para la campaña Pinedo I.

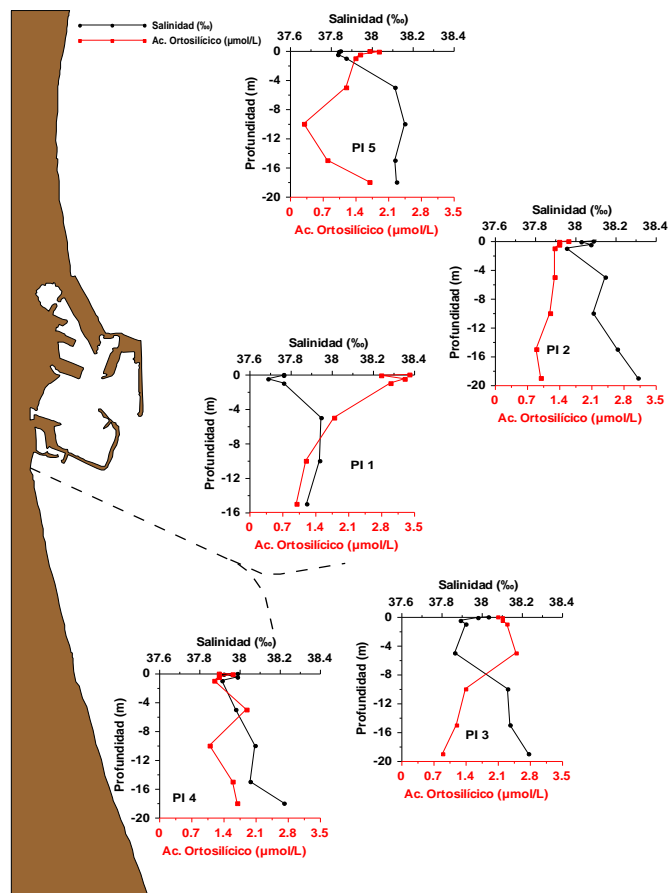


Figura 4.15. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

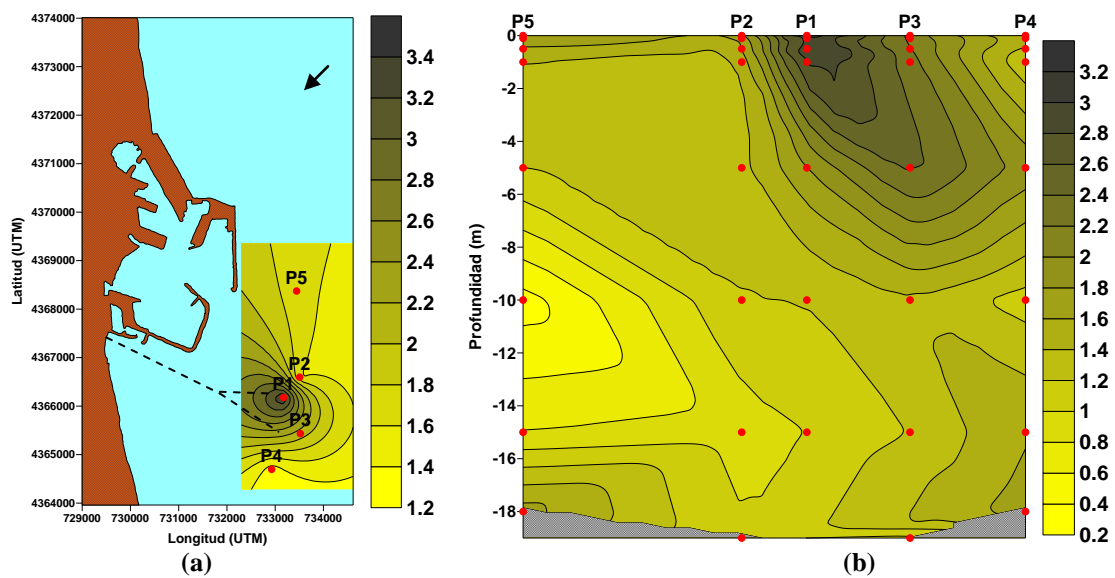


Figura 4.16. Distribución espacial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

4.1.1.3.9 *Clorofila a*

La clorofila es un compuesto altamente relacionado con la concentración de nutrientes, ya que la abundancia de éstos permite el crecimiento poblacional del fitoplancton, el cual se manifiesta por medio de sus pigmentos de clorofila y a través de esto es posible diferenciar zonas pobres en nutrientes y clorofila (oligotróficas) de las enriquecidas (eutróficas).

En este muestreo, las mayores concentraciones de clorofila *a* no fueron observadas sobre la estación que hasta el momento tiene la mayor influencia del vertido (P1), sino que se encuentran en la estación P2, con un rango de valores que van desde 0.91 - 3.52 mg/m³, siendo también aquí donde se presentan las mayores concentraciones en la superficie en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P2 [2.43 mg/m³] > P4 [2.15 mg/m³] > P1 [2.15 mg/m³] > P5 [2.15 mg/m³] > P3 [1.14 mg/m³]). Sin embargo, también se registran altas concentraciones de clorofila *a* en las estaciones P1 (0.77 - 2.86 mg/m³) y P4 (1.25 - 3.35 mg/m³).

En la figura 4.17 se muestran las distribuciones verticales de la clorofila *a* en las 5 estaciones de esta campaña junto con los perfiles de salinidad. Casi todas las concentraciones disminuyen con el aumento de la salinidad, aunque en las estaciones P1, P2 y P3 se aprecia un aumento a 5 m de profundidad que coincide con altas concentraciones de nitrato, anteriormente mencionadas. En el caso de la estación P4 este aumento también se refleja pero hasta los 10 m de profundidad, al igual que en la estación P5, aunque el aumento aquí es mínimo. Es también en ésta estación donde se observan las concentraciones más bajas a lo largo de toda la columna de agua, con valores que van desde 0.96 a 2.15 mg/m³.

La estación P3 presenta los mínimos de clorofila *a* superficial (Fig. 4.18a) aunque en las estaciones aledañas las concentraciones son más altas. Esto pudo provocar una mezcla paulatina sobre ésta estación, situación que también se observa en el corte vertical (Fig. 4.18b). Igualmente en este corte se observan altas concentraciones en la estación P2 y un máximo a 5 m de profundidad, mientras que en la estación P4 este máximo se encuentra a 10 m de profundidad. En el fondo, las concentraciones son más bajas, lo que supone la entrada de agua más limpia por arrastre de corrientes que desplazaron la pluma. La entrada de agua más limpia en la estación P3 en la pluma puede provocar una cierta segmentación, ocasionando masas de agua de mayor concentración sobre las estaciones P4 y P2 a las profundidades antes mencionadas.

4.1.1.3.10 *Coliformes Fecales*

La obtención de coliformes fecales, así como también de coliformes totales y enterococos, se ha llevado a cabo únicamente en las estaciones P1, P3 y P5, considerando que P1 es la estación localizada en el punto donde se produce el primer contacto del efluente de aguas residuales con el medio receptor, P3 es la que se encuentra ubicada sobre el difusor sur y P5 es la estación que se localiza más al norte y por consiguiente tuvo menos influencia del emisario.

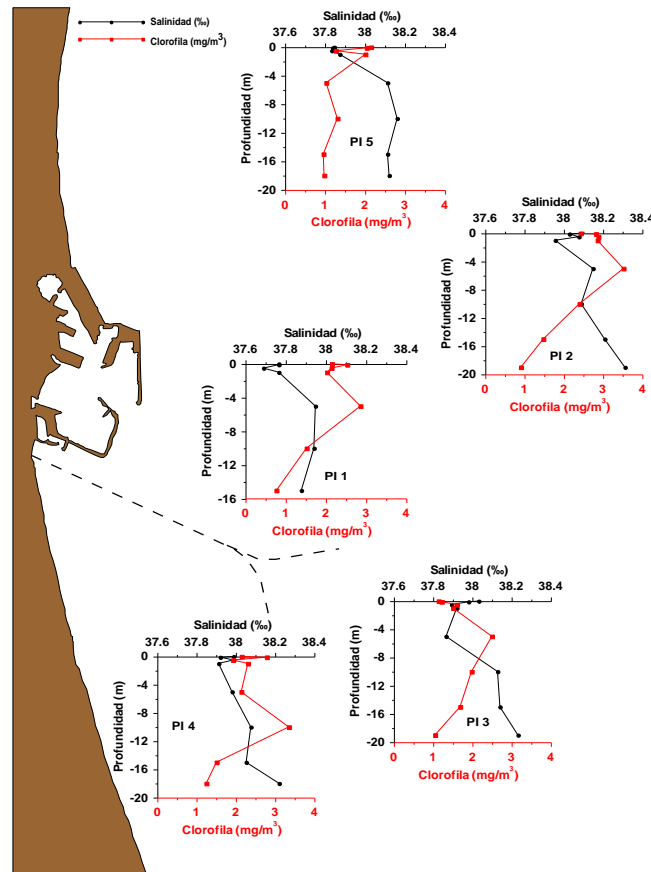


Figura 4.17. Perfiles verticales de Clorofila a (mg/m^3) y Salinidad (%) para la campaña Pinedo I.

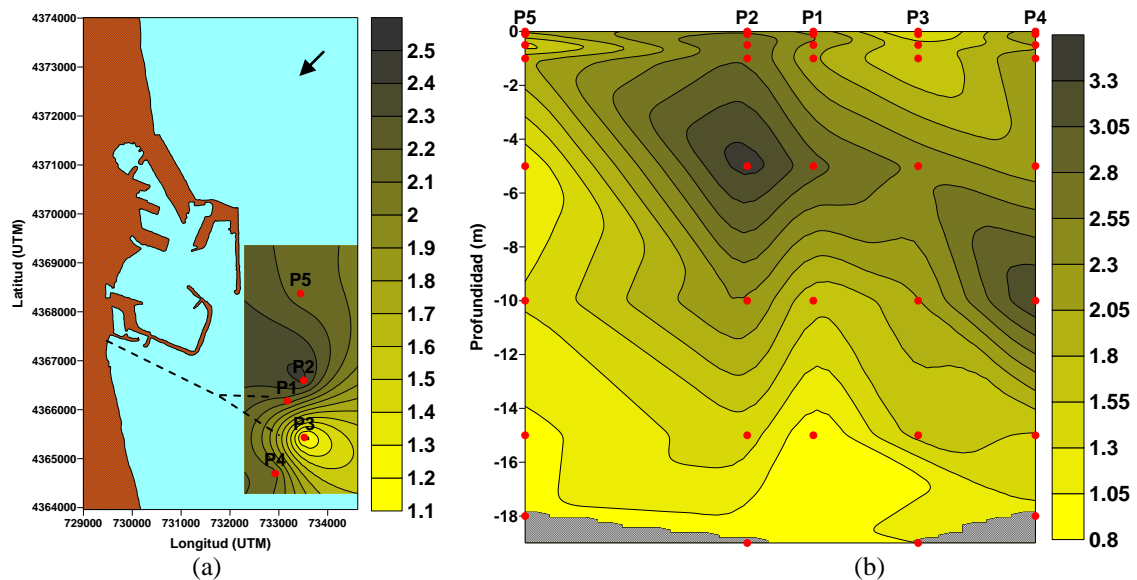


Figura 4.18. Distribución espacial de la Clorofila a (mg/m^3) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

Para el análisis de estos resultados se ha realizado una comparativa con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975), a pesar de que los alrededores del punto de la descarga no se consideran como zona de aguas de baño. Por lo tanto, esta comparativa se realiza para tener una referencia de los niveles de contaminación en las inmediaciones del vertido.

La Directiva Europea 76/160/CE establece un valor máximo permisible de cumplimiento obligatorio para clasificar las aguas de baño como de “buena calidad” y un valor guía para “excelente calidad”. En lo que se refiere a la concentración de coliformes fecales, la Directiva establece un valor obligatorio de 2000 UFC/100 ml, mientras que el valor guía es de 100 UFC/100 ml.

Durante esta campaña, las mayores concentraciones de coliformes fecales se han observado, como era de esperar, en la estación P1, con un rango de valores de 520 – 23000 UFC/100 ml. También en este punto es donde se observa el máximo valor superficial con respecto a las demás estaciones (P1 [23000 UFC/100 ml] > P3 [12400 UFC/100 ml] > P5 [130-18 UFC/100 ml]). En la estación P3, el rango de concentración es de 990 – 12400 UFC/100 ml, mientras que en la estación P5 el rango de valores es de 18 – 120 UFC/100 ml, siendo la estación que tiene los valores más bajos a lo largo de la columna de agua con respecto a las otras dos estaciones (83 UFC/100 ml a 0.5 m; 39 UFC/100 ml a 5 m; 55 UFC/100 ml a 10 m; 41 UFC/100 ml a 15 m; y 18 UFC/100 ml a 18 m).

Al comparar los valores de las estaciones P1 y P3 con los establecidos por la Directiva Europea, se observa que son superiores al valor obligatorio y al valor guía establecido para este tipo de bacterias.

Los perfiles verticales de estos microorganismos se han representado, al igual que el resto de variables analizadas, frente a los perfiles de salinidad (Fig. 4.19), ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos en el momento en que se produce el vertido. Al comparar estos perfiles, se observa que las bacterias presentan un comportamiento inverso a los perfiles de salinidad. Las mayores concentraciones están en la estación P1 y en la superficie, donde la salinidad es menor y después disminuyen hasta aproximadamente 1 m de profundidad, donde se presenta un ligero aumento de dicha concentración, para posteriormente disminuir con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En la estación P3 este aumento se presenta a 5 m de profundidad, mientras que en la estación P5 las concentraciones son más bajas en comparación con las otras dos estaciones. El hecho de encontrar aumentos de concentración en los primeros metros por debajo de la superficie se debe a que la radiación solar es otro factor que disminuye la concentración de las bacterias coliformes, por lo que al estar en la superficie se ven más afectadas por ella.

La distribución espacial superficial, representada en la figura 4.20a, muestra claramente que las mayores concentraciones están sobre la estación P1 y un cierto transporte de la pluma con componente suroeste ocasionado por la acción del viento, afectando de esta forma a la estación P3.

Por otro lado, al analizar el corte vertical (Fig. 4.20b), se observa la presencia de una pluma que refleja las mayores concentraciones en el punto P1 en la superficie y a 0.5 m, aunque en el fondo las concentraciones son más bajas. Esto pudo deberse a que en el momento del muestreo la pluma no fue encontrada. En la estación P3 también se aprecian altas concentraciones en la superficie; sin embargo, en el fondo, las concentraciones son mayores en este punto que las que se observan en la estación P1. Esto pudo deberse a que en esta estación la pluma sí fue muestreada. Finalmente en la estación P5, se notan concentraciones muy bajas comparadas con las de las otras dos estaciones.

4.1.1.3.11 Coliformes Totales

Para los Coliformes totales, la Directiva Europea para aguas de baño establece un valor obligatorio de 10000 UFC/100 ml y un valor guía de 500 UFC/100 ml, los cuales serán usados como referencia para determinar el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido para este tipo de bacterias.

En la estación P1 se determinaron las concentraciones más altas de este parámetro, tanto en la superficie como a lo largo de toda la columna de agua. El rango de valores se encuentra de 830 - 37000 UFC/100 ml.

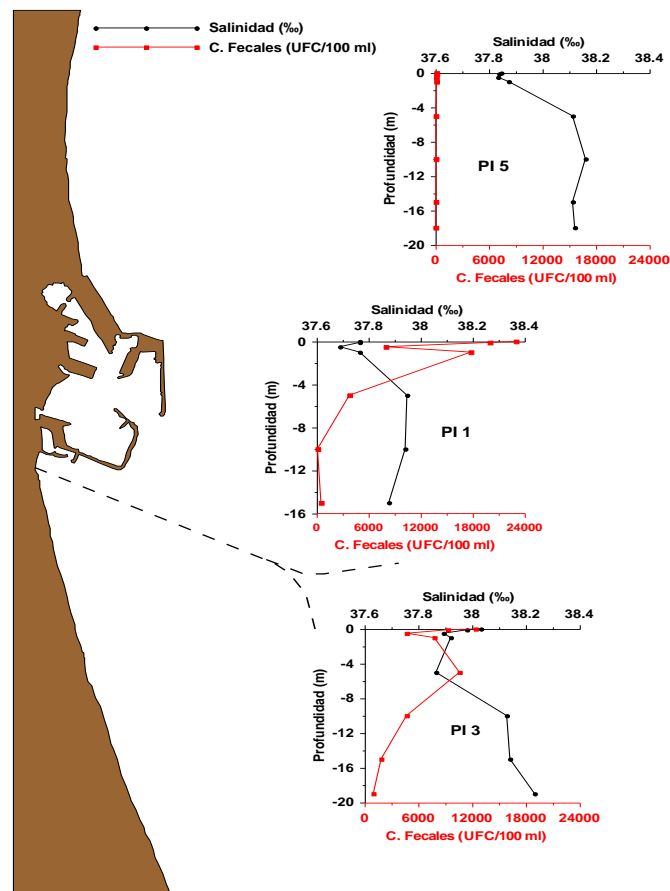


Figura 4.19. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

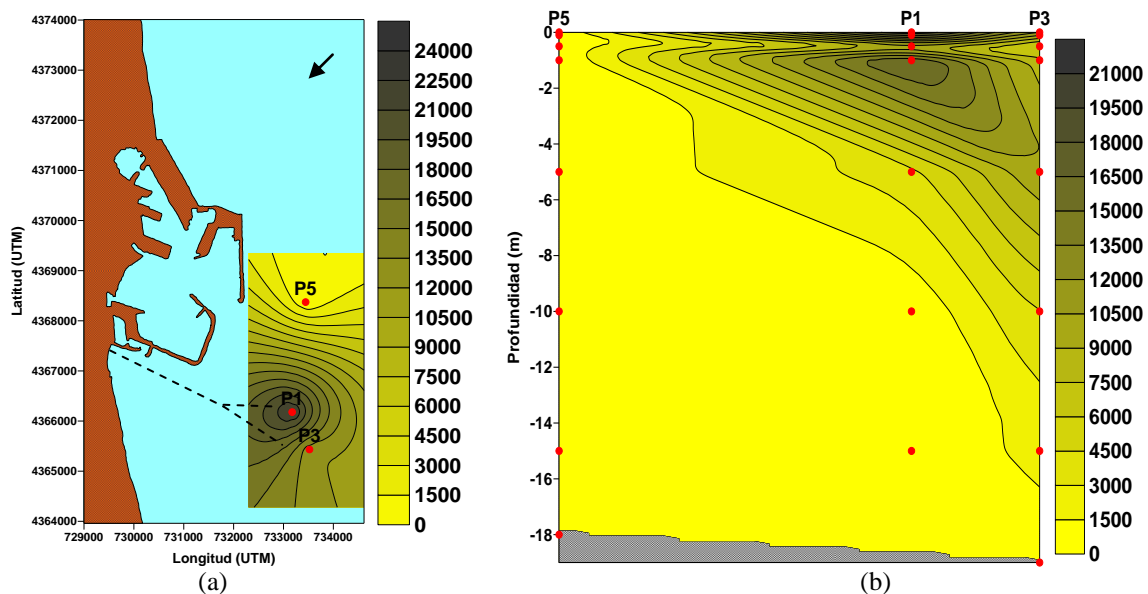


Figura 4.20. Distribución espacial de los Coliformes Fecales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

Con respecto a la superficie el valor encontrado es superior a la concentración observada en las otras dos estaciones (P1 [33000 UFC/100 ml] > P3 [14000 UFC/100 ml] > P5 [200 UFC/10 ml]). De esta forma, al igual que ocurre con los coliformes fecales y los nutrientes, se puede establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido por el emisario submarino.

Los perfiles verticales de estas 3 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.21, presentando un comportamiento inverso al de la salinidad. En la estación P1, los máximos de concentración están ligeramente por debajo de la superficie, a 0.10 m de profundidad (37000 UFC/100 ml) debido al efecto que la radiación solar ejerce al disminuir la concentración de estas bacterias. Posteriormente hay una disminución de los valores (12000 UFC/100 ml) y de nuevo un aumento a 1 m de profundidad (24000 UFC/100 ml), que finalmente disminuye con el aumento de la profundidad y la salinidad.

En el caso de la estación P3, el valor máximo de concentración es similar, tanto en la superficie como a 0.10 m de profundidad (14000 UFC/100 ml). Después, este valor disminuye hasta 0.5 m para después aumentar ligeramente hasta 1 m de profundidad. Posteriormente hay una ligera homogeneidad hasta los 10 m para finalmente disminuir con el aumento de la profundidad y la salinidad. En ambas estaciones, P1 y P3, se observa que las concentraciones determinadas tanto en la superficie como a lo largo de la columna de agua son superiores a los valores establecidos por la Directiva Europea para este tipo de microorganismos.

Finalmente, en la estación P5 se presentan las concentraciones más bajas de estas bacterias, debido probablemente a la influencia marina que este punto pudo tener, ya que al ubicarse en la parte norte del área de muestreo, no se vio afectado por la influencia de la pluma del emisario. Las concentraciones más altas están a 1 m de

profundidad (370 UFC/100 ml) así como también a 0.5 m (210 UFC/10 ml) y en la superficie (200 UFC/100 ml).

Por otro lado, en la figura 4.22a se observa la distribución espacial en la superficie para éstas estaciones. Puede verse que P1 es la estación con las concentraciones más altas y que la pluma fue desplazada por la acción del viento hacia el suroeste, alcanzando a la estación P3. En el análisis de la distribución vertical (Fig. 4.22b), se puede observar un comportamiento similar al de los coliformes fecales, mostrando de nuevo la presencia de una pluma que tuvo las mayores concentraciones en la estación P1 en la superficie y a 0.1 m de profundidad, aunque en el fondo las concentraciones son más bajas. Esto pudo deberse a que la pluma no fue encontrada en el momento del muestreo. En el caso de la estación P3 también se observan altas concentraciones en la superficie aunque en el fondo las concentraciones son mayores en ésta estación que las que se observan en la estación P1, lo que pudo deberse a que la pluma aquí si fue muestreada. Finalmente en la estación P5, las concentraciones son más bajas comparadas con las de las otras dos estaciones.

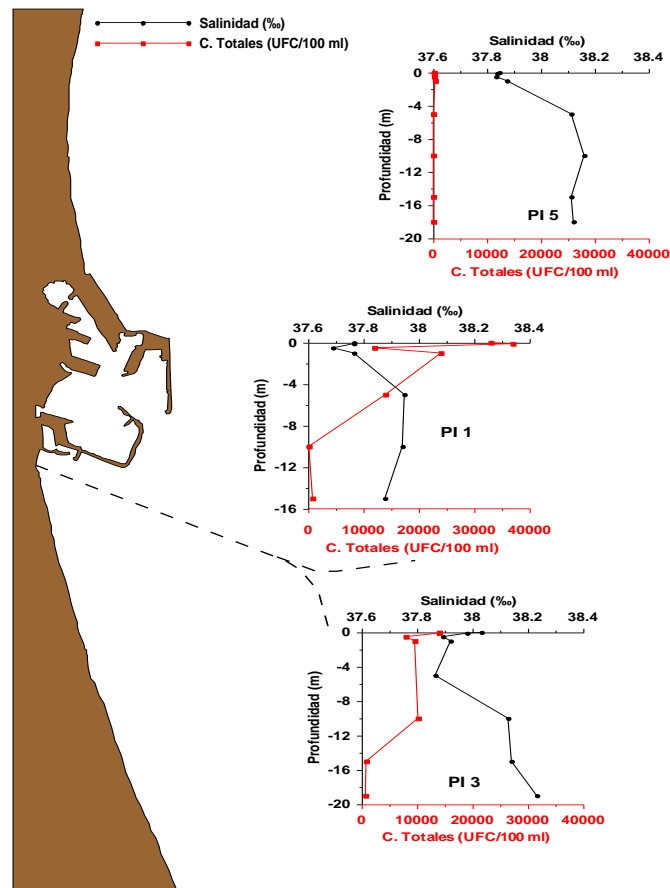


Figura 4.21. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

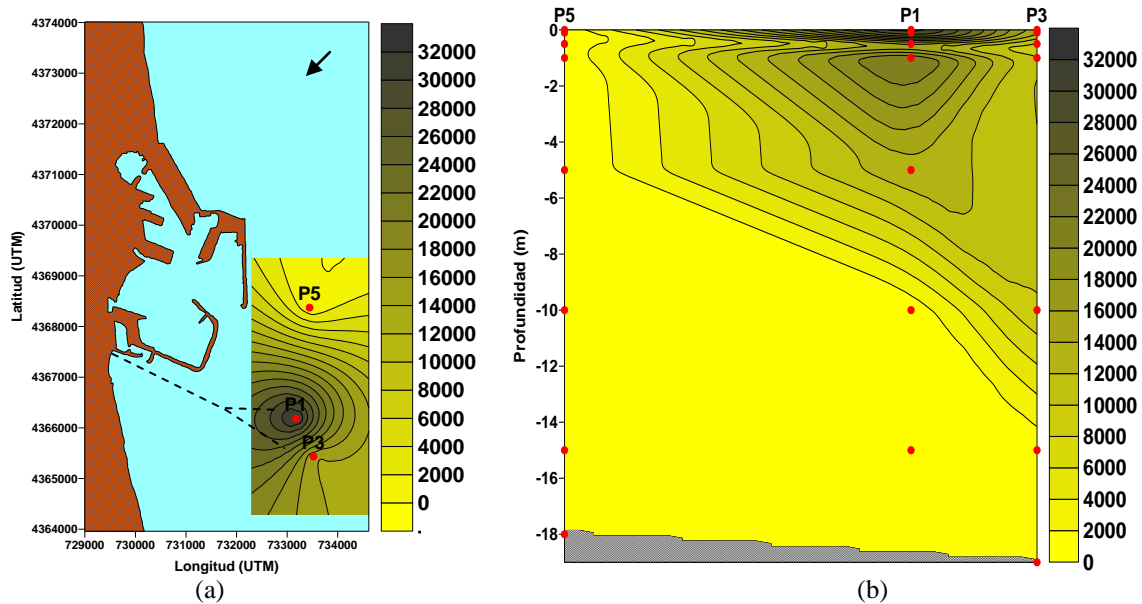


Figura 4.22. Distribución espacial de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

4.1.1.3.12 Enterococos

En esta campaña, los enterococos, al igual que el resto de las bacterias patógenas se han determinado en las estaciones P1, P3 y P5, siendo P1 el punto donde se encontraron las concentraciones más altas a lo largo de toda la columna de agua, con un rango de concentración de 10 – 900 UFC/100 ml. También en este punto se registraron las concentraciones más altas en la superficie en comparación con las otras estaciones (P1 [660 UFC/100 ml] > P3 [480 UFC/100 ml] > P5 [13 UFC/10 ml]), mientras que en la estación P3 se observa un punto de máxima concentración a 1 m de profundidad, con un valor de 980 UFC/100 ml.

Estos niveles de concentración determinados en ambas estaciones son superiores a los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño y en particular para este tipo de microorganismos, siendo el valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y el valor guía de 100 UFC/100 ml, los cuales se toman como referencia para establecer el nivel de contaminación para estas bacterias en las inmediaciones del vertido.

En la figura 4.23 se representan los perfiles verticales de estas bacterias junto con los perfiles de salinidad. Se observa un comportamiento inverso al de la salinidad, aunque en las estaciones P1 y P3 se aprecia un aumento de la concentración desde la superficie hasta 1 m de profundidad. En el punto P1 la concentración a 1 m de profundidad es de 900 UFC/100 ml, mientras que en la estación P3 se alcanzaron valores de 980 UFC/100 ml, los cuales después disminuyen al aumentar la profundidad y la salinidad.

En la estación P5, los valores que se observaron son más bajos, del rango de 7 - 30 UFC/100 ml, reflejando los máximos de concentración también a 1 m de profundidad con un valor de 30 UFC/100 ml. En la figura 4.24a se representa la distribución espacial en superficie de estas bacterias, donde puede verse que la

concentración más alta está en la estación P1 y que la influencia de la pluma pudo llegar hasta la estación P3 por el desplazamiento de aquella hacia el suroeste debido a la acción del viento.

En la distribución vertical (Fig. 4.24b) se puede ver un comportamiento similar al resto de las bacterias, donde las mayores concentraciones se obtuvieron por debajo de la superficie, aunque en este caso se observó una zona de máxima concentración a 1 m de profundidad sobre la estación P3. En el fondo, para este punto, las concentraciones son mayores en comparación con los valores en P1, debido probablemente a que en el momento del muestreo la pluma en el fondo no fue capturada. Por otro lado, el punto máximo de concentración en la estación P3 pudo deberse a que la pluma al ascender fue definiéndose sobre esta estación. En la estación P5 las concentraciones son más bajas tanto en la superficie como en el fondo, en comparación con los valores encontrados en las estaciones P1 y P3, debido a que esta estación no estaba influenciada por la pluma del emisario, ya que está ubicada lejos de la zona de influencia del vertido.

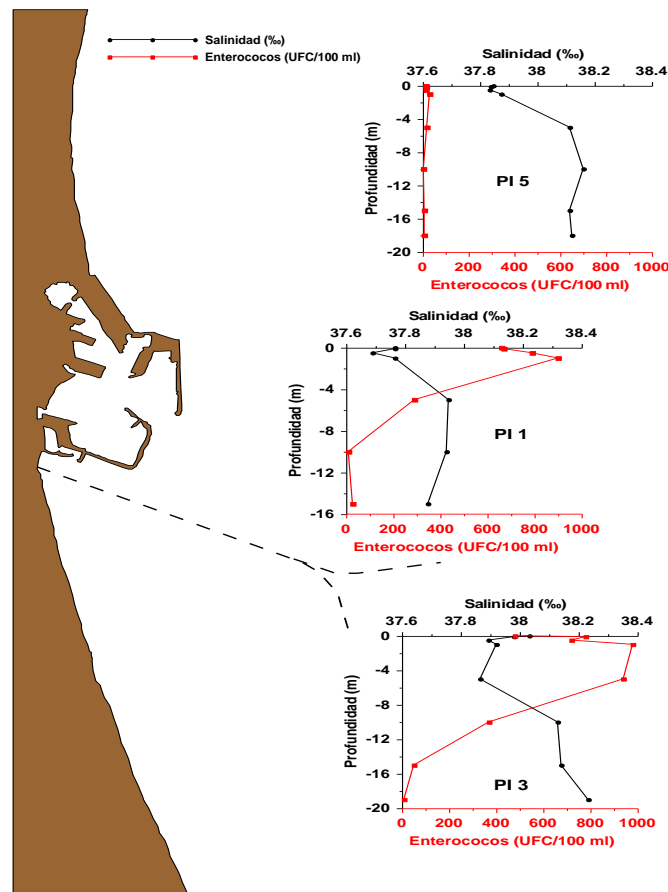


Figura 4.23. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo I.

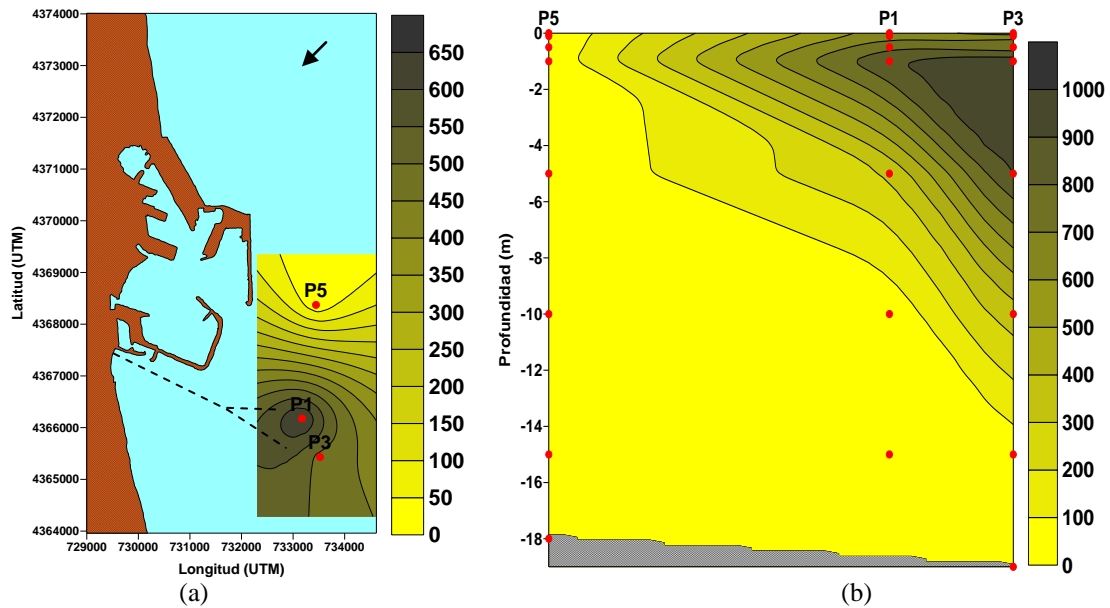


Figura 4.24. Distribución espacial de los Enterococos (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

4.1.2 Campaña Pinedo II (19 de julio del 2005)

Durante esta campaña se establecieron 3 estaciones de muestreo (Fig. 4.25) en la zona de influencia del emisario submarino. La toma de muestra en los 3 puntos tuvo una duración de 4 horas, iniciando el muestreo a las 10:00 de la mañana en la estación P3 y finalizando en la estación P8 a las 13:00 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron determinados en esta campaña.

4.1.2.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos, al igual que en Pinedo I, con una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de Castellón. Los datos son horarios con un intervalo promediado de 10 minutos.

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta campaña, la velocidad media del viento registrada en un período de 24 hrs. fue de 3.94 m/s con un rango de 1.5 – 7.8 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 164.7 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.26), se representa una zona marcada en color rojo que corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 3 estaciones que pertenecen a esta campaña, en las que

se puede determinar que durante este tiempo, el viento se encontraba soplando en dirección N-NE (44.75°) con una velocidad media de 3.43 m/s.

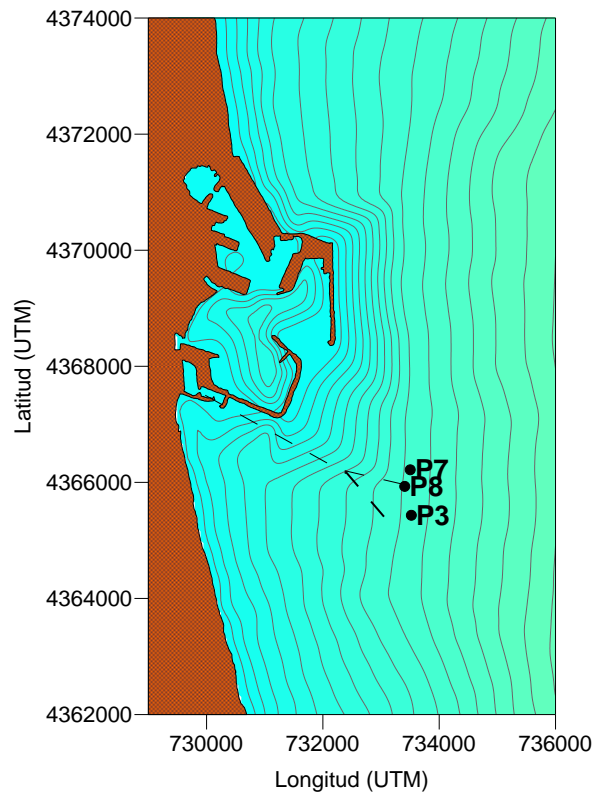


Figura 4.25. Estaciones de muestreo para la campaña Pinedo II.

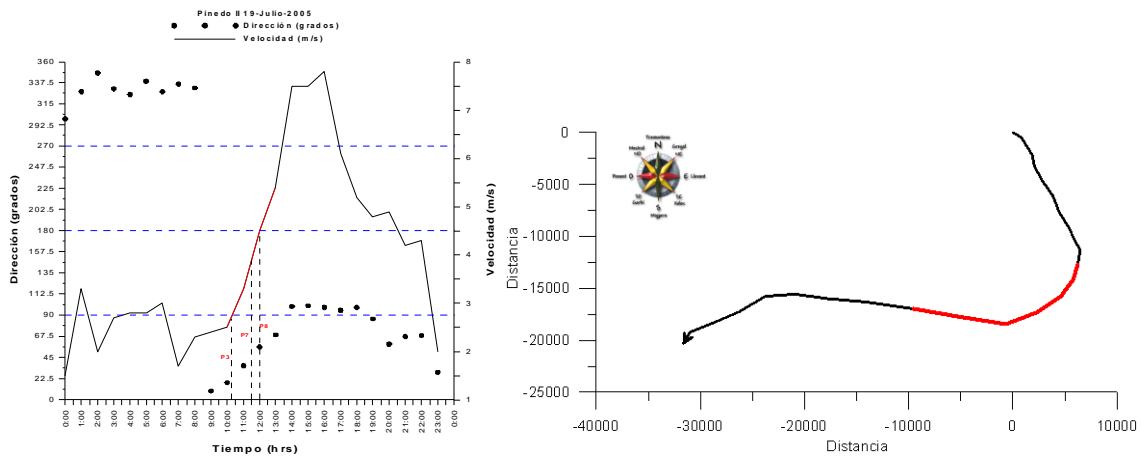


Figura 4.26. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Pinedo II.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.27), de nuevo se observa un valor promediado que, como se mencionó anteriormente, representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

Lugar: Red de estaciones meteorológicas REMPOR
 Serie analizada: 19-Julio-2005
 Número de datos: 24
 1 dato/hora
 Velocidad media: 3.94 m/s

Dirección medida: 30°
 Horas de calma: 0
 Frecuencia de vientos en Frecuencia:
 calma: 0%
 Velocidad máxima: 7.8 m/s

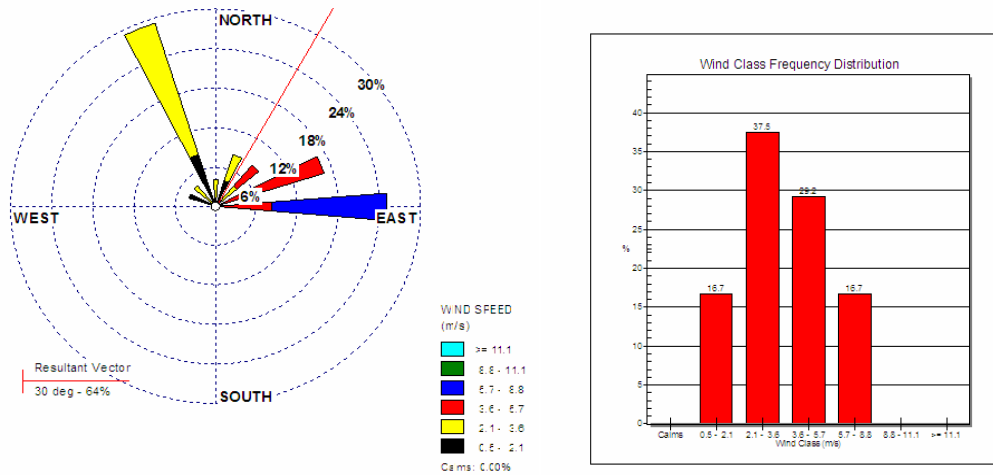


Figura 4.27. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Pinedo II.

4.1.2.2 Datos hidrodinámicos

No se cuenta con datos hidrodinámicos para esta campaña.

4.1.2.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 24 muestras de agua repartidas entre las 3 estaciones muestreadas y a diferentes profundidades. El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones, con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representa el transecto formado por las estaciones P7, P8 y P3 (Fig. 4.28), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones. El análisis de estos gráficos, para cada una de las variables en estudio, se realizó considerando los valores desde la superficie hasta los 15 m de profundidad, debido a que era la profundidad en la que hay datos para todas las estaciones.

4.1.2.3.1 Temperatura

Los datos de temperatura que se analizan en esta campaña fueron obtenidos con la sonda multiparamétrica en las 3 estaciones muestreadas. Estos datos se han representado como perfiles verticales en la figura 4.28, intentando situar cada una de las gráficas junto a la estación de muestreo a la que pertenece. Igualmente, junto a estos perfiles, se han representado los perfiles de la salinidad (‰) obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS, así como también se han representado los perfiles de densidad calculados a partir de la temperatura y la salinidad.

La estación P3 está localizada en la porción sur de la zona del emisario, siendo el punto donde dio inicio el muestreo (10:00 a.m.) y el punto donde se encontró el valor de temperatura superficial más bajo (27.82°C) en comparación con las otras dos estaciones (27.92°C en la estación P7 y 28.02°C en la estación P8). En la estación P8, localizada entre los brazos difusores, se encontró el valor más alto de temperatura superficial (28.02°C), ya que el muestreo en este punto se realizó a las 12:03 hrs., hora de mayor insolación y, por lo tanto, la variación encontrada en estos valores superficiales es consecuencia de la diferencia en las horas del muestreo. La distribución espacial de la temperatura en superficie se ha representado en la figura 4.29.

De manera general, la variación de temperatura observada, desde la capa superficial hasta el fondo, comprende valores de 23.13 – 28.03°C, siendo valores típicos de la época estival y superiores a los valores encontrados en la campaña Pinedo I.

Como puede verse en la figura 4.28, los perfiles de temperatura en general, presentan una disminución de los valores conforme aumenta la profundidad. En el verano, el sol calienta la superficie del mar ocasionando la formación de un estrato superficial más caliente y unos estratos inferiores más fríos, dando como resultado una estratificación térmica estacional. En esta campaña, en las estaciones P3 y P8, con un rango de valores entre 24.21 - 27.82°C y 24.01 - 28.03°C respectivamente, puede notarse, de forma ligera, este tipo de estratificación. En ambos puntos, los perfiles de temperatura a lo largo de la columna de agua son similares, presentando desde la superficie hasta 10 m de profundidad valores muy homogéneos que posteriormente descienden de forma muy rápida con el aumento de la profundidad, dando lugar a un gradiente muy acusado en el fondo. De esta manera, se distinguen dos masas de agua de diferente temperatura, una superior más caliente (desde la superficie hasta 10 m de profundidad) y una inferior más fría (a partir de los 10 m hasta el fondo).

Por otro lado, en la estación P7, localizada cerca del brazo difusor norte, los valores de temperatura son menores que en las estaciones P3 y P8, con un rango de valores entre 23.13 - 27.92°C. En este perfil, no se observa la presencia de dos capas de diferente temperatura como ocurre en las estaciones anteriores, sin embargo, hay un fuerte gradiente desde la superficie hasta el fondo que puede ser indicativo de estratificación. Por lo tanto, se puede establecer que la columna de agua se encontraba parcialmente estratificada.

4.1.2.3.2 Densidad

La densidad aumenta con el incremento de la salinidad y la profundidad, y disminuye con el aumento de la temperatura, por lo tanto es de esperar que haya agua menos densa en la superficie que en profundidad. En esta campaña se observó un indicio de estratificación estacional que ocasionó que las masas de agua en la superficie tuvieran mayor temperatura y por consiguiente fueran menos densas ya que hay una relación inversa entre la densidad y la temperatura.

El perfil de densidad en la estación P3 (1024.83 – 1025.79 Kg/m³) tiene un comportamiento similar al perfil de la estación P8 (1024.70 – 1025.82 Kg/m³), siendo ambos perfiles inversamente proporcionales al de temperatura (Fig. 4.28). Desde la superficie hasta 10 m de profundidad, los valores son muy homogéneos y posteriormente aumentan con la profundidad, pudiéndose distinguir la presencia de dos capas de diferente densidad con un gradiente más acusado en el fondo. Sin embargo, el perfil en la estación P7 (1024.76 – 1026.11 Kg/m³) es distinto, ya que, aunque es inversamente proporcional al perfil de la temperatura, se distingue ligeramente la separación de las 2 capas de diferente densidad, aunque hay un cierto gradiente desde la superficie hasta 15 m que finalmente aumenta con la profundidad.

4.1.2.3.3 Salinidad

Los perfiles de salinidad, como se ha mencionado anteriormente, se representan junto con los perfiles de temperatura y densidad en la figura 4.28.

La estación P8 es la que presenta las concentraciones de salinidad más bajas (37.78 -38.16 ‰) a lo largo de toda la columna de agua y en comparación con los otros puntos (37.78 -38.15 ‰ en la estación P7 y 38.02 - 38.21 ‰ para la estación P3). Sin embargo, es en la estación P7 donde se observa el valor superficial más bajo en comparación con las otras dos estaciones (P7 [38.10 ‰] < P8 [38.13 ‰] < P3 [38.15 ‰]), aunque la variación en las concentraciones de una estación a otra es mínima. La distribución espacial de la salinidad en la superficie puede verse en la figura 4.30a.

En la estación P3 se observan las concentraciones más altas, tanto en la superficie como a lo largo de la columna de agua. El perfil vertical (Fig. 4.28) presenta una cierta homogeneidad en los valores desde la superficie hasta aproximadamente 10 m de profundidad, para después disminuir con el aumento de la profundidad.

Por otro lado, en las estaciones P7 y P8, los perfiles son más o menos similares ya que desde la superficie hasta los 5 m de profundidad se observan pequeñas fluctuaciones en la concentración, después presentan un ligero aumento hasta los 10 m de profundidad (38.11 ‰) y posteriormente disminuyen hasta los 15 m, alcanzando en este punto los niveles más bajos de salinidad (37.78 ‰ en ambas estaciones). Finalmente, las concentraciones aumentan con la profundidad. Por lo tanto, a lo largo de la columna de agua se observa que las masas de agua más saladas se encontraron en la superficie y por consiguiente son también más calientes y menos densas, por lo que la salinidad entonces mantiene una relación casi proporcional con la temperatura pero casi

inversamente proporcional a la densidad. Esto es debido a que las variaciones de salinidad son pequeñas mientras que las de temperatura son bastante más grandes.

La distribución espacial vertical para la salinidad ha sido representada en la figura 4.30b. En este corte se observa, de manera general, un indicio de estratificación estacional causada por las diferencias de temperatura que se presentaron a lo largo de la columna de agua. En la superficie las masas de agua tienen mayor salinidad que las masas del fondo, aunque también se pueden apreciar masas de agua de menor salinidad entre las capas más saladas, como ocurre en las estaciones P7 y P8 en la superficie y a 5 m de profundidad. En la estación P7 se aprecia un punto de menor salinidad, aproximadamente a 15 m de profundidad, que puede ser la pluma de agua residual vertida por el emisario y que no puede ascender a la superficie. Esta pluma de agua menos salada, al mezclarse con el agua marina del fondo (que es más fría y más densa) forma una mezcla más densa que la capa superficial y, por lo tanto, no puede continuar con su tendencia a ascender. En este caso, la pluma pudo ser desplazada, por acción de alguna corriente del fondo, a través de la capa intermedia de la columna de agua y en dirección hacia la estación P3. De esta manera, las menores concentraciones de salinidad se pueden encontrar en el fondo y específicamente en las estaciones P7 y P8. En la superficie se aprecia una masa de agua de menor salinidad sobre la estación P7 que se desplaza hacia P3 debido probablemente a la acción del viento, que en el momento del muestreo se encontraba soplando en dirección N-NE, ocasionando un desplazamiento de la masa de agua superficial hacia el suroeste.

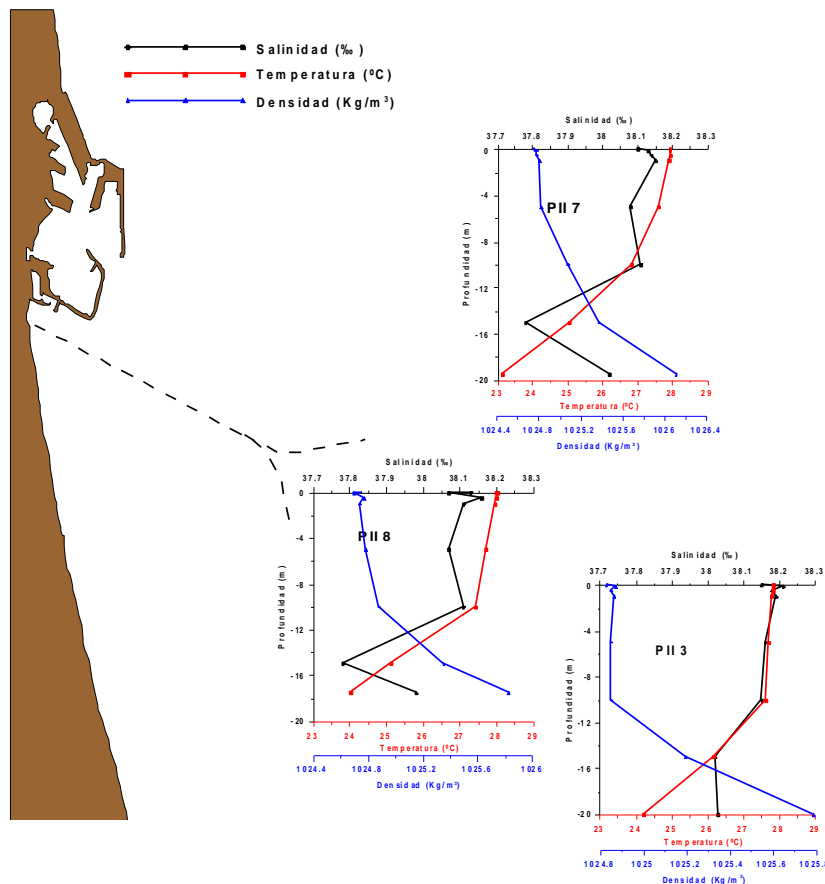


Figura 4.28. Perfiles de Temperatura (°C), Salinidad (‰) y Densidad (Kg/m³) para la campaña Pinedo II.

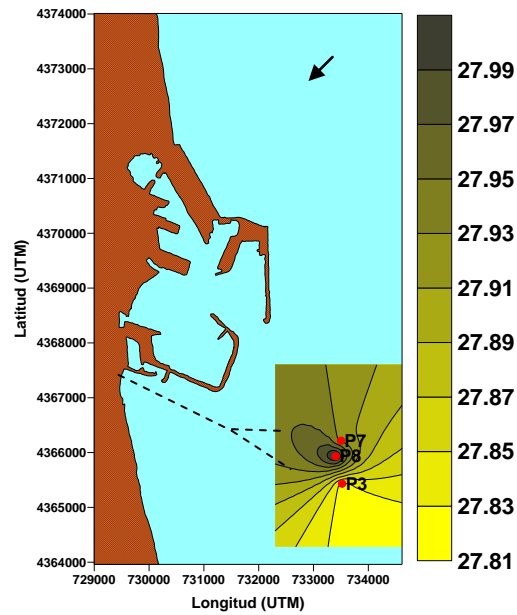


Figura 4.29. Distribución espacial de la Temperatura (°C) superficial en la campaña Pinedo II.

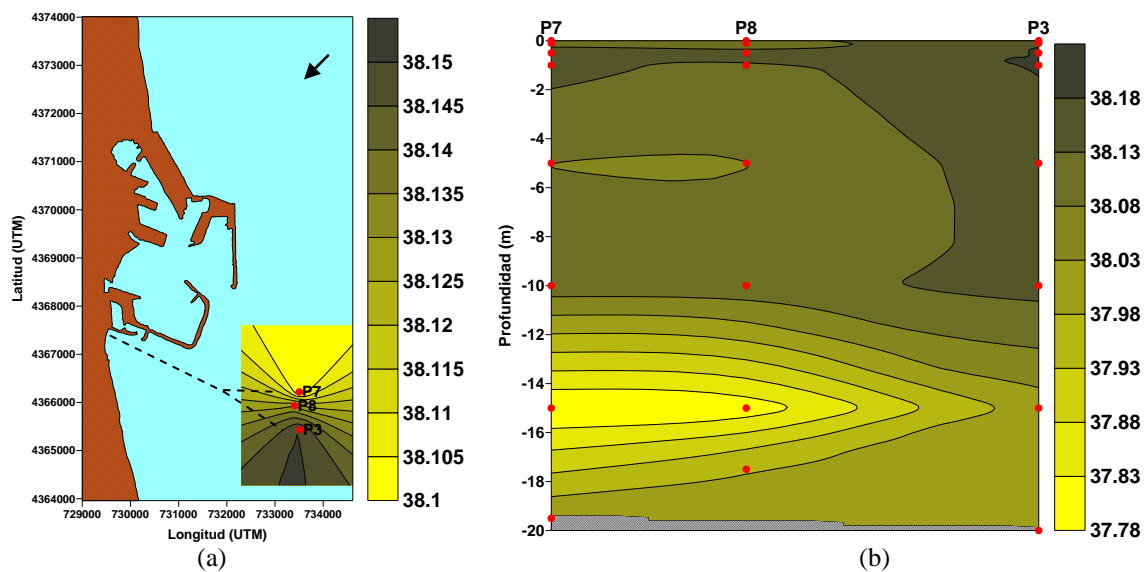


Figura 4.30. Distribución espacial de la Salinidad (%) en superficie (a) y corte vertical de la Salinidad (b) para la campaña Pinedo II.

4.1.2.3.4 Amonio

En esta campaña, el comportamiento del amonio presenta, en las tres estaciones, una distribución inversa a la salinidad. Esta distribución puede observarse en la figura 4.31 en donde se presentan los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad.

El rango de variación que presenta esta variable es muy reducido y con bajas concentraciones. Sin embargo, los valores más altos fueron encontrados en la estación P8 con un rango de valores de 0.05 – 4.7 $\mu\text{mol/L}$. Esta estación presenta también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (P8 [1.1 $\mu\text{mol/L}$] > P3 [0.6 $\mu\text{mol/L}$] > P7 [0.2 $\mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, se puede determinar que las concentraciones más altas de amonio obtenidas en la estación P8 son consecuencia del vertido del emisario submarino, ya que ésta estación se encuentra ubicada en la zona de mayor influencia de agua residual descargada a través de emisario.

La distribución espacial en la superficie de los valores del amonio se han representado en la figura 4.32a, donde las mayores concentraciones están en la estación P8 y se observa un desplazamiento de la masa de agua hacia el suroeste debido a que el viento provenía del noreste en el momento del muestreo. De esta forma, la influencia de la masa de agua superficial desplazada hacia el sur por la acción del viento afecta a la estación P3.

El perfil vertical (Fig. 4.31) en estas 3 estaciones (P3, P7 y P8), muestra una disminución de la concentración de amonio con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación P3, se observan las concentraciones más bajas con respecto a las otras dos estaciones, con un rango de valores de 0.1 – 1.3 $\mu\text{mol/L}$. Desde la superficie hasta 5 m de profundidad, el perfil es más o menos homogéneo y después presenta un ligero aumento hasta el fondo donde se alcanza el valor máximo de concentración. Por otro lado, en la estación P7, con valores que varían desde 0.1 – 5.7 $\mu\text{mol/L}$, se observa un perfil con bajas concentraciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde se presenta un ligero aumento en la concentración (1.5 $\mu\text{mol/L}$) que posteriormente disminuye hasta 10 m de profundidad. En este punto, los valores comienzan a aumentar alcanzando las mayores concentraciones a 15 m donde coinciden con el punto de menor salinidad para esta estación y finalmente disminuyen al aumentar la salinidad y la profundidad. En el perfil de la estación P8 primero se aprecia un aumento de la concentración desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (3.6 $\mu\text{mol/L}$) que después disminuye hasta 0.5 m de profundidad donde se alcanzaron los niveles mínimos (<0.1 $\mu\text{mol/L}$). Posteriormente, hay un ligero aumento de los valores hasta los 10 m de profundidad (0.8 $\mu\text{mol/L}$) y en este punto de nuevo se presenta un aumento significativo en la concentración hasta 15 m, alcanzando así los máximos valores y coincidiendo también con el punto de menor salinidad. Finalmente, estos valores disminuyen al incrementarse la profundidad y la salinidad.

El hecho de encontrar en las estaciones P7 y P8 puntos de máxima concentración a 15 m de profundidad puede deberse a que en este punto se encuentra la pluma del vertido, dado que es posible que existiera una estratificación estacional que pudo ocasionar que la pluma se haya quedado atrapada en la capa inferior más fría y más densa impidiendo su difusión a la superficie.

Por otro lado, al observar la distribución vertical (Fig. 4.32b) de este parámetro, se aprecian concentraciones muy bajas de amonio desde la superficie hasta los 10 m de profundidad, aunque también se observa la presencia de masas de agua de mayor concentración, como ocurre en la estación P7 a 1 m de profundidad. En la superficie se aprecia también una zona de mayor concentración en la estación P8 y que pudo estarse desplazando, por acción del viento, en dirección suroeste hacia la estación P3. Es posible que estas masas de agua con mayor cantidad de amonio hayan tenido su origen

al generarse una mezcla de la pluma posterior al momento del vertido y que han podido ascender a la superficie. Las mayores concentraciones de amonio se observan en la estación P7 a 15 m de profundidad en donde puede ser que la pluma haya quedado atrapada debido a la estratificación de las capas superficiales impidiendo su ascenso. De esta manera, la pluma con altas concentraciones de amonio se desplaza desde la estación P7 a través de las capas intermedias de la columna de agua y por acción de alguna corriente del fondo, afectando a la estación P8 y posteriormente a P3.

4.1.2.3.5 Nitrito

Además de ser considerado un compuesto intermedio de las formas oxidadas y reducidas del nitrógeno, el nitrito, como se ha mencionado anteriormente, es un nutriente que se relaciona altamente con el amonio. Sin embargo, su concentración en esta campaña tiene un rango de variación menor al de dicho parámetro.

Por lo tanto, como era de esperar, las máximas concentraciones de nitrito se encuentran, igual que sucede con el amonio, en la estación P8, con un rango de valores entre 0.005 - 0.37 $\mu\text{mol/L}$. En la superficie, la estación P3 es la que tiene las mayores concentraciones en comparación con el resto de las estaciones (P3 [0.10 $\mu\text{mol/L}$] > P8 [0.08 $\mu\text{mol/L}$] > P7 [0.04 $\mu\text{mol/L}$]). La distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.34a.

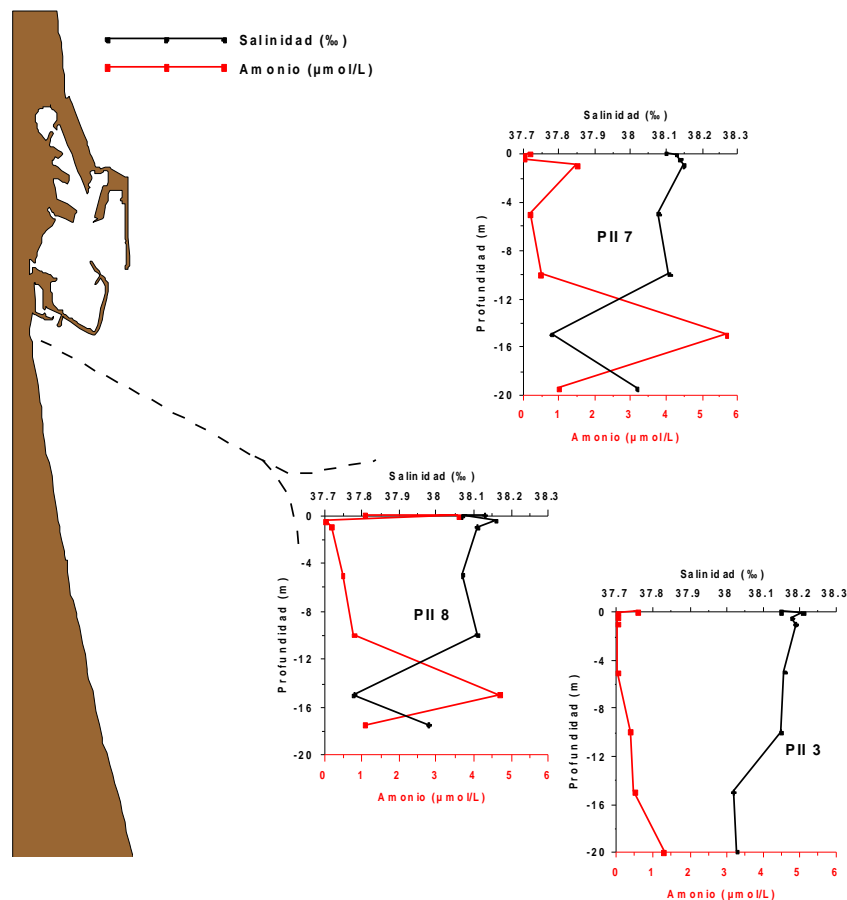


Figura 4.31. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

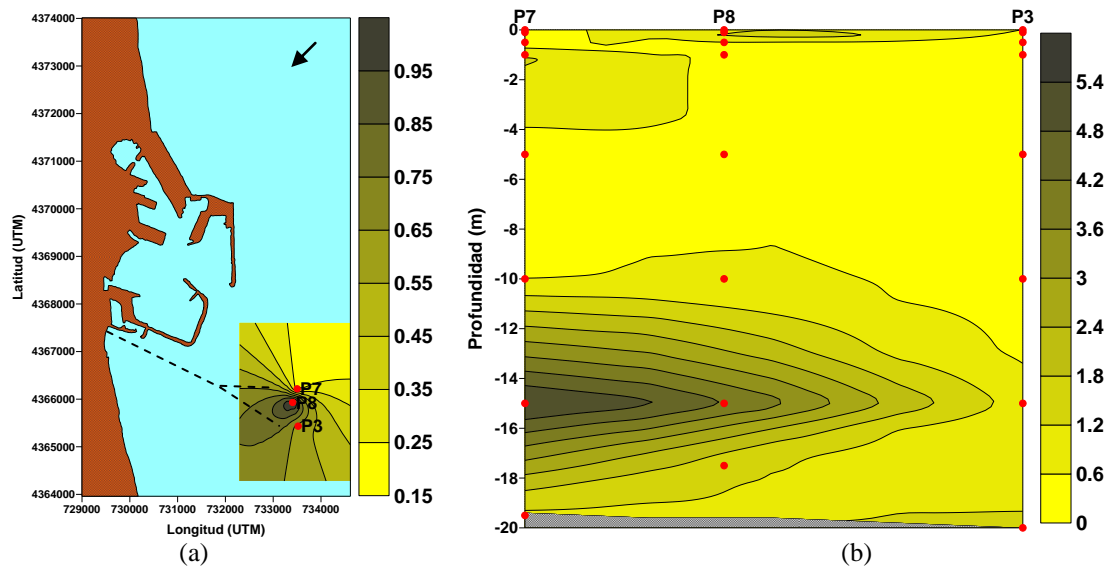


Figura 4.32. Distribución espacial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Amonio (b) para la campaña Pinedo II.

A lo largo de la columna de agua, este nutriente presenta una relación inversa con la salinidad y al mismo tiempo muy similar al amonio. Ésta distribución puede verse en la figura 4.33, donde se presentan los perfiles verticales del nitrato y los perfiles de salinidad en las 3 estaciones muestreadas.

En la estación P3 el rango de variación en las concentraciones tiene una variación de $0.05 - 0.11 \mu\text{mol/L}$, presentando un perfil más o menos homogéneo en la superficie y mayores concentraciones en el fondo. Por otro lado, en el perfil de P7, con valores desde $0.01 - 0.30 \mu\text{mol/L}$, se observa una ligera disminución desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($0.01 \mu\text{mol/L}$) y posteriormente la concentración vuelve a aumentar hasta 1 m de profundidad ($0.05 \mu\text{mol/L}$). Después los valores disminuyen hasta 5 m ($0.01 \mu\text{mol/L}$) y de nuevo hay un incremento hasta 15 m de profundidad donde se observa el punto de máxima concentración de nitrato que coincide con el punto de menor salinidad en esta estación. Finalmente los valores disminuyen al aumentar la salinidad y la profundidad.

En la estación P8, el perfil que se observa es muy similar al de P7. Primero se presenta un aumento de la concentración desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad ($0.16 \mu\text{mol/L}$) que después disminuye hasta 5 m de profundidad alcanzando en este punto las concentraciones más bajas ($<0.1 \mu\text{mol/L}$). Posteriormente, hay un aumento de los valores hasta los 15 m de profundidad, donde se encuentra el punto de máxima concentración y que de nuevo coincide con el punto de menor salinidad, para después disminuir con el aumento de la profundidad y la salinidad. Ambos perfiles (P7 y P8) son similares a los que se presentan en las concentraciones de amonio, sugiriendo con esto que a 15 m de profundidad puede estar la pluma del vertido y que, como se ha mencionado antes, se encuentre atrapada entre la capa más fría sin poder ascender a la superficie.

Por otro lado, al analizar la distribución vertical del nitrito (Fig. 4.34b), se aprecia un comportamiento similar al del amonio, ya que se distinguen masas de agua de menor concentración, como ocurre en las estaciones P7 y P8, a 5 m de profundidad. El punto de mayor concentración se encuentra en la estación P7 a 15 m de profundidad donde pudo ser que la pluma hubiera quedado atrapada debido a la estratificación de las capas superficiales.

De esta manera, la pluma, con altas concentraciones de nitrito, se desplaza a través de las capas intermedias de la columna de agua, por acción de alguna corriente del fondo, afectando a las estaciones P8 y P3. Finalmente, en la superficie hay una zona de mayor concentración en las estaciones P8 y P3, que sugiere un desplazamiento horizontal por acción del viento hacia el suroeste.

4.1.2.3.6 Nitrito

En esta campaña, la estación en la cual se observan las máximas concentraciones de nitrato a lo largo de la columna de agua es en la estación P3 con un rango de valores entre 0.1 - 1.9 $\mu\text{mol/L}$. También es en este punto donde se encuentra el valor superficial más alto en comparación con las otras estaciones (P3 [1.6 $\mu\text{mol/L}$] > P8 [1.0 $\mu\text{mol/L}$] > P7 [0.9 $\mu\text{mol/L}$]).

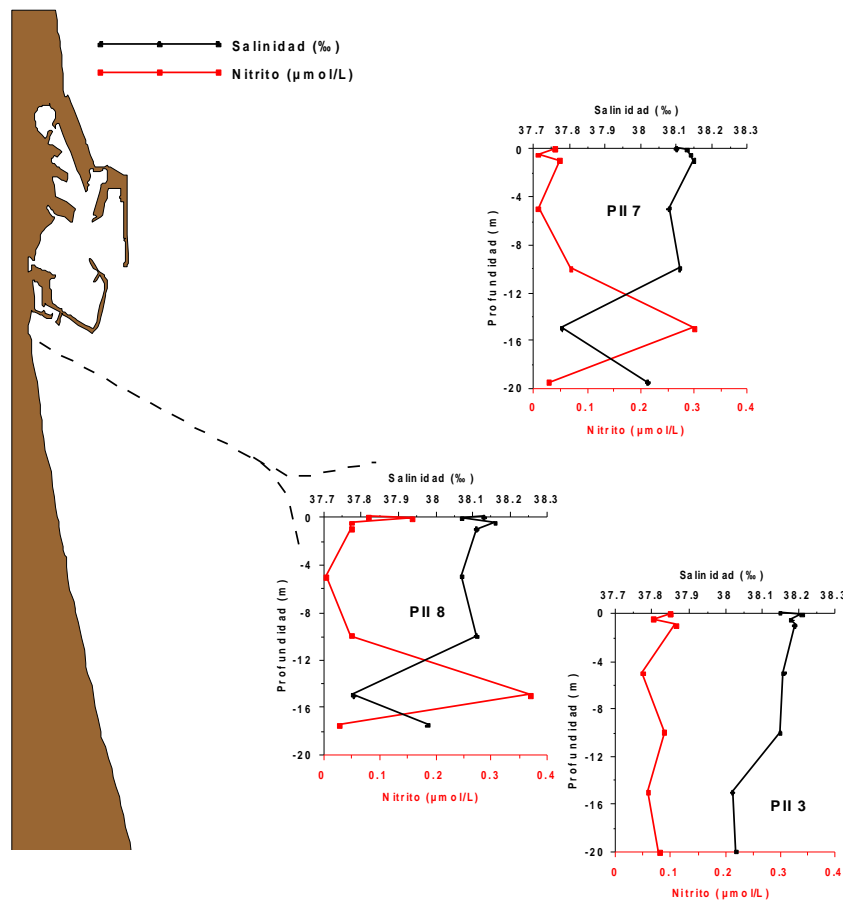


Figura 4.33. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) en la campaña Pinedo II.

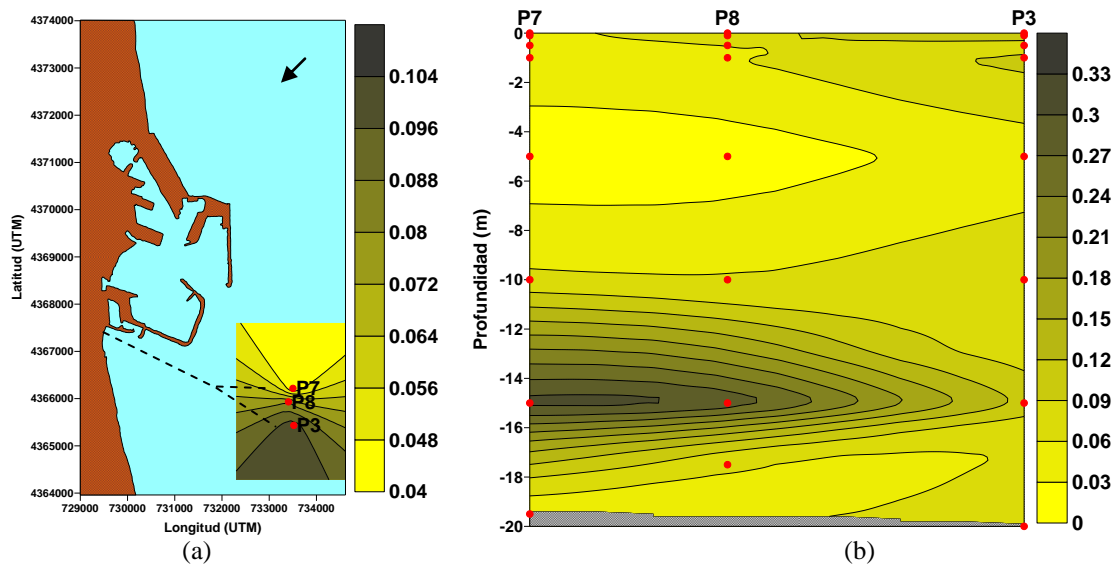


Figura 4.34. Distribución espacial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrito (b) para la campaña Pinedo II.

La distribución espacial en la superficie de este nutriente ha sido representada en la figura 4.36a. Los perfiles verticales del nitrato, junto con los perfiles de salinidad, se encuentran representados en la figura 4.35.

En la estación P3, el perfil presenta pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde alcanza las concentraciones máximas, teniendo después una disminución en función del aumento de la profundidad. En la estación P7, las concentraciones a lo largo de la columna de agua son más bajas que las encontradas en las otras dos estaciones, con un rango de valores entre 0.1 – 1.1 $\mu\text{mol/L}$.

El perfil vertical en esta estación presenta, desde la superficie hasta 1 m de profundidad, una cierta homogeneidad en las concentraciones, que posteriormente tienen un ligero aumento hasta 10 m de profundidad donde alcanza los valores máximos que finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad. Es importante mencionar que, en esta estación a 15 m, anteriormente se observaron altas concentraciones de amonio (5.7 $\mu\text{mol/L}$), siendo en este caso el punto donde se alcanzan las concentraciones más bajas de nitrato (0.7 $\mu\text{mol/L}$). Por lo tanto, el hecho de encontrar menores concentraciones de nitrato en los puntos donde se han observado niveles más altos de amonio sugiere que la presencia del nitrato en el medio no se deriva directamente del vertido sino que su presencia se puede deber a procesos de remineralización del exceso de amonio que es liberado a través del efluente. El caso opuesto ocurre en la estación P3, donde se encuentran las concentraciones más altas de nitrato y a su vez es la estación donde hay menos concentración de amonio. De esta manera se puede establecer que el nitrato no proviene de la misma fuente que el amonio.

El perfil que se observa en la estación P8 (0.8 – 2.5 $\mu\text{mol/L}$) es el más distinto de todos, ya que presenta diversas fluctuaciones a lo largo de la columna de agua. Primero se aprecia un ligero aumento en la concentración desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (1.3 $\mu\text{mol/L}$), que después disminuye hasta 1 m (1.1 $\mu\text{mol/L}$) y de nuevo aumenta hasta 5 m alcanzando en este punto los niveles más altos de nitrato (2.5

$\mu\text{mol/L}$). Posteriormente, hay una disminución de la concentración hasta 10 m de profundidad ($0.8 \mu\text{mol/L}$) para después volver a presentar un ligero aumento a 15 m ($1.8 \mu\text{mol/L}$), que finalmente disminuye con el aumento de la profundidad y la salinidad. Por lo tanto, las mayores concentraciones se encuentran a 5 m, siendo en este punto donde anteriormente se registraron niveles bajos de amonio ($0.5 \mu\text{mol/L}$), mientras que por otro lado, a 15 m de profundidad, los niveles de nitrato son más bajos ($1.8 \mu\text{mol/L}$) y es el punto de máxima concentración de amonio ($4.7 \mu\text{mol/L}$). Esto comprueba una vez más que la presencia del nitrato en el medio puede ser consecuencia de procesos biológicos y no directamente del vertido.

Al observar el corte vertical para este nutriente (Fig. 4.36b), se aprecia que en la estación P7 están las concentraciones más bajas comparadas con las concentraciones observadas en las estaciones P8 y P3. En el fondo, los niveles son bastante más bajos que en la superficie, aunque también se puede notar la existencia de masas de agua de menor concentración entre las capas de mayor concentración, tal como ocurre a 10 m de profundidad en la estación P8. El punto de máxima concentración está a 5 m de profundidad en esta estación (P8), así como también se distingue otra zona de altos valores en esta misma estación pero a 15 m de profundidad. En la superficie, las altas concentraciones se determinan en la estación P3 y se aprecia un gradiente de concentración horizontal en sentido opuesto a los que se han venido reflejando en función de la dirección del viento. La distribución vertical, en general, presentó indicios de dos masas de agua de diferentes concentraciones separadas por una zona de menor concentración a 10 m de profundidad, cuyos puntos de origen fueran distintos. Es decir, la zona que se encuentra en el fondo puede ser consecuencia de la remineralización del amonio proveniente del vertido, mientras que la masa de agua a 5 m de profundidad puede tener concentraciones altas de nitrato debido a procesos biológicos que se pudieron generar en el medio.

4.1.2.3.7 Fósforo

Al igual que ocurre con el nitrato, las mayores concentraciones de fósforo fueron observadas en la estación P3 con un rango de valores de $1.85 - 2.47 \mu\text{mol/L}$, siendo también en esta estación donde se encontró el valor superficial más alto en comparación con los otros dos puntos (P3 [$1.97 \mu\text{mol/L}$] > P7 [$1.90 \mu\text{mol/L}$] > P8 [$1.43 \mu\text{mol/L}$]). La distribución superficial de este nutriente puede observarse en la figura 4.38a.

En la figura 4.37, se han representado los perfiles verticales del fósforo junto con los perfiles de salinidad para las estaciones P3, P7 y P8.

En la estación P3, el perfil refleja un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 5 m de profundidad ($2.40 \mu\text{mol/L}$), que después disminuyen hasta 15 m ($1.85 \mu\text{mol/L}$), coincidiendo con un punto de menor salinidad, para finalmente aumentar con el aumento de la profundidad encontrando en el fondo las máximas concentraciones. En el caso de la estación P7 ($1.77 - 2.27 \mu\text{mol/L}$), desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad hay una ligera disminución de la concentración ($1.77 \mu\text{mol/L}$) que posteriormente aumenta hasta 1 m de profundidad ($2.15 \mu\text{mol/L}$).

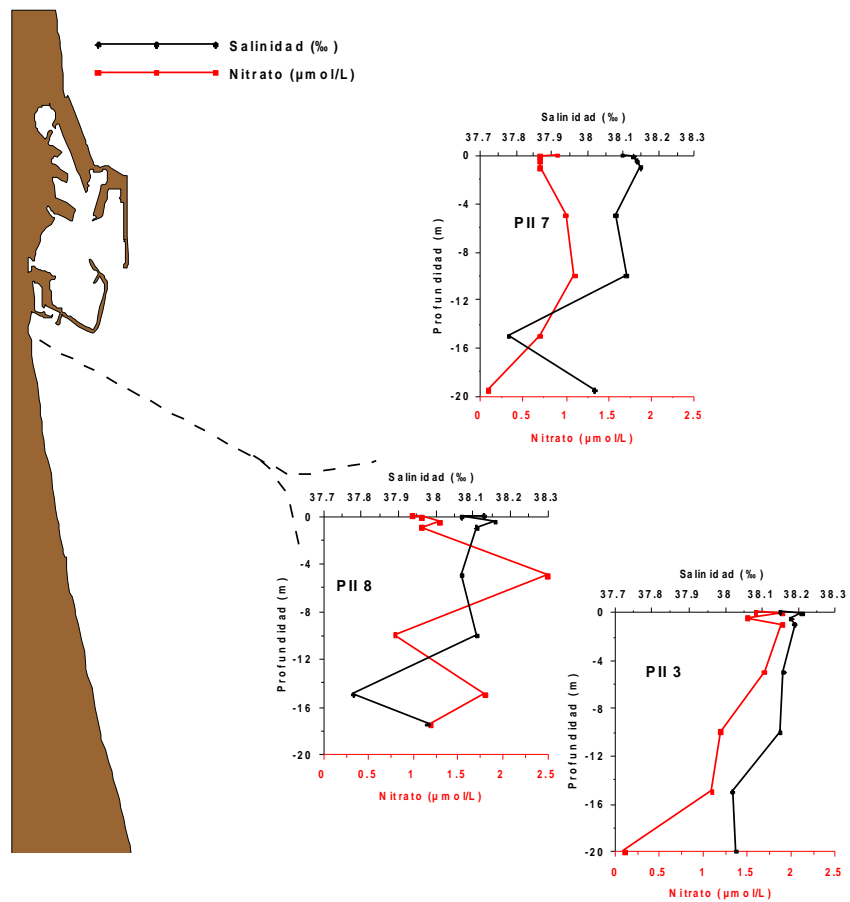


Figura 4.35. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) en la campaña Pinedo II.

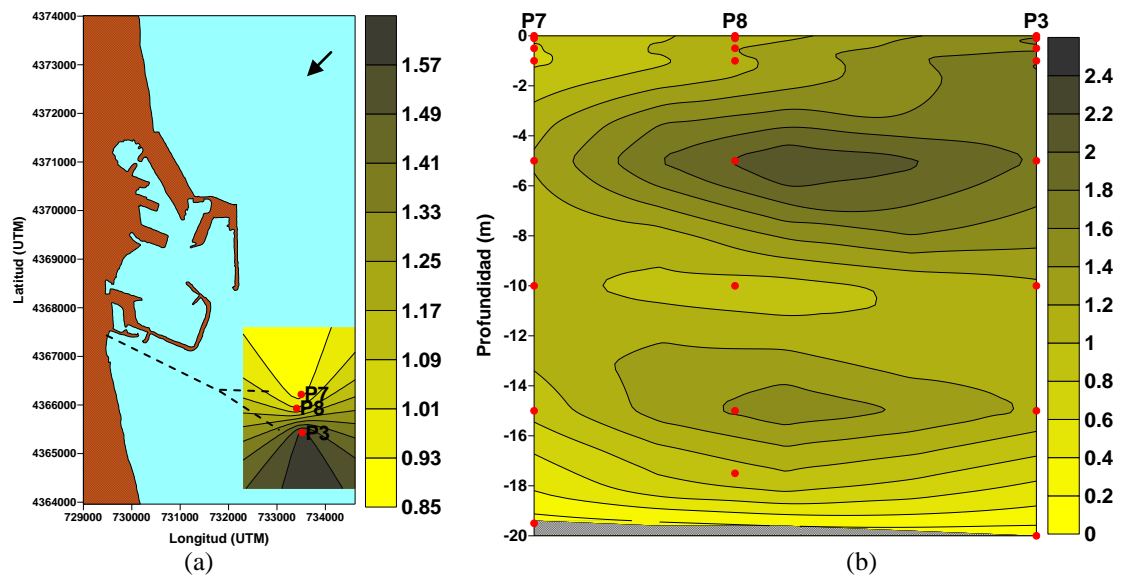


Figura 4.36. Distribución espacial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrato (b) para la campaña Pinedo II.

Después se aprecia otra ligera disminución hasta 5 m (2.05 $\mu\text{mol/L}$) y de nuevo los niveles aumentan hasta 10 m de profundidad donde alcanzan las concentraciones más altas. Finalmente, esta concentración disminuye hasta 15 m de profundidad (1.92 $\mu\text{mol/L}$) donde coincide con un punto de menor salinidad y posteriormente aumenta (2.23 $\mu\text{mol/L}$) con la salinidad y la profundidad.

Por otro lado, en la estación P8, es donde se encuentran las concentraciones más bajas a lo largo de toda la columna de agua (1.43 - 2.43 $\mu\text{mol/L}$). El perfil presenta un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (1.83 $\mu\text{mol/L}$) para después disminuir hasta 1 m (1.63 $\mu\text{mol/L}$) y posteriormente volver a aumentar hasta 10 m de profundidad donde alcanza las concentraciones máximas. Luego, los valores disminuyen hasta 15 m (1.82 $\mu\text{mol/L}$), donde también se encuentra el punto de menor salinidad y finalmente aumentan con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por lo tanto, los tres perfiles presentan, por un lado, una disminución de la concentración de fósforo a 15 m de profundidad donde también se encuentra el punto de menor salinidad. Por otro lado, en las estaciones P3 y P8 hay un aumento de los valores a 5 m de profundidad, mientras que en la estación P7 los valores disminuyen junto con la salinidad.

Al observar el corte vertical para el fósforo (Fig. 4.38b), se observan capas de diferentes concentraciones a lo largo de toda la distribución vertical. Primeramente se aprecia en la superficie una zona de menor concentración en las estaciones P7 y P8, donde se observa un desplazamiento horizontal ocasionado probablemente por la acción del viento en dirección suroeste. Sin embargo, en la estación P3, se encuentran los niveles más altos de fósforo en la superficie, que pueden provenir de otra entrada de agua con mayor concentración. Igualmente, en esta estación se aprecia una zona de mayor concentración a 5 m de profundidad que parece provenir de las capas intermedias y que al ascender se mezcla con el agua de menor concentración. Por otro lado, se puede apreciar también otra masa de agua de mayor concentración a 10 m de profundidad en las estaciones P7 y P8, que parece ser parte de la misma pluma que se distingue en la estación P3 a 5 m de profundidad. Finalmente a 15 m se nota la presencia de una masa de agua de menor concentración en las estaciones P8 y P3.

Como se ha mencionado anteriormente, la columna de agua presenta una estratificación parcial, siendo más evidente en las estaciones P8 y P3. De esta manera, la presencia de altas concentraciones de fósforo a 10 m de profundidad en la estación P7 se pudo deber a que en este punto, donde se observan indicios de estratificación, la pluma haya podido ascender y que, a consecuencia de esto, se observe una zona de mayor concentración que parece estar ascendiendo desde los 10 m de profundidad a través de la columna de agua llegando a la superficie en la estación P3.

Por otro lado, a 15 m de profundidad, en las estaciones P8 y P3, donde la estratificación es más evidente, se distingue una masa de agua más limpia que pudo estarse desplazando a través de las capas intermedias por acción de alguna corriente en la zona.

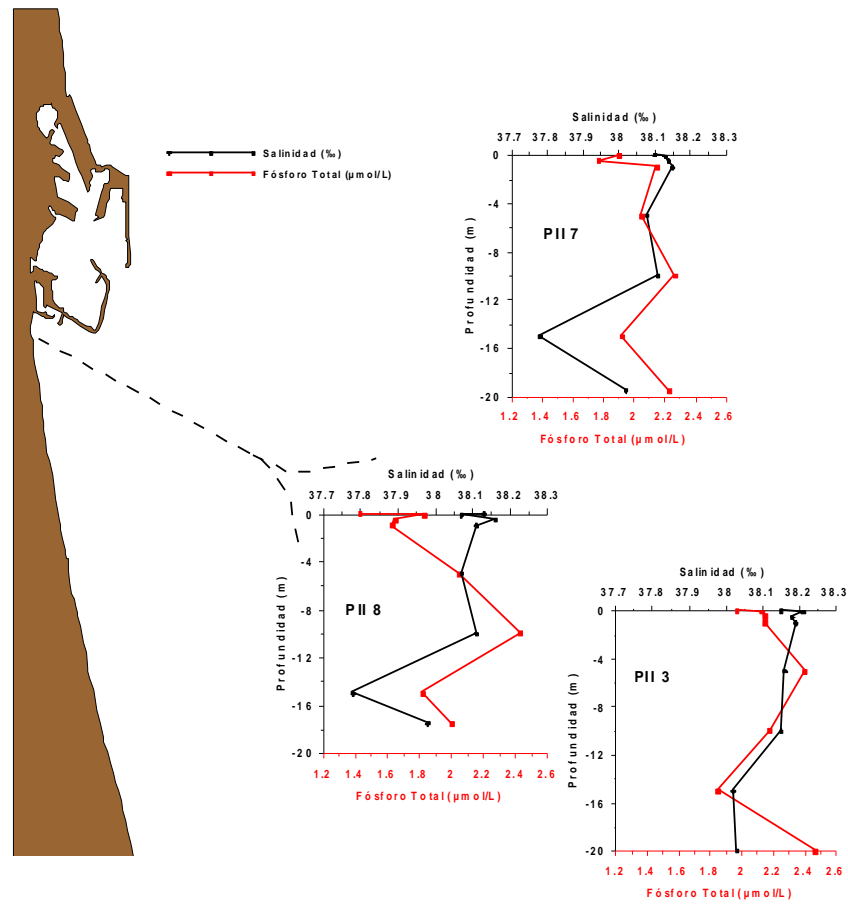


Figura 4.37. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

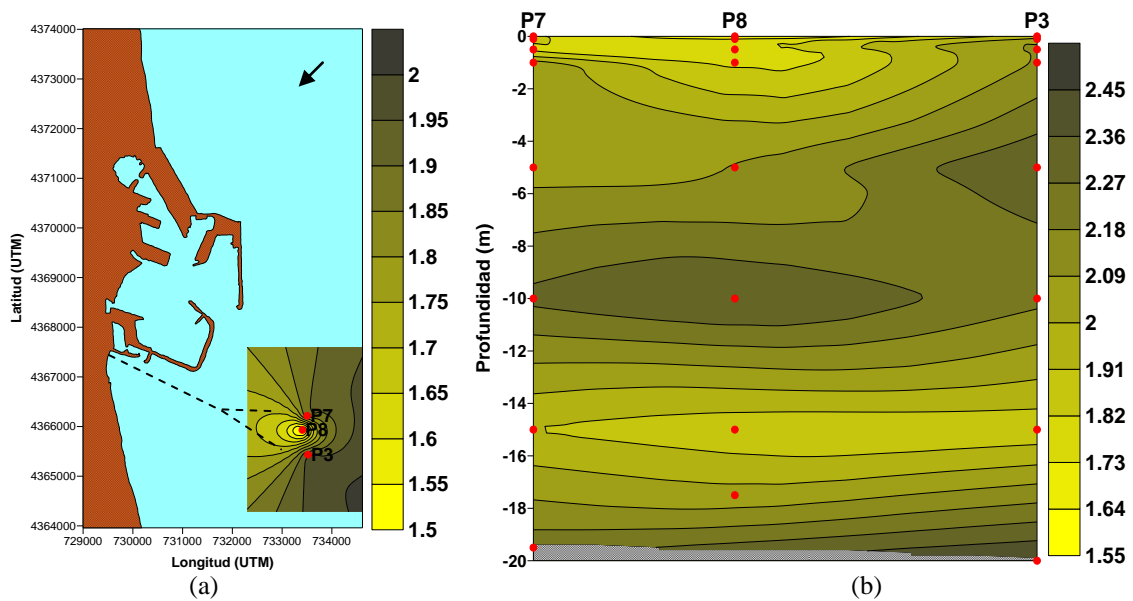


Figura 4.38. Distribución espacial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Fósforo (b) para la campaña Pinedo II.

4.1.2.3.8 Ácido Ortosilícico

En esta campaña, la estación P3 es la que presenta las mayores concentraciones de este nutriente, con un rango de valores entre 1.4 – 1.9 $\mu\text{mol/L}$, siendo también la estación donde se observa la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones (P3 [1.6 $\mu\text{mol/L}$] > P7 [1.4 $\mu\text{mol/L}$] > P8 [1.2 $\mu\text{mol/L}$]). La distribución superficial de este nutriente puede observarse en la figura 4.40a. Por otro lado, en la figura 4.39 se representan los perfiles verticales del ácido ortosilícico junto con los perfiles de salinidad.

Como se mencionó antes, en la estación P3 se encuentran los niveles más altos de este nutriente, con un perfil que presenta un ligero aumento desde la superficie hasta 1 m de profundidad (1.9 $\mu\text{mol/L}$) y que posteriormente disminuye hasta 10 m de profundidad donde de nuevo presenta un ligero aumento con el aumento de la profundidad.

En la estación P7 se determinaron las concentraciones más bajas (0.9 - 2.4 $\mu\text{mol/L}$) a lo largo de la columna de agua. En este punto, hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad (0.9 $\mu\text{mol/L}$), luego se presenta un aumento de la concentración hasta 15 m que es donde se alcanzan los valores más altos que coinciden con un punto de menor salinidad, para finalmente disminuir con el incremento de la salinidad y la profundidad. Finalmente en la estación P8 (1.2 - 2.5 $\mu\text{mol/L}$), el perfil presenta un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m (1.4 $\mu\text{mol/L}$) y después disminuyen hasta 1 m de profundidad (1.2 $\mu\text{mol/L}$) donde permanecen constantes hasta los 10 m. Posteriormente, los valores aumentan hasta los 15 m de profundidad donde se observan los valores de concentración más altos que coinciden con el punto de menor salinidad, para finalmente disminuir con el aumento de la salinidad y la profundidad. Ambos perfiles (P7 y P8) son similares a los perfiles del amonio y del nitrito, donde se observan las concentraciones máximas a 15 m de profundidad y coinciden con el punto de menor salinidad, lo cual pudo deberse a la presencia de una pluma derivada del vertido y que se encontraba atrapada en el fondo a causa de una estratificación de la columna de agua.

Al analizar el corte vertical (Fig. 4.40b) se aprecian bajas concentraciones en la superficie sobre las estaciones P7 y P8, aunque también se puede notar la presencia de una masa de agua de muy baja concentración en la estación P7 a 1 m de profundidad y masas de agua de mayor concentración en la estación P3 desde la superficie hasta 5 m de profundidad. Sin embargo, el punto donde están los niveles más altos de este nutriente es en las estaciones P7 y P8 a 15 m de profundidad, donde se considera que la pluma se pudo quedar atrapada como consecuencia de la estratificación estacional y fue desplazada a través de las capas intermedias hacia la estación P3 por alguna corriente en el fondo.

4.1.2.3.9 *Clorofila a*

La clorofila es un compuesto altamente relacionado con la concentración de nutrientes, ya que la abundancia de éstos permite el crecimiento poblacional del

fitoplancton, que permite diferenciar zonas pobres en nutrientes y clorofila (oligotróficas) de las enriquecidas (eutróficas).

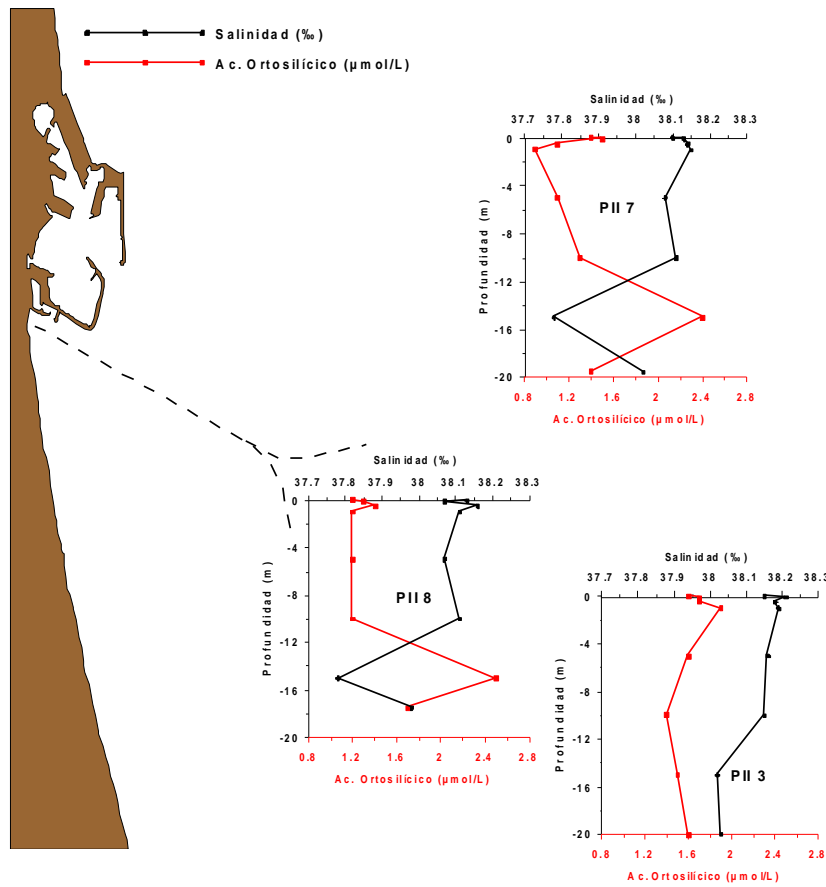


Figura 4.39. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

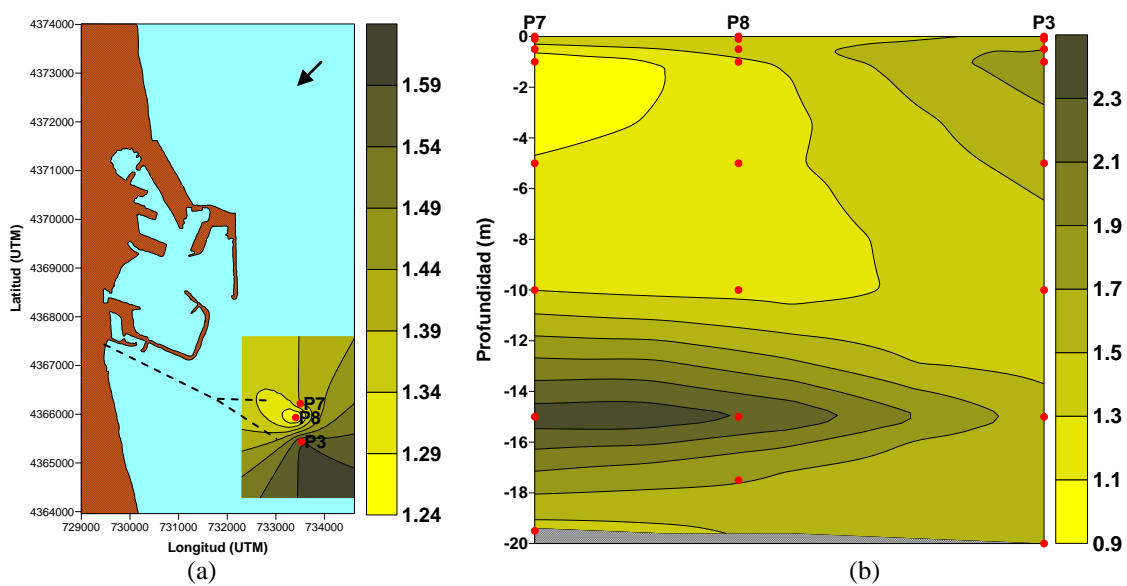


Figura 4.40. Distribución espacial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo I.

En este muestreo, las mayores concentraciones de clorofila *a* fueron observadas en la estación P3 con un rango de valores entre 0.57 – 1.23 mg/m³, siendo también aquí donde se presentan las mayores concentraciones en la superficie en comparación con las otras estaciones muestreadas (P3 [0.72 mg/m³] > P8 [0.68 mg/m³] > P7 [0.60 mg/m³]). La distribución espacial en la superficie de la clorofila se encuentra representada en la figura 4.42a.

En la figura 4.41 se muestran las distribuciones verticales de la clorofila *a* en las 3 estaciones de esta campaña junto con la distribución de la salinidad. En la superficie, todas las concentraciones presentan una disminución de los valores, mientras que en el fondo las concentraciones aumentan.

En la estación P3, hay una ligera disminución desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (0.48 mg/m³) y posteriormente las concentraciones aumentan con la profundidad y la disminución de la salinidad. Por otro lado, en la estación P7 (0.45 – 1.06 mg/m³) se encuentran las concentraciones más bajas en comparación con las otras estaciones. El perfil desde la superficie presenta una ligera disminución de los valores hasta 0.5 m de profundidad (0.45 mg/m³) y después aumentan hasta 1 m (0.59 mg/m³). Posteriormente, los valores disminuyen hasta 5 m de profundidad (0.45 mg/m³) desde donde aumentan con la profundidad. En la estación P8 (0.50 – 1.06 mg/m³), las concentraciones disminuyen desde la superficie hasta 5 m (0.05 mg/m³) y luego aumentan con la profundidad y la salinidad.

Al observar el corte vertical (Fig. 4.42b) se puede determinar que las menores concentraciones están en la superficie, mientras que en el fondo, después de los 10 m de profundidad, las concentraciones son un poco mayores. Igualmente, se nota la entrada de agua más limpia en la estación P7 a 5 m de profundidad que pudo ser arrastrada por alguna corriente en la zona. La clorofila *a* es un compuesto que se relaciona con la presencia de nutrientes por lo que su presencia en el medio más que provenir del vertido del emisario se debe a algún tipo de proceso biológico que se pudo ocasionar en la zona.

4.1.2.3.10 *Coliformes Fecales*

La determinación de coliformes fecales, así como también de coliformes totales y enterococos, se ha llevado a cabo en las tres estaciones que conforman esta campaña, aunque a diferentes profundidades. En la estación P3 las medidas se realizaron desde la superficie hasta 1 m de profundidad mientras que en las estaciones P7 y P8 las medidas se hicieron hasta 5 m de profundidad, por lo tanto, el análisis de las distribuciones verticales será considerado hasta 1 m de profundidad en las tres estaciones debido a la falta de datos.

Los resultados obtenidos en el análisis se han comparado, al igual que en Pinedo I, con los valores establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE), con la finalidad de tener una referencia de los niveles de contaminación en las inmediaciones del vertido para este tipo de bacterias.

Durante esta campaña, las concentraciones de coliformes fecales fueron más bajas que las encontradas en Pinedo I, con rangos de variación de 9 – 12 UFC/100 ml para la estación P3, 1 – 52 UFC/100 ml para la estación P7 y de 3 – 23 UFC/100 ml

para la estación P8, siendo estas concentraciones más bajas que los valores utilizados como referencia para este tipo de bacterias.

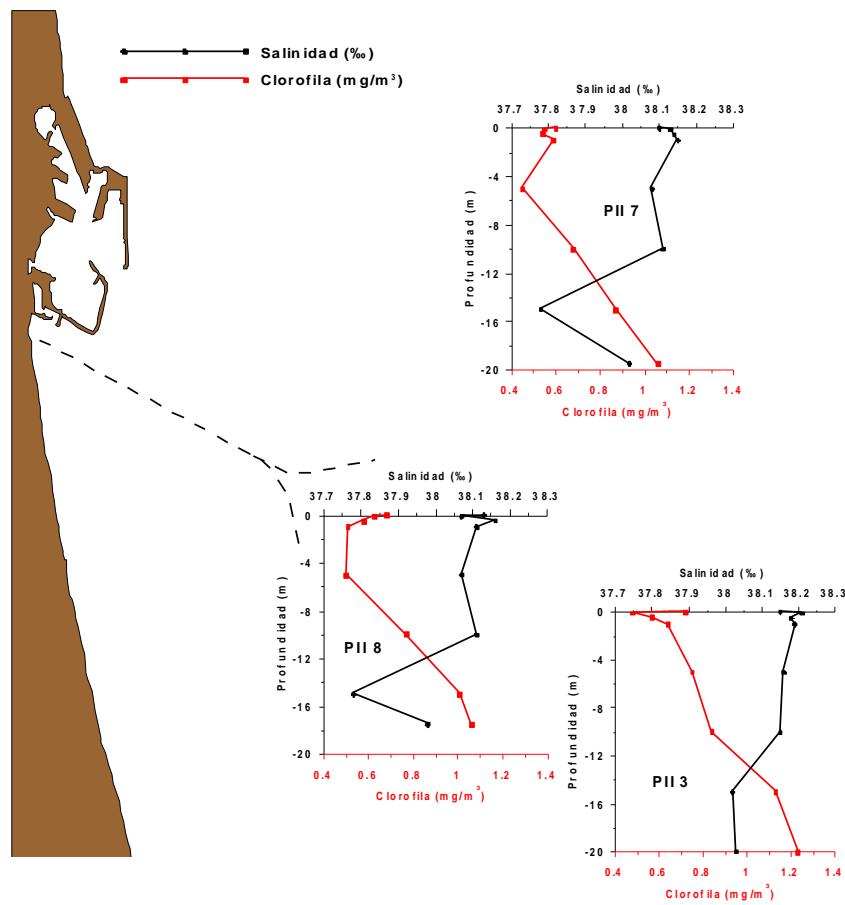


Figura 4.41. Perfiles verticales de Clorofila a (mg/m^3) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

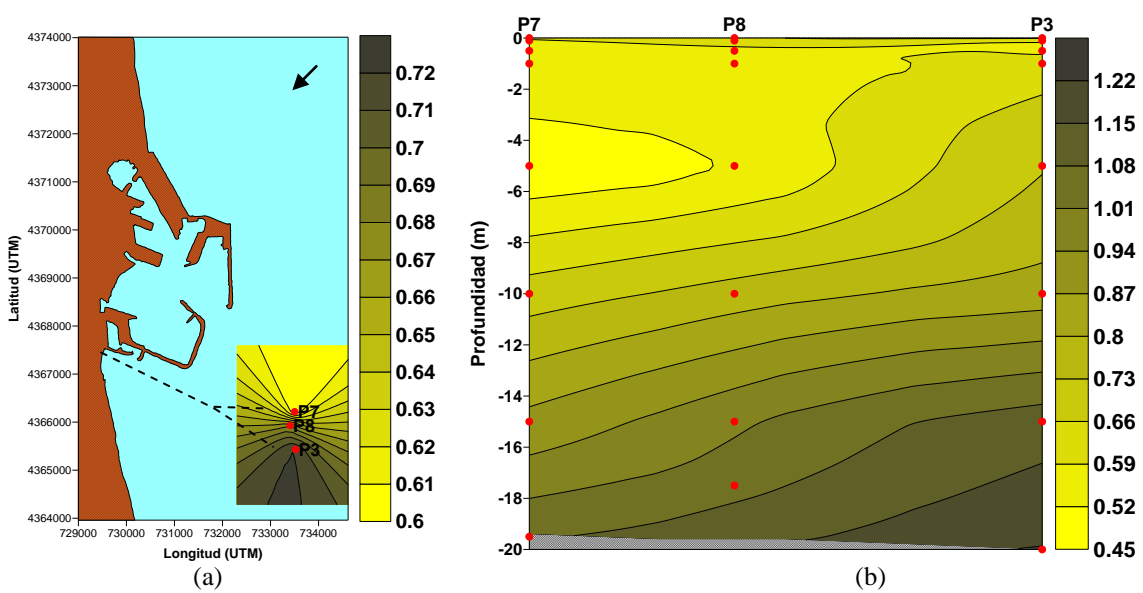


Figura 4.42. Distribución espacial de la Clorofila a (mg/m^3) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo II.

El valor superficial más alto para esta campaña se observa en la estación P8 con respecto a las demás estaciones (P8 [16 UFC/100 ml] > P3 [9 UFC/100 ml] > P7 [7 UFC/100 ml]). La distribución superficial de los coliformes está representada en la figura 4.44a, donde claramente se aprecian las mayores concentraciones en la estación P8 y un cierto transporte de la pluma con componente sur debido a la acción del viento, afectando de esta forma a la estación P3.

Los perfiles verticales de estos microorganismos se han representado frente a los perfiles de salinidad (Fig. 4.43), ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estas bacterias en el momento en que se produce el vertido. Al comparar estos perfiles, se observa que los coliformes fecales presentan un comportamiento inverso a los perfiles de salinidad. En la estación P3, el perfil se presenta más o menos homogéneo desde la superficie hasta el fondo y con menores concentraciones en comparación con las otras dos estaciones. Por otro lado, en la estación P7 los valores tienen una disminución desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (1 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce al disminuir la concentración. Posteriormente, estos valores aumentan con la profundidad, encontrando las concentraciones más altas en el fondo (52 UFC/100 ml). Finalmente en la estación P8 el perfil es similar al anterior, ya que los valores presentan una disminución desde la superficie hasta 0.5 m (3 UFC/100 ml), donde posteriormente aumentan con la profundidad, encontrando nuevamente las mayores concentraciones en el fondo (23 UFC/100 ml).

Por otro lado, al analizar el corte vertical (Fig. 4.44b), se observa la presencia de una masa de agua de mayor concentración en la superficie, que sugiere un cierto gradiente horizontal hacia la estación P3. Igualmente, se aprecia la entrada de agua de menor concentración a 0.5 m de profundidad en la estación P7, que pudo ser introducida por alguna corriente de la zona. Las mayores concentraciones se observan a 5 m de profundidad, en las estaciones P7 y P8; sin embargo debido a la falta de datos no es posible determinar el comportamiento de los coliformes fecales en la estación P3 y mucho menos en las capas más profundas y cercanas a la zona de vertido del emisario submarino.

4.1.2.3.11 *Coliformes Totales*

Similar a las determinaciones realizadas en los coliformes fecales, el análisis de los resultados se ha realizado desde la superficie hasta 1 m de profundidad en la estación P3 y hasta 5 m de profundidad en las estaciones P7 y P8. Las concentraciones obtenidas se han comparado con los valores establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño, en donde se determina un valor obligatorio de 10000 UFC/100 ml y un valor guía de 500 UFC/100 ml para este tipo de bacterias, los cuales se han usado como referencia para determinar el nivel de contaminación en la zona aledaña al vertido del emisario submarino.

En esta campaña las concentraciones han estado por debajo de los valores de la Directiva Europea para aguas de baño.

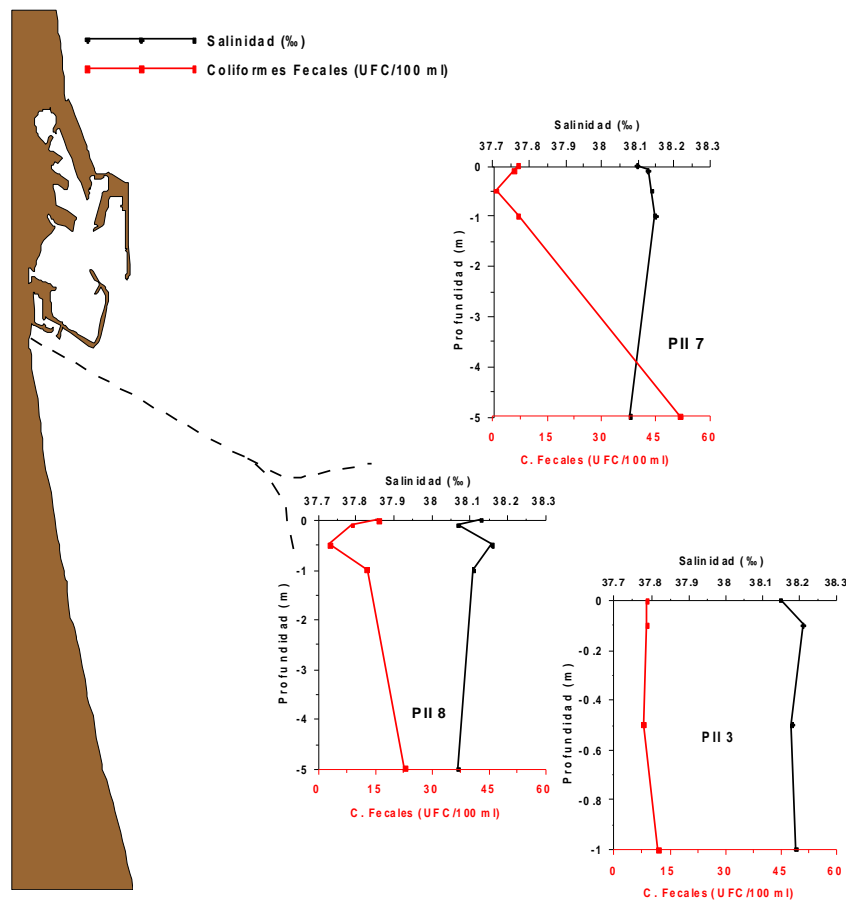


Figura 4.43. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

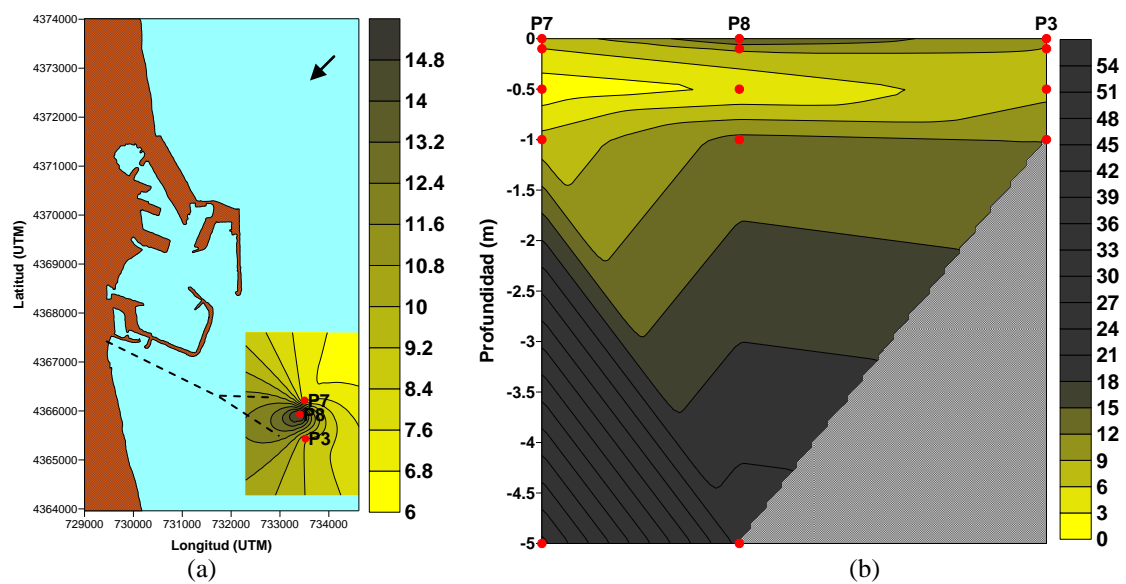


Figura 4.44. Distribución espacial de los Coliformes Fecales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo II.

En la estación P3 el rango de valores se encuentra entre 64 - 86 UFC/100 ml, mientras que en las estaciones P7 y P8 los valores se encuentran entre 68 - 280 UFC/100 ml y 43 - 219 UFC/100 ml respectivamente. En la superficie el valor encontrado en la estación P3 es superior a la concentración observada en las otras dos estaciones (P3 [86 UFC/100 ml] > P7 [72 UFC/100 ml] > P8 [72 UFC/100 ml]). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.46a.

Los perfiles verticales de estas 3 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.45. En la estación P3, se presenta una ligera disminución de la concentración desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (64 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce al disminuir la concentración de estas bacterias. Finalmente los valores presentan un ligero aumento hasta 0.5 m de profundidad (78 UFC/100 ml) que posteriormente disminuye hasta 1 m (64 UFC/100 ml).

En el caso de la estación P7 los valores presentan una disminución desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (68 UFC/100 ml) para después aumentar con la profundidad. Finalmente en la estación P8, el perfil presenta un punto de máxima concentración a 0.5 m de profundidad (219 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce en la superficie disminuyendo la concentración de estas bacterias. Luego los valores disminuyen hasta 1 m de profundidad (62 UFC/100 ml) y posteriormente aumentan con la profundidad.

En el análisis de la distribución vertical (Fig. 4.46b), se puede observar una zona de mayor concentración por debajo de la superficie (0.5 m de profundidad) en la estación P8, debido a la mortandad que el efecto de la radiación solar tiene sobre ellas en la superficie. Igualmente se observa la presencia de una masa de agua más limpia en la superficie en ésta misma estación que probablemente fue arrastrada por las corrientes de la zona. En el fondo se observan concentraciones más altas tanto en la estación P7 como en la estación P8, sin embargo, debido a la falta de datos no es posible determinar el comportamiento de los coliformes fecales en zonas más profundas y cercanas al punto del vertido.

4.1.2.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, las concentraciones de los enterococos, en casi todas las profundidades muestreadas, se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada para su determinación (APHA, 1995). Estos valores fueron reportados como no detectados (nd), con excepción de los que se determinaron en la estación P3 a 0.5 m, P7 en superficie y 0.1 m, y P8 a 1 m cuyos valores fueron de 1 UFC/100 ml; P7 y P8 a 1 m de profundidad con un valor de 2 UFC/100 ml y finalmente P7 a 5 m con una concentración de 7 UFC/100 ml.

Por lo tanto, debido a que estas concentraciones no fueron detectadas, no fue posible realizar los gráficos correspondientes para el análisis de este tipo de bacterias en la zona de influencia del vertido.

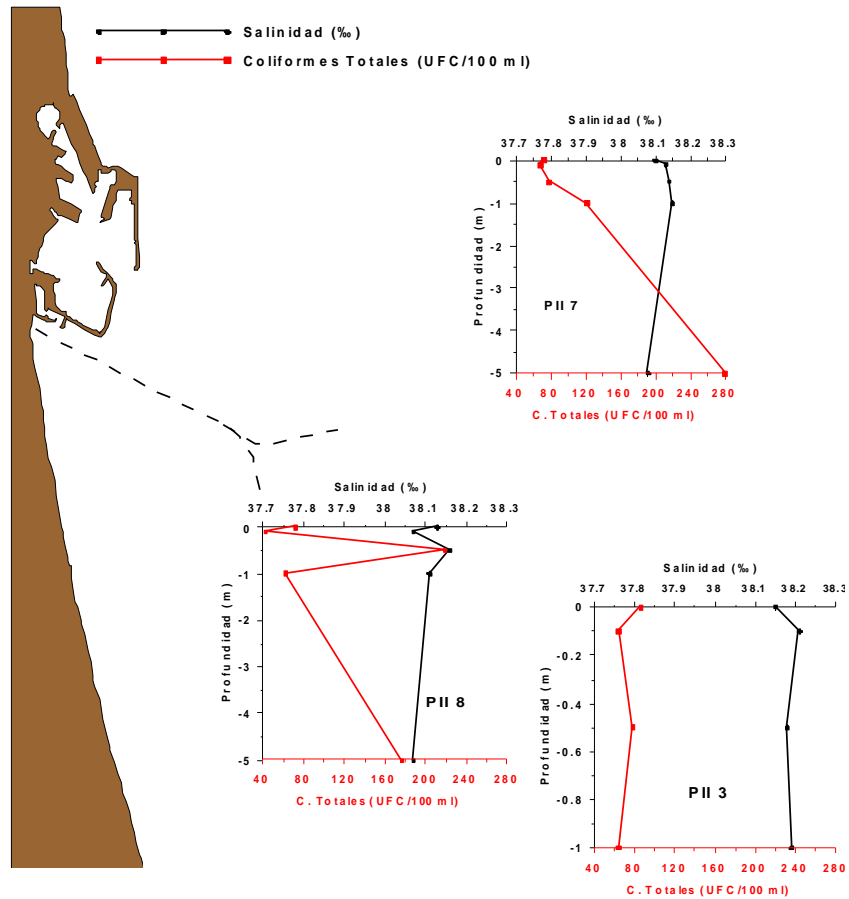


Figura 4.45. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Pinedo II.

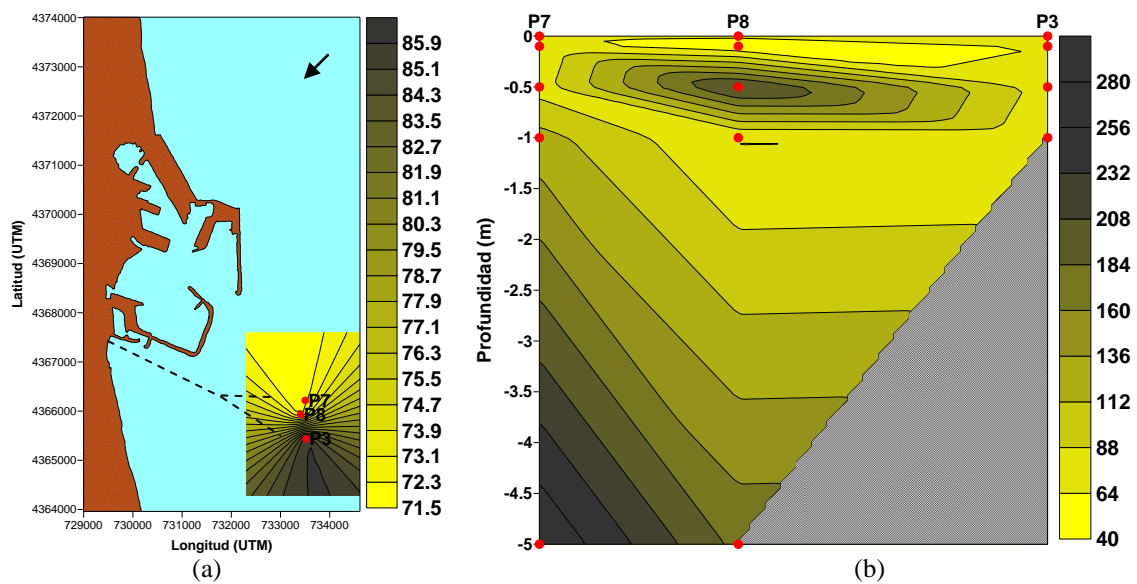


Figura 4.46. Distribución espacial de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Pinedo II.

4.2 Campañas en el emisario de Gandía

En el emisario de Gandía se realizaron cinco campañas de medida:

- i) Gandía I realizada el 26 de Abril del 2005
- ii) Gandía II realizada el 28 de Julio del 2005
- iii) Gandía III realizada el 29 de Noviembre del 2005
- iv) Gandía IV realizada el 01 de Abril del 2006
- v) Gandía V realizada el 01 de Mayo del 2006

4.2.1 Campaña Gandía I (26 de abril del 2005)

Durante esta primera campaña se establecieron 3 estaciones de muestreo (Fig. 4.47) en la zona de influencia del emisario submarino. La toma de muestra en los 3 puntos tuvo una duración de 2 horas, iniciando el muestreo a las 11:10 de la mañana en la estación M1 y finalizando en la estación M3 a las 13:00 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron determinados en esta campaña.

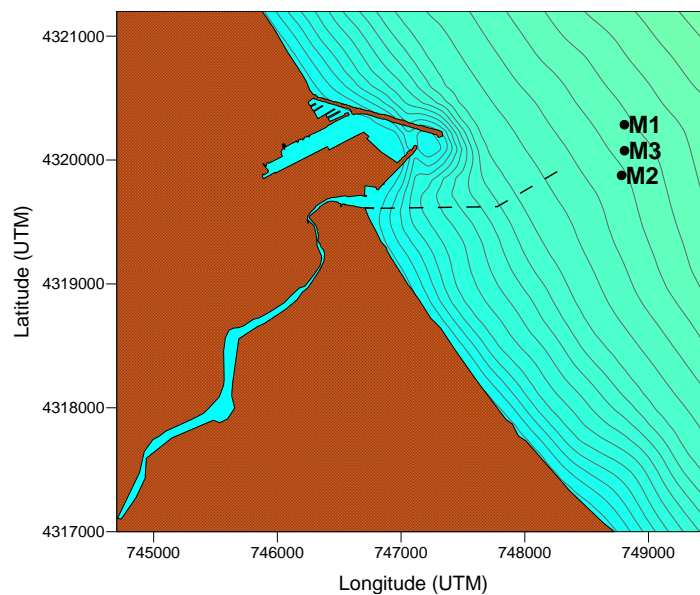


Figura 4.47. Estaciones de muestreo para la campaña Gandía I.

4.2.1.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de la Oliva, con una frecuencia de muestreo de 1 dato cada 10 minutos.

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta campaña en el emisario de Gandía, la velocidad media del viento registrada en un período de 24 hrs. fue de 1.90 m/s con un rango de 0 - 5.5 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 164.90 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.48), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 3 estaciones que pertenecen a esta campaña, en las que se puede determinar que durante este tiempo, el viento se encontraba soplando en dirección E-NE (71.15°) con una velocidad media de 2.29 m/s.

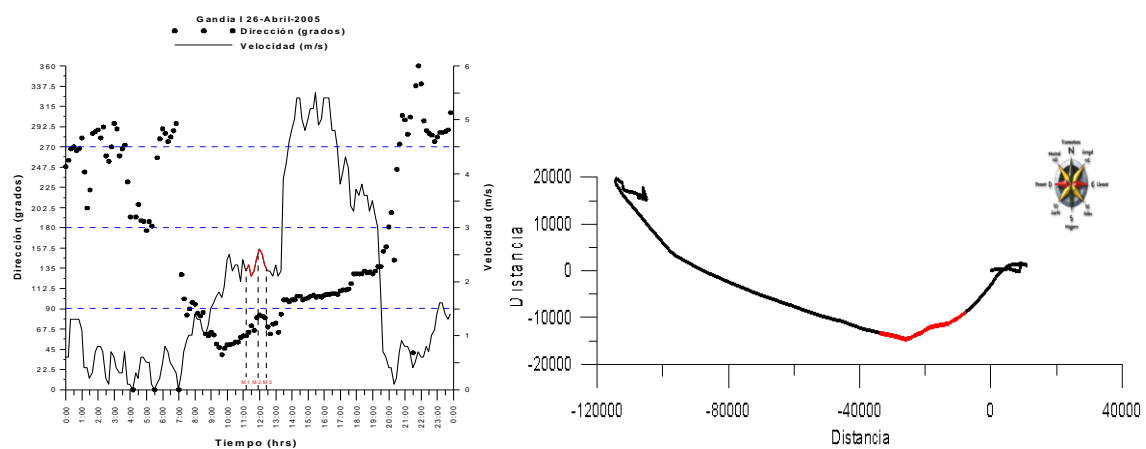


Figura 4.48. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Gandía I.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.49), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

4.2.1.2 Datos hidrodinámicos

No se cuenta con datos hidrodinámicos para esta campaña.

4.2.1.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 15 muestras de agua repartidas entre las 3 estaciones muestreadas y a diferentes profundidades. La profundidad máxima en la que se tomaron datos fue a 5 m, por lo tanto, no será posible determinar el comportamiento de las sustancias cerca del punto de vertido del emisario submarino (18 m). El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones, con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Lugar: Estación Meteorológica Oliva
 Serie analizada: 26-Abril-2005
 Número de datos: 144
 Frecuencia: 1 dato/10 min
 Velocidad media: 1.90 m/s

Dirección medida: 100°
 Horas de calma: 3
 Frecuencia de vientos
 calma: 12.50%
 Velocidad máxima: 5.5 m/s

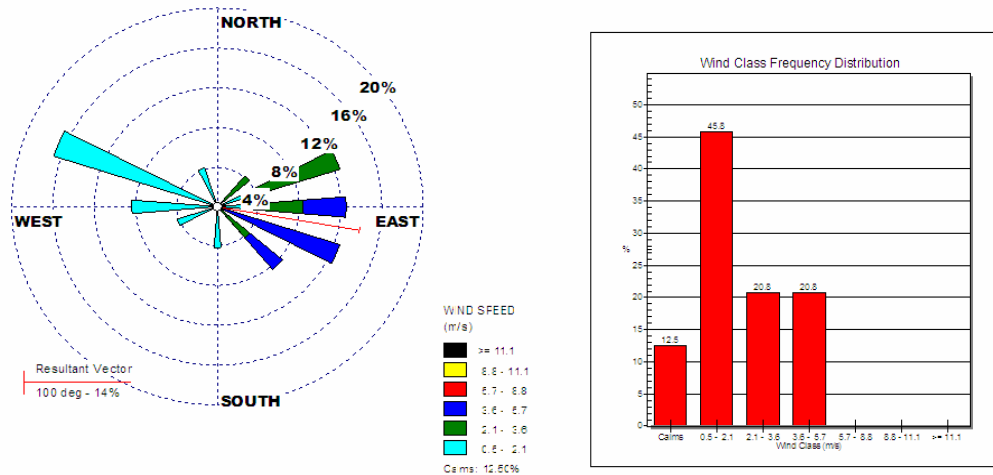


Figura 4.49. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Gandía I.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representa el transecto formado por las estaciones M1, M3 y M2 (Fig. 4.47), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones.

4.2.1.3.1 Temperatura

Los datos de temperatura que se analizan en esta campaña fueron obtenidos con la sonda multiparamétrica en las 3 estaciones muestreadas. Estos datos se han representado como perfiles verticales en la figura 4.50. Igualmente, junto a estos perfiles, se han representado los perfiles de salinidad (‰) obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS, así como también se han representado los perfiles de densidad calculados a partir de la temperatura y la salinidad.

Como puede verse en esta figura, los perfiles de temperatura presentan un aumento de los valores a medida que la profundidad aumenta. Sin embargo, este comportamiento no se refleja en la estación M1 (15.98 – 16.01°C), localizada aproximadamente en el punto donde se produce la primera mezcla del vertido de aguas

residuales con el medio receptor, es decir, sobre la salida del emisario submarino, en donde se observa un ligero aumento de la temperatura desde la superficie (16.0°C) hasta una profundidad de 1 m (16.03°C), que luego disminuye a medida que la profundidad aumenta.

Por otro lado, en las estaciones M2 y M3 se registran los valores de temperatura superficial más bajos (15.86°C en la estación M2 ubicada en la parte sur de la zona de influencia del emisario submarino; 15.86°C en la estación M3, ubicada entre las estaciones M1 y M2; y, finalmente, 16.0°C en la estación M1), aunque la variación es mínima (0.14°C) entre un punto y otro. Esta distribución espacial de la temperatura en superficie puede observarse en la figura 4.51.

En la estación M2 (15.83 – 16.16°C) se observa un perfil que presenta una ligera disminución desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (15.83°C), para después aumentar con la profundidad. Finalmente, en la estación M3 (15.78 – 16.08°C), los valores tienen un ligero aumento desde la superficie hasta 0.5 m (15.9°C) y después disminuyen hasta 1 m de profundidad (15.78°C), donde posteriormente aumentan con la profundidad.

De forma general, la variación de la temperatura que se observa desde la capa superficial hasta la profundidad máxima de muestreo (5 m) es mínima, con un rango de valores de 15.78 – 16.16°C.

4.2.1.3.2 Densidad

De forma general, la densidad observada en esta campaña, mantiene una relación directamente proporcional con la salinidad y la profundidad, por lo que en este muestreo, los perfiles de densidad (Fig. 4.50) presentan un comportamiento muy similar y casi idéntico a los perfiles de salinidad.

En la estación M1 (1027.27 – 1028.11 Kg/m³), hay un aumento en los valores desde la superficie hasta 5 m (máxima profundidad muestreada), siendo un perfil casi idéntico al perfil de la salinidad. Por otro lado, en la estación M2 (1027.75 – 1027.98 Kg/m³), el comportamiento de la densidad vuelve a ser similar al de la salinidad, reflejando menores concentraciones en superficie que aumentan con el incremento de la profundidad, mientras que en la estación M3 (1027.71 – 1028.0 Kg/m³) hay un perfil con menores concentraciones en superficie, que aumenta con el incremento de la profundidad. Por lo tanto, el agua menos densa en esta campaña se encuentra en la superficie, mientras que a 5 m de profundidad es posible encontrar agua más densa.

4.2.1.3.3 Salinidad

En los perfiles de salinidad que se presentan en la figura 4.50, se aprecia que en todas las estaciones la salinidad aumenta con la profundidad.

La estación M1 es la que presenta las concentraciones de salinidad más bajas (36.98 -38.10 ‰) a lo largo de toda la columna de agua y en comparación con los otros puntos. También es la estación donde se observa la concentración de salinidad

superficial más baja (36.98 ‰). Esto puede deberse a que se encuentra ubicada sobre la salida del emisario submarino y por lo tanto posee mayor influencia de agua de menor salinidad que es vertida por el emisario. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, solo se cuenta con datos hasta una profundidad de 5 m por lo que no será posible determinar las concentraciones de salinidad cerca del punto de vertido (18 m).

El perfil de salinidad en la estación M1 presenta un incremento de los valores desde la superficie hasta la profundidad máxima muestreada (5 m). Por otro lado, las estaciones M2 y M3, presentaron también menor salinidad en la superficie (37.61‰ y 37.60‰ respectivamente) y variaciones del rango de 37.56 – 37.98‰ y 37.51 – 37.98‰ respectivamente. En la estación M2, desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (37.56 ‰) se presenta una ligera disminución de la salinidad para posteriormente aumentar con la profundidad. Por otro lado, en la estación M3 el perfil presenta una ligera disminución de la salinidad desde la superficie hasta 0.1 m (37.51‰), después hay un ligero aumento hasta 0.5 m de profundidad alcanzando la concentración superficial y nuevamente disminuye hasta llegar a 1 m (37.57 ‰), donde finalmente aumenta con la profundidad.

La distribución espacial vertical para la salinidad se representa en la figura 4.52b. En este corte se aprecian las menores concentraciones en la superficie y específicamente sobre la estación M1, mientras que las concentraciones más altas están a 5 m, siendo ésta la profundidad máxima de muestreo en esta campaña. A lo largo de todo el corte vertical no se observa la presencia de una pluma de agua de menor salinidad vertida por el emisario, ya que puede ser que en el momento del muestreo dicha pluma no fuera capturada, explicando así la presencia de mayor salinidad a 5 m de profundidad.

En la superficie se aprecia un gradiente en sentido horizontal desde la estación M1 hacia las estaciones M3 y M2 debido probablemente a la acción del viento y con dirección suroeste, ya que en el momento del muestreo el viento provenía del E-NE (dirección 71 grados). La distribución espacial en superficie para los valores de salinidad pueden observarse en la figura 4.52a.

4.2.1.3.4 *Amonio*

En esta campaña, el comportamiento del amonio presenta, en todas las estaciones, una distribución inversa a la salinidad como puede verse en la figura 4.53, donde se muestran los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad en las 3 estaciones muestreadas.

Los valores más altos de amonio fueron encontrados en la estación M1 (0.05 - 10.8 $\mu\text{mol/L}$), ubicada sobre la salida del emisario, que también es la que presenta el valor superficial más alto en comparación con las otras dos estaciones (M1 [10.8 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [5.1 $\mu\text{mol/L}$] > M3 [3.9 $\mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones registradas en la estación M1 pueden ser consecuencia del vertido del emisario submarino.

Por otro lado, las concentraciones encontradas en la superficie para las estaciones M2 y M3 se atribuyen al desplazamiento de la pluma hacia el suroeste debido

a la acción del viento proveniente del noreste. Esta distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.54a.

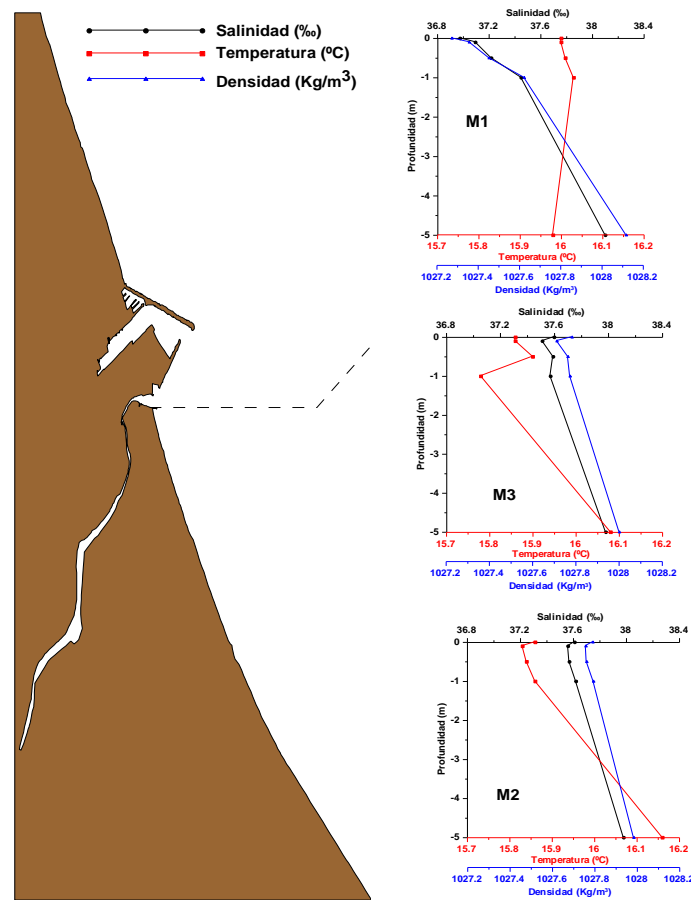


Figura 4.50. Perfiles de Temperatura (°C), Salinidad (‰) y Densidad (Kg/m³) para la campaña Gandía I.

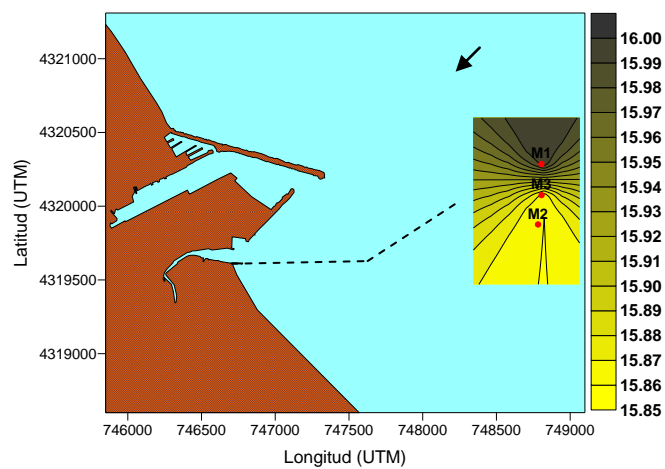


Figura 4.51. Distribución espacial de la Temperatura (°C) superficial en la campaña Gandía I.

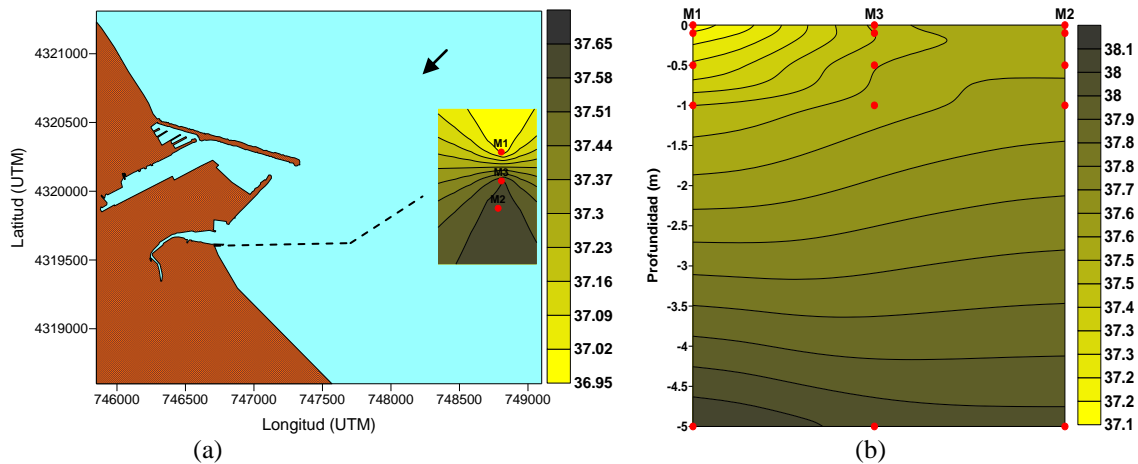


Figura 4.52. Distribución espacial de la Salinidad (%) en superficie (a) y corte vertical de la Salinidad (b) para la campaña Gandía I.

El perfil vertical (Fig. 4.53) en estas 3 estaciones (M1, M2 y M3), muestra una disminución de la concentración del amonio con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación M1 se observan las concentraciones más altas en comparación con las otras dos estaciones. Esta distribución presenta una disminución en la concentración desde la superficie con el aumento de la salinidad.

Por otro lado, en la estación M2 ($0.05 - 5.1 \mu\text{mol/L}$), los valores, al igual que en la estación M1, disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad. En la estación M3, donde las concentraciones son más bajas ($0.4 - 4.4 \mu\text{mol/L}$), hay un ligero aumento de la concentración a 0.1 m de profundidad ($4.4 \mu\text{mol/L}$), que se mantiene constante hasta 0.5 m y posteriormente disminuye con el aumento de la salinidad.

Al observar la distribución vertical (Fig. 4.54b) de este parámetro, se aprecian las concentraciones más altas en la superficie sobre la estación M1, mientras que las más bajas están a 5 m de profundidad, la profundidad máxima de muestreo en esta campaña. A lo largo de todo el corte vertical no se observa la presencia de la pluma de agua vertida por el emisario, debido probablemente a que en el momento del muestreo dicha pluma no fue capturada, explicando así la presencia de menores concentraciones de amonio a 5 m de profundidad. En la superficie se aprecia una masa de agua más limpia sobre la estación M3 y un gradiente horizontal desde la estación M1 ocasionado por el arrastre de la pluma que logró ascender a la superficie y que, por acción del viento, es transportada en dirección hacia el suroeste.

4.2.1.3.5 Nitrito

La concentración del nitrito en esta campaña tiene un rango de variación menor al del amonio, aunque está altamente relacionado con él. Sin embargo, las máximas concentraciones de este nutriente se han encontrado, al igual que ocurre con el amonio, en la estación M1, con un rango de valores de $0.07 - 3.05 \mu\text{mol/L}$. Igualmente, es en esta estación donde se observan las máximas concentraciones en la superficie, en

comparación con las otras dos estaciones (M1 [3.05 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [1.26 $\mu\text{mol/L}$] > M3 [0.99 $\mu\text{mol/L}$]). La distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.56a.

Desde la superficie hasta 5 m de profundidad, el nitrito presenta una disminución de la concentración con el aumento de la salinidad. Ésta distribución puede verse en la figura 4.55, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito y los perfiles de salinidad en las 3 estaciones muestreadas.

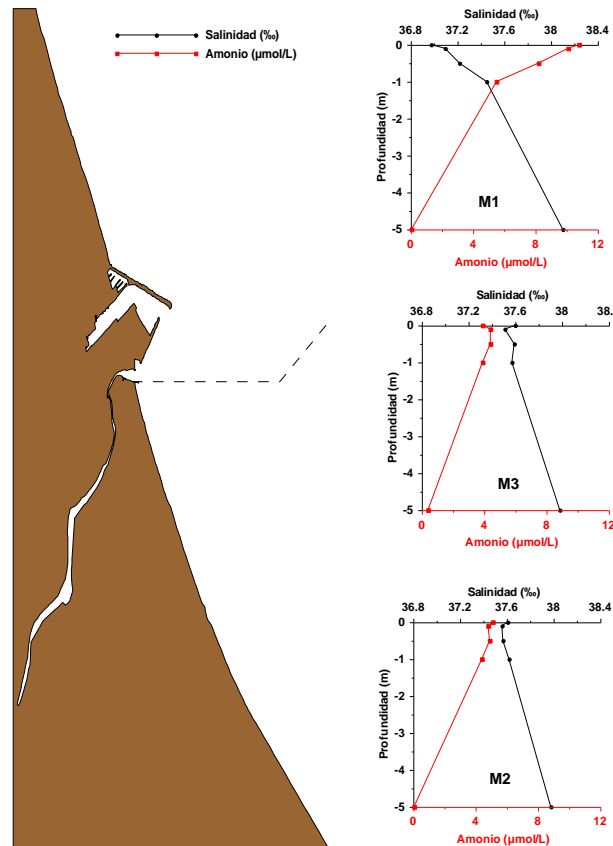


Figura 4.53. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (%) para la campaña Gandía I.

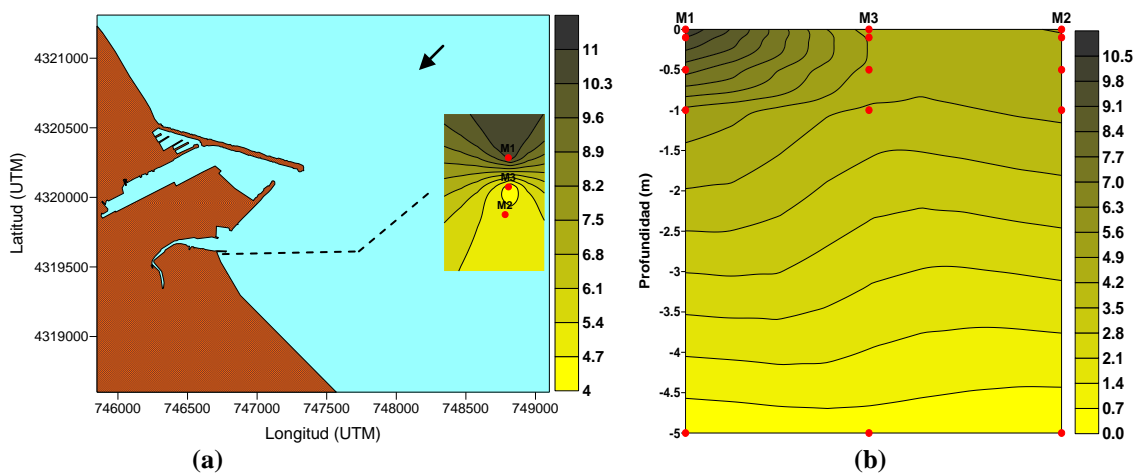


Figura 4.54. Distribución espacial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Amonio (b) para la campaña Gandía I.

En la estación M1, el perfil muestra una disminución en la concentración desde la superficie con el incremento de la salinidad. Por otro lado, en la estación M2 (0.09 – 1.26 $\mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie alcanzando los niveles mínimos de concentración a 5 m de profundidad. Finalmente en la estación M3, donde las concentraciones son más bajas (0.08 – 1.0 $\mu\text{mol/L}$), se presenta una distribución muy similar a la observada en la estación M2, con valores que disminuyen desde la superficie y que alcanzan los niveles mínimos a 5 m de profundidad.

Al observar la distribución vertical (Fig. 4.56b) del nitrito, se aprecian las mayores concentraciones en la superficie sobre la estación M1, mientras que las concentraciones más bajas están a 5 m de profundidad, la profundidad máxima de muestreo en esta campaña. Al igual que con el amonio, en este corte vertical no se distingue la presencia de la pluma vertida por el emisario, lo cual puede deberse a que en el momento de realizar el muestreo dicha pluma no fue capturada, explicando así la presencia de menores concentraciones de nitrito a 5 m de profundidad. Por otro lado, en la superficie se aprecia un gradiente horizontal desde la estación M1 ocasionado por el arrastre de la pluma que probablemente ha logrado ascender a la superficie y que por acción del viento es transportada en dirección hacia el suroeste.

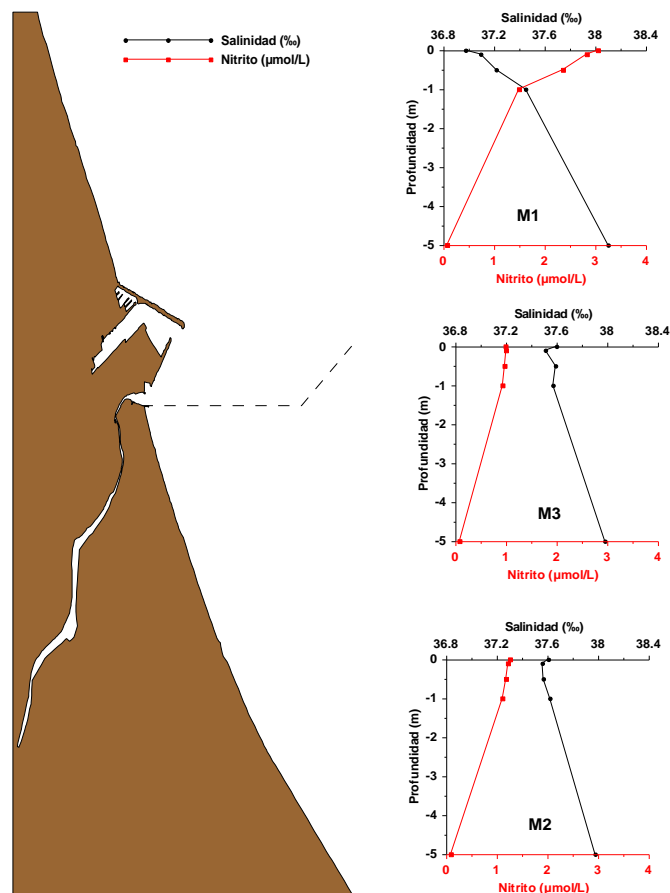


Figura 4.55. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

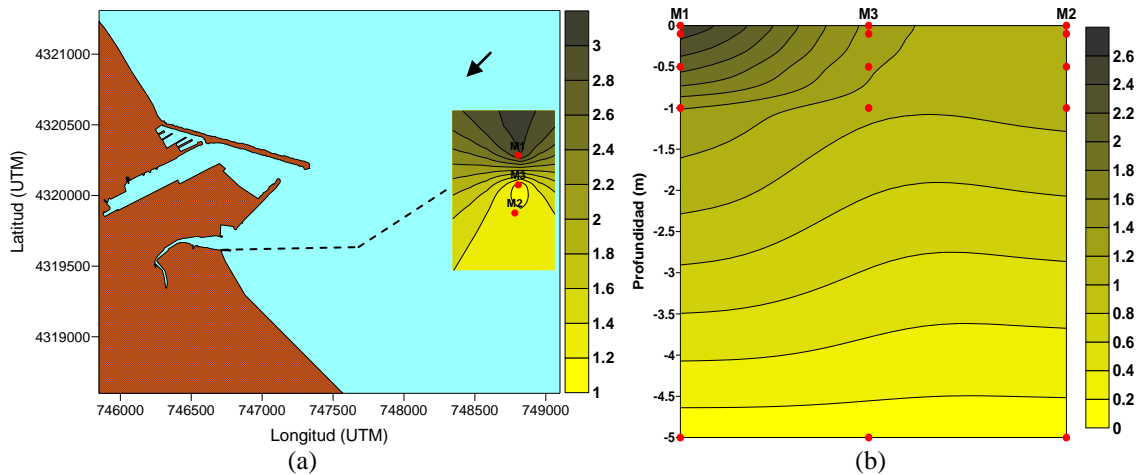


Figura 4.56. Distribución espacial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrito (b) para la campaña Gandía I.

4.2.1.3.6 Nitrito

En esta campaña, la estación en la que se observan las concentraciones más altas de nitrato es la M1 ($2.1 - 14.3 \mu\text{mol/L}$). También es en este punto donde se encuentran los niveles más altos de este nutriente en la superficie, en comparación con las otras estaciones ($M1 [14.3 \mu\text{mol/L}] > M3 [6.3 \mu\text{mol/L}] > M2 [5.8 \mu\text{mol/L}]$). Ésta distribución superficial se representa en la figura 4.58a.

Los perfiles verticales del nitrato, representados junto con los de salinidad en la figura 4.57, presentan, al igual que el amonio y el nitrito, una relación inversa con la salinidad. En la estación M1, el perfil presenta las mayores concentraciones en superficie que van disminuyendo con el aumento de la salinidad. En la estación M2 ($2.6 - 8.0 \mu\text{mol/L}$) aparece un ligero aumento desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($8.0 \mu\text{mol/L}$), que posteriormente disminuye con el aumento de la salinidad, mientras que en la estación M3 ($1.2 - 6.7 \mu\text{mol/L}$) hay un ligero aumento desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad ($6.7 \mu\text{mol/L}$) y posteriormente la concentración disminuye con el aumento de la salinidad. Por lo tanto, las concentraciones más altas están en la superficie y disminuyen conforme aumenta la salinidad.

Por otro lado, al observar el corte vertical para este nutriente (Fig. 4.58b), se aprecian mayores concentraciones en la superficie sobre la estación M1, mientras que las menores concentraciones se encuentran a 5 m de profundidad. De modo similar a lo que sucede con los demás nutrientes, no es posible determinar a lo largo de todo el corte vertical la presencia de una pluma de agua vertida por el emisario, mostrando de este modo que la pluma no fue capturada en el momento del muestreo.

Sin embargo, en la superficie puede observarse la presencia de un gradiente en sentido horizontal desde la estación M1, ocasionado por el arrastre de la pluma que probablemente ha logrado ascender a la superficie en algún otro punto y que, por la acción del viento, es transportada en dirección suroeste afectando a las estaciones M3 y M2.

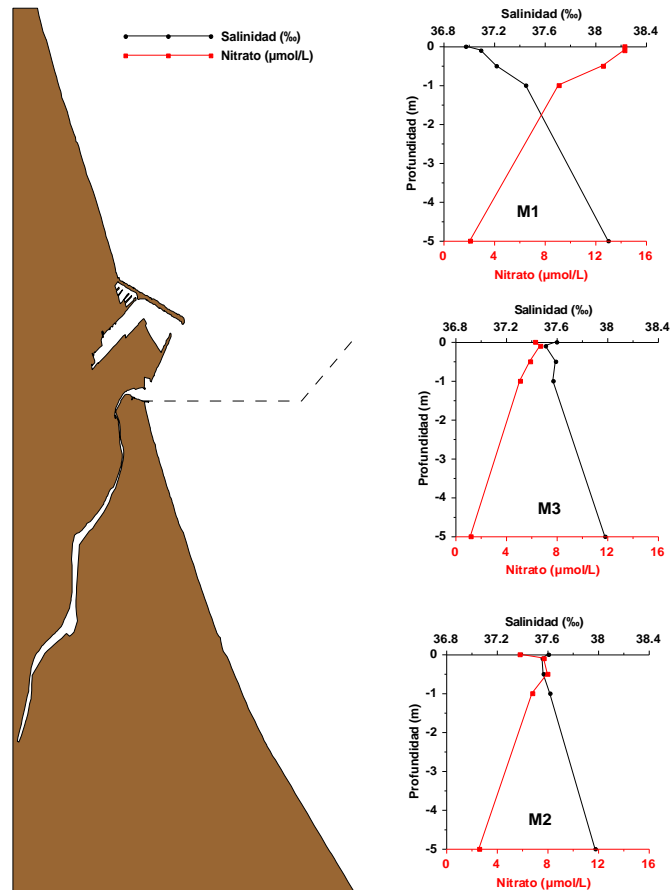


Figura 4.57. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) en la campaña Gandía I.

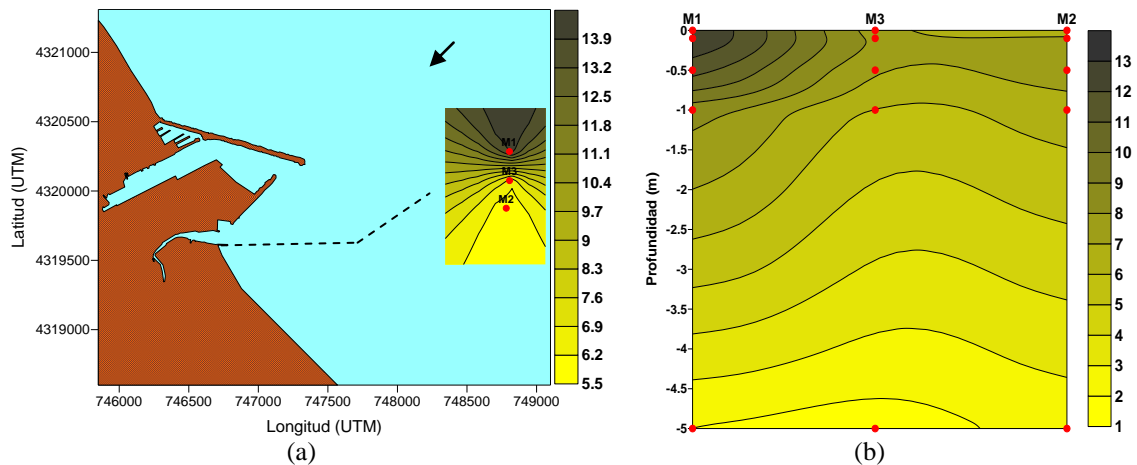


Figura 4.58. Distribución espacial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrato (b) para la campaña Gandía I.

4.2.1.3.7 Fósforo

Al igual que ocurre con los demás nutrientes, las mayores concentraciones de fósforo fueron observadas en la estación M1, con un rango de variación de 1.63 - 2.30

$\mu\text{mol/L}$, siendo también la estación donde se encontró el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (M1 [$2.10 \mu\text{mol/L}$] > M2 [$1.58 \mu\text{mol/L}$] > M3 [$1.43 \mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones en la superficie y en la estación más cercana al vertido, en este caso M1, señalan que la presencia de este nutriente en la zona es consecuencia de su liberación al medio a través del vertido del emisario submarino. La distribución superficial puede observarse en la figura 4.60a.

Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los perfiles de salinidad, en la figura 4.59. En la estación M1, el perfil de este nutriente tiene un comportamiento inverso al de la salinidad. En primer lugar, se observa un ligero aumento de las concentraciones desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad ($2.30 \mu\text{mol/L}$) que después disminuye hasta 0.5 m ($2.05 \mu\text{mol/L}$) y de nuevo presenta otro ligero aumento en los valores hasta 1 m de profundidad ($2.23 \mu\text{mol/L}$), donde finalmente la concentración disminuye hasta 5 m de profundidad con el aumento de la salinidad.

En la estación M2, también se observa un ligero aumento desde la superficie hasta 1 m de profundidad en el perfil del fósforo, alcanzando en este punto los niveles máximos, que luego disminuyen hasta 5 m de profundidad con el aumento de la salinidad. Finalmente, en la estación M3, el perfil es muy similar al de la estación M2, presentando primero una cierta homogeneidad en los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad y posteriormente un aumento hasta 1 m de profundidad, donde alcanza los niveles más altos, que finalmente disminuyen hasta 5 m de profundidad con el incremento de la salinidad.

Para el corte vertical (Fig. 4.60b) se aprecia, en la estación M1, la entrada de una masa de agua con altas concentraciones de fósforo, siendo a 0.1 m y a 1 m de profundidad los puntos de máxima concentración para este nutriente en esta estación. Esta masa de agua puede ser parte de la pluma de agua residual que alcanzó la superficie en algún otro punto (ya que en este muestreo no fue capturada) y que fue desplazada por el viento hacia el suroeste, alcanzando incluso a las estaciones M3 y M2. Igualmente, en la superficie, se observa la entrada de una masa de agua de menor concentración entre las estaciones M3 y M2 que ocasiona la mezcla de la pluma. Las bajas concentraciones de fósforo se determinan a 5 m de profundidad en las estaciones M3 y M2.

4.2.1.3.8 Ácido Ortosilícico

Al igual que ocurre con el resto de nutrientes, la estación M1 es la que presenta las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña, con un rango de valores de $1.30 - 7.8 \mu\text{mol/L}$, siendo también la estación con la concentración superficial más alta (Fig. 4.62a) en comparación con el resto de las estaciones (M1 [$7.8 \mu\text{mol/L}$] > M3 [$4.0 \mu\text{mol/L}$] > M2 [$3.9 \mu\text{mol/L}$]).

En la figura 4.61, se representan las distribuciones verticales del ácido ortosilícico en las 3 estaciones de esta campaña junto con la distribución de la salinidad. En la estación M1 el perfil presenta una relación inversa con el perfil de salinidad, con valores que disminuyen desde la superficie con el incremento de la salinidad.

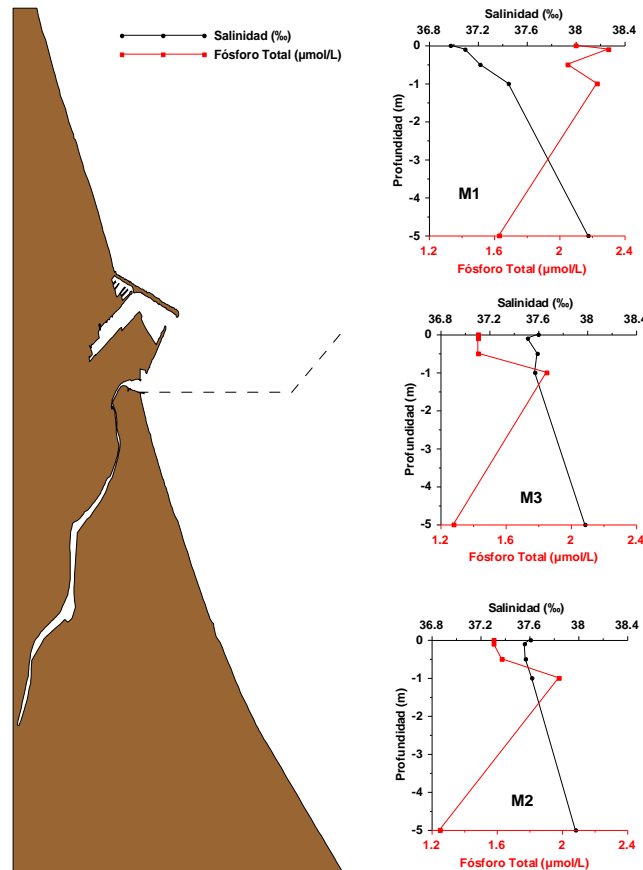


Figura 4.59. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

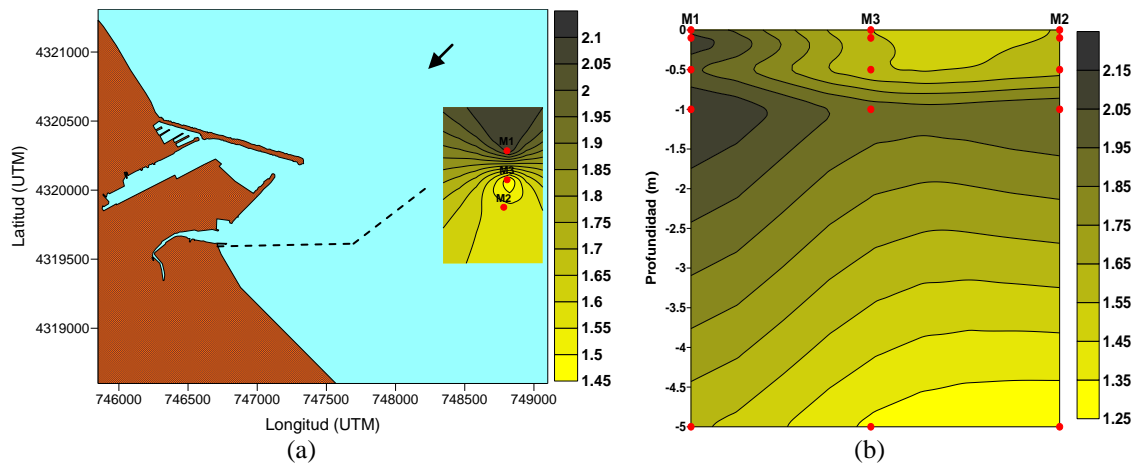


Figura 4.60. Distribución espacial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Fósforo (b) para la campaña Gandía I.

Por otro lado, en la estación M2, se refleja un ligero aumento desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad ($4.8 \mu\text{mol/L}$), que después disminuye hasta 0.5 m y posteriormente vuelve a aumentar hasta 1 m de profundidad, donde alcanza los niveles máximos de concentración. Finalmente, los valores disminuyen con el aumento de la

salinidad. En la estación M3, los valores se incrementan ligeramente desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad, donde alcanza la concentración más alta y luego disminuye con el aumento de la salinidad.

En el corte vertical (Fig. 4.62b) se aprecian las mayores concentraciones sobre la estación M1 en la superficie, mientras que las concentraciones más bajas están a 5 m de profundidad, la máxima profundidad muestreada. Estas altas concentraciones pueden ser parte de la pluma de agua residual que en algún punto logró ascender a la superficie, ya que en el momento del muestreo no fue capturada. De esta manera, al alcanzar la superficie, pudo ser desplazada por la acción del viento en dirección suroeste desde la estación M1 hasta las estaciones M3 y M2 como se deduce del análisis de los anteriores parámetros.

4.2.1.3.9 *Clorofila a*

En esta campaña, las mayores concentraciones de clorofila *a* fueron observadas nuevamente sobre la estación que hasta el momento tiene la mayor influencia del vertido, la estación M1, con un rango de valores que van desde 0.05 a 1.65 mg/m³, siendo también aquí donde se presentan las mayores concentraciones en superficie en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (M1 [0.26 mg/m³] > M3 [0.25 mg/m³] > M2 [0.22 mg/m³]).

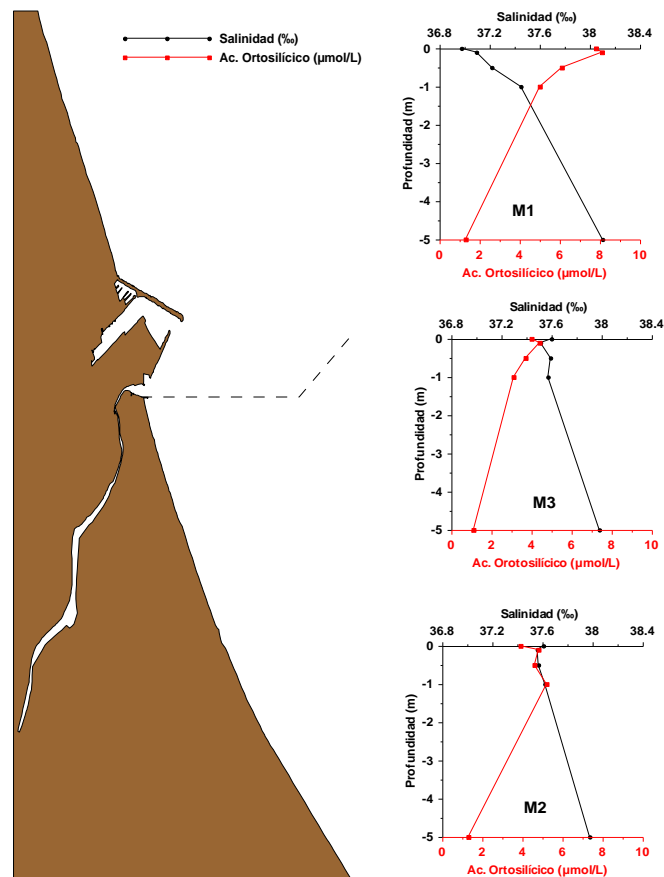


Figura 4.61. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico (µmol/L) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

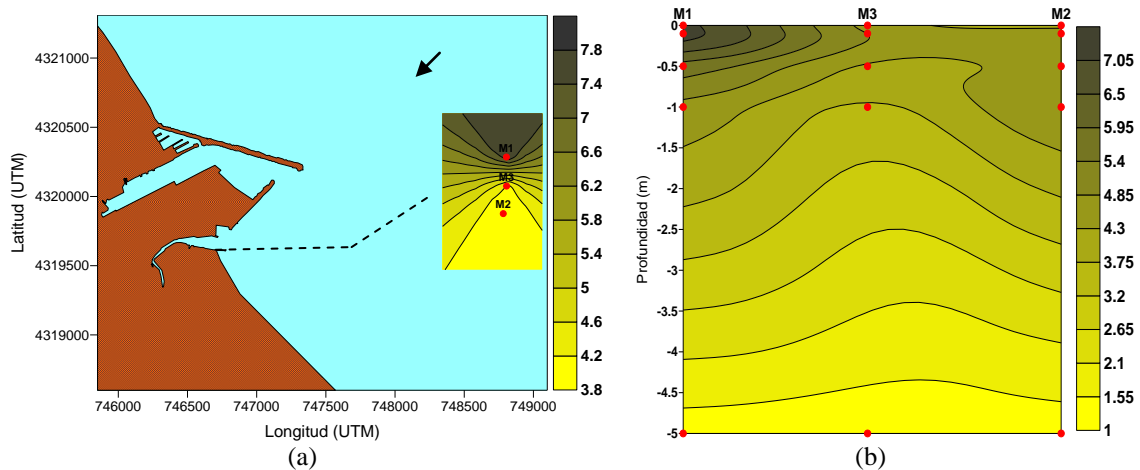


Figura 4.62. Distribución espacial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía I.

La distribución espacial en superficie se ha representado en la figura 4.64a. Por otro lado, las distribuciones verticales de la clorofila *a* en las 3 estaciones de esta campaña se representan en la figura 4.63 junto con la distribución de la salinidad. En la estación M1, donde se registran las concentraciones más altas, se aprecia un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad alcanzando en este punto los niveles más altos que posteriormente disminuyen con el incremento de la salinidad. En los perfiles de las estaciones M3 y M2, las concentraciones son más bajas, con un rango de valores entre $0.23 - 0.38 \text{ mg/m}^3$ y $0.19 - 0.31 \text{ mg/m}^3$ respectivamente. A lo largo de ambos perfiles los valores presentan una cierta homogeneidad, aunque en la estación M2 se nota un ligero aumento desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (0.39 mg/m^3) que después disminuye hasta la profundidad máxima de muestreo (5 m).

Al analizar el corte vertical (Fig. 4.64b), se observan concentraciones muy bajas a lo largo de toda la distribución y también se puede apreciar un punto de máxima concentración a 0.5 m de profundidad en la estación M1, el cual puede ser parte de la pluma del emisario que se desplazó por acción de alguna corriente. Sin embargo, también puede ser consecuencia de algún proceso biológico, ya que también ahí se han observado altas concentraciones de nitrato y fósforo.

4.2.1.3.10 *Coliformes Fecales*

Los resultados obtenidos en el análisis de coliformes fecales, coliformes totales y enterococos para esta campaña, han sido comparados con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975). Esta comparativa se realiza para tener una referencia de los niveles de contaminación en las inmediaciones del vertido, ya que los alrededores al punto de la descarga no se consideran como zona de aguas de baño. Para los coliformes fecales, esta Directiva Europea establece un valor obligatorio de 2000 UFC/100 ml y un valor guía de 100 UFC/100 ml.

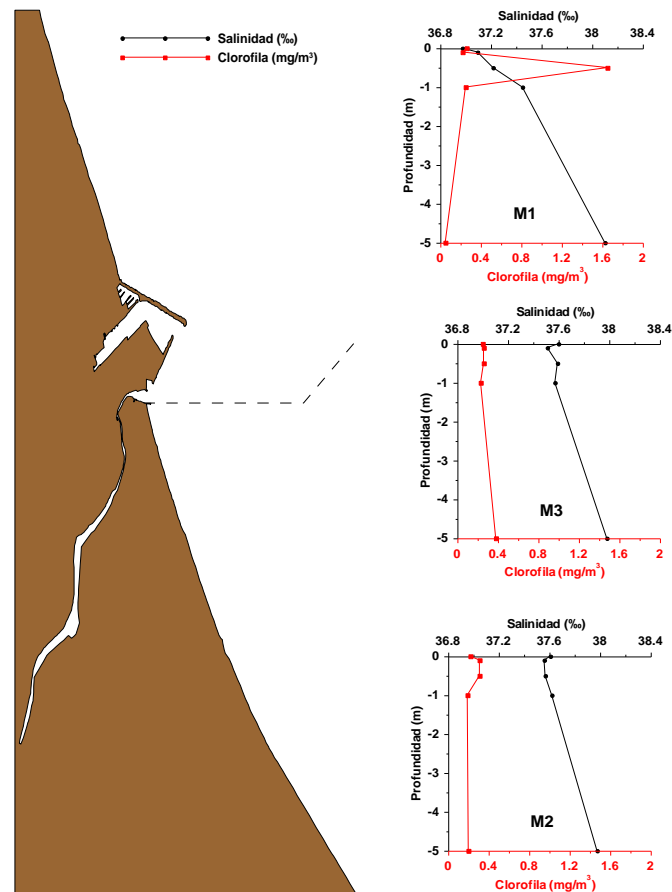


Figura 4.63. Perfiles verticales de Clorofila *a* (mg/m³) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

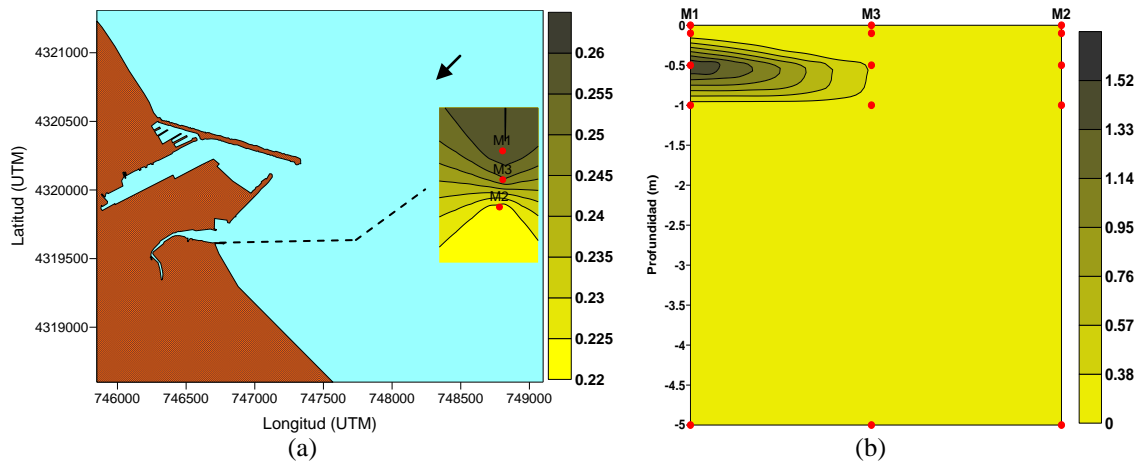


Figura 4.64. Distribución espacial de la Clorofila *a* (mg/m³) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía I.

Durante esta campaña, las mayores concentraciones de coliformes fecales se han observado, como era de esperar, en la estación M1, con un rango de valores de 31 – 6500 UFC/100 ml, siendo también en esta estación donde se observa el valor superficial más alto con respecto a las demás estaciones (M1 [4000 UFC/100 ml] > M3 [3700 UFC/100 ml] > M2 [3200 UFC/100 ml]). En la estación M3, el rango de concentración

es de 19 – 4800 UFC/100 ml, mientras que en la estación M2 el rango de valores es de 21 – 3200 UFC/100 ml, siendo la estación con los valores más bajos desde la superficie hasta la profundidad máxima de muestreo, que como se ha mencionado anteriormente ha sido hasta 5 m de profundidad en esta campaña. A esta profundidad (5 m), se observa que, en las tres estaciones, la concentración de coliformes fecales (31 UFC/100 ml en la estación M1; 21 UFC/100 ml en la estación M2; y 19 UFC/100 ml en la estación M3) es inferior al valor guía que establece la Directiva Europea, mientras que en las estaciones M1 y M3 en superficie, los valores son más altos que el valor obligatorio y el valor guía que se toman como referencia para este tipo de bacterias.

Los perfiles verticales de estos microorganismos se han representado, al igual que el resto de variables analizadas, frente a los perfiles de salinidad (Fig. 4.65), ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos en el momento en que se produce el vertido. Al comparar estos perfiles, se observa que las bacterias presentan un comportamiento inverso a los perfiles de salinidad, siendo más evidente en la estación M1. En este punto, la concentración más alta se encontró por debajo de la superficie, a 0.5 m de profundidad y en donde la salinidad es menor, y después disminuyen con el aumento de la salinidad.

En la estación M3 también se observan altas concentraciones a 0.5 m de profundidad que después disminuyen, mientras que en la estación M2, donde las concentraciones son más bajas, se observan los valores más altos en superficie que posteriormente disminuyen con el incremento de la profundidad. El hecho de encontrar aumentos de concentración en los primeros metros por debajo de la superficie se debe a que la radiación solar es otro factor que disminuye la concentración de las bacterias coliformes, por lo que al estar en superficie se ven más afectadas por este parámetro.

La distribución espacial superficial, representada en la figura 4.66a, muestra claramente que las mayores concentraciones están en la estación M1, así como también se observa un cierto transporte de la pluma con componente sur por la acción del viento, afectando de esta forma a la estación M3.

Por otro lado, al analizar el corte vertical (Fig. 4.66b), se observan las mayores concentraciones en el punto M1 ligeramente por debajo de la superficie (0.5 m), aunque en el fondo las concentraciones son más bajas y no se observa la presencia de una pluma, dado que en el momento del muestreo ésta no fue capturada. En la estación M3 también se aprecian altas concentraciones en la superficie, mientras que en M2, se distinguen concentraciones muy bajas comparadas con las que se observan en las otras dos estaciones. La masa de agua con altas concentraciones que se observa en la estación M1 puede ser parte de la pluma de agua residual vertida por el emisario submarino, que en algún punto alcanzó la superficie y fue transportada con dirección hacia el suroeste por la acción del viento, alcanzando a las estaciones M3 y M2.

4.2.1.3.11 *Coliformes Totales*

Para este tipo de bacterias, la Directiva Europea para aguas de baño establece un valor obligatorio de 10000 UFC/100 ml y un valor guía de 500 UFC/100 ml, los cuales se utilizan como referencia para determinar el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido.

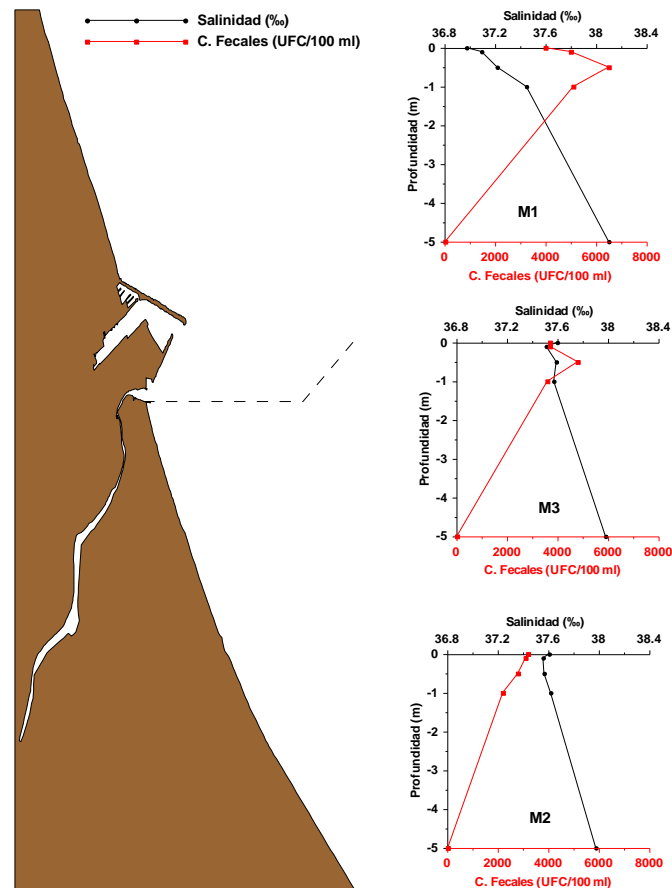


Figura 4.65. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

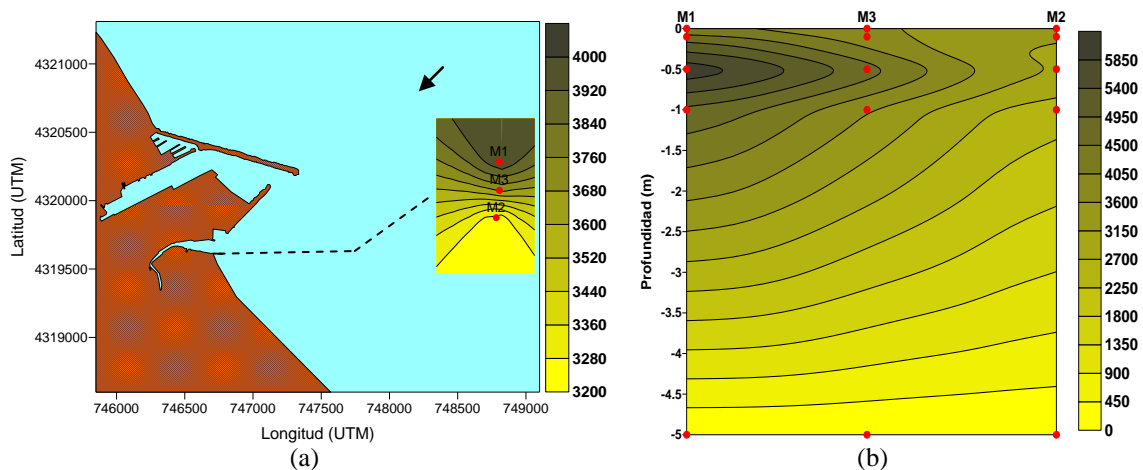


Figura 4.66. Distribución espacial de los Coliformes Fecales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía I.

En la estación M1 se observan las concentraciones más altas de estas bacterias, con un rango de valores entre 76 - 16000 UFC/100 ml. En la superficie el valor encontrado en este punto es superior a la concentración observada en las otras dos

estaciones (M1 [13000 UFC/100 ml] > M3 [8100 UFC/100 ml] > M2 [7300 UFC/100 ml]).

De esta forma, al igual que ocurre con los coliformes fecales y los nutrientes, se puede establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido por el emisario submarino, ya que las concentraciones más altas han sido detectadas en la estación M1, la cual tiene una mayor influencia del vertido.

Los perfiles verticales de estas 3 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.67, presentando un comportamiento inverso al de la salinidad. En la estación M1, las concentraciones más altas están ligeramente por debajo de la superficie, a 0.10 m de profundidad (16000 UFC/100 ml) debido al efecto que la radiación solar ejerce reduciendo la concentración de estas bacterias. Posteriormente los valores disminuyen con el incremento de la salinidad. En el caso de la estación M3, el valor máximo de concentración está en la superficie (8100 UFC/100 ml). Después, éste valor disminuye hasta 0.5 m de profundidad (6300 UFC/100 ml) para después aumentar ligeramente hasta 1 m (7900 UFC/100 ml). Finalmente los valores disminuyen con el aumento de la salinidad.

Por otro lado, en la estación M2, se presentan las concentraciones más bajas de estas bacterias, debido probablemente a la poca influencia del vertido que pudo tener este punto, ya que por estar ubicado en la parte sur del área de muestreo, no se ve afectado por la presencia del efluente como ocurre en la estación M1. Las concentraciones más altas están a 0.5 m de profundidad (8200 UFC/100 ml) donde posteriormente disminuyen con el incremento de la salinidad. Únicamente las concentraciones detectadas a 5 m de profundidad (76 UFC/100 ml en la estación M1; 53 UFC/100 ml en la estación M3; y 30 UFC/100 ml en la estación M2) resultan ser inferiores a los valores utilizados como referencia para este tipo de bacterias.

En la figura 4.68a se observa la distribución espacial en la superficie para estas estaciones, donde se puede observar que en la estación M1 se encuentran las concentraciones más altas y que la pluma está siendo desplazada por la acción del viento hacia el suroeste, alcanzando a las estaciones M3 y M2.

En el análisis de la distribución vertical (Fig. 4.68b), se puede observar un comportamiento similar al de los coliformes fecales, donde las mayores concentraciones se determinan en la estación M1 a 0.1 m de profundidad, aunque en el fondo las concentraciones son más bajas. Esto puede deberse a que la pluma no fue capturada en el momento del muestreo como se ha venido señalando anteriormente. En el caso de la estación M3, también se observan altas concentraciones en la superficie y menores en el fondo (5 m), mientras que en la estación M2, las concentraciones son más bajas comparadas con las de las otras dos estaciones, probablemente por la menor influencia que el vertido pudo tener en esta estación. En superficie se observa la presencia de un gradiente horizontal desde la estación M1 hasta M3 y M2, ocasionado por un desplazamiento de esta masa de agua de mayor concentración en dirección hacia el suroeste debido a la acción del viento.

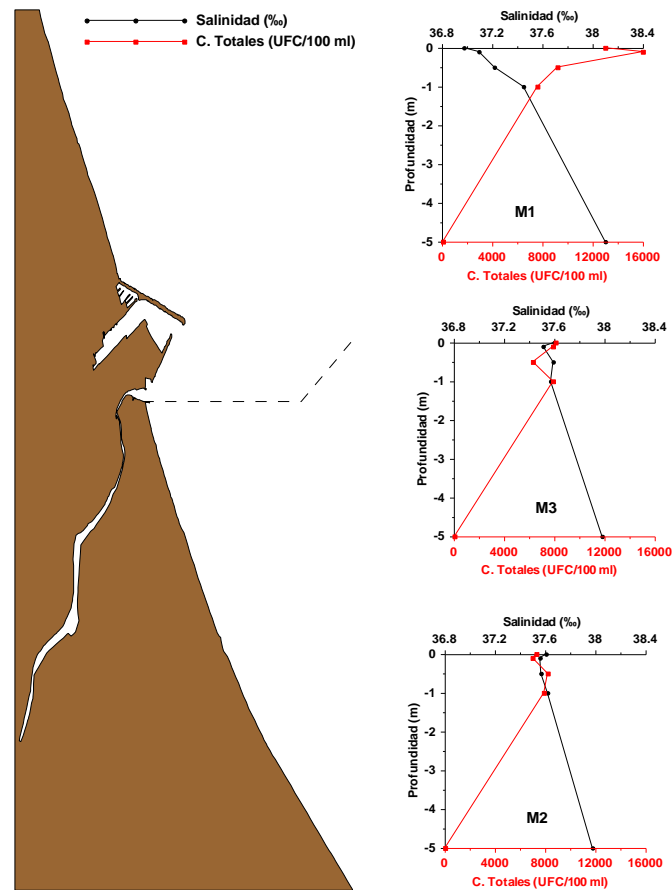


Figura 4.67. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

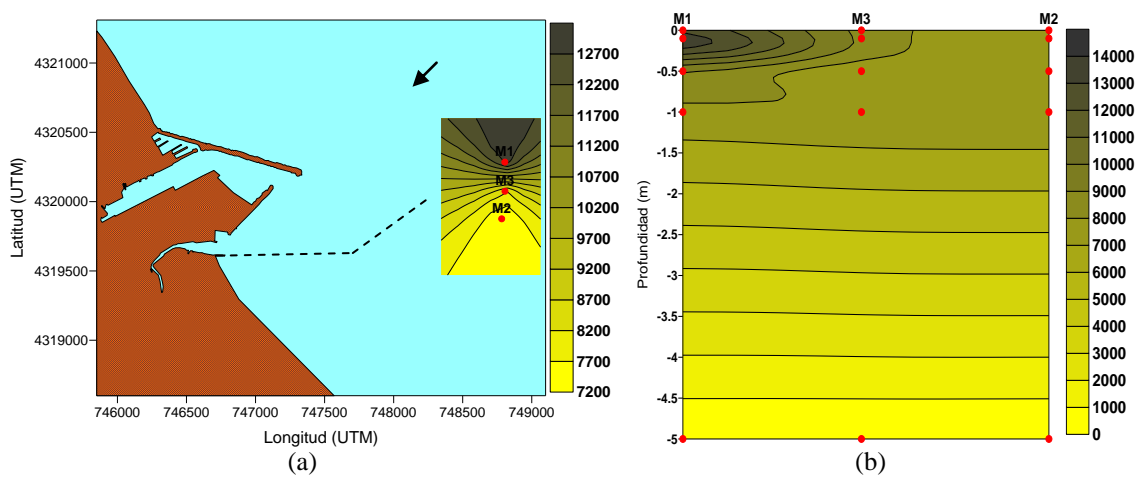


Figura 4.68. Distribución espacial de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía I.

4.2.1.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, los enterococos, al igual que el resto de las bacterias patógenas, han presentado las mayores concentraciones en la estación M1, con un rango de valores de 77 – 183 UFC/100 ml, siendo también en este punto donde se registran las concentraciones más altas en superficie en comparación con las otras estaciones (M1 [136 UFC/100 ml] > M3 [66 UFC/100 ml] > M2 [65 UFC/10 ml]). Únicamente los valores en superficie y a 0.1 m de profundidad (183 UFC/100 ml) para la estación M1 han sido más altas que el valor guía (100 UFC/100 ml) tomado como referencia para este tipo de bacterias, mientras que el valor obligatorio (200 UFC/100 ml) no ha sido superado en ningún punto.

En la figura 4.69 se representan los perfiles verticales de estas bacterias junto con los perfiles de salinidad. La profundidad máxima que se ha representado ha sido de 1 m, tanto para las bacterias como para la salinidad, ya que a 5 m, en las 3 estaciones, los valores se reportan como “no detectados”.

En los 3 perfiles se observa un comportamiento inverso al de la salinidad, aunque en la estación M1 es más notable que en los otros dos perfiles. En este punto, a 1 m de profundidad, se presenta la concentración más alta, que posteriormente disminuye con el incremento de la salinidad.

Por otro lado, en las estaciones M3 y M2, las concentraciones son más bajas, presentando en ambas un perfil más o menos homogéneo. En la estación M3 la concentración más alta se observa a 1 m de profundidad (77 UFC/100 ml), mientras que en M2 el valor más alto se encuentra a 0.5 m de profundidad (80 UFC/100 ml).

En la figura 4.70a se representa la distribución espacial superficial de estas bacterias, donde puede verse que las concentraciones más altas están en la estación M1 y que la influencia de la pluma puede llegar hasta la estación M3 por el desplazamiento de ésta hacia el suroeste debido a la acción del viento.

En la distribución vertical (Fig. 4.70b) se observa un comportamiento similar al resto de las bacterias, donde las mayores concentraciones se encuentran por debajo de la superficie debido al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas, con una zona de máxima concentración a 0.1 m de profundidad en la estación M1. En el resto de los puntos, las concentraciones son más bajas, tanto en la superficie como a 1 m de profundidad, en comparación con los valores encontrados en la estación M1.

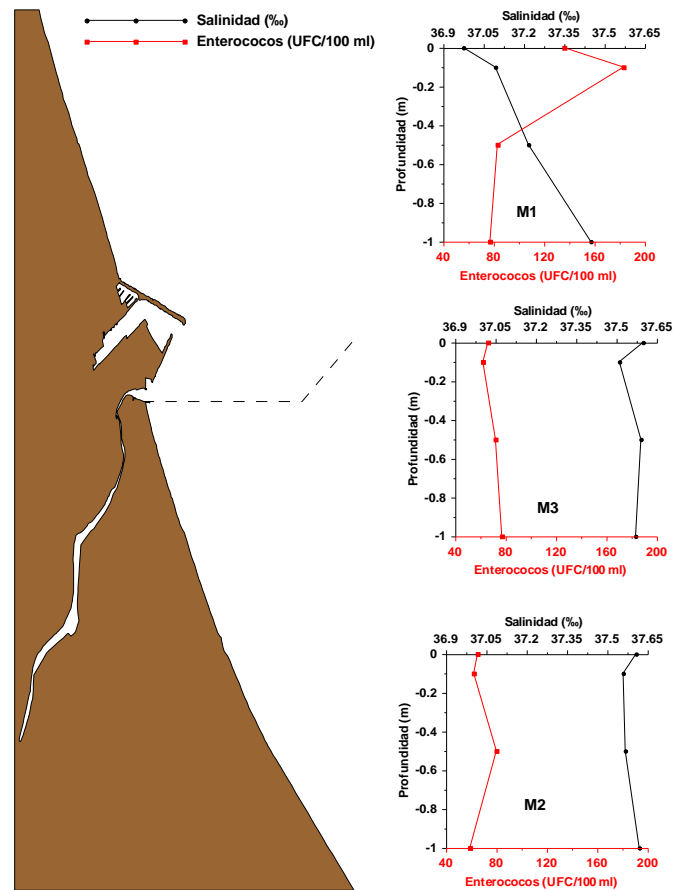


Figura 4.69. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía I.

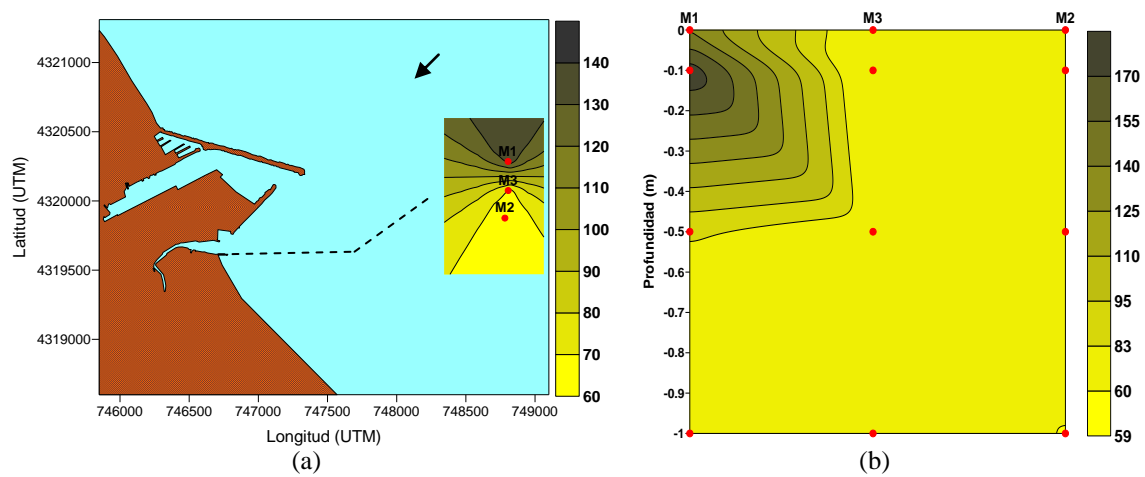


Figura 4.70. Distribución espacial de los Enterococos (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía I.

4.2.2 Campaña Gandía II (28 de julio del 2005)

Durante esta segunda campaña se establecieron 8 estaciones de muestreo (Fig. 4.71) en la zona de influencia del emisario submarino. La toma de muestras en los 8 puntos tuvo una duración de 4.30 horas, iniciándose a las 10:00 de la mañana en la estación M1 y finalizando en la estación M8 a las 14:30 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron muestreados en esta campaña.

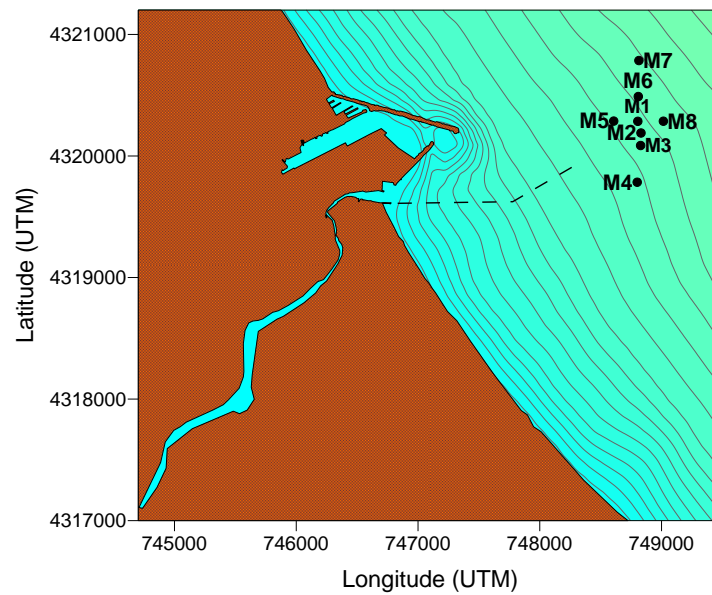


Figura 4.71. Estaciones de muestreo para la campaña Gandía II.

4.2.2.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de Oliva. En esta campaña, los datos comenzaron a registrarse a partir de las 10 a.m., por lo que sólo se cuenta con un período de 14 horas. Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta segunda campaña en el emisario de Gandía, la velocidad media del viento registrada en un período de 14 hrs. fue de 1.91 m/s con un rango de 0 – 3.4 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 144.63 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.72), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 8 estaciones de esta campaña. Durante la campaña, el viento se encontraba soplando en dirección E-NE (78.14 grados) con una velocidad media de 2.39 m/s.

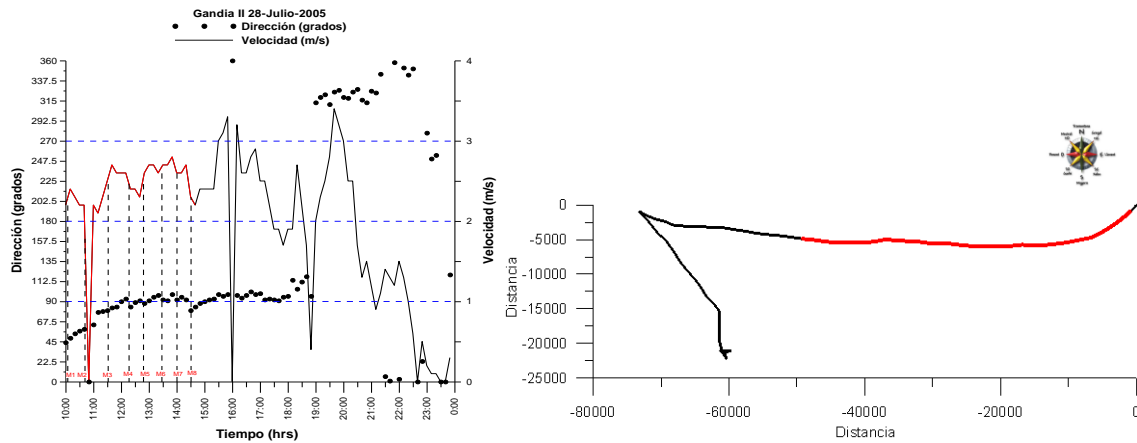


Figura 4.72. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Gandía II.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.73), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

Lugar: Estación Meteorológicas Oliva
 Serie analizada: 28-Julio-2005
 Número de datos: 84
 Frecuencia: 1 dato/10 min.
 Velocidad media: 1.91 m/s

Dirección medida: 41°
 Horas de calma: 2
 Frecuencia de vientos en calma: 14.29%
 Velocidad máxima: 3.4 m/s

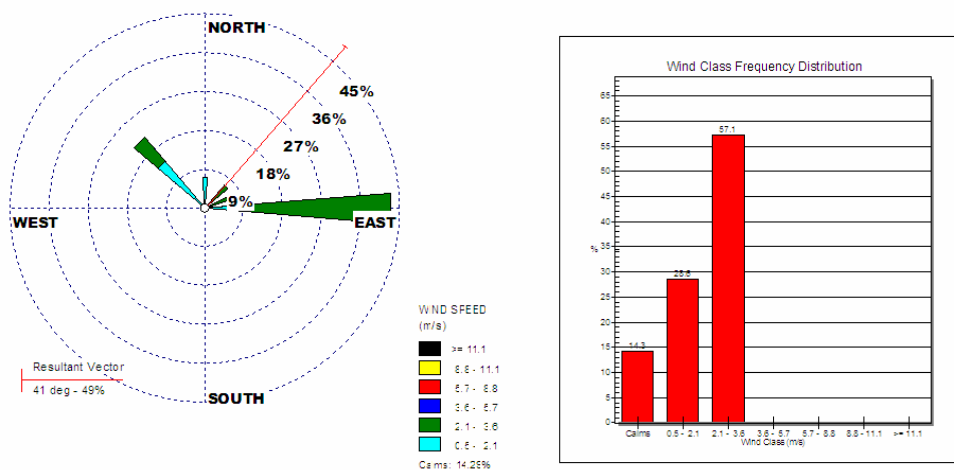


Figura 4.73. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Gandía II.

4.2.2.2 Datos hidrodinámicos

No se cuenta con datos hidrodinámicos para esta campaña.

4.2.2.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 58 muestras de agua repartidas entre las 8 estaciones muestreadas y a diferentes profundidades. El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representan dos transectos, uno formado por las estaciones M7, M6, M1, M2, M3 y M4 en sentido N-S y otro que incluye las estaciones M5, M1 y M8 en sentido E-W (Fig. 4.71). En estos gráficos se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones.

La discusión de estos gráficos, para cada una de las variables en estudio, se realizó considerando los valores desde la superficie hasta los 10 m de profundidad en el transecto N-S debido a la falta de datos a 15 m en la estación M4. En el transecto E-W la discusión se realiza desde la superficie hasta la profundidad máxima de muestreo (15 m).

4.2.2.3.1 Temperatura

Los datos de temperatura que se analizan en esta campaña fueron obtenidos con la sonda multiparamétrica en las 8 estaciones muestreadas. Estos datos se han representado como perfiles verticales en la figura 4.74. Igualmente, junto a estos perfiles, se han graficado los perfiles de la salinidad obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS, así como también se han representado los perfiles de densidad calculados a partir de la temperatura y la salinidad.

Como puede verse en la figura 4.74, los perfiles de temperatura, en casi todas las estaciones, presentan una disminución de los valores a medida que la profundidad aumenta. Sin embargo, este comportamiento no se refleja en la estación M1 (26.47 – 28.24°C), localizada sobre la salida del emisario submarino, es decir, en el punto donde se produce la primera mezcla del vertido de aguas residuales con el medio receptor. En el perfil de temperatura de esta estación, los valores disminuyen desde la superficie (28.07°C) hasta 0.2 m de profundidad (27.85°C) y después aumentan hasta 5 m de profundidad donde alcanza los niveles más altos. Finalmente, estos valores disminuyen a medida que la profundidad aumenta.

Por otro lado, es también en esta estación donde se determina el valor de temperatura superficial más bajo en comparación con los valores de las otras estaciones

(M1 [28.07°C] < M2 [28.27°C] < M3 [28.41°C] < M7 [28.50°C] < M4 [28.51°C] < M5 [28.53°C] < M6 [28.63°C]), mientras que el valor más alto de temperatura superficial se obtuvo en la estación M6. Esto puede deberse al aumento de temperatura que se presenta en la capa superficial de la columna de agua al avanzar las horas del día. De esta manera, la variación que se observa en los valores superficiales puede deberse a la diferencia en la hora del muestreo, ya que este dio inicio en la estación M1 a las 10:00 horas, mientras que en la estación M6 el muestreo se realizó a las 13:27 horas. Esta distribución espacial de la temperatura en superficie puede observarse en la figura 4.75.

Por otro lado, también en ésta estación M6 (27.58 – 28.64°C), se observa una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la profundidad (Fig. 4.74). En la estación M7 (27.65 – 28.54°C), el perfil de temperatura a lo largo de la columna de agua presenta un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad donde alcanza los valores más altos que finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad. En la estación M5 (27.93 – 28.55°C), el perfil tiene un comportamiento similar al de la estación anterior, ya que desde la superficie hasta 0.1 m hay un ligero aumento de los valores alcanzando aquí los niveles más altos que después disminuyen a medida que la profundidad aumenta. Un caso similar ocurre en la estación M2 (27.08 – 28.34°C), donde desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad se observa un ligero incremento de los valores llegando a los niveles más altos de temperatura para éste punto, que finalmente disminuyen al aumentar la profundidad. En las estaciones M3 (27.89 – 28.41°C) y M4 (28.13 – 28.64°C), los perfiles se comportan de forma similar a los anteriores, ya que en la estación M3 los valores disminuyen desde la superficie con el incremento de la profundidad. Sin embargo, en el caso de la estación M4, primero se observa un ligero aumento desde la superficie hasta 1 m de profundidad donde alcanza los valores más altos, que posteriormente, disminuyen con el incremento de la profundidad.

Para la estación M8 no se obtuvieron los valores de temperatura a lo largo de la columna de agua debido a que se presentaron problemas con el equipo en el momento de realizar el muestreo.

De esta forma, la variación de la temperatura que se observa, de manera general, desde la capa superficial hasta el fondo, comprende valores de 26.47 - 28.64°C, mientras que en el fondo la temperatura presenta un rango de valores de 26.47 - 28.13°C.

4.2.2.3.2 Densidad

En esta campaña, los perfiles de densidad (Fig. 4.74) presentan un comportamiento muy similar y casi idéntico a los perfiles de salinidad y en sentido inverso a la temperatura en todas las estaciones.

En la estación M1 (1023.94 – 1025.05 Kg/m³), los valores de densidad son más bajos en comparación con los valores observados en las otras estaciones, lo cual puede deberse a que éste punto tiene una mayor influencia de agua más dulce que es vertida por el emisario submarino. A lo largo de la columna de agua en esta estación, la densidad aumenta desde la superficie hasta el fondo con la profundidad.

En el caso de la estación M6, localizada en la parte norte de la zona de influencia del emisario submarino, los valores de densidad se encuentran entre 1024.39 – 1024.78 Kg/m³. Desde la superficie (1024.48 Kg/m³) hasta 0.1 m de profundidad estos valores aumentan ligeramente (1024.52 Kg/m³) para después disminuir hasta 0.5 m donde alcanzan las densidades más bajas. A partir de este punto, los valores aumentan hasta el fondo con el aumento de la profundidad.

En la estación M7 (1023.78 – 1024.75 Kg/m³), localizada junto a la estación M6 en la parte norte de la zona de influencia del emisario, los valores de densidad disminuyen desde la superficie (1024.61 Kg/m³) hasta 0.1 m de profundidad donde se encuentran los valores más bajos de densidad, que después vuelven a aumentar hasta el fondo con el aumento de la profundidad. Por otro lado, en la estación M5 (1024.46 – 1024.65 Kg/m³), se observa un ligero aumento de los valores desde la superficie (1024.50 Kg/m³) hasta 0.1 m de profundidad (1024.55 Kg/m³), después vuelven a disminuir hasta 1 m de profundidad donde alcanzan los valores más bajos, para finalmente, desde aquí, aumentar con el incremento de la profundidad.

En el perfil vertical de la estación M2 (1024.53 - 1024.90 Kg/m³), los valores aumentan desde la superficie (1024.54 Kg/m³) hasta 0.5 m de profundidad (1024.67 Kg/m³), para después disminuir hasta 5 m alcanzando en este punto los valores más bajos que finalmente aumentan hasta el fondo con la profundidad. Finalmente en las estaciones M3 (1024.51 – 1024.65 Kg/m³) y M4 (1024.50 – 1024.62 Kg/m³), localizadas en la parte sur de la zona de influencia del emisario submarino, los perfiles son muy similares, ya que desde la superficie hasta el fondo los valores aumentan ligeramente con la profundidad.

Para la estación M8 no se determinaron valores de densidad.

Por lo tanto, las masas de agua de menor densidad en esta campaña se encuentran en la superficie, mientras que en el fondo, las masas de agua son más densas.

4.2.2.3.3 Salinidad

En los perfiles de salinidad que se presentan en la figura 4.74, se observa que en todas las estaciones el perfil de salinidad tiene un comportamiento similar a los perfiles de densidad, con menores concentraciones en la superficie que aumentan con la profundidad. Por lo tanto, las concentraciones más altas de salinidad se encuentran en el fondo.

La estación M1 es la que presenta las concentraciones de salinidad más bajas (37.09 -37.96 ‰) a lo largo de toda la columna de agua y en comparación con los otros puntos. También es la estación donde la concentración de salinidad superficial es más baja (M1 [37.09 ‰] < M8 [37.69 ‰] < M2 [37.96 ‰] < M5 [38.03 ‰] < M3 [38.05 ‰] ≤ M6 [38.05 ‰] < M4 [38.06 ‰] < M7 [38.17 ‰]). Esto puede deberse a que se encuentra ubicada sobre la salida del emisario submarino y por lo tanto posee mayor influencia de agua de menor salinidad que es vertida a través de él. La estación que tiene la mayor concentración de salinidad en la superficie es la estación M7, debido probablemente a que, por estar localizada en la parte noreste del área de estudio, no tiene mucha influencia de agua menos salada que se vierte por el emisario.

El perfil vertical que se observa en M1 (Fig. 4.74) tiene un aumento de los valores desde la superficie hasta el fondo a medida que la profundidad aumenta. En la estación M8, localizada en la parte este de la zona de influencia, las concentraciones de salinidad a lo largo de la columna de agua también son bajas, con un rango de valores entre 30.17 – 38.11 ‰. En este perfil, los valores primero disminuyen desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad donde alcanzan los niveles más bajos de salinidad y que posteriormente aumentan hasta 5 m de profundidad, llegando en este punto a la concentración más alta. Luego, hay una ligera disminución de los valores hasta 10 m de profundidad (37.66 ‰) y finalmente hay un aumento con la profundidad.

Hacia el lado oeste de la zona de influencia del vertido se encuentra localizada la estación M5 (37.97 – 38.10 ‰), cuyo perfil a lo largo de la columna de agua es muy similar al que anteriormente fue descrito en la densidad, donde primero los valores tienen un ligero aumento desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad alcanzando las concentraciones más altas para después disminuir hasta 1 m donde las concentraciones son más bajas. Finalmente, estos valores aumentan hasta 5 m de profundidad (38.05 ‰), donde permanecen constantes hasta el fondo.

Por otro lado, en la estación M6 (37.93 - 38.14 ‰), desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad los valores aumentan ligeramente (38.11 ‰) para después disminuir hasta 0.5 m de profundidad donde alcanzan las concentraciones más bajas. Finalmente, estos valores aumentan hasta el fondo con la profundidad. En el caso de la estación M7 (37.08 - 38.26 ‰), se observa una disminución de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad, llegando en este punto a los niveles más bajos, los cuales, posteriormente aumentan hasta alcanzar, a los 5 m de profundidad, las concentraciones más altas de salinidad, que finalmente disminuyen a medida que la profundidad aumenta.

Hacia la parte sur de la zona de influencia del vertido se encuentran localizadas las estaciones M2, M3 y M4. En la estación M2 (37.96 - 38.17 ‰), se observa un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, siendo en este punto donde se encuentra la mayor concentración de salinidad. Después, esta concentración disminuye hasta 5 m llegando a los niveles más bajos, que finalmente aumentan con la profundidad.

En el caso de la estación M3 (37.98 - 38.08 ‰), el perfil es muy similar al anterior, ya que también se presenta un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad llegando a la mayor concentración de salinidad. Posteriormente, estos valores disminuyen hasta los niveles mínimos a los 0.5 m de profundidad, para después aumentar con la profundidad. Finalmente, en la estación M4 (38.02 – 38.09 ‰), primero se presenta una disminución de los valores hasta alcanzar los niveles mínimos por debajo de la superficie (0.1 m), luego estos valores aumentan hasta el fondo con la profundidad.

En la figura 4.76, se representa la distribución espacial superficial para los valores de salinidad, donde se puede apreciar que las menores concentraciones están en la estación M1, alcanzando también a las estaciones más cercanas, como la estación M8. Se observa también un ligero desplazamiento de la pluma hacia el suroeste ya que durante el muestreo el viento se encontraba soplando en dirección E-NE (78.14 grados).

La distribución espacial vertical para la salinidad se representa en las figuras 4.77a (transecto N-S) y 4.77b (transecto E-W). En el transecto N-S se determina la presencia de una pluma de agua dulce en la estación M1, que probablemente corresponde al agua residual vertida por el emisario submarino. Las menores concentraciones se encontraron en la superficie mientras que en el fondo son más altas, aunque también puede verse la presencia de pequeñas masas de agua más salada entre las capas de menor salinidad, como ocurre en la estación M2 a 0.5 m de profundidad. En la estación M7 se aprecian masas de agua de menor salinidad en superficie, sin embargo, a medida que la profundidad aumenta, se puede notar la entrada de agua más salada, como por ejemplo a 1 y 5 m de profundidad, que pudo ser arrastrada por alguna corriente en la zona.

Por otro lado, en el transecto E-W, se aprecian de nuevo las menores concentraciones de salinidad en superficie, en este caso sobre las estaciones M8 y M1, mientras que en la estación M5 los valores son más altos.

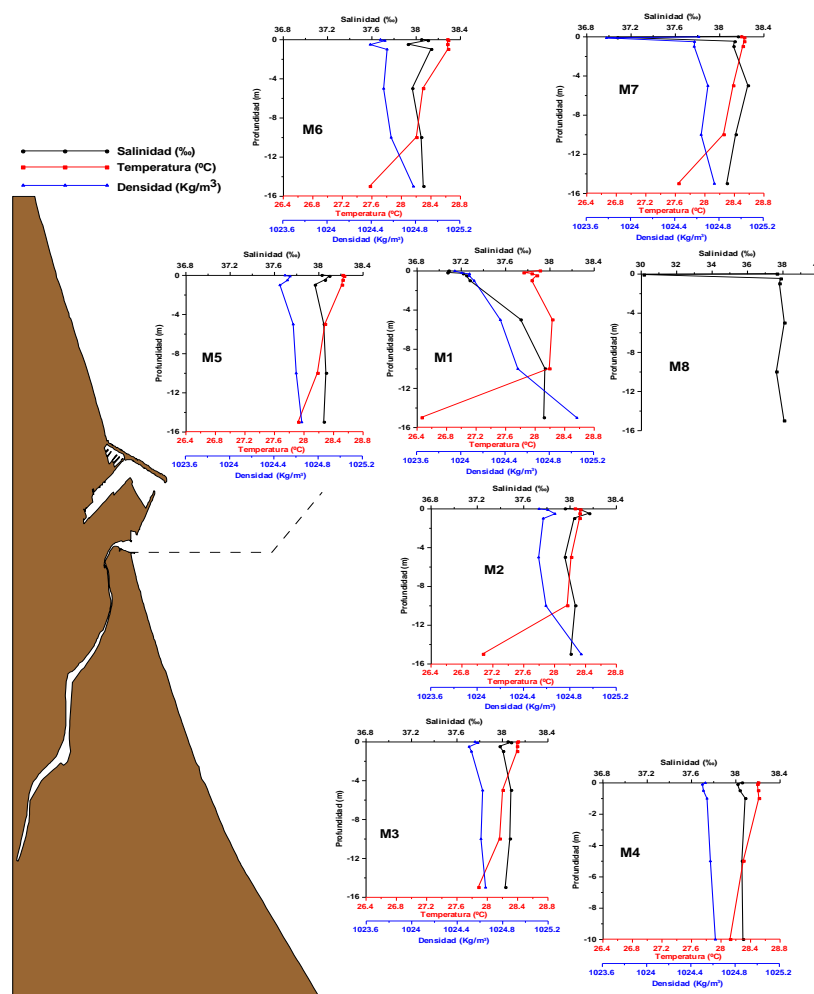


Figura 4.74. Perfiles de Temperatura (°C), Salinidad (‰) y Densidad (Kg/m³) para la campaña Gandía II.

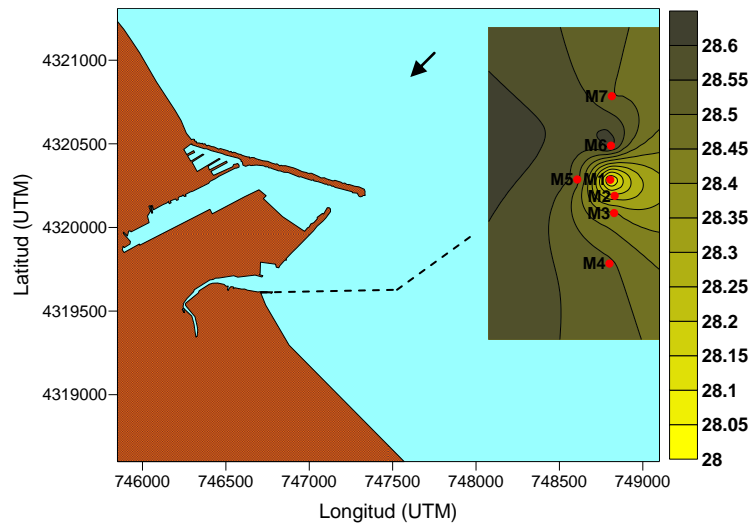


Figura 4.75. Distribución espacial de la Temperatura (°C) superficial en la campaña Gandía II.

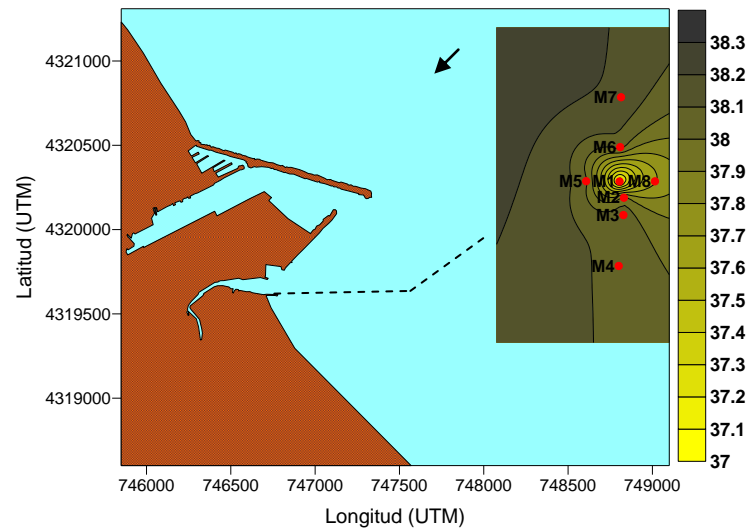


Figura 4.76. Distribución espacial de la Salinidad (%) en superficie para la campaña Gandía II.

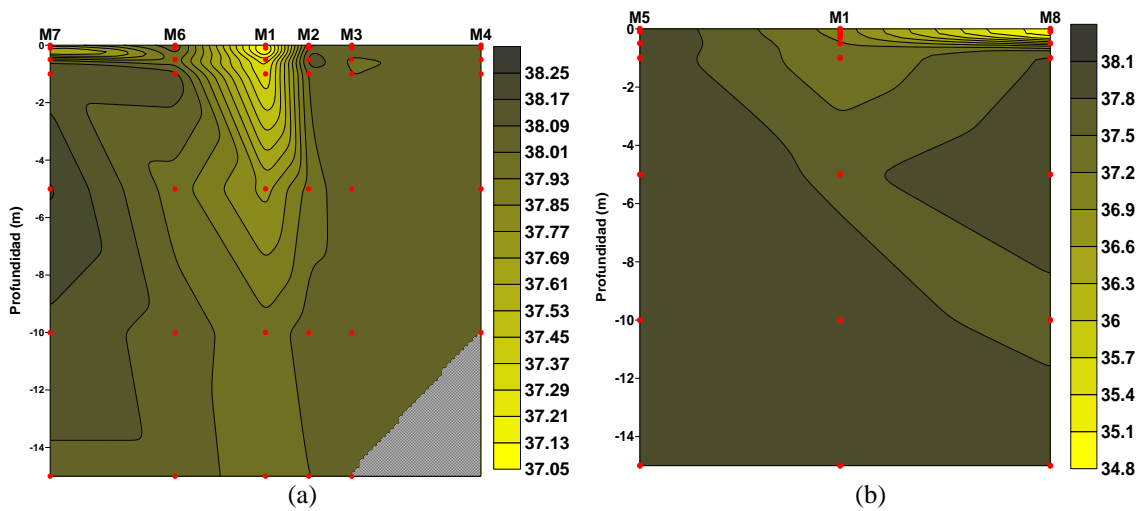


Figura 4.77. Corte vertical de la Salinidad (%) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.4 Amonio

En esta campaña, las concentraciones de amonio en las estaciones M5, M6 y M7 se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada en su determinación ($<0.1 \mu\text{mol/L}$), con excepción de algunas profundidades (M7 a 5 m de profundidad [$0.6 \mu\text{mol/L}$] y a 15 m de profundidad [$0.4 \mu\text{mol/L}$]). Por consiguiente, estas estaciones no fueron incluidas en el gráfico de perfiles verticales. En el resto de las estaciones también se observaron valores por debajo del límite de detección a ciertas profundidades (M1 a 10 m de profundidad, M2 a 0.1, 0.5 y 5 m de profundidad, M4 a 0, 0.1 y 0.5 m de profundidad, M8 a 5, 10 y 15 m de profundidad). De manera general, el rango de variación que se observa en éste parámetro es muy reducido, con bajas concentraciones. Sin embargo, la estación que presenta los niveles más altos es la estación M1 con un rango de valores de $11.0 - 52.7 \mu\text{mol/L}$. Igualmente, en esta estación se encuentran las concentraciones más altas de amonio en superficie en comparación con las demás estaciones (M1 [$43.4 \mu\text{mol/L}$] $>$ M8 [$17.4 \mu\text{mol/L}$] $>$ M3 [$0.8 \mu\text{mol/L}$] $>$ M2 [$0.2 \mu\text{mol/L}$] $>$ M4, M5, M6, M7 [$<0.1 \mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones registradas en la estación M1 son consecuencia del vertido del emisario submarino, así como también las altas concentraciones registradas en la estación M8 son consecuencia de la influencia que dicho vertido ocasiona sobre este punto.

A lo largo de la columna de agua el comportamiento del amonio presenta una distribución inversa a la salinidad, tal como puede observarse en la figura 4.78, donde se presentan los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad. En la estación M1, donde los valores son los más altos, la concentración disminuye desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la profundidad.

Sin embargo, este comportamiento también se observa en las estaciones M8 ($<0.1 - 17.4 \mu\text{mol/L}$), M2 ($<0.1 - 0.7 \mu\text{mol/L}$), M3 ($0.6 - 1.7 \mu\text{mol/L}$) y M4 ($<0.1 - 0.3 \mu\text{mol/L}$), donde las concentraciones son más bajas pero también disminuyen desde la superficie con el aumento de la profundidad. En la figura 4.79, se representa la distribución espacial en superficie para las concentraciones de amonio, en donde se puede observar que los valores más altos están en la estación M1, así como también se observan altas concentraciones en la estación M8.

La distribución espacial vertical para este nutriente se representa en las figuras 4.80a (transecto N-S) y 4.80b (transecto E-W). En el transecto N-S se detecta la presencia de una pluma de mayor concentración en la estación M1. Las concentraciones más altas están en la superficie mientras que en el fondo son bastante más bajas, ya que, como se ha mencionado anteriormente, la mayoría de las concentraciones estaban por debajo del límite de detección ($<0.1 \mu\text{mol/L}$). En la superficie, se puede notar un cierto transporte de la pluma desde la estación M1 hacia las estaciones M2 y M3, debido probablemente a la acción del viento.

En el caso del transecto E-W, de nuevo se observan las mayores concentraciones de amonio en la superficie y sobre la estación M1, llegando a afectar a la estación M8. En el fondo las concentraciones son más bajas, mientras que en la estación M5 son $<0.1 \mu\text{mol/L}$.

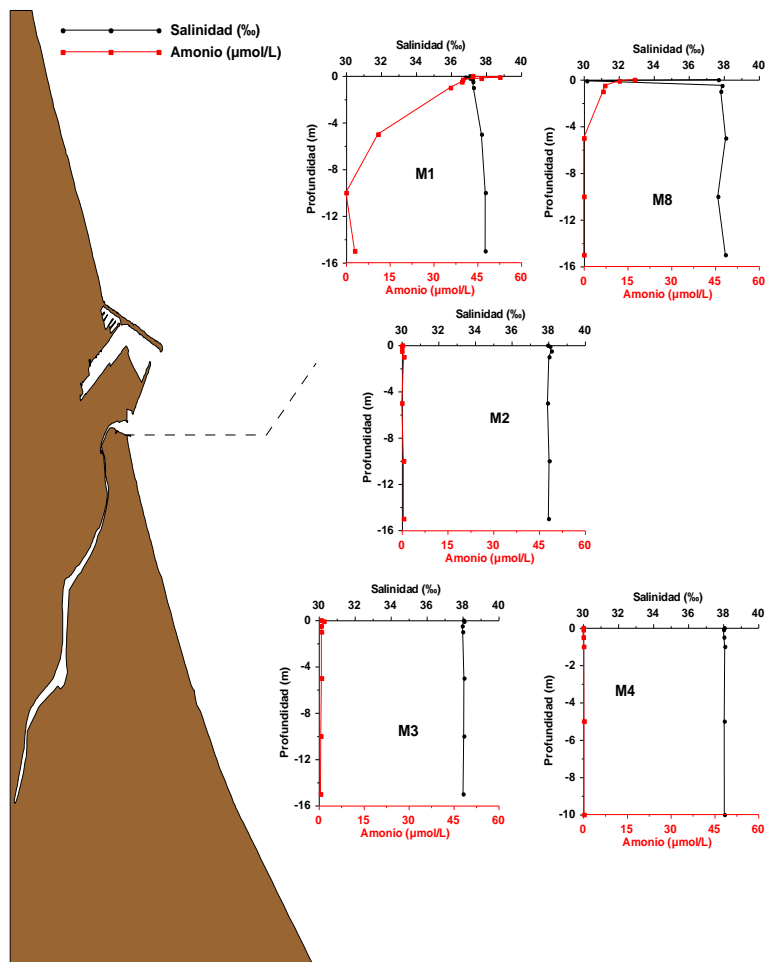


Figura 4.78. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

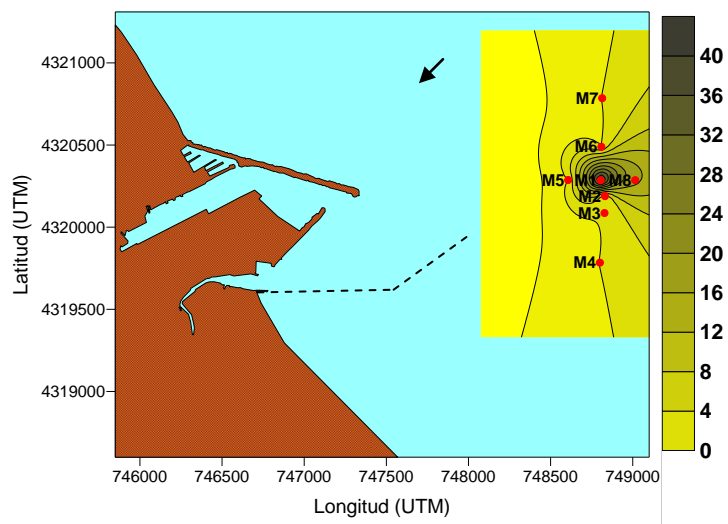


Figura 4.79. Distribución espacial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) en superficie para la campaña Gandía II.

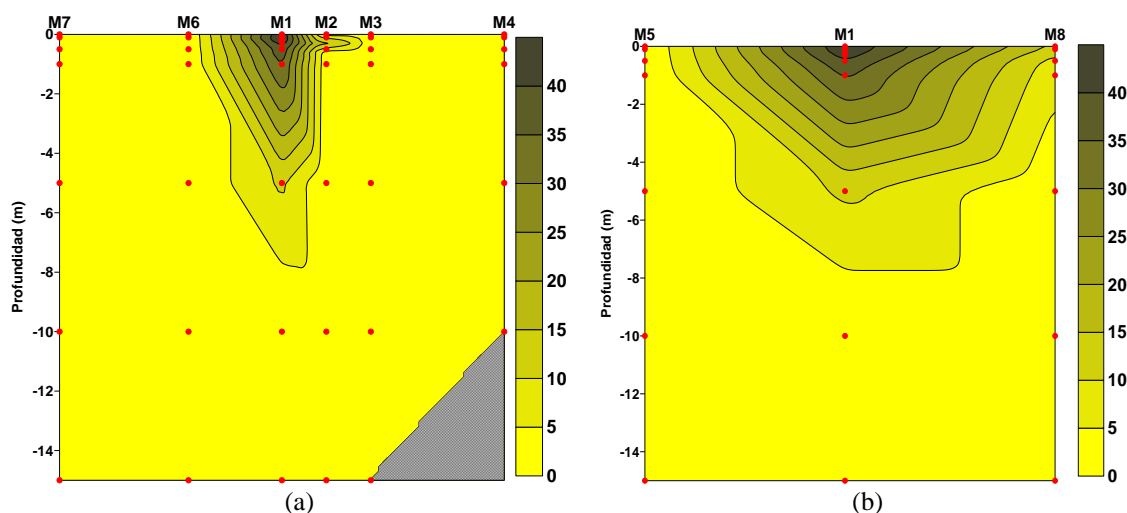


Figura 4.80. Corte vertical del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.5 Nitrito

Las concentraciones de nitrito en esta campaña poseen un rango de variación mucho menor al del amonio. Además, en las estaciones M2, M3, M4, M5, M6 y M7 se muestran concentraciones por debajo del límite de detección para este nutriente ($<0.01 \mu\text{mol/L}$) a lo largo de la columna de agua, con excepción de algunas profundidades (M2 a 1 m de profundidad [$0.02 \mu\text{mol/L}$]; M3 a 1 m de profundidad [$0.04 \mu\text{mol/L}$]; M4 en la superficie [$0.02 \mu\text{mol/L}$]; M5 en la superficie [$0.09 \mu\text{mol/L}$] y a 1 m de profundidad [$0.02 \mu\text{mol/L}$]; M7 a 5 m de profundidad [$0.19 \mu\text{mol/L}$] y a 15 m de profundidad [$0.02 \mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, sólo las estaciones M1 y M8 han sido consideradas en el gráfico de perfiles verticales (Fig. 4.81). Como era de esperar, y como consecuencia del vertido del emisario submarino, las máximas concentraciones se encuentran en la estación M1 con un rango de valores de $0.14 - 0.61 \mu\text{mol/L}$.

Sin embargo, es en la estación M8, con un rango de valores $<0.01 - 1.3 \mu\text{mol/L}$, donde se registran las concentraciones más altas en la superficie, en comparación con el resto de las estaciones (M8 [$1.3 \mu\text{mol/L}$] $>$ M1 [$0.50 \mu\text{mol/L}$] $>$ M5 [$0.09 \mu\text{mol/L}$] $>$ M4 [$0.02 \mu\text{mol/L}$] $>$ M2, M3, M6, M7 [$<0.01 \mu\text{mol/L}$]). Esto puede deberse a la influencia que tiene la pluma del vertido, que logra alcanzar a esta estación, así como también se puede deber a que en la zona se estén realizando procesos biológicos que puedan producir una rápida remineralización del amonio por parte de bacterias nitrificantes, ya que anteriormente en este punto se observaron concentraciones más bajas de amonio. La distribución superficial del nitrito se representa en la figura 4.82.

A lo largo de la columna de agua, este nutriente presenta una relación inversa con la salinidad y al mismo tiempo muy similar a la del amonio. Ésta distribución puede verse en la figura 4.81, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito y los perfiles de salinidad para las estaciones M1 y M8. En ambos casos, los valores disminuyen desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la profundidad.

La distribución espacial vertical para este nutriente se representa en las figuras 4.83a (transecto N-S) y 4.83b (transecto E-W). En el transecto N-S se detecta la

presencia de una pluma de mayor concentración en la estación M1. De nuevo se observan las concentraciones más altas en la superficie, mientras que en el fondo son más bajas. Sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, la mayor parte de las muestras tuvieron una concentración por debajo del límite de detección ($<0.01 \mu\text{mol/L}$).

En la superficie, se puede notar un cierto transporte de la pluma desde la estación M1 hacia las estaciones M2 y M3, debido probablemente a la acción del viento proveniente del E-NE. También se observa la presencia de una masa de agua de mayor concentración en la estación M7, a 5 m de profundidad, que pudo ser consecuencia de una rápida remineralización del amonio por parte de bacterias nitrificantes ya que, anteriormente en este punto, se encontraron las concentraciones más altas de amonio para esta estación ($0.6 \mu\text{mol/L}$ de amonio).

En el caso del transecto E-W, de nuevo se observan las mayores concentraciones de nitrito en superficie y sobre la estación M1, llegando a afectar a la estación M8. En el fondo las concentraciones son más bajas y en la estación M5 son $<0.01 \mu\text{mol/L}$.

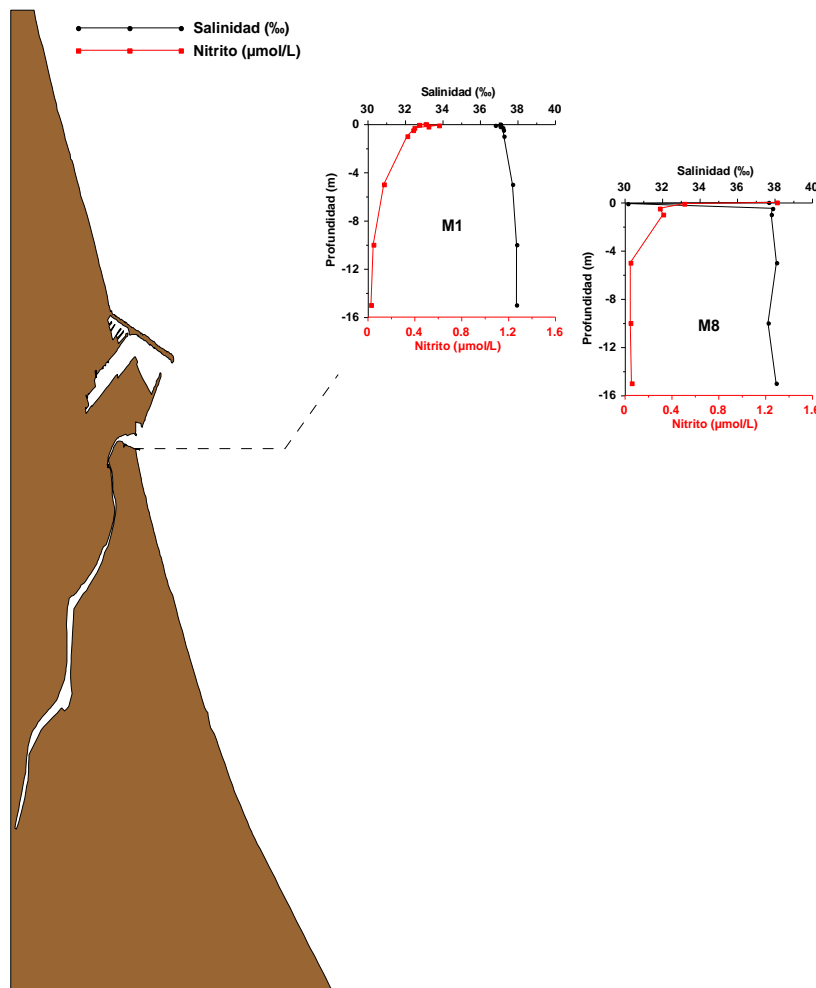


Figura 4.81. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

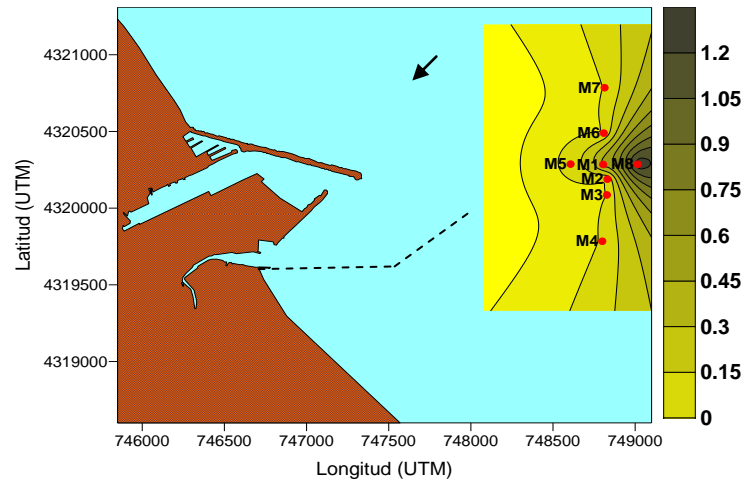


Figura 4.82. Distribución espacial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) en superficie para la campaña Gandía II.

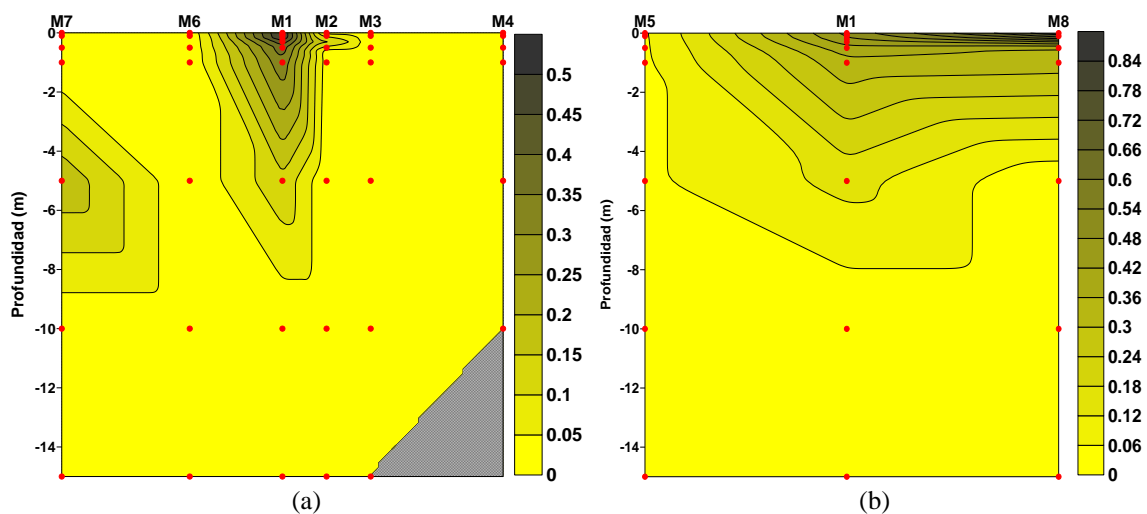


Figura 4.83. Corte vertical del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.6 Nitrito

En esta campaña, las máximas concentraciones de nitrato a lo largo de la columna de agua fueron encontradas en la estación M8 ($0.1 - 18.7 \mu\text{mol/L}$). Es igualmente en esta estación donde se encuentra el nivel máximo de este nutriente en la superficie, en comparación con el resto de las estaciones ($M8 [18.7 \mu\text{mol/L}] > M2 [1.6 \mu\text{mol/L}] > M3 [1.5 \mu\text{mol/L}] > M4 [1.2 \mu\text{mol/L}] > M1 [1.1 \mu\text{mol/L}] > M5 [0.8 \mu\text{mol/L}] > M6 [0.7 \mu\text{mol/L}] > M7 [0.1 \mu\text{mol/L}]$). Esta distribución espacial en superficie se ha representado en la figura 4.85.

Los perfiles verticales del nitrato, representados junto con los de salinidad en la figura 4.84, presentan una relación inversa con la salinidad en todas las estaciones. En M6 (0.1 - 0.7 $\mu\text{mol/L}$) y M7 (0.1 – 0.6 $\mu\text{mol/L}$) las concentraciones de nitrato a lo largo de la columna de agua son más bajas en comparación con las otras estaciones. Ambos perfiles presentan una disminución de los valores a medida que la profundidad aumenta y en sentido inverso a la salinidad. Por lo tanto, las mayores concentraciones se observan en la superficie, mientras que las más bajas están en el fondo. En el caso de la estación M5 (0.5 - 1.2 $\mu\text{mol/L}$), las concentraciones de nitrato también aumentan desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde se encuentran los niveles más altos que después disminuyen con el aumento de la profundidad.

Las estaciones con las mayores concentraciones a lo largo de la columna de agua son M8 y M1 (0.5 - 1.8 $\mu\text{mol/L}$), cuyos perfiles también presentan una disminución de los valores en función del aumento de la profundidad. En la estación M1, la concentración más alta se encontró ligeramente por debajo de la superficie (0.1 m de profundidad), y posteriormente disminuyó al aumentar la profundidad. En el caso de la estación M8, el valor más alto se encuentra en la superficie, y éste disminuyó con el aumento de la profundidad.

Finalmente, en las estaciones M2 (0.5 - 1.6 $\mu\text{mol/L}$), M3 (0.5 – 1.5 $\mu\text{mol/L}$) y M4 (0.4 - 1.2 $\mu\text{mol/L}$), los perfiles también presentan una disminución de los valores a medida que la profundidad aumenta. En la estación M2, las concentraciones más altas están en la superficie y presentan una disminución hasta 0.5 m de profundidad donde llegan a los niveles mínimos de nitrato que nuevamente aumentan hasta 5 m de profundidad (1.3 $\mu\text{mol/L}$) para después disminuir hasta el fondo con la profundidad. Por otro lado, en la estación M3, las mayores concentraciones también se encuentran en la superficie y disminuyen con el aumento de la profundidad. En la estación M4, de nuevo los niveles más altos se presentan en la superficie y después disminuyen hasta el fondo de manera muy homogénea.

Los cortes verticales para este nutriente se han representado en las figuras 4.86a para el transecto N-S y 4.86b para el transecto E-W. En el transecto N-S, se intuye la presencia de una pluma de altas concentraciones que asciende a la superficie afectando a las estaciones M1, M2 y M3. En la superficie se distingue un gradiente horizontal desde la estación M1 hacia las estaciones M2, M3 y M4. Igualmente, se puede distinguir la presencia de pequeñas masas de agua más limpia como ocurre en la estación M1 a 1 m de profundidad y en la estación M2 a 0.5 m de profundidad. A 5 m de profundidad, en la estación M2, se detecta un punto de máxima concentración que parece provenir de la pluma que se encuentra ascendiendo a la superficie. Sin embargo, en este punto, anteriormente se observaron concentraciones de amonio y nitrito por debajo de su respectivo límite de detección, lo que hace suponer que se estén llevando a cabo procesos biológicos de remineralización del exceso de amonio que es liberado a través del efluente.

En el transecto E-W, se observan las concentraciones más altas en la superficie sobre las estaciones M1 y M8, así como también se distingue la entrada de una masa de agua de mayor concentración en la estación M5 a 1m de profundidad y que alcanza a la estación M1 a 5 m de profundidad. Otra masa de agua se observa sobre la estación M1 en el fondo, la cual también puede ser parte de la pluma del vertido.

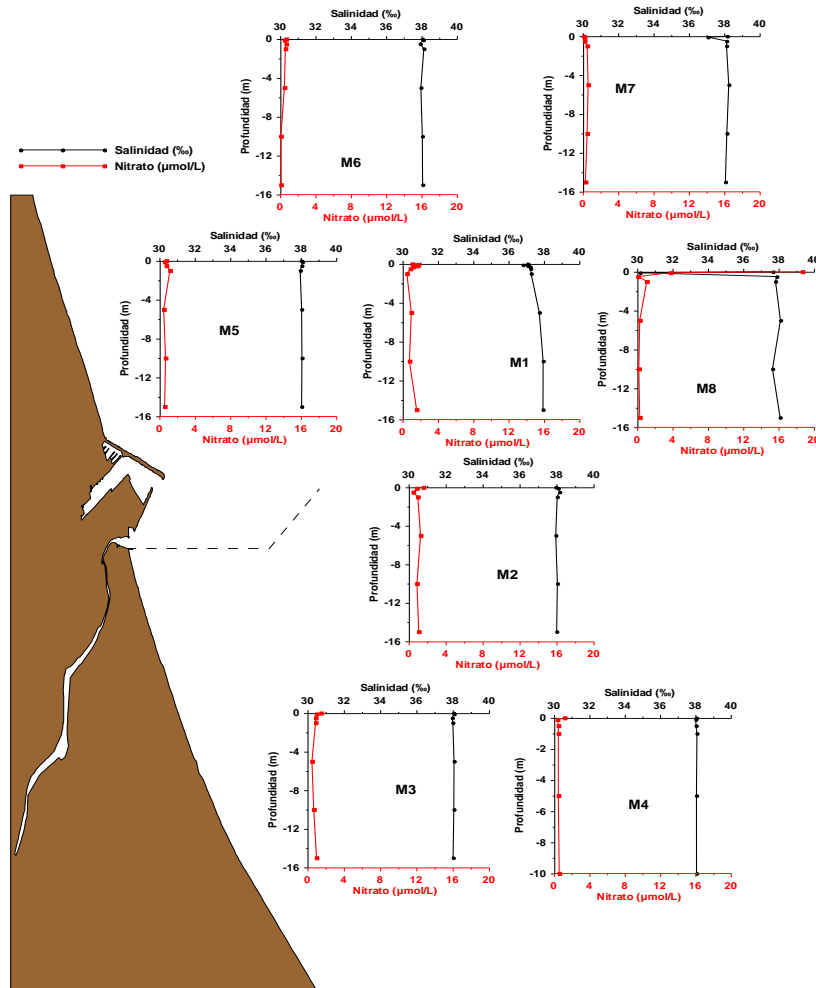


Figura 4.84. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

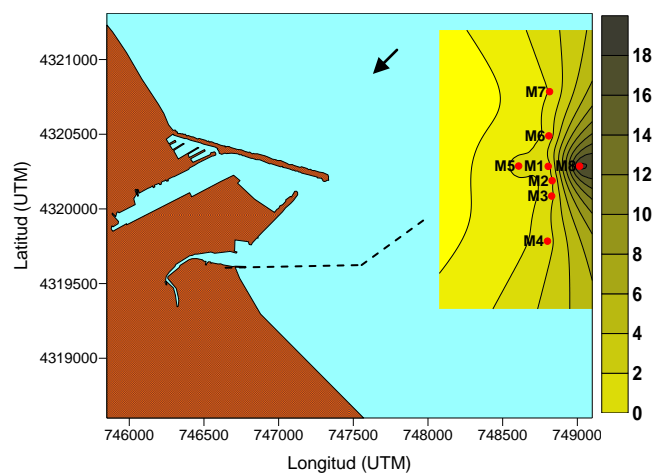


Figura 4.85. Distribución espacial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) en superficie para la campaña Gandía II.

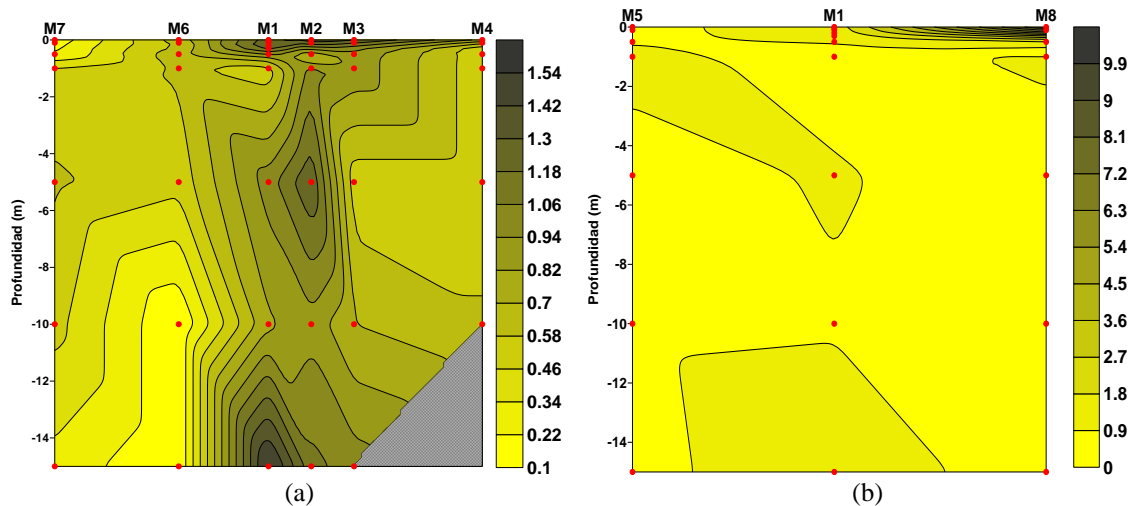


Figura 4.86. Corte vertical del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.7 Fósforo

Como era de esperar, al igual que ocurre con el amonio y el nitrito, las mayores concentraciones de fósforo fueron observadas en la estación M1, con un rango de variación de $0.51 - 1.64 \mu\text{mol/L}$, siendo también la estación donde se encontró el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (M1 [$1.28 \mu\text{mol/L}$] > M7 [$0.49 \mu\text{mol/L}$] > M8 [$0.46 \mu\text{mol/L}$] > M2 [$0.42 \mu\text{mol/L}$] > M4 [$0.31 \mu\text{mol/L}$] > M5 [$0.26 \mu\text{mol/L}$] > M3 [$0.17 \mu\text{mol/L}$] > M6 [$0.15 \mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones en la superficie de las estaciones más cercanas al vertido, en este caso M1, M8 y M2, señalan que la presencia de este nutriente en la zona es consecuencia de su liberación al medio a través del efluente que proviene del emisario submarino. Esta distribución superficial puede observarse en la figura 4.88. Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los de salinidad, en la figura 4.87, mostrando en todas las estaciones una relación inversa con la salinidad. Las altas concentraciones registradas en la estación M1, tanto en la superficie como a lo largo de la columna de agua, disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. La concentración más alta se encuentra ligeramente por debajo de la superficie (0.1 m de profundidad), mientras que en el fondo las concentraciones son más bajas. En la estación M8 ($0.14 - 0.54 \mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 10 m de profundidad, llegando en este punto al valor más bajo, que después aumenta ligeramente hasta el fondo con el incremento de la profundidad y la salinidad.

En el caso de la estación M5, con valores que tienen un rango de variación de $0.16 - 0.67 \mu\text{mol/L}$, los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($0.25 \mu\text{mol/L}$) y después presentan un aumento hasta los 10 m de profundidad donde alcanzan la concentración más alta, que finalmente disminuye al aumentar la profundidad. Por otro lado, en la estación M6 ($0.12 - 0.27 \mu\text{mol/L}$), los valores de fósforo a lo largo de la columna de agua se mantienen constantes desde la superficie hasta los 5 m de profundidad, para después aumentar hasta el fondo con la profundidad. En la estación M7 ($0.16 - 0.63 \mu\text{mol/L}$), el perfil presenta un ligero

aumento de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad, llegando en éste punto a la concentración más alta, para después disminuir con el aumento de la profundidad.

Para las estaciones que se encuentran en la zona sur del área de estudio, los perfiles presentan comportamientos distintos. En la estación M2, (0.17 – 0.46 $\mu\text{mol/L}$), se distingue un perfil con ciertas fluctuaciones a lo largo de la columna de agua. Los valores, primero tienen una disminución desde la superficie, donde se registra la concentración más alta, hasta 1 m de profundidad (0.29 $\mu\text{mol/L}$), después hay un ligero aumento de los valores hasta 5 m de profundidad (0.35 $\mu\text{mol/L}$) y después de nuevo hay una disminución hasta los 10 m de profundidad, donde se alcanzan los niveles más bajos de fósforo, que finalmente vuelven a aumentar con la profundidad. En el caso de la estación M3, con un rango de valores entre 0.16 – 0.27 $\mu\text{mol/L}$, se observa un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad, llegando a la concentración más alta de este nutriente, que posteriormente disminuye hasta 0.5 m donde los niveles de concentración son mínimos. Luego, estos valores aumentan de nuevo hasta 1 m, llegando una vez más a las concentraciones más altas de fósforo, que posteriormente disminuyen permaneciendo constantes hasta el fondo. Finalmente, el perfil de la estación M4 (0.05 – 0.48 $\mu\text{mol/L}$), llega a la concentración mínima de fósforo a 0.5 m de profundidad, y posteriormente aumenta hasta el fondo con la profundidad.

Al graficar el transecto N-S (Fig. 4.89a), se observa la presencia de una pluma de agua de mayor concentración que asciende a la superficie sobre la estación M1. Este comportamiento es similar al que se observó en la distribución del amonio y el nitrito, donde las altas concentraciones se presentan en la estación que tiene la mayor influencia de la descarga del emisario (M1). En la superficie se distingue un gradiente horizontal que sugiere un cierto transporte de la pluma hacia las estaciones M2 y M3 como consecuencia de la acción del viento proveniente del E-NE. Igualmente, se aprecian masas de mayor concentración sobre la estación M7 que al ascender a la superficie pudieron ser arrastradas por la acción de alguna corriente de la zona. Por otro lado, en el transecto E-W se distinguen nuevamente las concentraciones más altas sobre la estación M1, intuyendo la presencia de una pluma que asciende a la superficie y que llega a afectar a la estación M8. También se observa una masa de agua de mayor concentración a 10 m de profundidad en la estación M5, que puede ser parte de la pluma desplazada por acción de alguna corriente en el fondo.

4.2.2.3.8 *Ácido Ortosilícico*

Al igual que ocurre con el resto de nutrientes, la estación M1 es la que presenta las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña, con un rango de valores que van desde 1.7 – 11.2 $\mu\text{mol/L}$, siendo también la estación con la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones (M1 [11.2 $\mu\text{mol/L}$] > M8 [3.2 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [2.0 $\mu\text{mol/L}$] > M3 [1.3 $\mu\text{mol/L}$] > M4 [0.9 $\mu\text{mol/L}$] > M5 [0.8 $\mu\text{mol/L}$] \geq M6 [0.8 $\mu\text{mol/L}$] > M7 [0.6 $\mu\text{mol/L}$]). Esta distribución en superficie se observa en la figura 4.91.

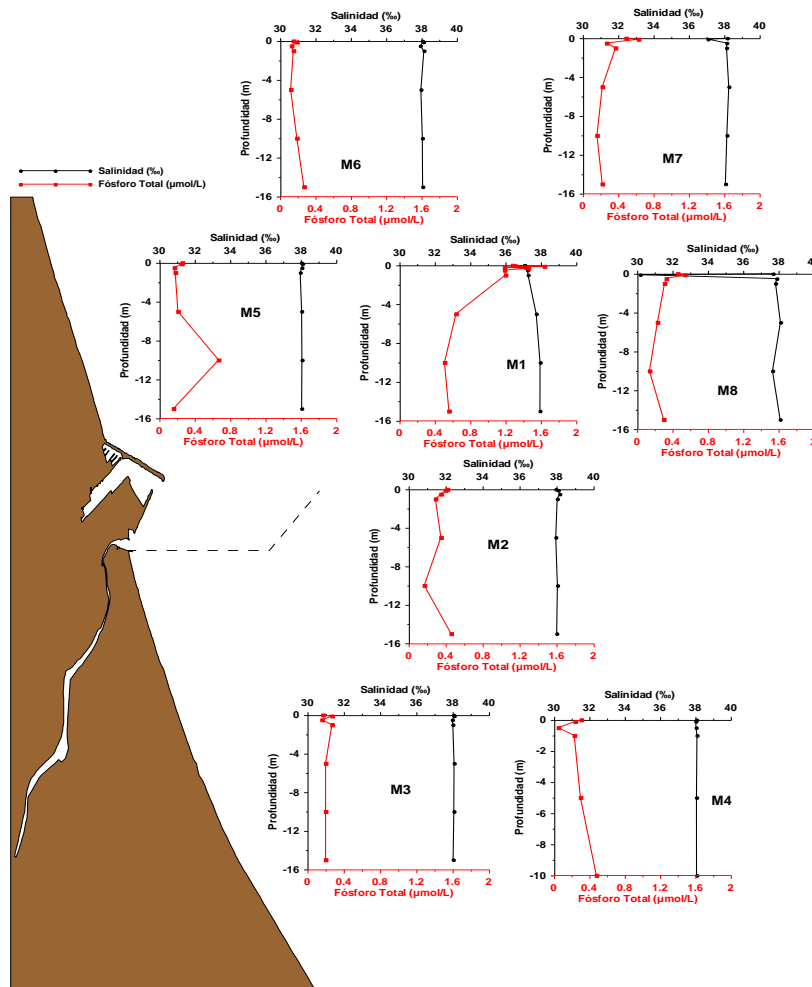


Figura 4.87. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (%) para la campaña Gandía II.

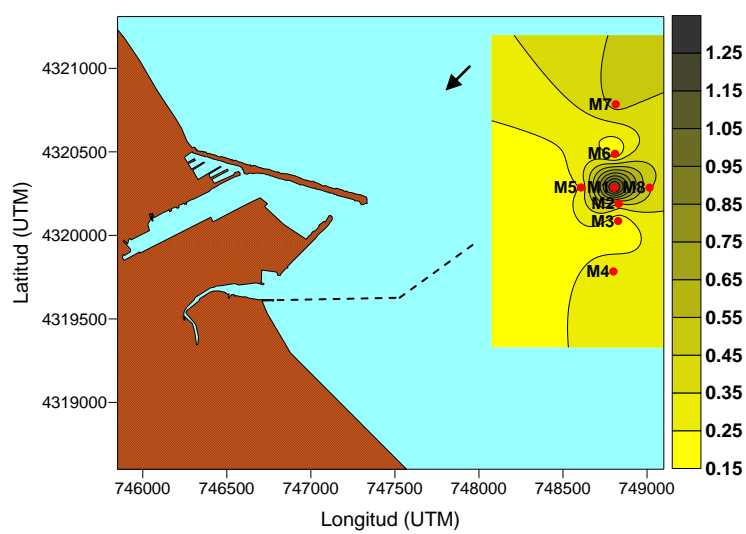


Figura 4.88. Distribución espacial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) en superficie para la campaña Gandía II.

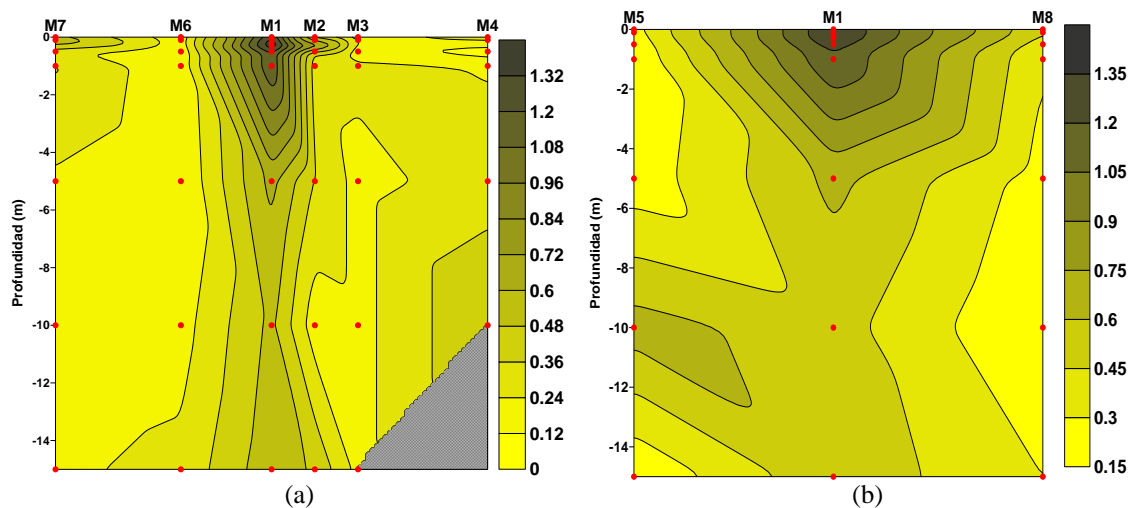


Figura 4.89. Corte vertical del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

En la figura 4.90, se puede apreciar que la mayoría de los perfiles tienen una relación inversa con la salinidad. Como se mencionó antes, en la estación M1 se encuentran los niveles más altos de este nutriente, con un perfil que disminuye desde la superficie al aumentar la profundidad y la salinidad. En la estación M6 ($0.3 - 1.7 \mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde alcanza las mínimas concentraciones que después aumentan hasta los 10 m, llegando a los niveles más altos que finalmente disminuyen al aumentar la profundidad.

En el caso de la estación M7 ($0.6 - 1.0 \mu\text{mol/L}$), el perfil se presenta muy homogéneo a lo largo de la columna de agua, aunque la mayor concentración se determina ligeramente por debajo de la superficie, a 0.1 m de profundidad. El perfil de la estación M5 ($0.5 - 1.0 \mu\text{mol/L}$) es similar al de la estación M6, ya que la concentración máxima se encuentra a 10 m de profundidad y después estos valores disminuyen al aumentar la profundidad.

Por otro lado, en la estación M8, con un rango de valores de $0.4 - 3.2 \mu\text{mol/L}$, el perfil presenta las concentraciones más altas en la superficie, para después disminuir con el aumento de la profundidad. En el caso de la estación M2 ($1.0 - 2.0 \mu\text{mol/L}$), hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 10 m de profundidad, donde se encuentran las concentraciones más bajas que después aumentan ligeramente con la profundidad. El perfil de la estación M3 ($1.0 - 1.5 \mu\text{mol/L}$), presenta una cierta homogeneidad a lo largo de la columna de agua, mientras que el perfil de la estación M4 ($0.7 - 1.3 \mu\text{mol/L}$), tiene un aumento de los valores desde la superficie hasta 5 m de profundidad, donde alcanza los valores máximos que finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad.

En el transecto N-S (Fig. 4.92a), al igual que ocurre con los anteriores nutrientes, se distingue la presencia de una pluma que asciende a la superficie sobre la estación M1. Las concentraciones más bajas de este nutriente se determinan en la estación M7. En el transecto E-W (Fig. 4.92b), se observa de nuevo la presencia de una pluma sobre la estación M1 y que afecta hasta la estación M8, con altas concentraciones en la superficie, mientras que en la estación M5 las concentraciones son más bajas.

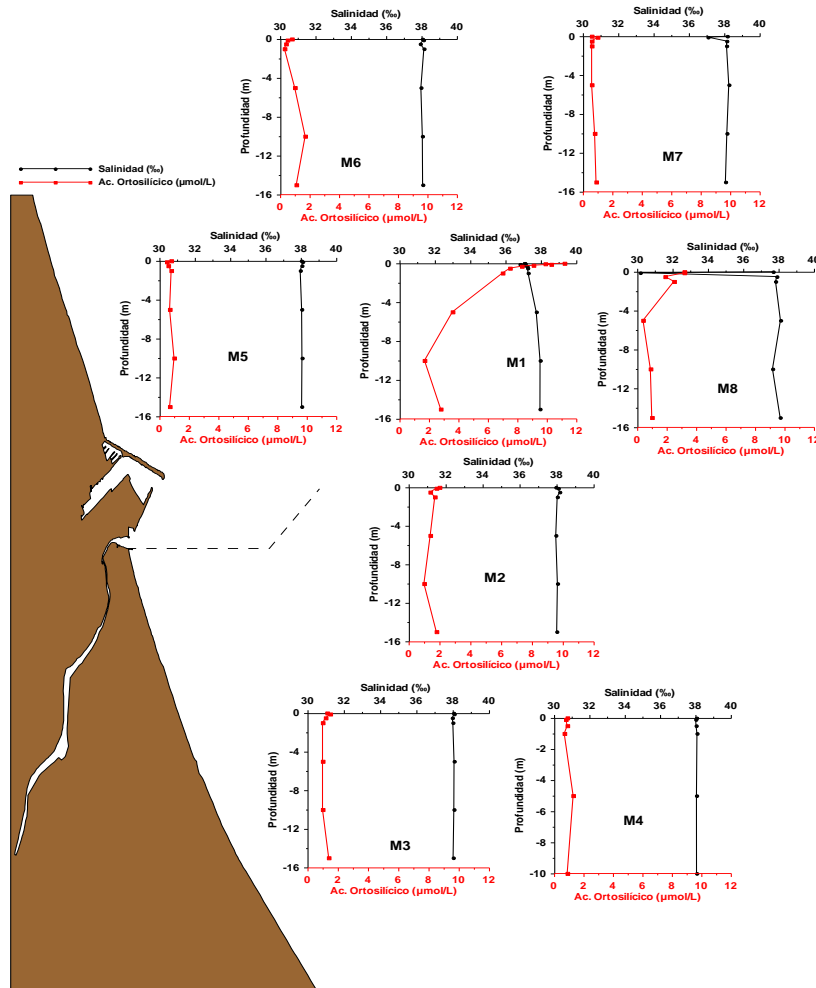


Figura 4.90. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

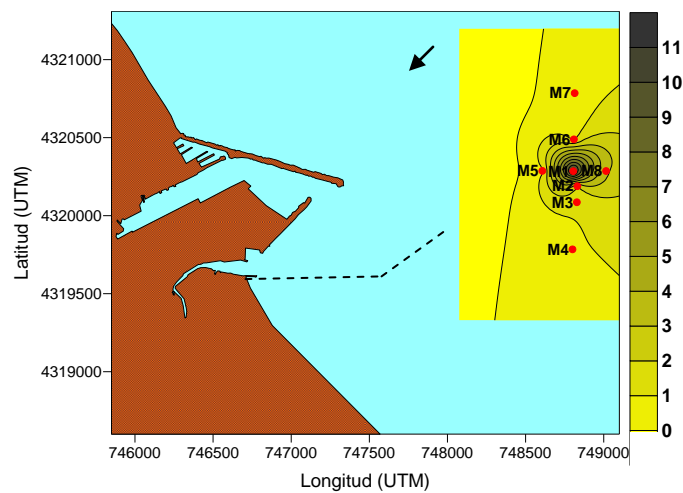


Figura 4.91. Distribución espacial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) en superficie para la campaña Gandía II.

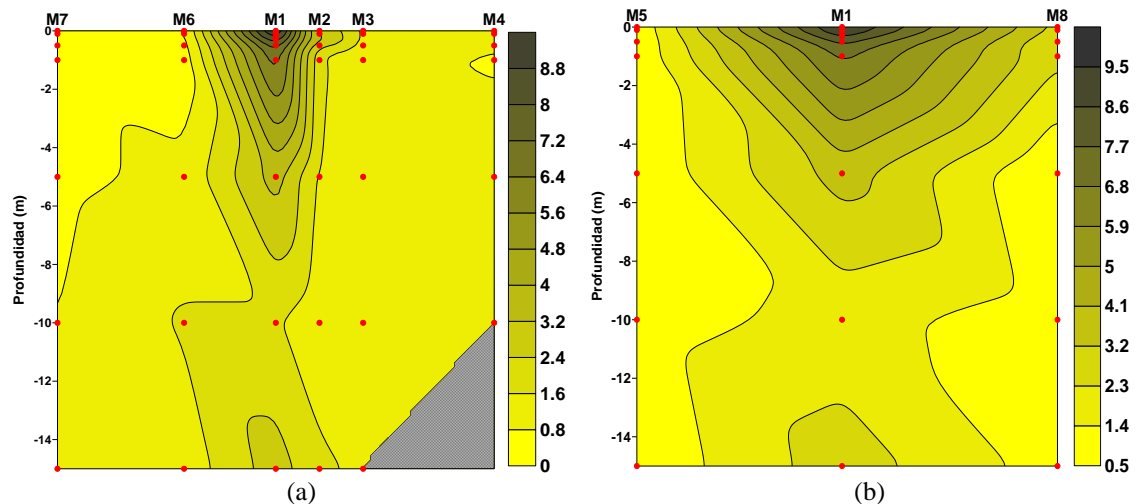


Figura 4.92. Corte vertical del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.9 Clorofila *a*

Como se ha mencionado anteriormente, la clorofila es un compuesto que se relaciona directamente con la concentración de nutrientes, puesto que su abundancia permite el crecimiento poblacional del fitoplancton, con lo cual es posible diferenciar las zonas pobres en nutrientes y clorofila (oligotróficas) de las enriquecidas (eutróficas).

En esta campaña, las mayores concentraciones de clorofila *a* no fueron observadas sobre la estación que hasta el momento tiene la mayor influencia del vertido (M1), sino que se encuentran en la estación M8, con un rango de valores de 0.38 - 0.92 mg/m^3 . Sin embargo, las mayores concentraciones en la superficie se presentan en la estación M1 en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (M1 [0.44 mg/m^3] \geq M5 [0.44 mg/m^3] > M4 [0.40 mg/m^3] > M8 [0.38 mg/m^3] \geq M6 [0.38 mg/m^3] > M2 [0.36 mg/m^3] > M3 [0.33 mg/m^3] > M7 [$<0.20 \text{ mg/m}^3$]). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.94, donde se distingue también un cierto desplazamiento de la pluma en dirección suroeste debido a la acción del viento que provenía del E-NE en el momento del muestreo.

Por otro lado, en la figura 4.93, se muestran los perfiles verticales de la clorofila *a* en las 8 estaciones de esta campaña, junto con la distribución de la salinidad, donde se observa que en casi todos los perfiles, los valores aumentan en el fondo.

En la estación M6 ($0.35 - 0.90 \text{ mg/m}^3$), hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad (0.61 mg/m^3), después este valor disminuye hasta 5 m de profundidad (0.48 mg/m^3) para finalmente aumentar con la profundidad, registrando las concentraciones más altas en el fondo.

En el caso de la estación M7 ($<0.20 - 0.87 \text{ mg/m}^3$), el perfil es muy similar al anterior, ya que desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad hay un aumento de los valores (0.56 mg/m^3), que posteriormente disminuyen hasta 5 m (0.38 mg/m^3) para después aumentar de nuevo con la profundidad. En la estación M5, con un rango de

valores de 0.21 – 0.56 mg/m³, el perfil es muy distinto a los anteriores, ya que primero los valores presentan un ligero aumento desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (0.54 mg/m³) y después disminuyen hasta 1 m, llegando en este punto a los niveles más bajos de concentración. Luego, estos valores vuelven a aumentar hasta 10 m de profundidad, donde alcanzan las concentraciones más altas y finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad.

El perfil que se observa en la estación M1 (<0.20 – 0.56 mg/m³) presenta una serie de fluctuaciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad (0.48 mg/m³), donde después los valores disminuyen hasta 10 m, alcanzando en este punto las concentraciones más bajas que finalmente aumentan con la profundidad. Por otro lado, en la estación M8, donde las concentraciones a lo largo de la columna de agua son las más altas, hay un aumento desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (0.68 mg/m³) y posteriormente los valores disminuyen hasta 10 m (0.44 mg/m³), para finalmente volver a aumentar con la profundidad.

En la estación M2 (0.24 – 0.55 mg/m³) el perfil presenta una disminución de los valores desde la superficie hasta 10 m de profundidad (0.28 mg/m³), para después aumentar con el aumento de la profundidad. En el caso de la estación M3 (0.28 – 0.48 mg/m³), la concentración disminuye desde la superficie hasta 5 m de profundidad, donde llega a los valores más bajos que después aumentan con la profundidad. Finalmente, la estación M4 (0.35 – 0.77 mg/m³), tiene un perfil cuyos valores desde la superficie aumentan hasta 0.1 m de profundidad (0.52 mg/m³) y después vuelven a disminuir hasta 1 m alcanzando en este punto las concentraciones más bajas, que posteriormente aumentan con la profundidad, registrando en el fondo altas concentraciones de clorofila.

En el transecto N-S, representado en la figura 4.95a, se distinguen las bajas concentraciones de clorofila en la estación M1 entre 5 y 10 m de profundidad; sin embargo, en la superficie las concentraciones son más altas. Esto puede deberse a que, en este punto, en la superficie se han determinado altas concentraciones de nutrientes y, como se ha mencionado anteriormente, la clorofila mantiene una relación directa con los nutrientes. También, se pueden observar masas de agua de mayor concentración a 1 m de profundidad en la estación M6 que pudieron ser arrastradas por alguna corriente en la zona.

En este transecto, las mayores concentraciones de clorofila *a* se observan en la estación M4, siendo una de las estaciones ubicadas en la parte sur del área de estudio y por consiguiente más alejada de la zona de influencia del vertido. Al observar el transecto E-W (Fig. 4.95b), nuevamente se aprecia que la estación M1 es la estación con los valores más bajos de clorofila entre 5 y 10 m de profundidad, mientras que en la superficie, las concentraciones son más altas. En este transecto, la estación M8 es la que presenta los valores más altos a lo largo de toda la columna de agua.

4.2.2.3.10 *Coliformes Fecales*

La obtención de coliformes fecales, en esta campaña, se ha llevado a cabo únicamente en las estaciones M1, M2, M3, M4, M5 y M6 hasta una profundidad de 1 m.

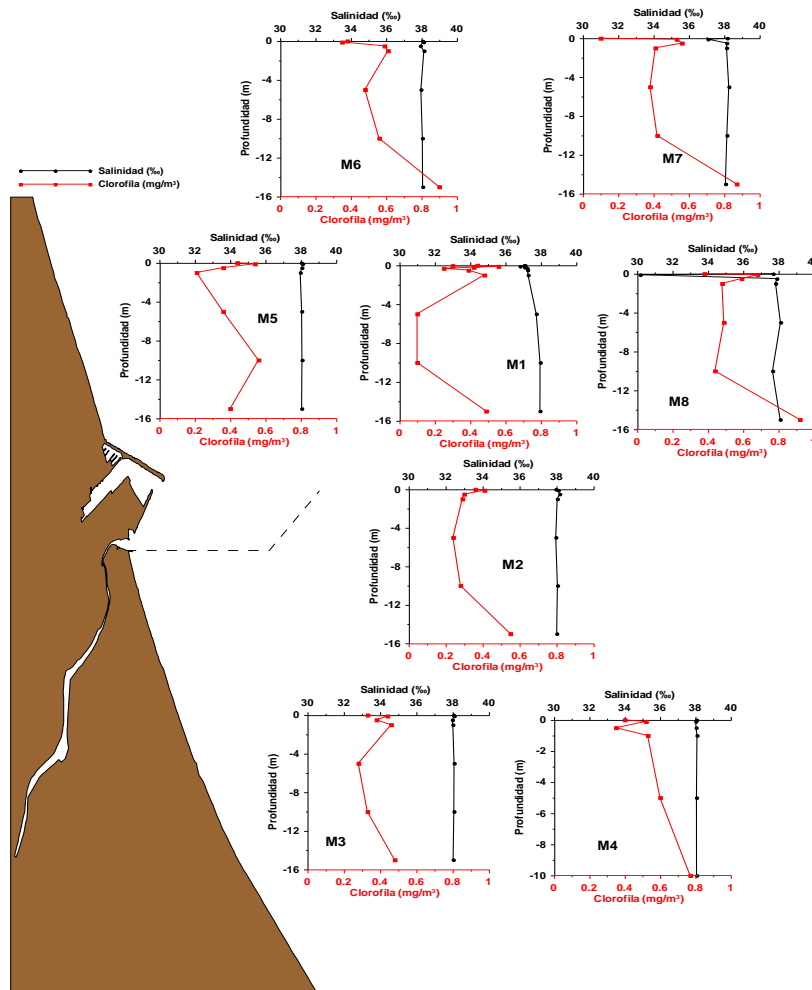


Figura 4.93. Perfiles verticales de Clorofila a (mg/m^3) y Salinidad ($\%$) para la campaña Gandía II.

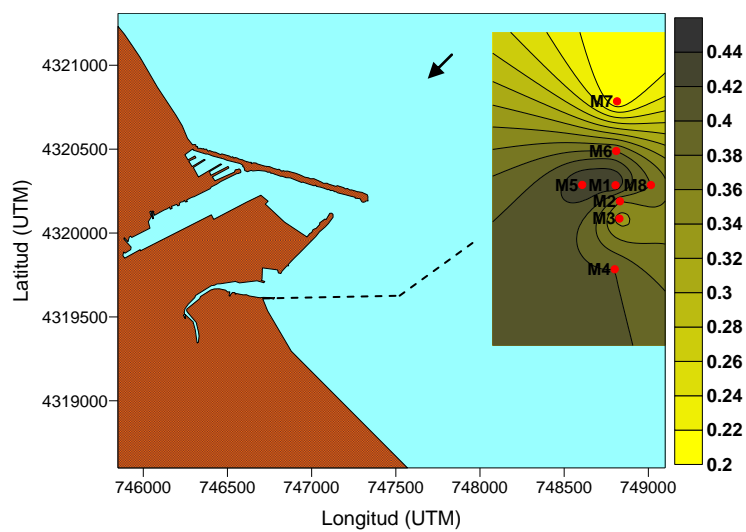


Figura 4.94. Distribución espacial de la Clorofila a (mg/m^3) en superficie para la campaña Gandía II.

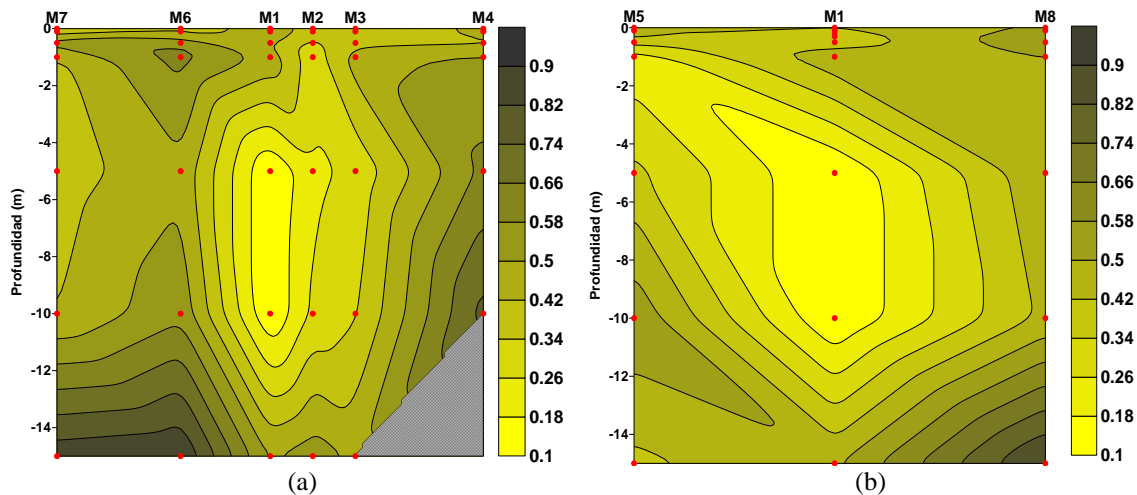


Figura 4.95. Corte vertical de la Clorofila *a* (mg/m^3) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

Los resultados obtenidos en el análisis han sido comparados, al igual que en las campañas anteriores, con el valor obligatorio ($2000 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$) y el valor guía ($100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), para este tipo de microorganismos, establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975). Estos valores, se toman como referencia para determinar el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido ya que esta zona no es considerada como área para baño.

Durante esta campaña, las mayores concentraciones de estas bacterias se han observado, como era de esperar, en la estación M1, la cual tiene la mayor influencia del vertido, con un rango de valores de $95000 - 21000 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$. Estos, al ser comparados con los valores tomados como referencia, resultan ser muy superiores, con lo cual se puede determinar la presencia de contaminación bacteriana en las inmediaciones del vertido.

También en este punto es donde se observa el valor superficial más alto con respecto a las demás estaciones ($M1 [21000 \text{ UFC}/100 \text{ ml}] > M2 [780 \text{ UFC}/100 \text{ ml}] > M3 [420 \text{ UFC}/100 \text{ ml}] > M4 [72 \text{ UFC}/100 \text{ ml}] > M5 [22 \text{ UFC}/100 \text{ ml}] > M6 [16 \text{ UFC}/100 \text{ ml}]$). La estación que tiene los valores más bajos a lo largo de la columna de agua es M6, debido probablemente a que se encuentra ubicada en la parte norte del área de estudio y por consiguiente tiene menor influencia del vertido del emisario. El rango de variación en esta estación se encuentra entre $16 - 28 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$, mientras que en M4 es de $63 - 80 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$, en M5 de $8 - 31 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$, M3 de $78 - 420 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ y finalmente en la estación M2 es de $160 - 780 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$.

Los perfiles verticales de estos microorganismos se han representado, al igual que el resto de variables analizadas, frente a los perfiles de salinidad (Fig. 4.96), ya que es uno de los principales factores que reducen su concentración en el momento en que se produce el vertido. En la estación M6, las concentraciones son muy bajas, sin embargo, los valores más altos se encuentran por debajo de la superficie, a 0.5 m de profundidad. Por otro lado, en la estación M5, también se observan bajas concentraciones a lo largo de todo el perfil y los niveles más altos están a 1 m de

profundidad. En el caso de la estación M4, la concentración más alta también está por debajo de la superficie, a 0.5 m de profundidad, mientras que en las estaciones M3 y M2 se encuentran en la superficie. Finalmente en la estación M1, donde las concentraciones son las más altas, se observa un aumento de los valores desde la capa superficial hasta 0.2 m de profundidad (81000 UFC/100 ml) y posteriormente disminuyen hasta 0.3 m (30000 UFC/100 ml). Después, estos valores vuelven a aumentar hasta 0.5 m de profundidad donde alcanzan las concentraciones más altas, para posteriormente volver a disminuir hasta 1 m de profundidad (59000 UFC/100 ml).

Por lo tanto, el hecho de encontrar mayores concentraciones en los primeros metros por debajo de la superficie se debe a que la radiación solar es otro factor que disminuye la concentración de las bacterias, por lo que al estar en la superficie se ven más afectadas por este parámetro.

La distribución espacial superficial, representada en la figura 4.97, muestra claramente que las concentraciones más altas están en la estación M1, la cual está situada sobre la salida del vertido.

Por otro lado, al analizar el transecto N-S (Fig. 4.98a), se aprecia la presencia de una pluma que refleja las mayores concentraciones de coliformes en la estación M1, específicamente a 0.5 m de profundidad, donde la radiación solar no les afecta directamente. Se observa también un cierto desplazamiento de la pluma hacia la estación M2 ligeramente por debajo de la superficie que puede ser ocasionado por alguna corriente en la zona. En las otras estaciones las concentraciones son más bajas. En el transecto E-W (Fig. 4.98b) solo se representan dos estaciones, M5 y M1, debido a que en la estación M8 estas bacterias no fueron analizadas. Por lo tanto, las concentraciones más altas se observan en la estación M1 a lo largo de toda la distribución con 2 puntos de mayor concentración, a 0.2 y 0.5 m de profundidad.

4.2.2.3.11 Coliformes Totales

Al igual que con los coliformes fecales, en esta campaña sólo se ha realizado el análisis de los coliformes totales en las estaciones M1, M2, M3, M4, M5 y M6 y hasta 1 m de profundidad. Los resultados obtenidos fueron comparados con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño y en particular para este tipo de bacterias, un valor obligatorio de 10000 UFC/100 ml y un valor guía de 500 UFC/100 ml. Esta comparativa se realiza para establecer una referencia sobre el nivel de contaminación, para este tipo de microorganismos, en las inmediaciones del vertido, ya que esta área no se considera como zona de baño.

En la estación M1 se observan las concentraciones más altas de estas bacterias, tanto en la superficie como a lo largo de toda la columna de agua. El rango de valores se encuentra entre 46000 - 150000 UFC/100 ml. En la superficie, el valor encontrado en este punto es también superior a la concentración observada en las otras estaciones (M1 [60000 UFC/100 ml] > M2 [1120 UFC/100 ml] > M3 [460 UFC/10 ml] > M4 [130 UFC/100 ml] > M6 [31 UFC/100 ml] > M5 [24 UFC/100 ml]). De esta forma, al igual que ocurre con los coliformes fecales y los nutrientes, se puede establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido por el emisario submarino.

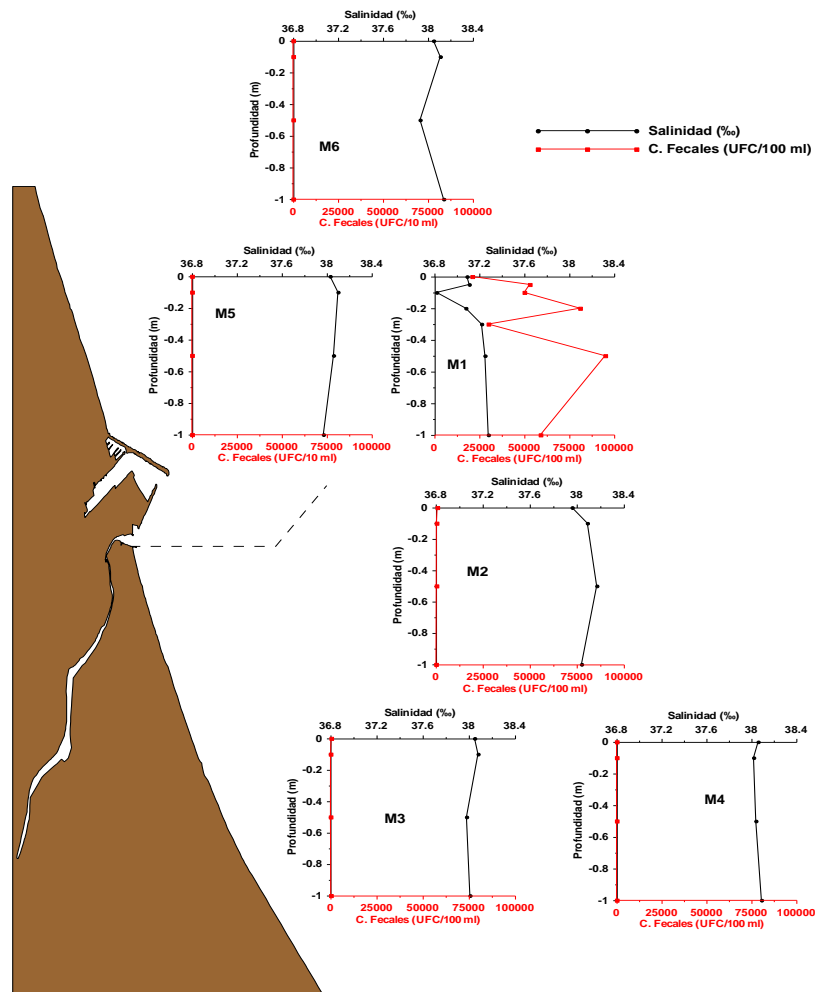


Figura 4.96. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

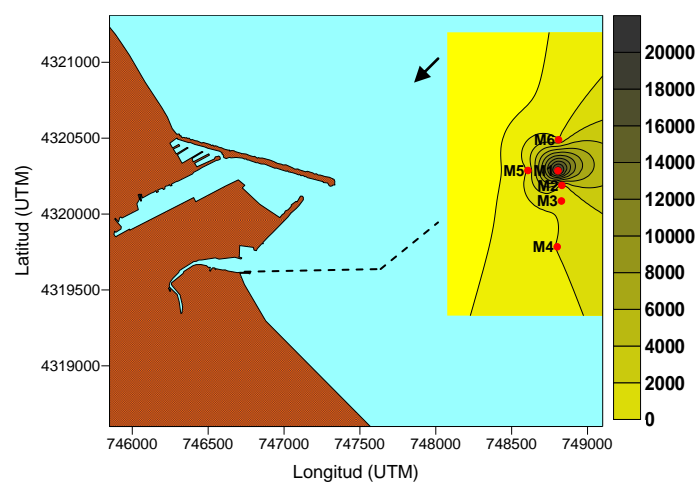


Figura 4.97. Distribución espacial de los Coliformes Fecales (UFC/100 ml) en superficie para la campaña Gandía II.

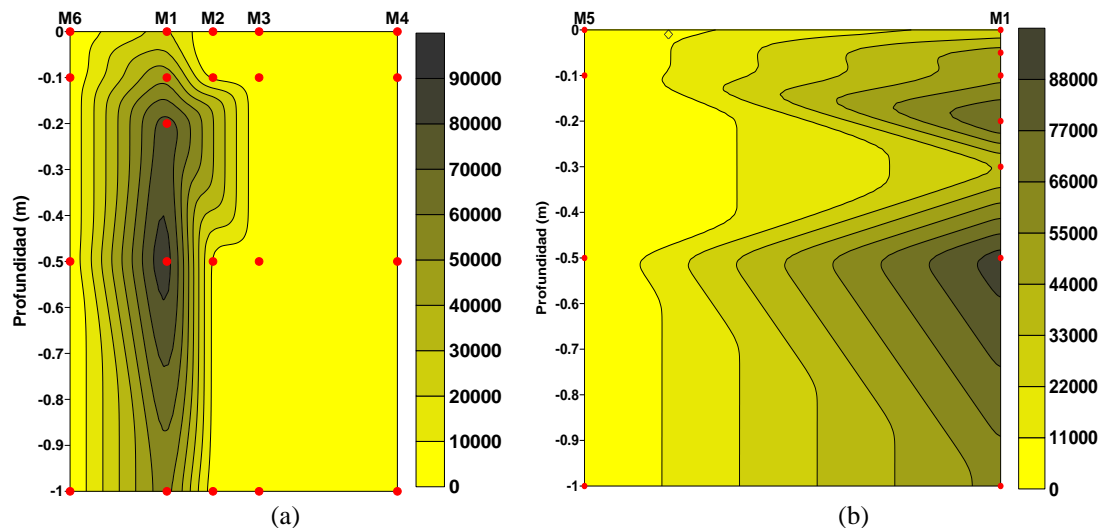


Figura 4.98. Corte vertical de los Coliformes Fecales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

Los perfiles verticales de estas estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.99. En la estación M1, las concentraciones más altas están ligeramente por debajo de la superficie, a 0.5 m de profundidad, debido al efecto que la radiación solar ejerce al disminuir la concentración de estas bacterias. Desde la superficie hasta este punto, se observan una serie de fluctuaciones en las concentraciones de esta estación, que finalmente disminuyen hasta alcanzar las concentraciones más bajas a 1 m de profundidad.

La estación que presenta las concentraciones más bajas a lo largo de la columna de agua es la estación M5, sin embargo, en el fondo, los valores en este punto son más altos que en la superficie. Por otro lado, en las estaciones M2, M3 y M6, las concentraciones más altas están en la superficie, mientras que en la estación M4 se observan a 0.5 m de profundidad.

Por otro lado, en la figura 4.100, se muestra la distribución espacial en superficie para éstos microorganismos, donde puede observarse que la estación M1 es la que tiene las concentraciones más altas.

En el análisis del transecto N-S (Fig. 4.101a), se puede apreciar un comportamiento similar al de los coliformes fecales, en donde de nuevo se distingue la presencia de una pluma que tiene las mayores concentraciones en la estación M1 a 0.5 m de profundidad, donde la radiación solar no puede afectarles. Se observa también un ligero desplazamiento de la pluma hacia la estación M2 por debajo de la superficie, que pudo ser ocasionado por alguna corriente de la zona. En las otras estaciones, las concentraciones son más bajas.

En el transecto E-W (Fig. 4.101b) solo se representan las estaciones M5 y M1, debido a que en la estación M8 estas bacterias no fueron analizadas. En este corte se distinguen las concentraciones más altas en la estación M1 a lo largo de toda la distribución.

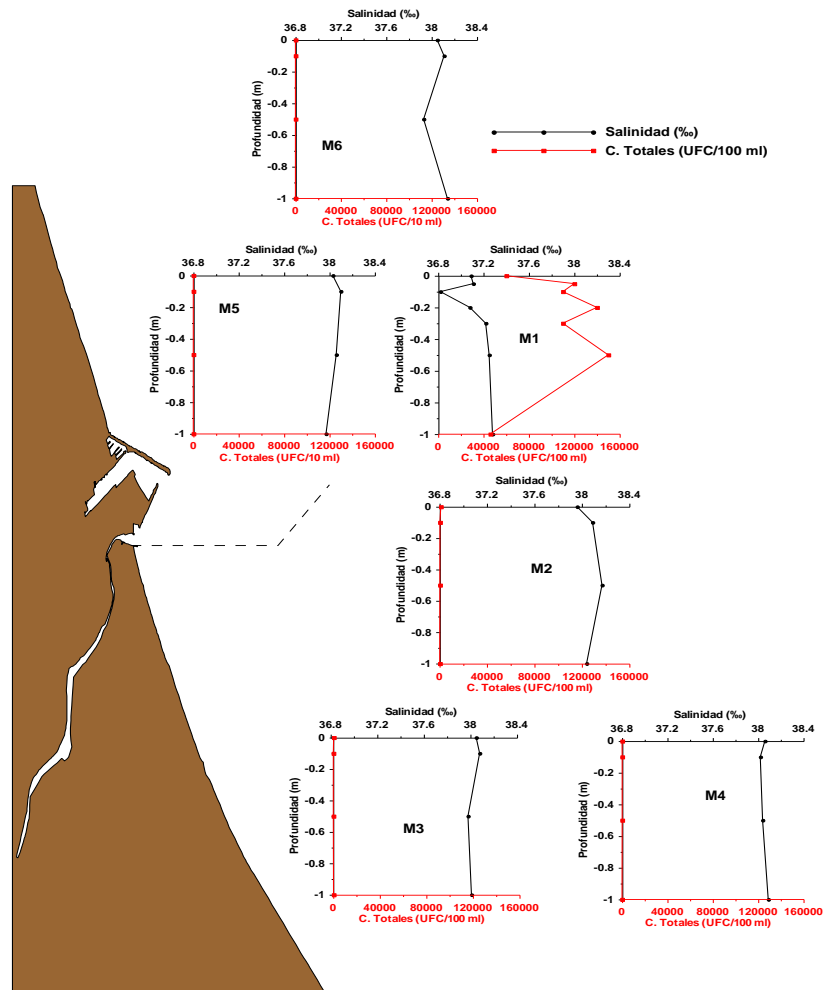


Figura 4.99. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

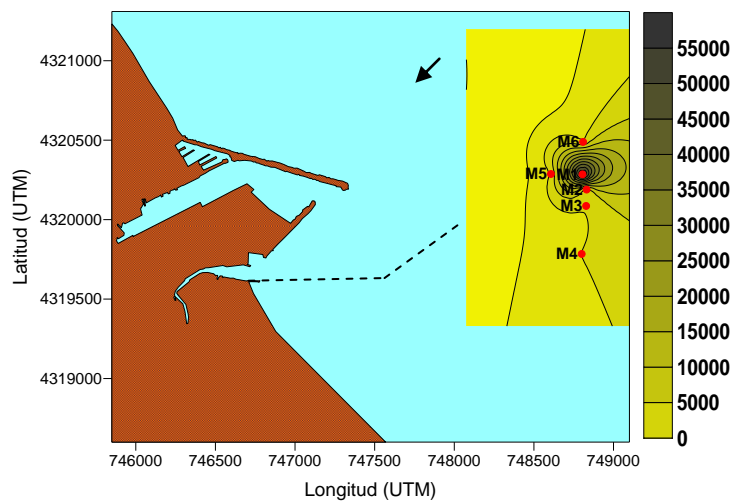


Figura 4.100. Distribución espacial de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) en superficie para la campaña Gandía II.

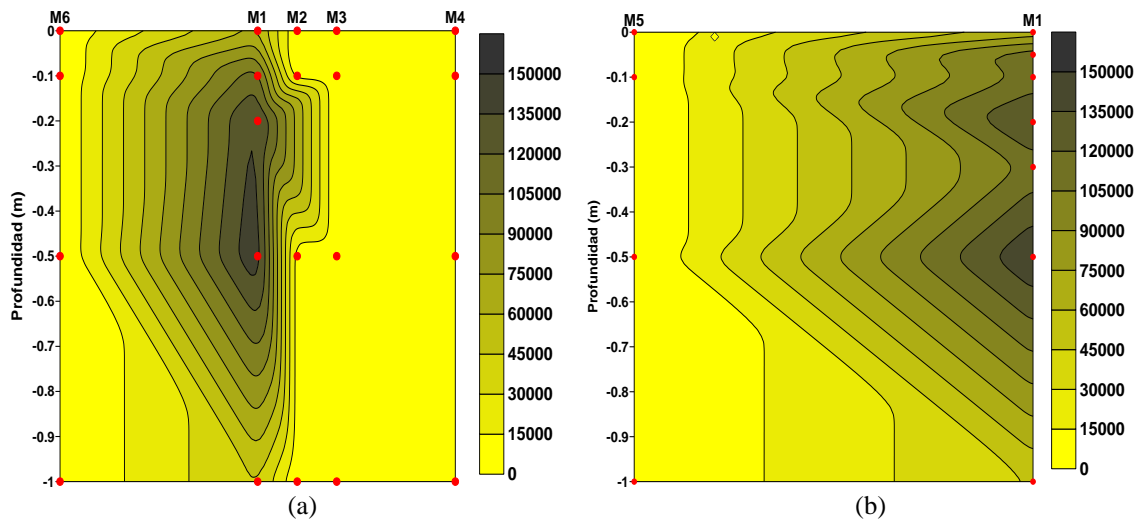


Figura 4.101. Corte vertical de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía II. Transecto N-S (a) y Transecto E-W (b).

4.2.2.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, los enterococos han sido analizados en las estaciones M1, M2, M3 y M4, siendo en la estación M1 donde las concentraciones son más altas a lo largo de toda la columna de agua con un rango de variación de 1300 – 2800 UFC/100 ml, siendo también el punto donde se registran las máximas concentraciones en la superficie en comparación con las otras estaciones (M1 [1300 UFC/100 ml] > M2 [8 UFC/100 ml] > M3 [6 UFC/10 ml] > M4 [5 UFC/100 ml]).

Estas concentraciones han sido comparadas con los valores que establece la Directiva Europea, para este tipo de microorganismos, en zonas de baño, un valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y un valor guía de 100 UFC/100 ml, con el objetivo de establecer una referencia sobre el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido.

En la figura 4.102 se representan los perfiles verticales de estos microorganismos junto con los perfiles de salinidad. En esta figura se observa que el perfil en la estación M1 presenta una serie de fluctuaciones desde la superficie hasta 0.3 m de profundidad donde alcanza las concentraciones máximas, para después volver a disminuir hasta 0.5 m de profundidad (21000 UFC/100 ml) y finalmente aumentar hasta 1 m de profundidad (26000 UFC/100 ml). Por otro lado, en los perfiles de las estaciones M2 (1 - 9 UFC/100 ml), M3 (1 - 6 UFC/100 ml) y M4 (2 – 15 UFC/100 ml), se observan concentraciones muy bajas. En las estaciones M2 y M4 los valores más altos están por debajo de la superficie, a 0.1 m de profundidad, debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas, mientras que en la estación M3 la concentración más alta está en la superficie.

En la figura 4.103 se representa la distribución espacial en superficie de estas bacterias, donde se observa que las concentraciones más altas están en la estación M1.

En la distribución vertical, solo se ha representado el transecto N-S en la figura 4.104, debido a que en el transecto E-W no se cuenta con datos para las estaciones M5 y M8. En el transecto N-S se observan las concentraciones más altas en la estación M1 ligeramente por debajo de la capa superficial, probablemente para evitar el efecto de la radiación solar, mientras que en la estación M4 las concentraciones son las más bajas a lo largo de toda la distribución.

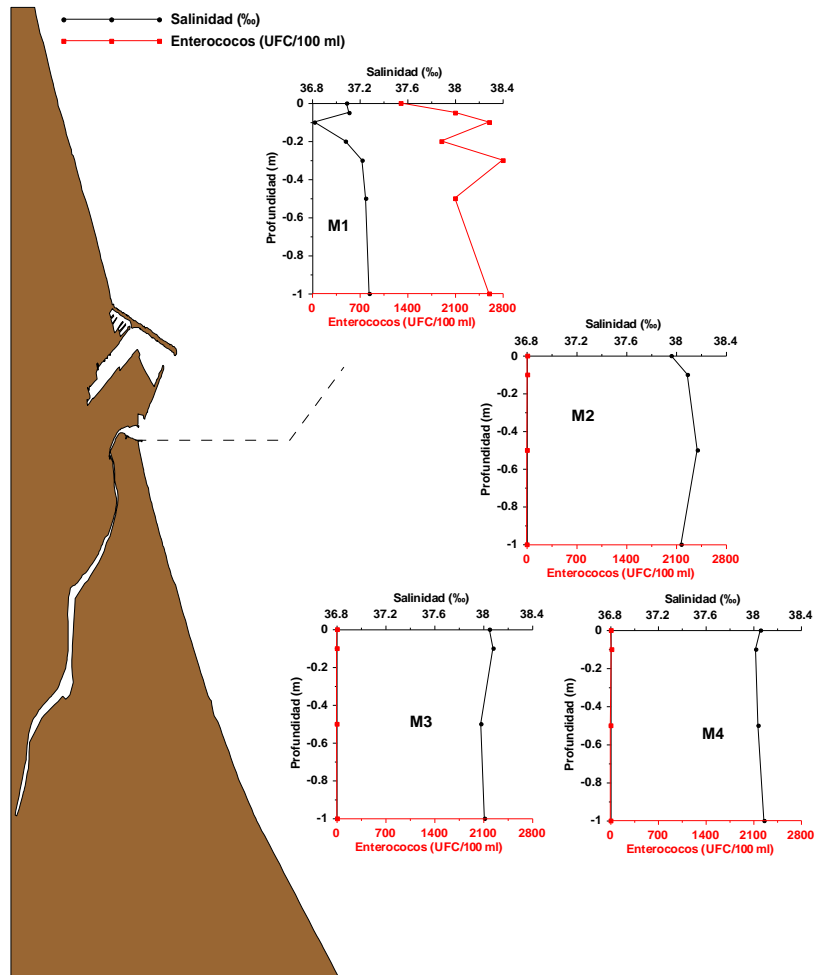


Figura 4.102. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía II.

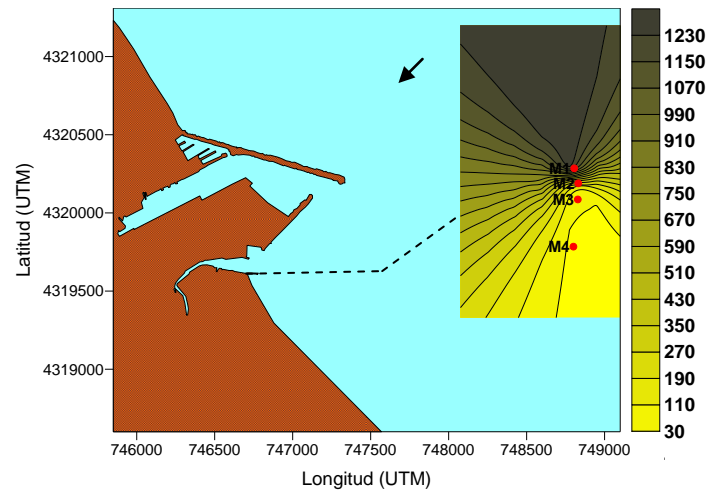


Figura 4.103. Distribución espacial de los Enterococos (UFC/100 ml) en superficie para la campaña Gandía II.

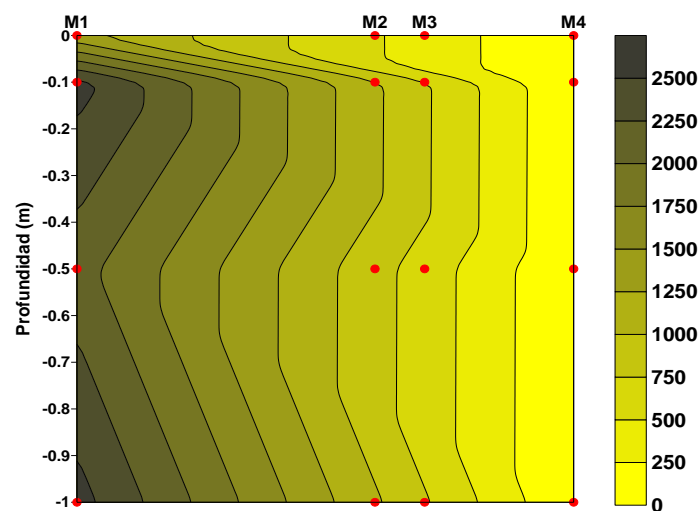


Figura 4.104. Corte vertical de los Enterococos (UFC/100 ml) para la campaña Gandía II. Transecto N-S.

4.2.3 Campaña Gandía III (29 de noviembre del 2005)

En esta tercera campaña se establecieron 3 estaciones de muestreo (M1, M0 y M2) en la zona de influencia del emisario submarino (Fig. 4.105). La toma de muestra en los 3 puntos tuvo una duración de 2 horas, iniciando el muestreo a las 13:37 de la tarde en la estación M1 y finalizando en la estación M2 a las 15:19 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron muestreados en esta campaña.

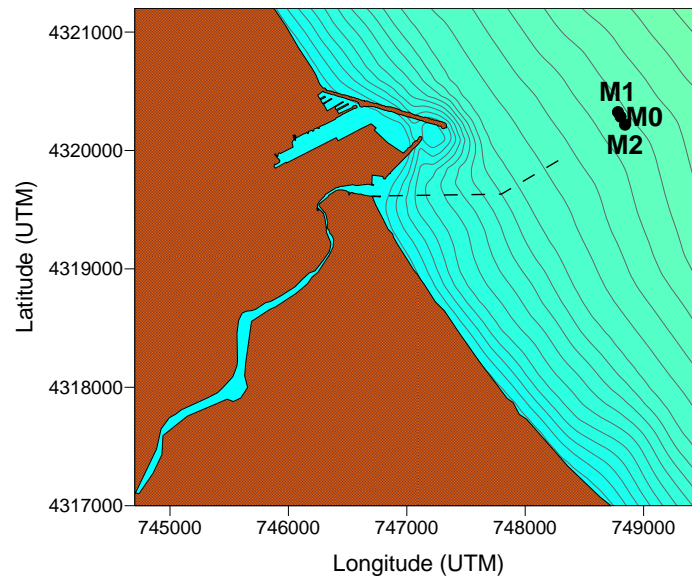


Figura 4.105. Estaciones de muestreo para la campaña Gandía III.

4.2.3.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica permanente localizada en el puerto de Oliva.

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta tercera campaña en el emisario de Gandía, la velocidad media del viento registrada en un período de 24 hrs. fue de 1.33 m/s con un rango de variación 0 - 3 m/s, mientras que la dirección media del viento se encontró con un promedio de 230.90 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.106), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 3 estaciones de esta campaña, en las que se puede determinar que durante este tiempo, el viento se encontraba soplando en dirección E-NE (71.8 grados) con una velocidad media de 1.3 m/s.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.107), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

4.2.3.2 Datos hidrodinámicos

No se cuenta con datos hidrodinámicos para esta campaña.

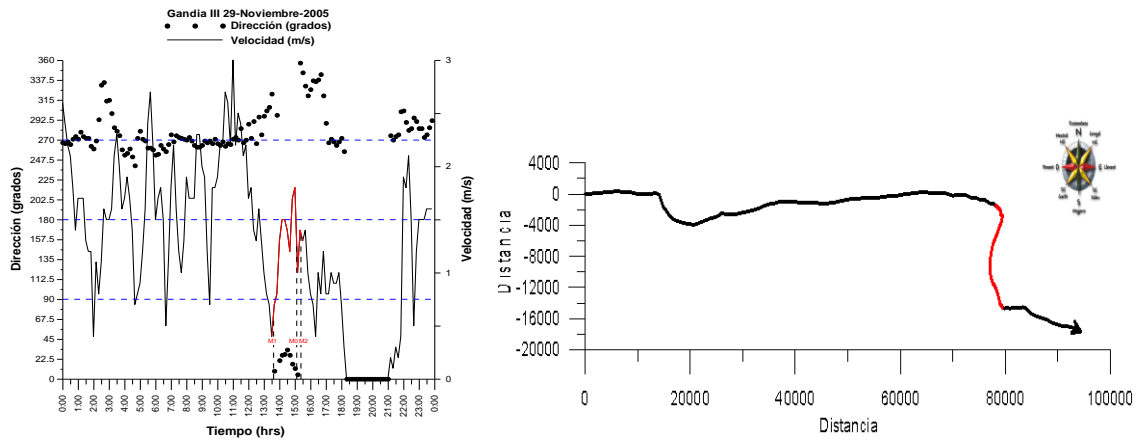


Figura 4.106. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Gandía III.

Lugar: Estación Meteorológica Oliva
 Serie analizada: 29-Noviembre-2005
 Número de datos: 144
 Frecuencia: 1 dato/10 min
 Velocidad media: 1.33 m/s

Dirección medida: 294°
 Horas de calma: 4
 Frecuencia de vientos en calma: 16.67%
 Velocidad máxima: 3 m/s

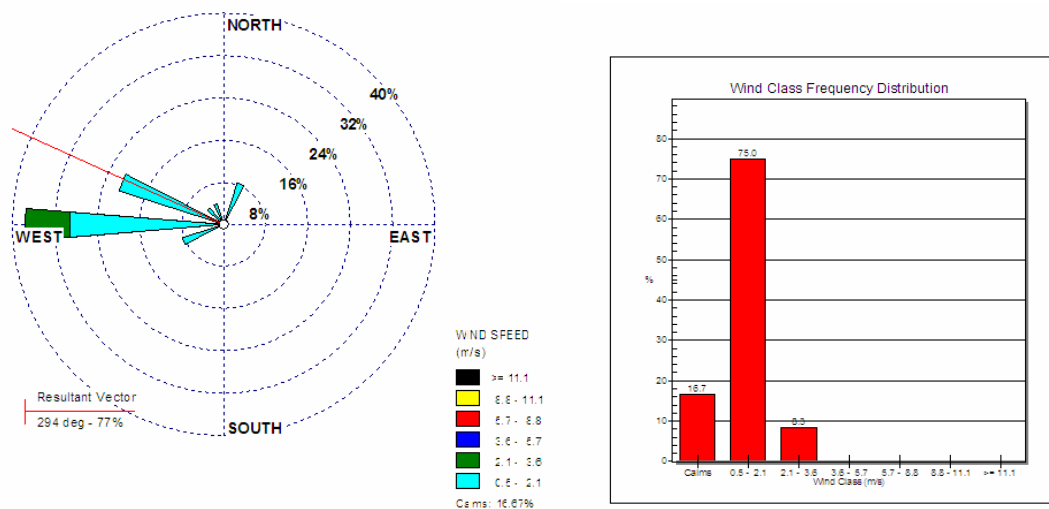


Figura 4.107. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Gandía III.

4.2.3.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 26 muestras de agua repartidas entre las 3 estaciones muestreadas y a diferentes profundidades, donde la profundidad máxima de muestreo fue de 15 m de profundidad. El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en

cada una de las estaciones, con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representa el transecto formado por las estaciones M1, M0 y M2 (Fig. 4.105), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones.

4.2.3.3.1 Temperatura

Los datos de temperatura que se analizan en esta campaña fueron obtenidos con la sonda multiparamétrica en las estaciones M1 y M0, mientras que en la estación M2 se tomaron con el CTD. Estos datos se han representado como perfiles verticales en la figura 4.108. Igualmente, junto a estos perfiles, se han representado los perfiles de la salinidad (‰) obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS, así como también se han representado los perfiles de densidad calculados a partir de la temperatura y la salinidad.

Como puede verse en la figura 4.108, los perfiles de temperatura presentan un perfil en sentido inverso al perfil de salinidad y densidad, donde los valores en el fondo aumentan ligeramente a medida que aumenta la profundidad. En la estación M1 (17.07 – 17.18°C), localizada en la parte norte de la zona de influencia del vertido, el perfil presenta una cierta homogeneidad a lo largo de la columna de agua, mientras que en el fondo hay un ligero aumento de los valores alcanzando los máximos de temperatura para este punto. Por otro lado, en la estación M0 (16.94 – 17.18°C), ubicada en el punto donde se produce la primera mezcla del vertido de aguas residuales con el medio receptor, es decir, sobre la salida del emisario submarino, el perfil presenta una disminución de la temperatura desde la superficie (17.09°C) hasta 5 m de profundidad donde se alcanzan los valores más bajos, que posteriormente aumentan ligeramente con el incremento de la profundidad. Finalmente en la estación M2 (15.98 – 16.40°C), ubicada en la parte sur de la zona de influencia del vertido, se registran los valores de temperatura más bajos y el perfil primero tiene un aumento desde la superficie (15.98°C) hasta 1 m (16.20°C), luego los valores disminuyen hasta 5 m de profundidad (16.10°C) y finalmente tienen otro ligero aumento con la profundidad, alcanzando en el fondo los valores más altos para esta estación.

En la superficie, la estación M2 es la que presenta el valor más bajo de temperatura en comparación con las otras dos estaciones (M2 [15.98°C] < M0 [17.09°C] = M1 [17.09°C]). Esta distribución espacial de la temperatura superficial puede observarse en la figura 4.109.

De forma general, la variación de la temperatura que se observa, desde la capa superficial hasta el fondo comprende un rango de valores de 15.98 – 17.18°C, mientras que en el fondo la temperatura se encuentra con valores entre 16.40 y 17.18°C.

4.2.3.3.2 Densidad

En esta campaña, los perfiles de densidad (Fig. 4.108) tienen un comportamiento muy similar y casi idéntico a los perfiles de salinidad y en sentido inverso a la temperatura en las tres estaciones. En la estación M1 (1026.89 – 1027.48 Kg/m³), hay una disminución en los valores desde la superficie (1027.15 Kg/m³) hasta 0.2 m de profundidad, donde se alcanzan los niveles más bajos, que posteriormente tienen un ligero aumento con la profundidad, siendo un perfil casi idéntico al de salinidad, con valores más altos en el fondo.

Por otro lado, en la estación M0 (1026.58 – 1027.30 Kg/m³), el comportamiento de la densidad vuelve a ser similar al de la salinidad, reflejando un aumento de los valores desde la superficie (1026.58 Kg/m³) hasta 5 m de profundidad (1027.24 Kg/m³), después disminuye hasta los 10 m, alcanzando valores muy cercanos al valor superficial, y finalmente aumentando con el incremento de la profundidad. En este punto se distingue que la temperatura mantiene una relación inversa con el perfil de densidad. Finalmente en la estación M2 (1027.34 – 1027.67 Kg/m³), el perfil de la densidad, al igual que en las estaciones M1 y M0, vuelve a ser muy similar al de la salinidad, donde los valores primero disminuyen desde la superficie (1027.51 Kg/m³) hasta 0.5 m de profundidad (1027.34 Kg/m³) y después aumentan hasta los 10 m de profundidad (1027.67 Kg/m³). A partir de este punto, hay otra ligera disminución de los valores con el aumento de la profundidad.

De esta manera, las masas de agua con menor densidad en esta campaña, se encontraron en la superficie, mientras que en el fondo, las masas de agua son más densas.

4.2.3.3.3 Salinidad

En esta campaña, la estación M0 es la que presenta las concentraciones de salinidad más bajas a lo largo de toda la columna de agua (36.42 - 37.46 ‰) y en comparación con los otros puntos (36.82 – 37.70‰ en la estación M1 y 37.13 – 37.59‰ en la estación M2). También es la estación donde se observa la concentración de salinidad superficial más baja (M0 [36.42‰] < M1 [37.15‰] < M2 [37.29‰]). Esto puede deberse a que se encuentra ubicada sobre la salida del emisario submarino y por lo tanto posee mayor influencia de agua de menor salinidad que es vertida por el emisario.

En los perfiles de salinidad que se presentan en la figura 4.108, se aprecia que en todas las estaciones la salinidad aumenta con la profundidad. El perfil en la estación M0 tiene un incremento de los valores desde la superficie hasta 5 m de profundidad (37.26‰), luego la concentración disminuye hasta 10 m (36.62‰) para finalmente aumentar con la profundidad y alcanzar en el fondo las concentraciones más altas. Por otro lado, en la estación M1, desde la superficie (37.15‰) hasta 0.2 m de profundidad se observa una ligera disminución de los valores (36.82‰), que posteriormente aumentan con la profundidad, encontrando de nuevo en el fondo las concentraciones más altas. Finalmente, en la estación M2, el perfil presenta una ligera disminución de la

salinidad desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (37.13‰), después hay un aumento de los valores hasta 10 m, donde se alcanza el valor de salinidad más alto, que después disminuye ligeramente con el aumento de la profundidad.

La distribución espacial vertical para la salinidad se representa en la figura 4.110b. En este corte se distingue la presencia de una pluma de agua de menor salinidad en la estación M0 que corresponde al agua residual vertida por el emisario submarino. A 10 m de profundidad se aprecia un punto de menor concentración que puede formar parte de ésta pluma y que se encuentra ascendiendo a la superficie. Por otro lado, las mayores concentraciones a lo largo de la columna de agua se observan en la estación M2, mientras que en la estación M1 las concentraciones son más altas en el fondo.

En la superficie se aprecian las menores concentraciones sobre la estación M0, sugiriendo un desplazamiento de la pluma hacia la estación M2. La distribución espacial en superficie para los valores de salinidad pueden observarse en la figura 4.110a.

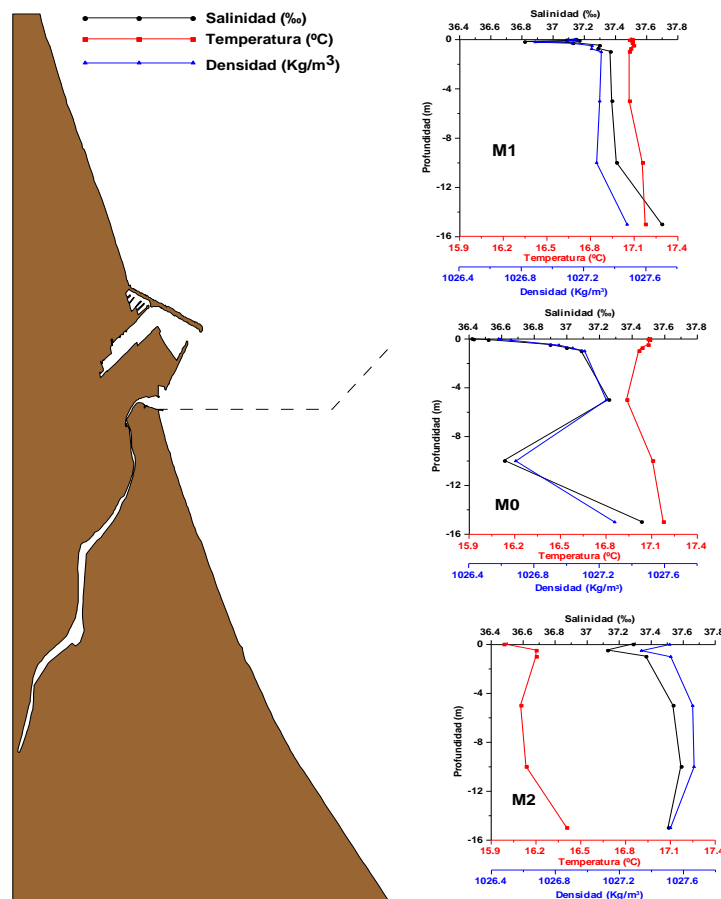


Figura 4.108. Perfiles de Temperatura (°C), Salinidad (‰) y Densidad (Kg/m³) para la campaña Gandía III.

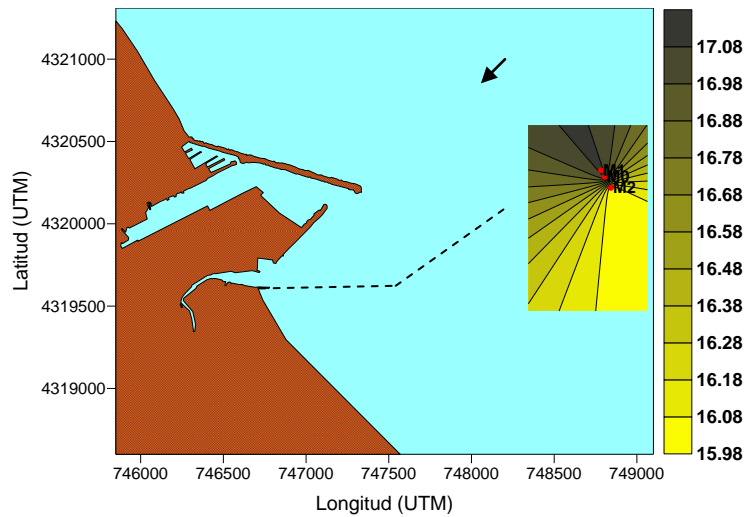


Figura 4.109. Distribución espacial de la Temperatura (°C) superficial en la campaña Gandía III.

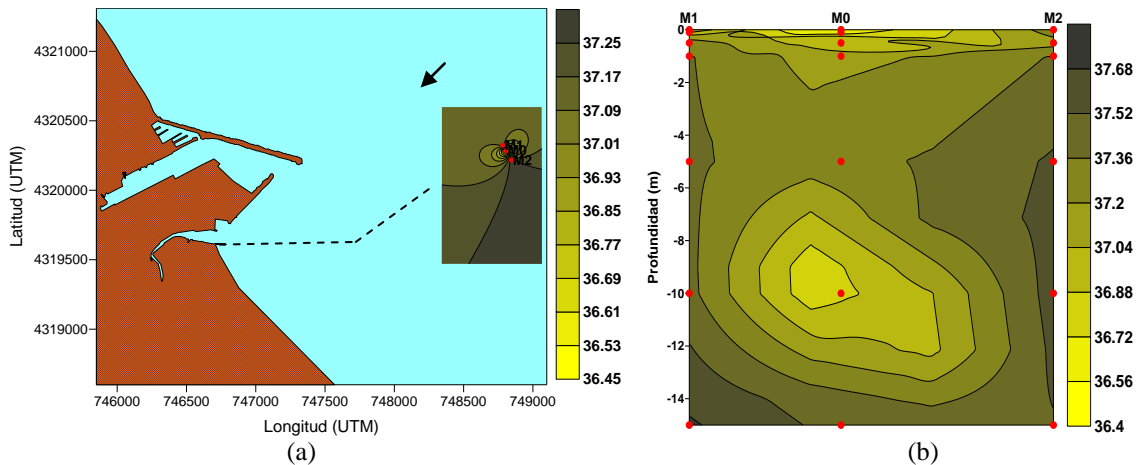


Figura 4.110. Distribución espacial de la Salinidad (‰) en superficie (a) y corte vertical de la Salinidad (b) para la campaña Gandía III.

4.2.3.3.4 Amonio

En esta campaña, el comportamiento del amonio presenta, en todas las estaciones, una distribución inversa a la salinidad como puede verse en la figura 4.111 donde se presentan los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad en las 3 estaciones muestreadas.

Los valores más altos de este nutriente fueron encontrados en la estación M0 (0.3 - 13.7 $\mu\text{mol/L}$), ubicada sobre la salida del emisario, que también es la que presenta el valor superficial más alto en comparación con las otras dos estaciones (M0 [12.4 $\mu\text{mol/L}$] > M1 [6.8 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [3.3 $\mu\text{mol/L}$]). Por lo tanto, las altas concentraciones registradas en M0 pueden ser consecuencia del vertido del emisario submarino.

El perfil vertical (Fig. 4.111) en estas 3 estaciones (M1, M0 y M2), muestra una disminución de la concentración de amonio con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación M1 (0.05 – 7.2 $\mu\text{mol/L}$) el perfil presenta pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 0.3 m de profundidad (6.5 $\mu\text{mol/L}$), para después disminuir con el incremento de la salinidad y la profundidad, obteniendo menores concentraciones en el fondo. Por otro lado, en la estación M0, donde se encuentran las concentraciones más altas, primero se observa una disminución desde la superficie hasta 5 m de profundidad (7.7 $\mu\text{mol/L}$) donde después hay un incremento de la concentración hasta los 10 m de profundidad alcanzando los valores máximos que coinciden con el punto de menor salinidad, disminuyendo finalmente con el incremento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación M2 (0.05 – 3.3 $\mu\text{mol/L}$), donde las concentraciones son más bajas, hay una disminución de los valores desde la superficie hasta el fondo con el incremento de la salinidad y la profundidad.

Al observar la distribución vertical de este parámetro (Fig. 4.112b), se distingue la presencia de una pluma con altas concentraciones de amonio en la estación M0, que puede provenir del vertido del emisario submarino. A 10 m de profundidad, donde anteriormente se alcanzaron concentraciones bajas de salinidad, se aprecia una masa de agua de mayor concentración que puede formar parte de esta pluma y que se encuentra ascendiendo a la superficie. En el fondo, las concentraciones de amonio, tanto en la estación M1 como en la estación M2, son más bajas, mientras que en la superficie, se observan altas concentraciones sobre la estación M0, alcanzando a la estación. La distribución espacial en superficie para los valores de amonio puede observarse en la figura 4.112a.

4.2.3.3.5 Nitrito

La concentración del nitrito en esta campaña presenta un rango de variación menor al del amonio, aunque está altamente relacionado con él. Las máximas concentraciones de este nutriente se han encontrado, al igual que como ocurre con el amonio, en la estación M0 con valores de 0.43 – 8.80 $\mu\text{mol/L}$. Igualmente, es en esta estación donde se registran las máximas concentraciones en la superficie, en comparación con las otras dos estaciones (M0 [4.29 $\mu\text{mol/L}$] > M1 [2.22 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [1.29 $\mu\text{mol/L}$]). La distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.114a.

Desde la superficie hasta el fondo el nitrito presenta una disminución de la concentración con el aumento de la salinidad. Ésta distribución puede verse en la figura 4.113, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito y los perfiles de salinidad en las 3 estaciones muestreadas.

En la estación M1 (0.33 – 2.22 $\mu\text{mol/L}$), el perfil presenta una serie de pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 0.3 m de profundidad (1.96 $\mu\text{mol/L}$), y después hay una disminución de los valores con el incremento de la salinidad y la profundidad, siendo en el fondo donde las concentraciones son más bajas. Por otro lado, en la estación M0, donde los valores son más altos en comparación con las otras dos estaciones, nuevamente se observa un perfil en sentido inverso al de la salinidad, teniendo desde la superficie un aumento de los valores hasta 0.1 m de profundidad (5.82 $\mu\text{mol/L}$) que después disminuyen ligeramente hasta 0.75 m de profundidad (2.51 $\mu\text{mol/L}$) y luego vuelven a aumentar hasta 1 m de profundidad (6.67 $\mu\text{mol/L}$).

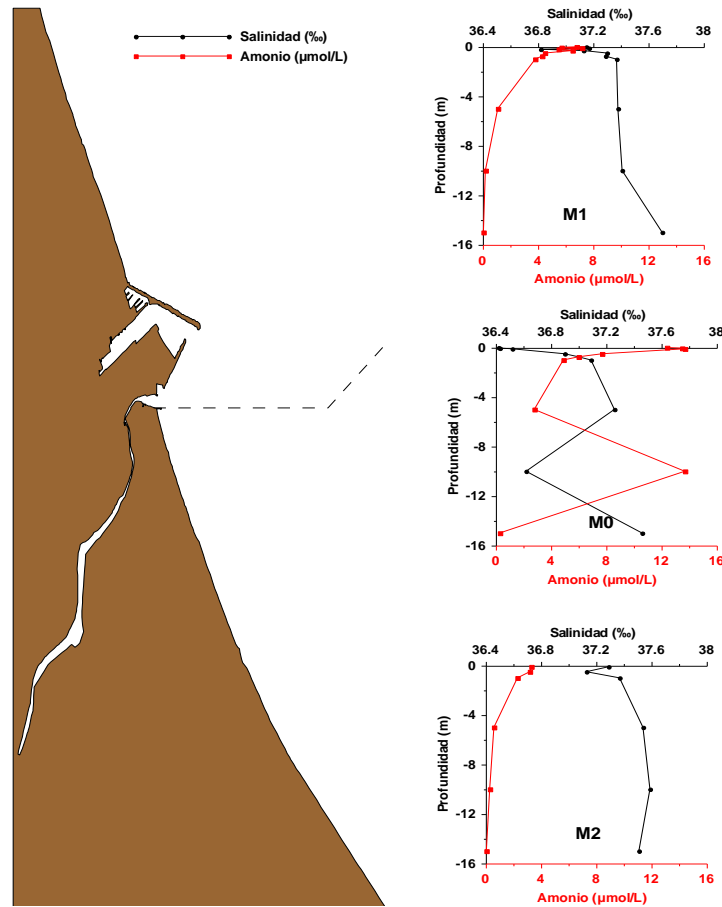


Figura 4.111. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

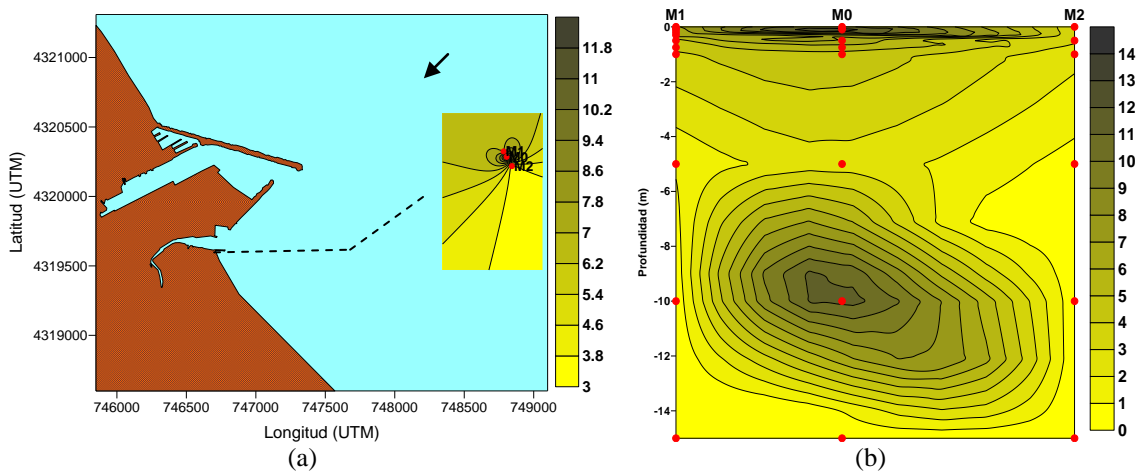


Figura 4.112. Distribución espacial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Amonio (b) para la campaña Gandía III.

Luego hay otra disminución hasta los 5 m de profundidad ($1.24 \mu\text{mol/L}$) y posteriormente aumentan hasta los 10 m de profundidad donde alcanzan los máximos de concentración ($8.80 \mu\text{mol/L}$) coincidiendo con el punto de menor salinidad anteriormente mencionado. Finalmente, los valores de nitrito disminuyen con el

incremento de la salinidad y la profundidad. Por ultimo en la estación M2, donde las concentraciones son más bajas (0.31 – 1.29 $\mu\text{mol/L}$), se presenta una distribución muy similar a la de la estación M1, con valores que disminuyen desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la salinidad y la profundidad.

Al observar la distribución vertical del nitrito en la estación M0 (Fig. 4.114b), se intuye la pluma con altas concentraciones similar a la que se observa en la distribución vertical del amonio y que puede provenir del vertido del emisario submarino. A 10 m de profundidad se aprecia una masa de agua de mayor concentración que puede ser parte de esta pluma y que se encuentra ascendiendo a la superficie. De esta forma se puede suponer que el nitrito y el amonio provienen del efluente vertido a través del emisario submarino. En el fondo, las concentraciones en las estaciones M1 y M2, son más bajas, mientras que en la superficie, se observan altas concentraciones sobre la estación M0, pasando por las estaciones M1 y M2 lo cual sugiere la presencia de la pluma que fue captada en el momento del muestreo. La distribución espacial en superficie para los valores de nitrito pueden observarse en la figura 4.114a.

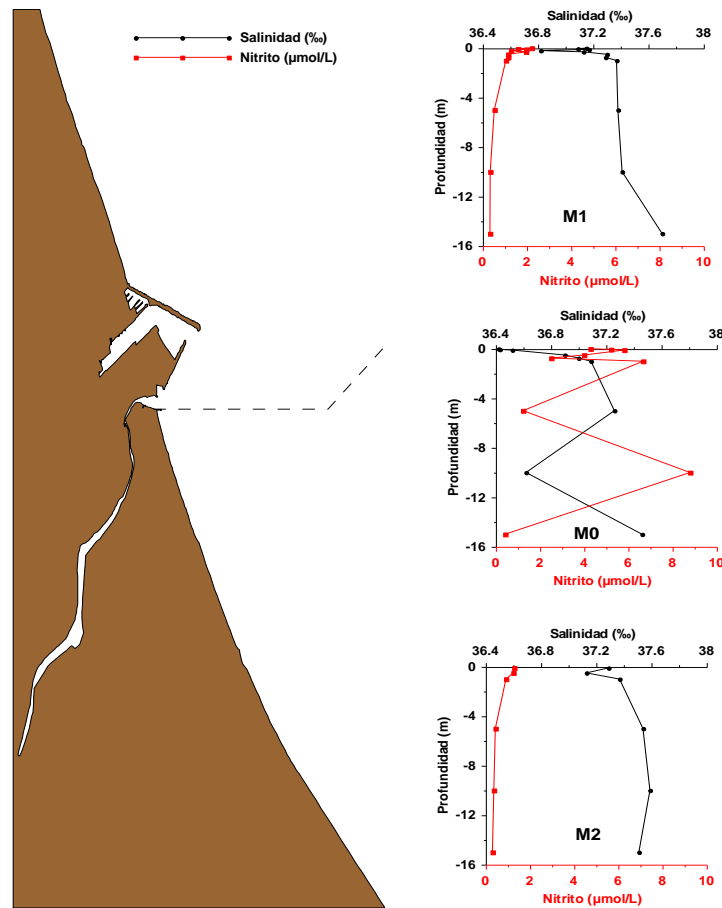


Figura 4.113. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

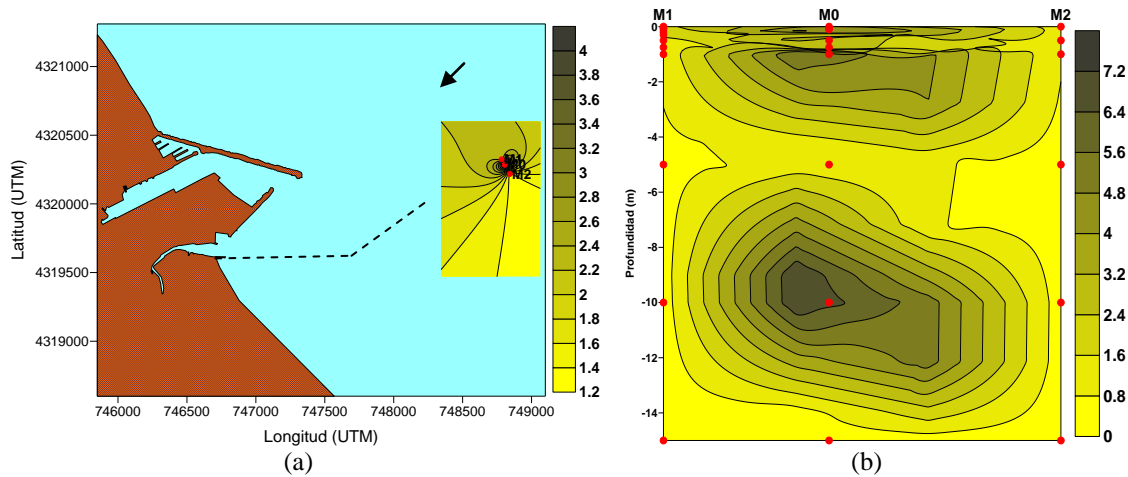


Figura 4.114. Distribución espacial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrito (b) para la campaña Gandía III.

4.2.3.3.6 Nitrito

En esta campaña, la estación en la cual se observan las máximas concentraciones de nitrato, al igual que en los otros nutrientes, es en la estación M0 ($3.9 - 21.0 \mu\text{mol/L}$), así como también es aquí donde se encuentran los valores máximos de este nutriente en la superficie, en comparación con las otras estaciones (M0 [$21.0 \mu\text{mol/L}$] > M2 [$8.5 \mu\text{mol/L}$] > M1 [$3.7 \mu\text{mol/L}$]), tal como se aprecia en la figura 4.116a.

Los perfiles verticales del nitrato se han representado junto con los de salinidad en la figura 4.115. En la estación M1 ($2.5 - 5.5 \mu\text{mol/L}$) el perfil presenta pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($3.6 \mu\text{mol/L}$), donde posteriormente aumenta hasta 5 m de profundidad alcanzando la concentración máxima.

Después hay otra ligera disminución de los valores hasta 10 m de profundidad ($3.8 \mu\text{mol/L}$) y finalmente aumenta con la profundidad y la salinidad. En la estación M0, donde se encuentran las mayores concentraciones, el perfil tiene una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($3.9 \mu\text{mol/L}$). Posteriormente, hay un aumento de los valores hasta 5 m de profundidad ($7.8 \mu\text{mol/L}$) y después vuelven a disminuir hasta 10 m de profundidad ($4.8 \mu\text{mol/L}$) para finalmente presentar otro ligero aumento con la profundidad y la salinidad. Finalmente en la estación M2 ($4.2 - 8.6 \mu\text{mol/L}$), se aprecia una ligera disminución desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($7.5 \mu\text{mol/L}$), luego se distingue un aumento hasta 1 m de profundidad ($8.6 \mu\text{mol/L}$) y por último los valores disminuyen con el aumento de la profundidad y la salinidad.

Por otro lado, al observar el corte vertical para este nutriente (Fig. 4.116b) se aprecian las mayores concentraciones en la superficie sobre la estación M0, así como también se observa un cierto transporte de la pluma hacia el suroeste debido a la acción del viento y afectando a la estación M2. Las menores concentraciones a lo largo de toda la columna de agua se encuentran en la estación M1, mientras que en la estación M2 las concentraciones son más altas, particularmente en la superficie. En la estación M0, a 5 m de profundidad, se observa la presencia de una masa de agua de mayor concentración de nitrato, siendo en este punto donde anteriormente se encontraron bajas

concentraciones de amonio ($2.8 \mu\text{mol/L}$). A 10 m de profundidad ocurre lo contrario, ya que en este punto se observan menores concentraciones de nitrato ($4.8 \mu\text{mol/L}$) siendo aquí donde anteriormente se observaron altos niveles de amonio ($13.7 \mu\text{mol/L}$), lo cual indica que se pueden estar llevando a cabo procesos biológicos a partir del exceso de amonio liberado a través del efluente y que, por lo tanto, estas concentraciones de nitrato tengan un origen bioquímico adicional al vertido. Igualmente, como ocurre en los anteriores nutrientes, se intuye la presencia de una pluma sobre la estación M0 que puede estar ascendiendo a la superficie, lo cual explicaría las altas concentraciones en esta estación así como también en la estación M2.

4.2.3.3.7 Fósforo

Al igual que ocurre con los demás nutrientes, las mayores concentraciones de fósforo fueron determinadas en la estación M0, con un rango de variación de $0.18 - 1.83 \mu\text{mol/L}$, siendo también la estación donde se encontró el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones ($M0 [1.83 \mu\text{mol/L}] > M1 [1.03 \mu\text{mol/L}] > M2 [0.56 \mu\text{mol/L}]$). Por lo tanto, las altas concentraciones en la superficie y en la estación más cercana al vertido, en este caso M0, señalan que la presencia de este nutriente en la zona es consecuencia de su liberación al medio a través del vertido del emisario submarino. La distribución superficial puede observarse en la figura 4.118a.

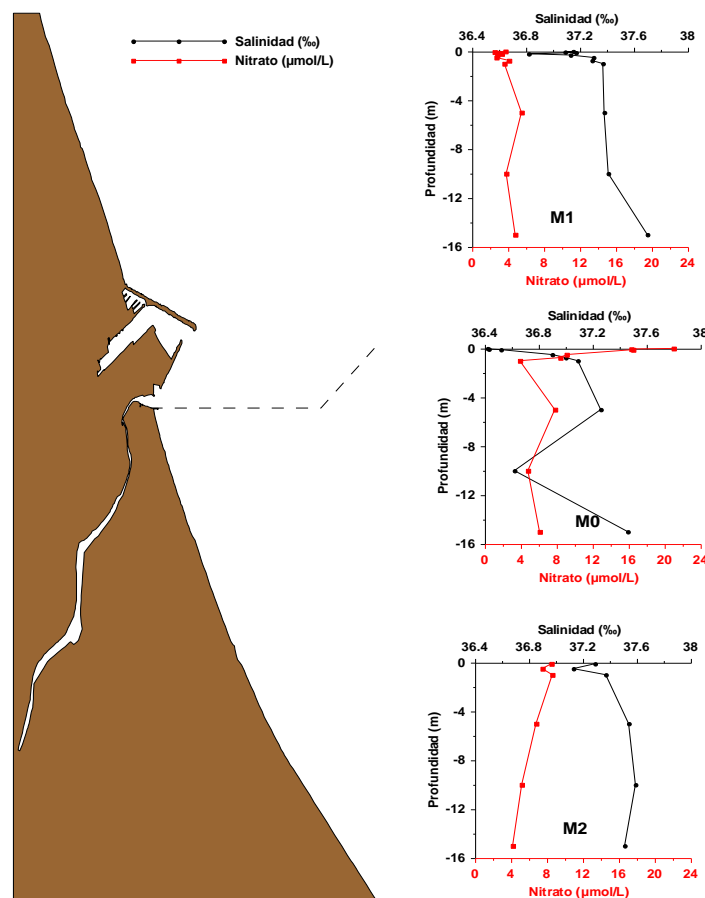


Figura 4.115. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

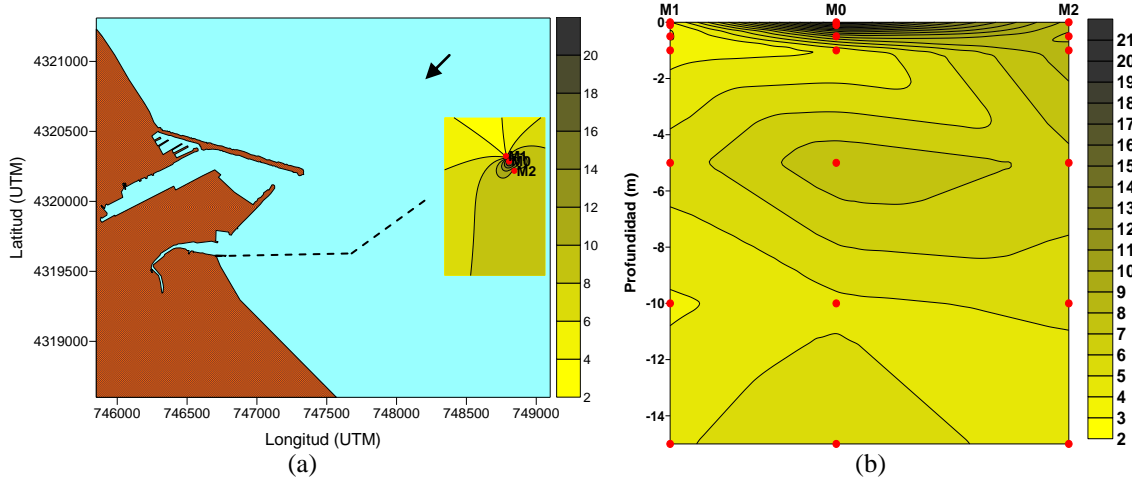


Figura 4.116. Distribución espacial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Nitrato (b) para la campaña Gandía III.

Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los perfiles de salinidad, en la figura 4.117, presentando en las tres estaciones una relación inversa con la salinidad. En la estación M1 ($0.37 - 1.03 \mu\text{mol/L}$), el perfil de este nutriente presenta pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 0.75 m de profundidad ($0.83 \mu\text{mol/L}$), después los valores disminuyen hasta 5 m de profundidad ($0.37 \mu\text{mol/L}$) y vuelven a presentar un ligero aumento en la concentración hasta los 10 m de profundidad ($0.65 \mu\text{mol/L}$). Finalmente, la concentración disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por otro lado, en la estación M0, donde las concentraciones son más altas, se aprecia una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($0.61 \mu\text{mol/L}$), para después presentar un ligero aumento hasta los 10 m de profundidad ($1.27 \mu\text{mol/L}$), donde coincide con un punto de menor salinidad. A partir de aquí, los valores disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación M2 ($0.33 - 0.63 \mu\text{mol/L}$), donde las concentraciones son las más bajas en comparación con las otras dos estaciones, el perfil tiene un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($0.63 \mu\text{mol/L}$) y posteriormente una disminución hasta 5 m de profundidad ($0.40 \mu\text{mol/L}$), para luego tener otro ligero aumento hasta 10 m ($0.63 \mu\text{mol/L}$) y finalmente disminuir con el incremento de la profundidad.

Al observar el corte vertical (Fig. 4.118b) se intuye, en la estación M0, la presencia de una pluma que está ascendiendo a la superficie y que puede provenir del vertido del emisario submarino. Las mayores concentraciones se observan en la superficie afectando a las estaciones M1 y M2. A 5 m de profundidad, en las estaciones M1 y M2 se observa la entrada de agua más limpia arrastrada por la presencia de alguna corriente de la zona y que mezcla la pluma por los costados reduciendo su concentración. Igualmente se observa, a 10 m de profundidad y en la estación M0, un punto de máxima concentración similar al que se ha observado en los anteriores nutrientes, y que puede ser una masa de agua que forme parte de esta pluma de agua residual que se encuentra ascendiendo a la superficie.

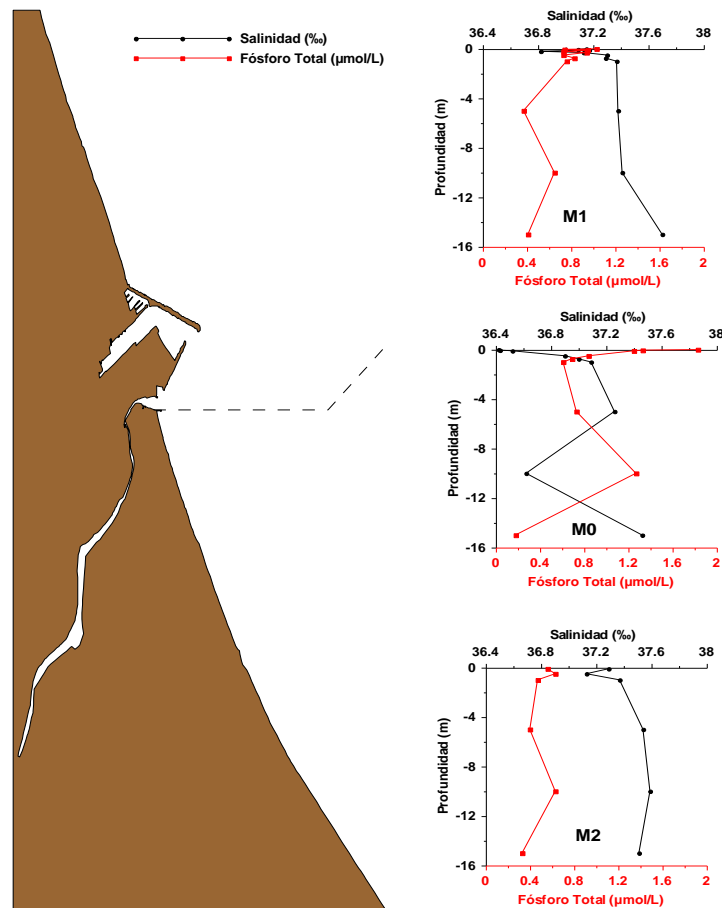


Figura 4.117. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

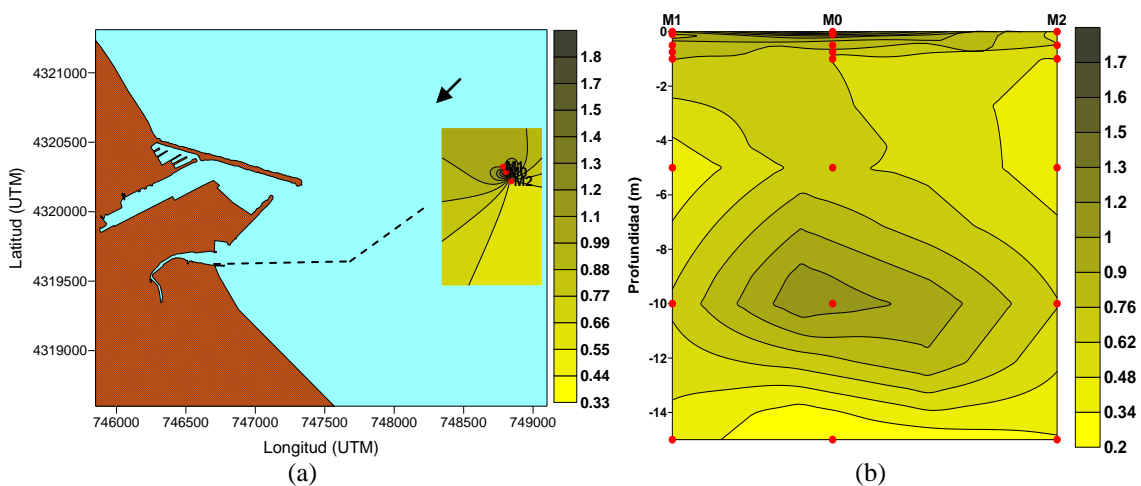


Figura 4.118. Distribución espacial del Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical del Fósforo (b) para la campaña Gandía III.

4.2.3.3.8 Ácido Ortosilícico

Nuevamente, como ocurre con los anteriores nutrientes, es en la estación M0 donde se presentan las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña, con valores que van desde 1.07 a 9.2 $\mu\text{mol/L}$, siendo también la estación con la concentración superficial más alta (Fig. 4.120a) en comparación con el resto de las estaciones (M0 [9.2 $\mu\text{mol/L}$] > M2 [3.3 $\mu\text{mol/L}$] > M1 [2.8 $\mu\text{mol/L}$]).

En la figura 4.119, se representan las distribuciones verticales del ácido ortosilícico en las 3 estaciones de esta campaña junto con la distribución de la salinidad. En la estación M1 (1.4 – 2.8 $\mu\text{mol/L}$), el perfil presenta pequeñas fluctuaciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad (1.8 $\mu\text{mol/L}$) donde después hay un aumento de los valores hasta 5 m de profundidad (2.5 $\mu\text{mol/L}$) que posteriormente disminuyen hasta 10 m de profundidad (1.4 $\mu\text{mol/L}$) y finalmente los valores aumentan ligeramente con la profundidad. En la estación M0, donde se observan las concentraciones más altas, el perfil a lo largo de la columna de agua tiene un comportamiento inverso con la salinidad. Primero, los valores disminuyen desde la superficie hasta 5 m de profundidad (3.6 $\mu\text{mol/L}$), para después presentar un aumento hasta 10 m de profundidad (6.7 $\mu\text{mol/L}$) donde coincide con el punto de menor salinidad, y finalmente los valores disminuyen en función del aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación M2 (1.7 – 3.3 $\mu\text{mol/L}$), también se observa un perfil con una relación inversa con la salinidad, presentando desde la superficie una disminución de los valores con el aumento de la profundidad y la salinidad.

En el corte vertical (Fig. 4.120b) se aprecian las mayores concentraciones sobre la estación M0, así como también se puede intuir la presencia de una pluma que puede estar ascendiendo a la superficie sobre este punto. A 10 m de profundidad se distingue de nuevo una masa de agua de mayor concentración similar a la observada en los anteriores nutrientes y que puede ser parte de dicha pluma proveniente del emisario. Por otro lado, en la estación M1, se observan las concentraciones más bajas, mientras que en la superficie, se intuye un transporte de la pluma desde la estación M0 hacia la estación M2, que puede ser ocasionado por la acción del viento.

4.2.3.3.9 Clorofila *a*

En esta campaña, las mayores concentraciones de clorofila *a* fueron observadas en la estación M1, con un rango de valores que van desde 1.28 a 1.71 mg/m^3 , siendo también aquí donde se presentan las mayores concentraciones en la superficie en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (M1 [1.71 mg/m^3] > M0 [1.69 mg/m^3] > M2 [1.52 mg/m^3]). Por lo tanto, se puede establecer que este parámetro no se encuentra relacionado directamente con el vertido, ya que las concentraciones más bajas de clorofila se observaron en la estación M0, que es la que ha reflejado las mayores concentraciones de todos los nutrientes analizados anteriormente, así como su ubicación también implica que sea la estación que tiene la mayor influencia de dicho vertido. La distribución espacial en la superficie para la clorofila se ha representado en la figura 4.122a.

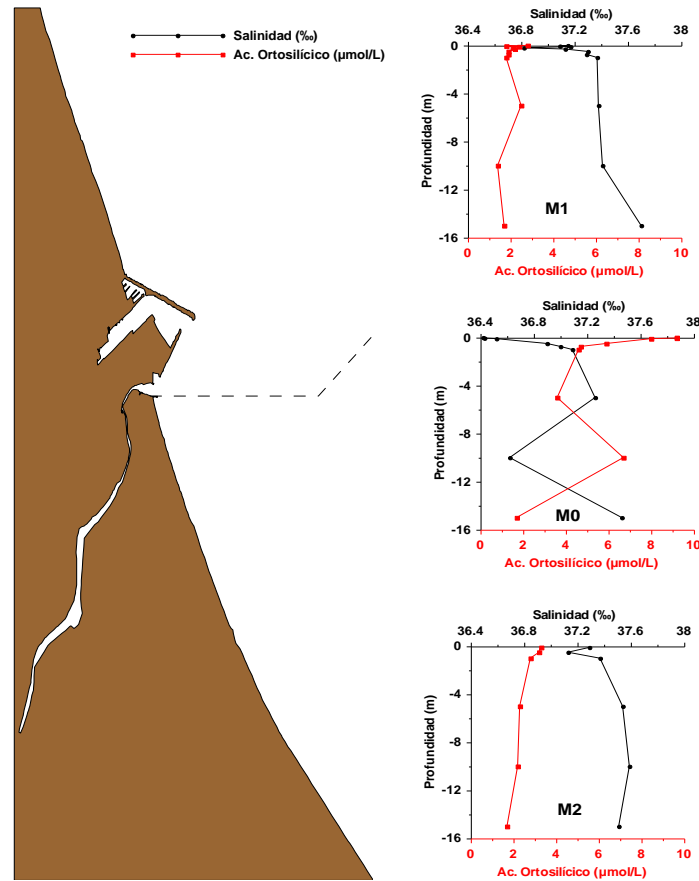


Figura 4.119. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

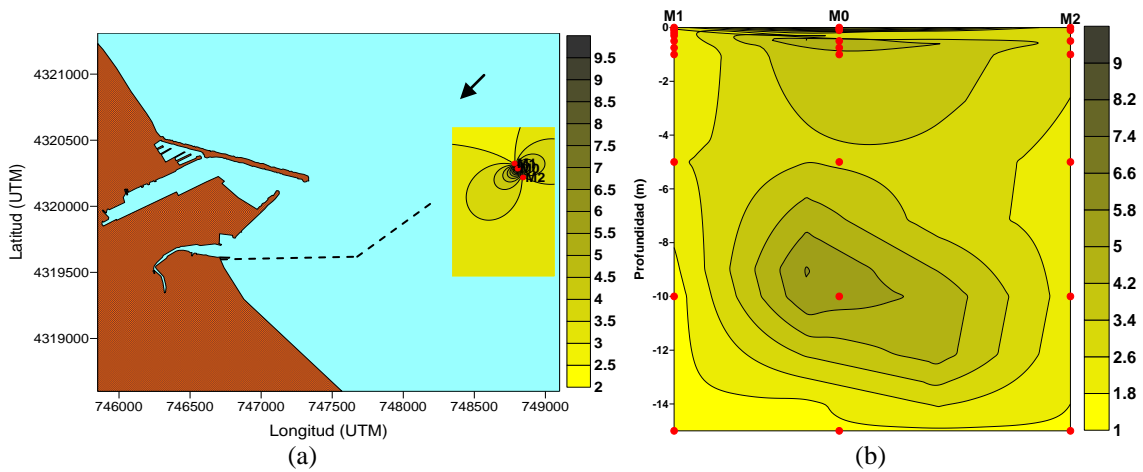


Figura 4.120. Distribución espacial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía III.

Por otro lado, las distribuciones verticales de la clorofila en las 3 estaciones de esta campaña se representan en la figura 4.121 junto con la distribución de la salinidad.

En la estación M1, donde se registran las concentraciones más altas, se aprecian ligeras fluctuaciones desde la superficie hasta 1 m de profundidad (1.59 mg/m^3), posteriormente hay una disminución de los valores hasta los 10 m de profundidad (1.28 mg/m^3) y finalmente presentan un ligero aumento conforme aumenta la profundidad y la salinidad. En la estación M0 ($0.76 - 1.69 \text{ mg/m}^3$), donde las concentraciones son más bajas, el perfil presenta una ligera disminución de los valores desde la superficie hasta 0.1 m de profundidad (1.41 mg/m^3) para después aumentar hasta 5 m de profundidad (1.54 mg/m^3), donde finalmente la concentración disminuye en función del aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación M2 ($1.28 - 1.73 \text{ mg/m}^3$), las concentraciones presentan un aumento desde la superficie hasta 10 m de profundidad, donde alcanzan los valores máximos de concentración y finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad.

Al analizar el corte vertical (Fig. 4.122b), se observan concentraciones bajas en el fondo sobre la estación M0, mientras que las altas concentraciones de clorofila se observan en la superficie y específicamente en la estación M1. Por lo tanto, se puede determinar que este parámetro no se encuentra directamente relacionado con el vertido proveniente del emisario submarino. El hecho de encontrar altas concentraciones de clorofila *a* en la superficie en la estación M0, indica que este parámetro puede tener una relación con el exceso de nutrientes que han sido vertidos a través del emisario y que han alcanzado la superficie. Por lo tanto, su presencia en el medio está siendo regulada por procesos biológicos en la zona.

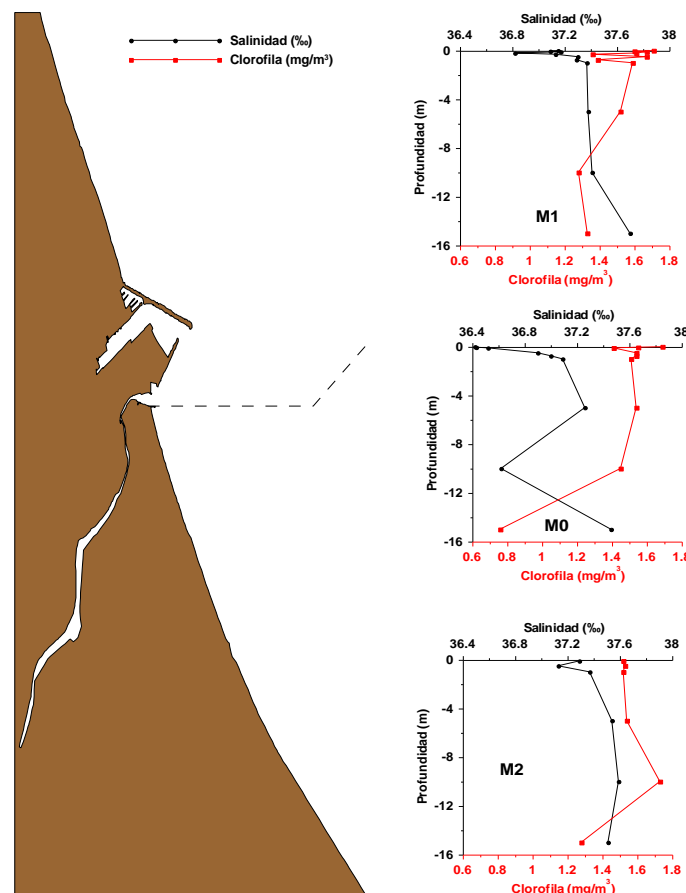


Figura 4.121. Perfiles verticales de Clorofila *a* (mg/m^3) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

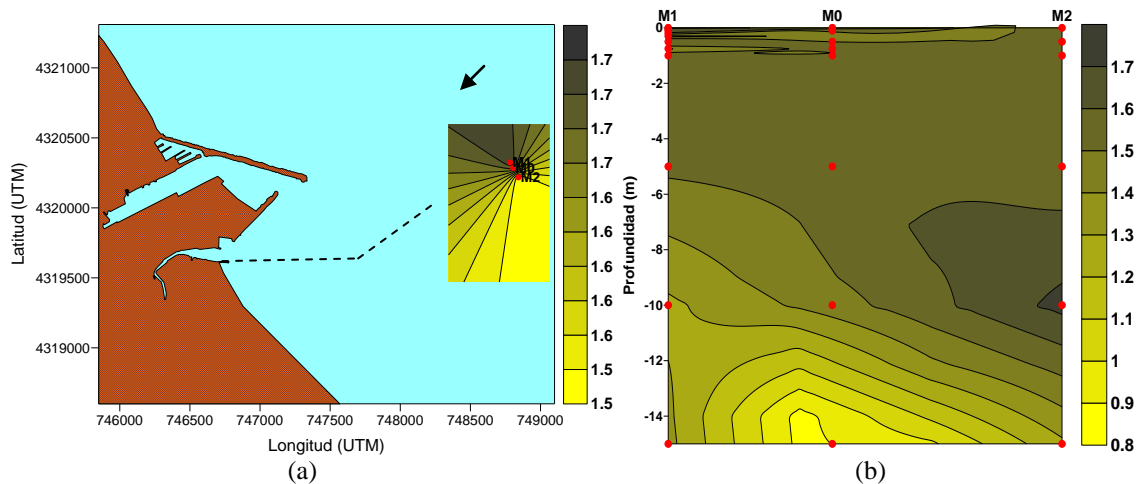


Figura 4.122. Distribución espacial de la Clorofila a (mg/m^3) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía III.

4.2.3.3.10 Coliformes Fecales

Los coliformes fecales en esta campaña no fueron determinados debido a problemas con la estufa bacteriológica en el momento de realizar el análisis en el laboratorio.

4.2.3.3.11 Coliformes Totales

Los resultados del análisis de coliformes totales en esta campaña, al igual que en los muestreos anteriores, han sido comparados con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975) para este tipo de bacterias (un valor obligatorio de 10000 UFC/100 ml y un valor guía de 500 UFC/100 ml), con la finalidad de tener una referencia sobre el nivel de contaminación, para este tipo de microorganismos, en las inmediaciones del vertido.

Por otro lado, debido a los problemas con la estufa bacteriológica en el momento de realizar el análisis, no se cuenta con valores de coliformes totales en la estación M1 a 10 y 15 m de profundidad. En la estación M0, como era de esperar, están las concentraciones más altas de estas bacterias, con un rango de valores entre 55 - 116000 UFC/100 ml. Sin embargo, en la superficie, el valor más alto se observa en la estación M1 en comparación de las otras dos estaciones (M1 [38000 UFC/100 ml] > M0 [21000 UFC/100 ml] > M2 [5000 UFC/10 ml]).

De esta forma, al igual que ocurre con los nutrientes, se puede establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido con el emisario submarino, ya que las concentraciones más altas han sido detectadas en la estación M0, la cual tiene una mayor influencia de dicho vertido.

Los perfiles verticales de las 3 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.123, ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos en el momento en que se produce el

vertido. Al comparar estos perfiles se observa que las bacterias presentan una relación inversa con la salinidad. En la estación M1 (1100 - 38000 UFC/100 ml), los máximos de concentración están en la superficie y posteriormente sufren una disminución de los valores hasta 0.05 m de profundidad (5000 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce disminuyendo la concentración de estas bacterias. Posteriormente hay un aumento de los valores hasta 0.2 m de profundidad (13000 UFC/100 ml) y después nuevamente presentan una disminución hasta 0.3 m de profundidad (3000 UFC/100 ml). Luego los valores vuelven a aumentar hasta 0.5 m de profundidad (9000 UFC/100 ml) para finalmente disminuir hasta 5 m donde se encuentran las concentraciones más bajas.

En el caso de la estación M0, las concentraciones más altas de estas bacterias se pueden encontrar a 0.75 m de profundidad, después, este valor disminuye hasta 5 m donde se encuentran las concentraciones más bajas (55 UFC/100 ml). Posteriormente el perfil presenta un ligero aumento en la concentración hasta los 10 m de profundidad (9000 UFC/100 ml) para finalmente disminuir con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación M2 (83 - 5700 UFC/100 ml), se presentan las concentraciones más bajas de estas bacterias, debido probablemente a que, por estar localizado en la parte sur, tiene poca influencia del vertido.

La concentración a 0.5 m de profundidad (5700 UFC/100 ml) es la más alta en este punto, y disminuye con el incremento de la salinidad y la profundidad. Únicamente los valores que han sido detectados en el fondo para las 3 estaciones (55 y 62 UFC/100 ml a 5 y 15 m respectivamente en la estación M0; 1100 UFC/100 ml a 5 m de profundidad en la estación M1; y 310, 83 y 420 UFC/100 ml a 5, 10 y 15 m de profundidad respectivamente en la estación M2) son más bajos que los valores que establece la Directiva Europea anteriormente mencionados para este tipo de bacterias.

En la figura 4.124a se observa la distribución espacial en superficie para éstas estaciones, donde se puede observar que M1 es la que presenta las concentraciones más altas y que la pluma en la superficie está siendo desplazada por la acción del viento hacia el sur, alcanzando a las estaciones M0 y M2.

En el análisis de la distribución vertical (Fig. 4.124b), se distinguen las mayores concentraciones en la superficie y específicamente en la estación M1, mientras que en la estación que tiene la mayor influencia del vertido, es decir en la estación M0, la concentración más alta se encuentran ligeramente por debajo de la superficie, a 0.75 m de profundidad (116000 UFC/100 ml), debido a la influencia que tiene la radiación solar al disminuir la concentración bacteriana. Igualmente, en esta estación, a 10 m de profundidad se observa una masa de agua de mayor concentración que puede formar parte del vertido que asciende a la superficie.

4.2.3.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, los enterococos, al igual que los nutrientes han presentado las mayores concentraciones en la estación M0, con un rango de variación entre 2 – 480 UFC/100 ml, siendo también en este punto donde se registran las máximas concentraciones en la superficie en comparación con las otras estaciones (M0 [210 UFC/100 ml] > M2 [78 UFC/100 ml] > M1 [69 UFC/10 ml]).

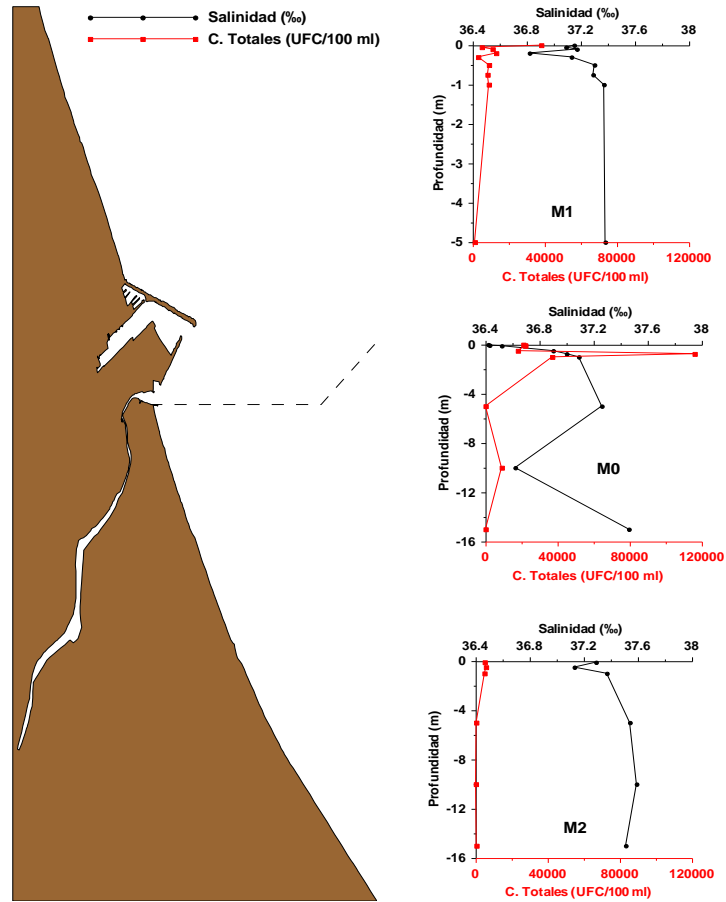


Figura 4.123. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

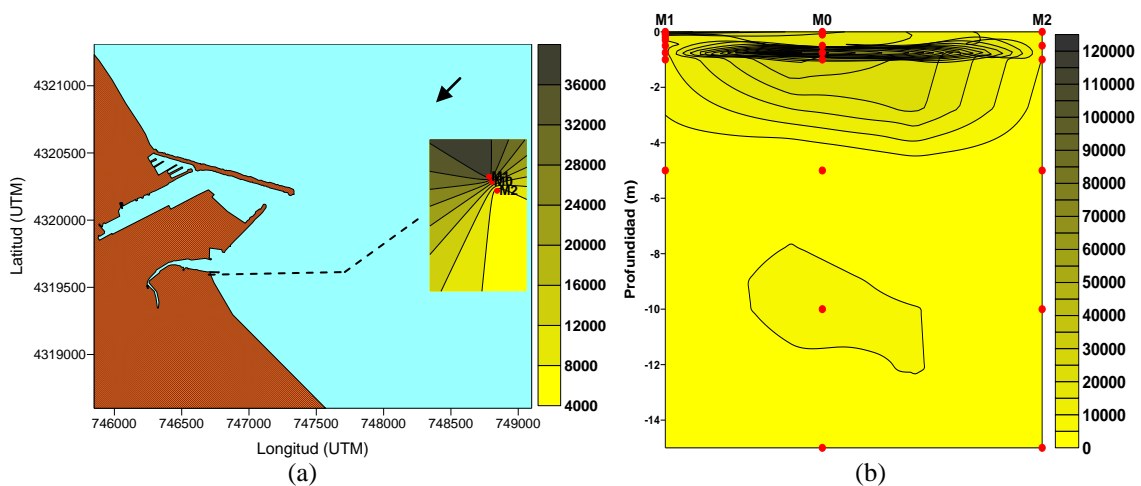


Figura 4.124. Distribución espacial de los Coliformes Totales (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía III.

Estas concentraciones han sido comparadas, al igual que en las campañas anteriores, con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño, un valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y un valor guía de 100 UFC/100 ml, con el

objetivo de establecer una referencia sobre el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido.

De esta manera, únicamente los valores en la superficie, a 0.05 m y a 0.1 m de profundidad (210, 210 y 370 UFC/100 ml respectivamente) para la estación M0 han sido más altos que el valor obligatorio, así como también para el valor guía, con excepción de los valores encontrados a 1 y 5 m de profundidad (75 y 2 UFC/100 ml respectivamente) así como también a 0.05 m de profundidad (114 UFC/100 ml) en la estación M1.

En la figura 4.125 se representan los perfiles verticales de estas bacterias junto con los perfiles de salinidad.

En los 3 perfiles se observa una relación inversa con la salinidad, aunque en la estación M0 es más notable que en las otras dos. En este punto, donde las concentraciones son más altas, se observa desde la superficie un ligero aumento de la concentración hasta 0.1 m de profundidad (370 UFC/100 ml), que posteriormente disminuye hasta 5 m de profundidad (2 UFC/100 ml) y en donde nuevamente los valores aumentan hasta los 10 m, encontrando en este punto la máxima concentración de enterococos. A 15 m de profundidad, el valor ha sido reportado como “no detectado”.

Por otro lado, en la estación M1 (9 – 114 UFC/100 ml), el valor más alto para estas bacterias se encuentra ligeramente por debajo de la superficie, a 0.05 m de profundidad (114 UFC/100 ml), luego estos valores disminuyen con la profundidad. Las concentraciones a 10 y 15 m de profundidad en esta estación no han podido ser determinadas debido a que se generaron problemas con la estufa bacteriológica. Finalmente, en la estación M2, donde las concentraciones son más bajas, el perfil presenta una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la profundidad y la salinidad. A 10 y 15 m, en este punto, los valores nuevamente han sido reportados como “no detectados”.

La distribución espacial en superficie de estas bacterias se representa en la figura 4.126a, donde se nota que las concentraciones más altas están en la estación M0 y que la influencia de la pluma en la superficie puede llegar hasta la estación M2, intuyendo que el viento es el causante de este desplazamiento.

En la distribución vertical (Fig. 4.126b), debido a la falta de datos en el fondo (a 10 y 15 m de profundidad), se ha realizado una interpolación desde la superficie hasta 5 m de profundidad, por lo que el valor a 10 m de profundidad en la estación M0 (480 UFC/10 ml) no ha sido incluido en el gráfico. De esta manera, en el corte vertical, se pueden observar las concentraciones más altas de enterococos por debajo de la superficie y en la estación M0. A lo largo de la columna de agua se puede intuir la presencia de la pluma del emisario submarino ascendiendo a la superficie. Las concentraciones más bajas están en la estación M2, tanto en la superficie como en el fondo, mientras que en la estación M1 las concentraciones son ligeramente más altas. Esto puede deberse a que la pluma en el momento del muestreo ha sido detectada ascendiendo a la superficie sobre la estación M1, mientras que en la estación M2 la pluma no fue muestreada, explicando así las bajas concentraciones determinadas en este punto.

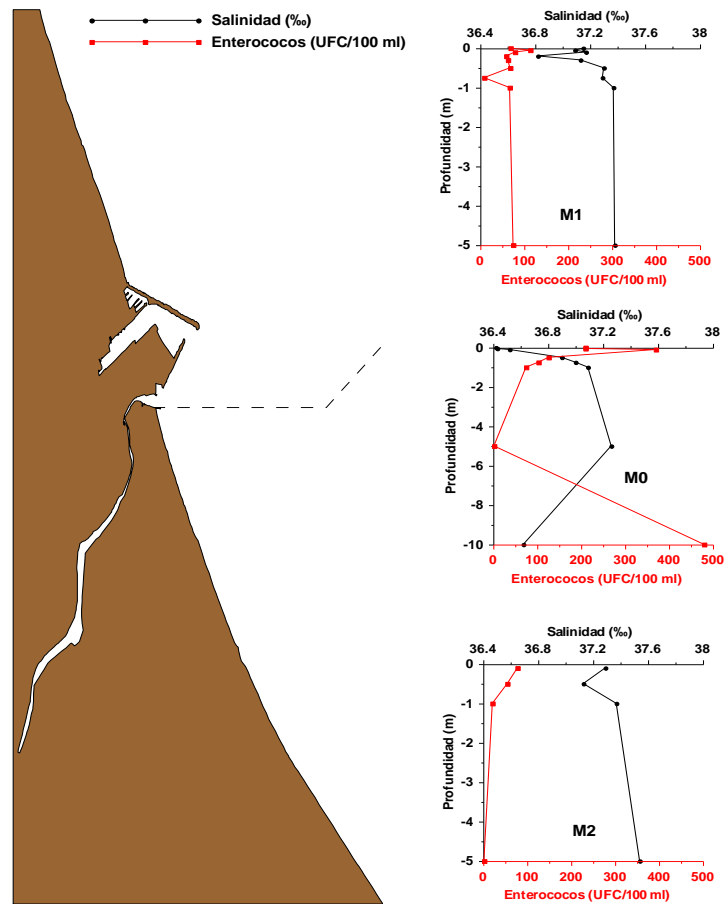


Figura 4.125. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía III.

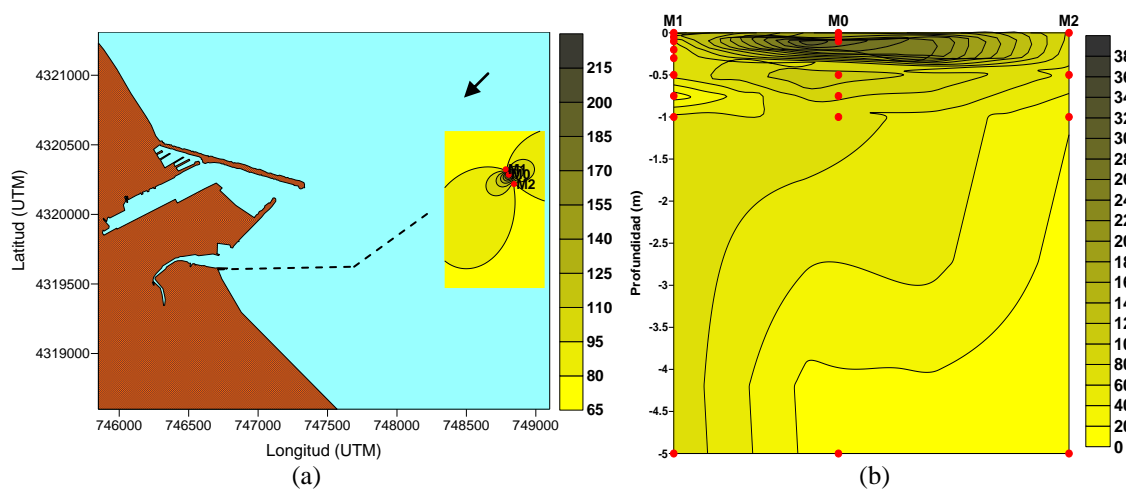


Figura 4.126. Distribución espacial de los Enterococos (UFC/100 ml) en superficie (a) y corte vertical (b) para la campaña Gandía III.

4.2.4 Campaña Gandía IV (2 de abril del 2006)

Para esta cuarta campaña en el emisario de Gandía, se establecieron 6 estaciones de muestreo (H1, H2, H3, H4, H5 y H6) en la zona de influencia del emisario submarino (Fig. 4.127). La toma de muestras en los 6 puntos tuvo una duración de 3 horas, iniciándose el muestreo a las 10:18 de la mañana en la estación H1 y finalizando en la estación H6 a las 13:24 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron medidos en esta cuarta campaña.

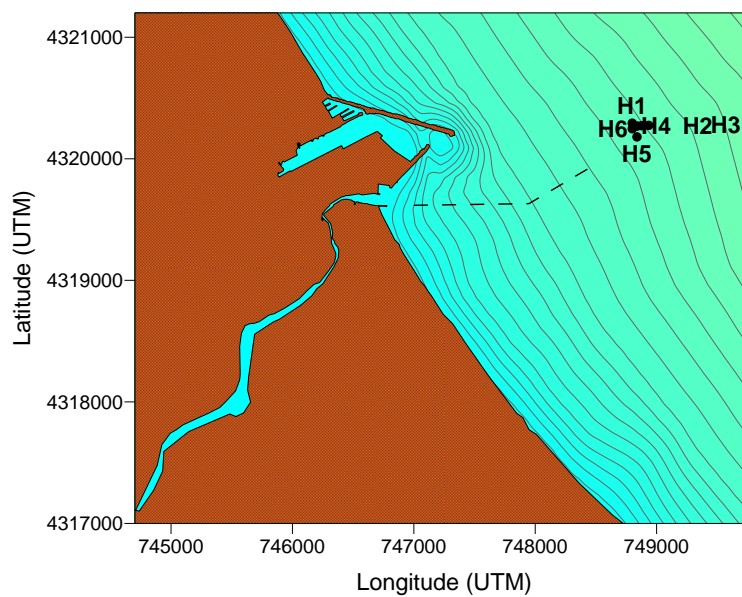


Figura 4.127. Determinación de las estaciones de muestreo para la campaña Gandía IV.

4.2.4.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica del LIM-UPC.

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta cuarta campaña en el emisario de Gandía, la velocidad media del viento registrada en un período de 46 hrs. fue de 4.30 m/s con un rango de 0.9 – 8.7 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 146.95 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.128), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 6 estaciones de esta campaña, en las que se puede determinar que durante este tiempo, el viento

provenía de la dirección S-SE (163.84 grados) con una velocidad media de 4.75 m/s. Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.129), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

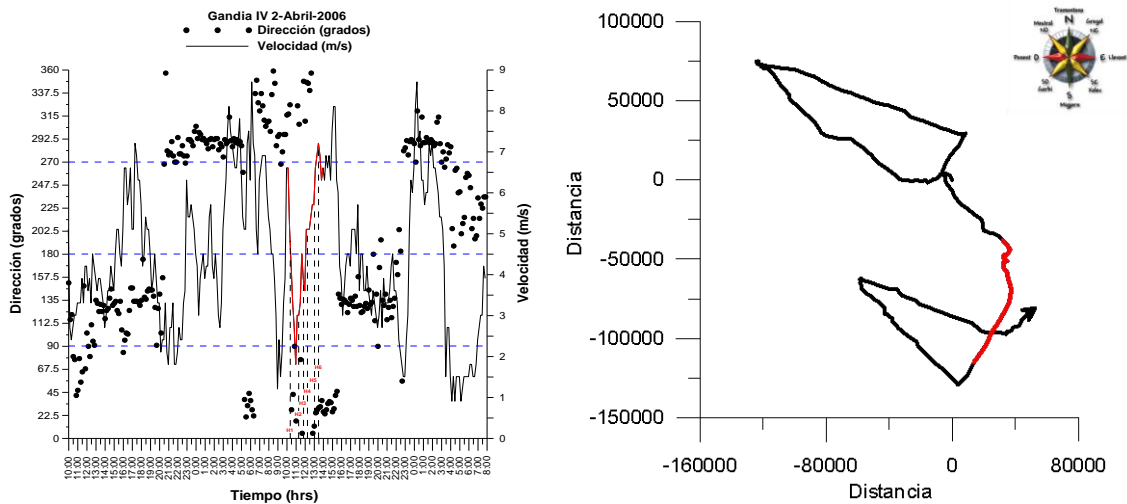


Figura 4.128. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Gandía IV.

Lugar: Estación Meteorológica UPC
 Serie analizada: 1 y 2-Abril-2006
 Número de datos: 276
 Frecuencia: 1 dato/10 min
 Velocidad media: 4.30 m/s

Dirección media: 281°
 Horas de calma: 0
 Frecuencia de vientos en calma: 0 %
 Velocidad máxima: 8.7 m/s

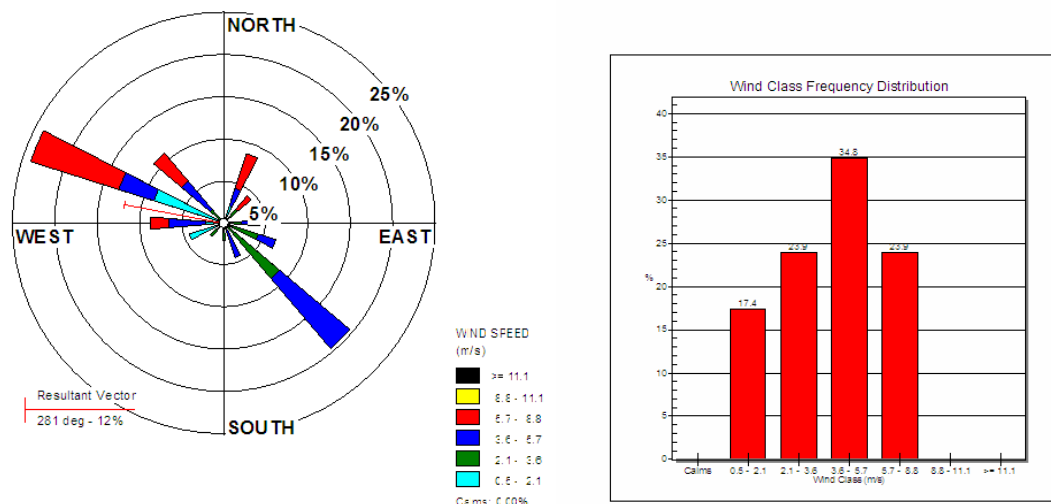


Figura 4.129. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Gandía IV.

4.2.4.2 Datos hidrodinámicos

Los datos de corrientes para esta campaña fueron obtenidos a partir de un correntímetro Doppler (ADCP) fondeado a 18 m de profundidad (UTM x=748643, y=4320123). Las profundidades que se describen son 0, 0.5, 1, 5, 10, 15 y 18 m.

Al igual que con los datos meteorológicos, los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de vectores progresivos (N-E en sentido positivo), en donde se distingue una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 6 estaciones de esta campaña. Igualmente, se representan los gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades para cada una de las profundidades analizadas. La frecuencia de muestreo fue de 10 minutos, con un período total de 42 horas y las unidades de velocidad son cm/s.

En la tabla 4.2 se presenta un resumen de las distancias brutas, netas y dirección neta recorrida por las corrientes en cada una de las profundidades descritas. El ángulo se mide con respecto al norte.

Tabla 4.2. Resumen de las distancias brutas, netas y dirección neta de las corrientes a 0, 0.5, 1, 5, 10, 15 y 18 m de profundidad para la campaña Gandía IV.

Profundidades (m)			Tiempo	Vel. media
Capa a 0 m	Distancia Bruta [m]	8460900.00	42 horas	55.96 cm/s
	Distancia Total [m]	2577617.82		
	Ángulo con respecto al N	27.52		
Capa a 0.5 m	Distancia Bruta [m]	4855800.00	42 horas	32.12 cm/s
	Distancia Total [m]	1306073.99		
	Ángulo con respecto al N	55.95		
Capa a 1 m	Distancia Bruta [m]	2447580.00	42 horas	16.19 cm/s
	Distancia Total [m]	287055.28		
	Ángulo con respecto al N	103.18		
Capa a 5 m	Distancia Bruta [m]	1095180.00	42 horas	7.24 cm/s
	Distancia Total [m]	402747.72		
	Ángulo con respecto al N	11.85		
Capa a 10 m	Distancia Bruta [m]	981480.00	42 horas	6.49 cm/s
	Distancia Total [m]	410461.63		
	Ángulo con respecto al N	-24.79		
Capa a 15 m	Distancia Bruta [m]	859500.00	42 horas	5.68 cm/s
	Distancia Total [m]	339430.54		
	Ángulo con respecto al N	-55.66		
Capa a 18 m	Distancia Bruta [m]	823140.00	42 horas	5.44 cm/s
	Distancia Total [m]	212864.90		
	Ángulo con respecto al N	-14.67		

Para la capa superficial (0 m), la velocidad media de la corriente registrada en un período de 42 hrs. fue de 55.96 cm/s con un rango de 3.8 – 97.2 cm/s, mientras que la dirección de la corriente se encontró con un promedio de 27.52 grados. El vector progresivo para esta capa se representa en la figura 4.130, mientras que la rosa de

corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observa en la figura 4.131. Durante las horas en las que se llevó a cabo el muestreo (10:00 a 13:30 hrs), la corriente en superficie presenta una dirección N-NE (35.98 grados) y una velocidad media de 55.82 cm/s.

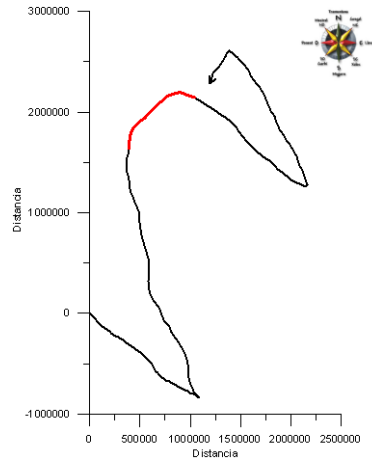


Figura 4.130. Vector progresivo para la capa superficial (0 m) en la campaña Gandía IV.

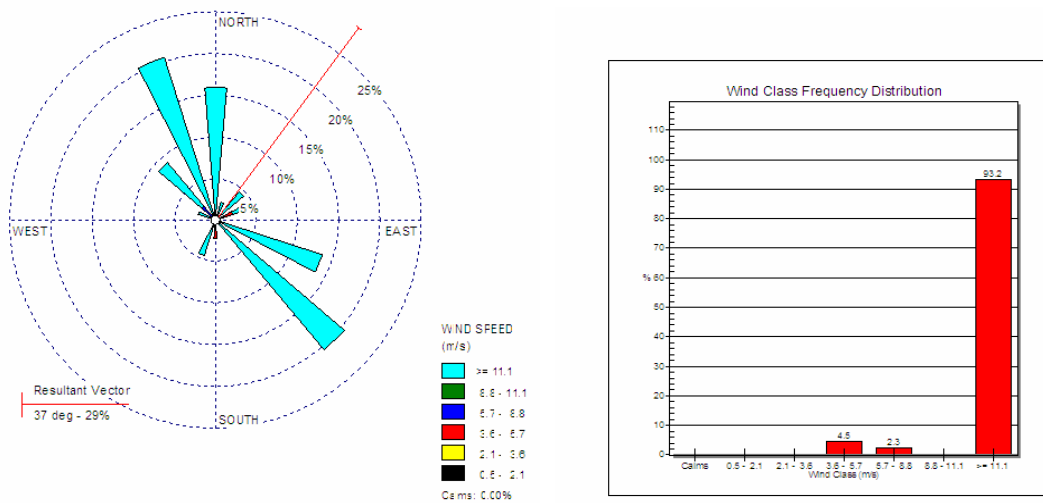


Figura 4.131. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la capa superficial (0 m) en la campaña Gandía IV.

Por otro lado, para la capa de 0.5 m de profundidad, la velocidad media de la corriente que se registró en el mismo período de 42 hrs. fue de 32.12 cm/s con un rango de 0.8 – 68.4 cm/s, mientras que la dirección de la corriente se encontró con un promedio de 55.95 grados. El grafico del vector progresivo, así como la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades para esta profundidad se pueden observar en las figuras 4.132 y 4.133 respectivamente.

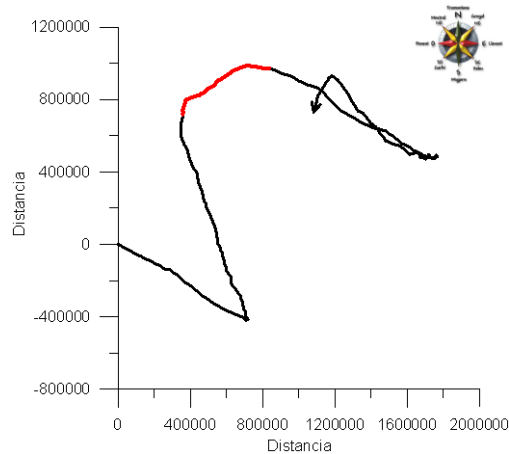


Figura 4.132. Vector progresivo para la profundidad de 0.5 m en la campaña Gandía IV.

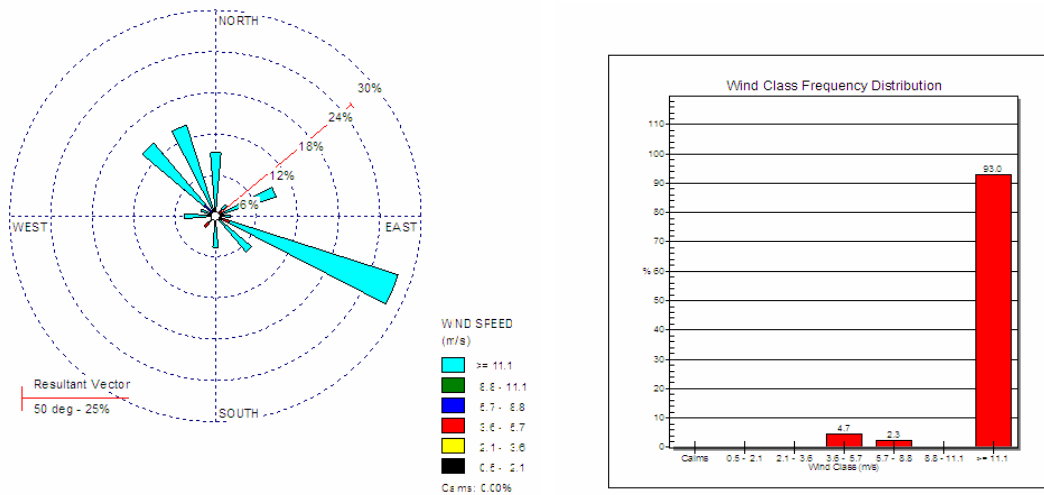


Figura 4.133. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 0.5 m en la campaña Gandía IV.

A 1 m de profundidad, la velocidad media de la corriente es de 16.19 cm/s con un rango de 0.4 – 56.9 cm/s, y una dirección media de 103.18 grados. Durante el muestreo la corriente tuvo una dirección hacia el E (86.91 grados) y una velocidad media de 17.75 cm/s. El vector progresivo para esta profundidad se representa en la figura 4.134, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observa en la figura 4.135.

Para la profundidad de 5 m, la corriente presentó una dirección media de 11.85 grados con una velocidad media de 7.24 cm/s y un rango de valores entre 0.4 – 18.6 cm/s. Durante el muestreo, la corriente presentó una dirección de componente N (21.97) y una velocidad media de 9.39 cm/s. Los gráficos que corresponden a ésta profundidad, vector progresivo, rosa de corrientes e histograma de distribución de velocidades, se observan en las figuras 4.136 y 4.137 respectivamente.

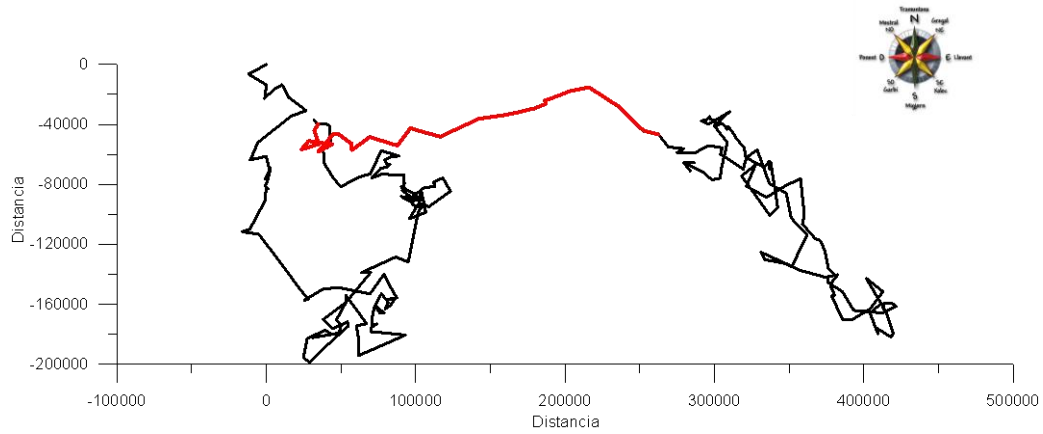


Figura 4.134. Vector progresivo para la profundidad de 1 m en la campaña Gandía IV.

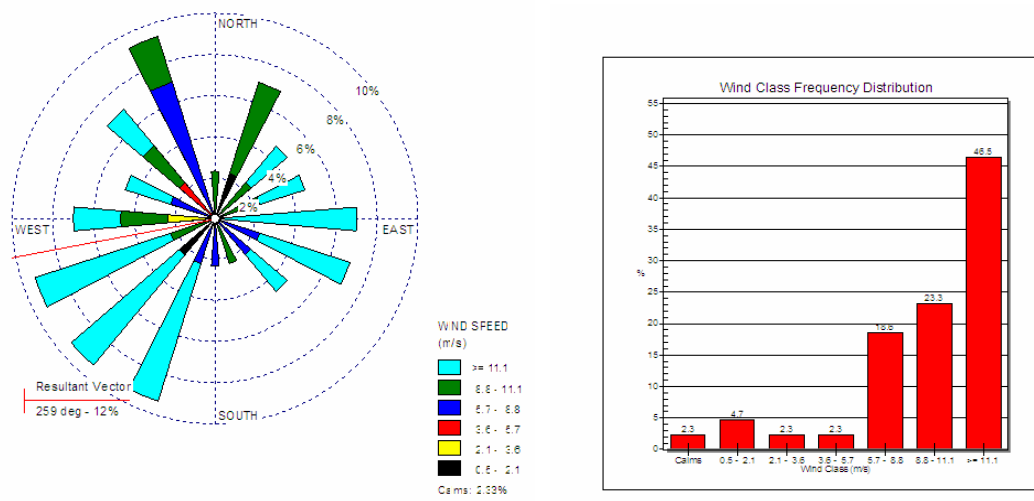


Figura 4.135. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 1 m en la campaña Gandía IV.

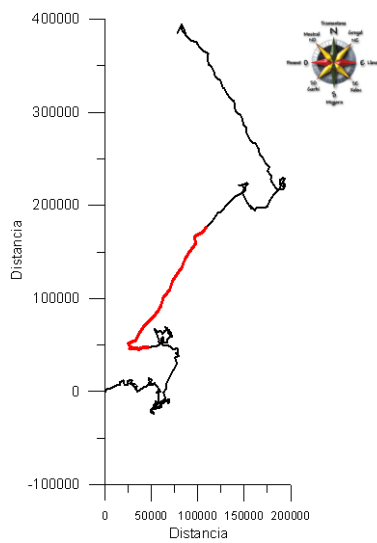


Figura 4.136. Vector progresivo para la profundidad de 5 m en la campaña Gandía IV.

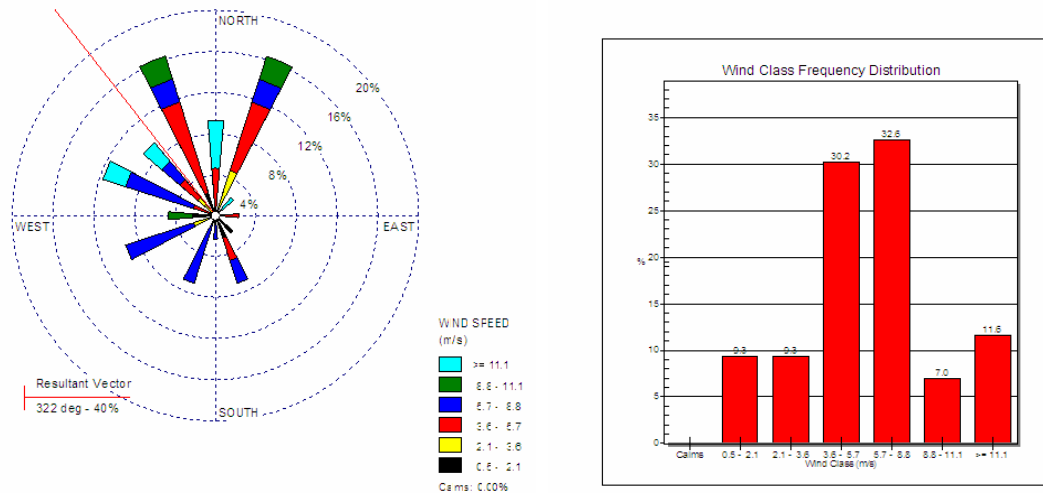


Figura 4.137. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 5 m en la campaña Gandía IV.

En la capa que se encuentra a 10 m de profundidad, la corriente presentó una dirección media de -24.79 grados y una velocidad media de 6.49 cm/s con un rango de valores entre 0.4 y 19.6 cm/s. Durante el tiempo del muestreo, la corriente tuvo una dirección de componente N-NW (-8.20 grados) y una velocidad media de 8.10 cm/s. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se ha representado en la figura 4.138, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.139.

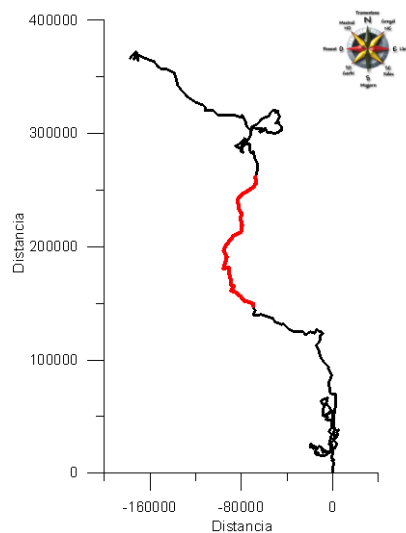


Figura 4.138. Vector progresivo para la profundidad de 10 m en la campaña Gandía IV.

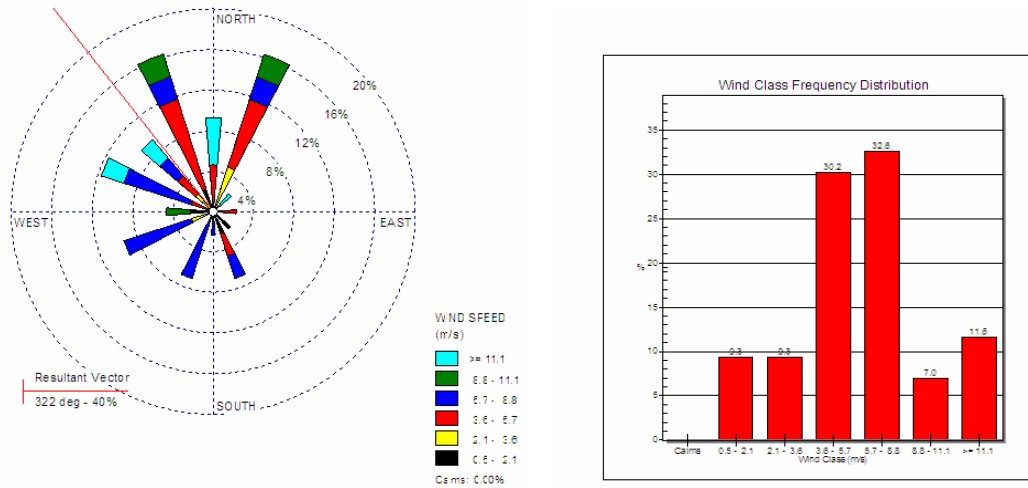


Figura 4.139. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 10 m en la campaña Gandía IV.

A 15 m de profundidad, la corriente presenta una velocidad media de 5.68 cm/s con un rango de valores entre 0.5 – 15.8 cm/s y una dirección media de -55.66 grados. Para las horas en las que se realizó el muestreo, la corriente presentó una dirección N-NW (-36.16 grados) y una velocidad media de 6.24 cm/s. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se representa en la figura 4.140, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.141.

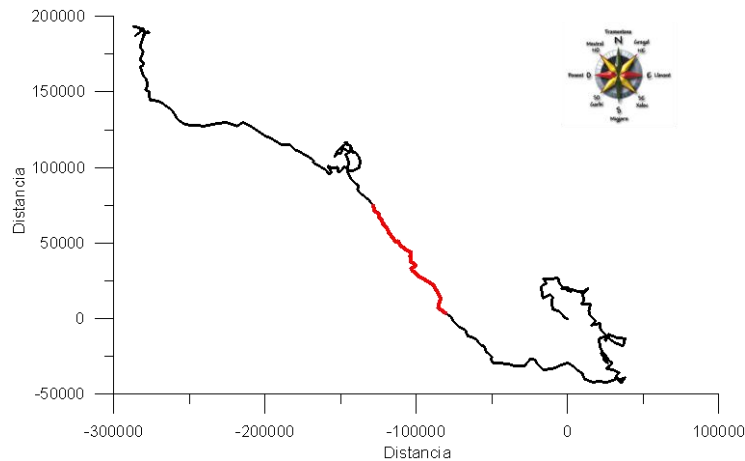


Figura 4.140. Vector progresivo para la profundidad de 15 m en la campaña Gandía IV.

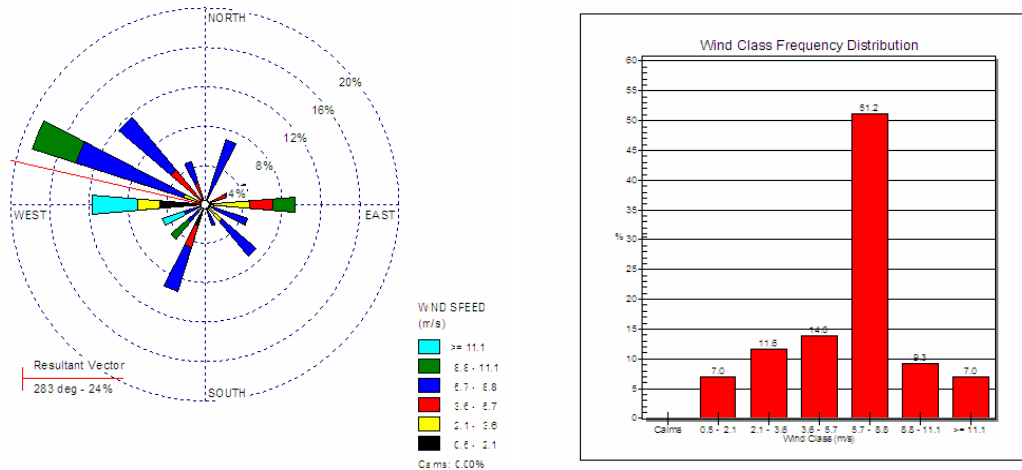


Figura 4.141. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 15 m en la campaña Gandía IV.

Finalmente, a 18 m de profundidad, la corriente tuvo una velocidad media de 5.44 cm/s con un rango de valores entre 0.6 – 14 cm/s y una dirección media de -14.67 grados. Durante las horas en las que se realizó el muestreo, la corriente presentó una dirección hacia el N-NE (54.70 grados) y una velocidad media de 3.74 cm/s. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se representa en la figura 4.142, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.143.

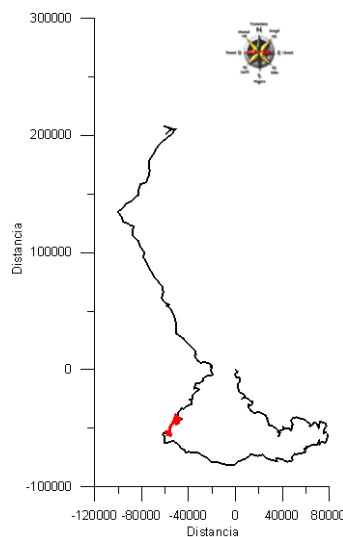


Figura 4.142. Vector progresivo para la profundidad de 18 m en la campaña Gandía IV.

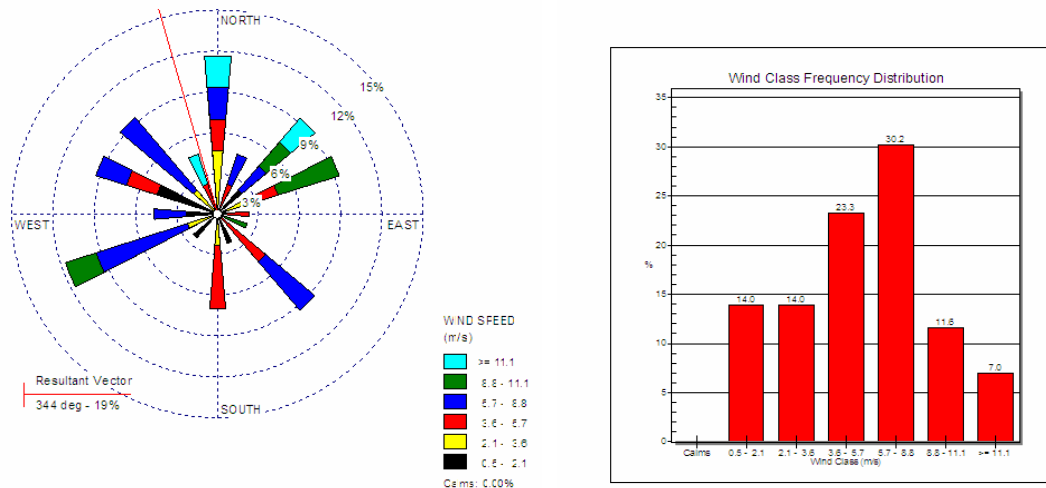


Figura 4.143. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 18 m en la campaña Gandía IV.

4.2.4.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 27 muestras de agua repartidas entre las 6 estaciones y a diferentes profundidades. El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representan dos transectos, uno en sentido N-S formado por las estaciones H1, H6 y H5, y uno en sentido E-W que incluye las estaciones H6, H4, H2 y H3 (Fig. 4.146), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones.

En el transecto E-W el análisis de los resultados fue considerado hasta la profundidad de 5 m debido a la falta de datos en el fondo para las estaciones H6 y H3, mientras que en el transecto N-S la discusión fue considerada hasta la profundidad máxima de muestreo para esta campaña (10 m de profundidad).

4.2.4.3.1 Temperatura

En esta campaña no se cuenta con datos de temperatura debido a problemas con los equipos en el momento del muestreo.

4.2.4.3.2 Densidad

No se cuenta con datos de densidad para esta campaña, debido a que no se registraron temperaturas.

4.2.4.3.3 Salinidad

Los datos de salinidad en este muestreo han sido obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS. Estos datos se han representado en forma de perfiles verticales en la figura 4.144.

En esta campaña, la salinidad se presenta con bajas concentraciones en la superficie, mientras que en el fondo, los valores son más altos. La concentración superficial más baja se observa en la estación H1 ($H1 [37.44\text{‰}] < H4 [37.54\text{‰}] < H2 [37.75\text{‰}] \leq H5 [37.75\text{‰}] < H6 [37.76\text{‰}] < H3 [37.87\text{‰}]$), ya que este punto, por estar ubicado sobre la salida del emisario, es el que puede presentar una mayor influencia de agua de menor salinidad vertida a través del emisario submarino.

A lo largo de la columna de agua, la estación H1, con un rango de valores entre 37.44 y 38.10‰, presenta un gradiente de salinidad desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la profundidad. Un comportamiento más o menos similar se observa en las estaciones H4 (37.54 – 38.12‰) y H5 (37.75 – 38.04‰), donde las concentraciones de salinidad aumentan desde la superficie hasta el fondo con la profundidad.

Por otro lado, en la estación H2 (37.75 – 38.08‰), ubicada en la parte norte de la zona de influencia del vertido, la salinidad también aumenta desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (37.83‰) y después a 1 m de profundidad se produce una ligera disminución de los valores (37.81‰) que finalmente aumentan con el incremento de la profundidad. El perfil que presenta la estación H6 (37.76 – 38.06‰), tiene una cierta homogeneidad en los valores superficiales, que después de 1 m de profundidad aumentan con la profundidad. Finalmente, en la estación H3 (37.71 – 38.07‰), el valor más alto se observa en la superficie y después disminuye hasta 0.5 m de profundidad (37.71‰), para posteriormente aumentar con la profundidad.

La distribución espacial en la superficie se representa en la figura 4.145 donde se puede observar que las concentraciones más bajas de salinidad están en la estación H1 y que existe un cierto transporte de la pluma hacia el noroeste debido a la acción del viento que en el momento del muestreo provenía del S-SE (163.84 grados).

En la distribución vertical, para el transecto E-W (Fig. 4.146a), no se distingue la presencia de una pluma, aunque se observa agua menos salada en la superficie y específicamente sobre la estación H4, mientras que en el fondo las concentraciones son más altas. Por otro lado, en el transecto N-S (Fig. 4.146b), tampoco se aprecia la presencia de una pluma de agua de menor salinidad. Sin embargo, las concentraciones

más bajas se observan en la superficie en la estación H1, mientras que en el fondo, la salinidad es mayor.

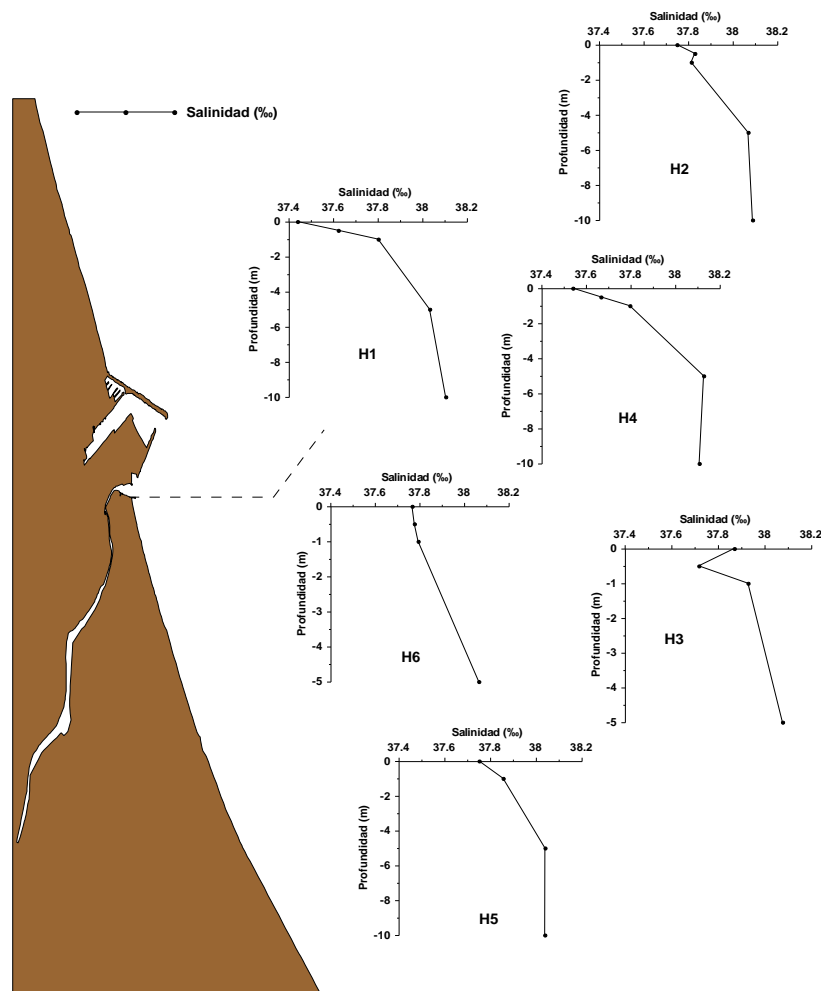


Figura 4.144. Perfiles de Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

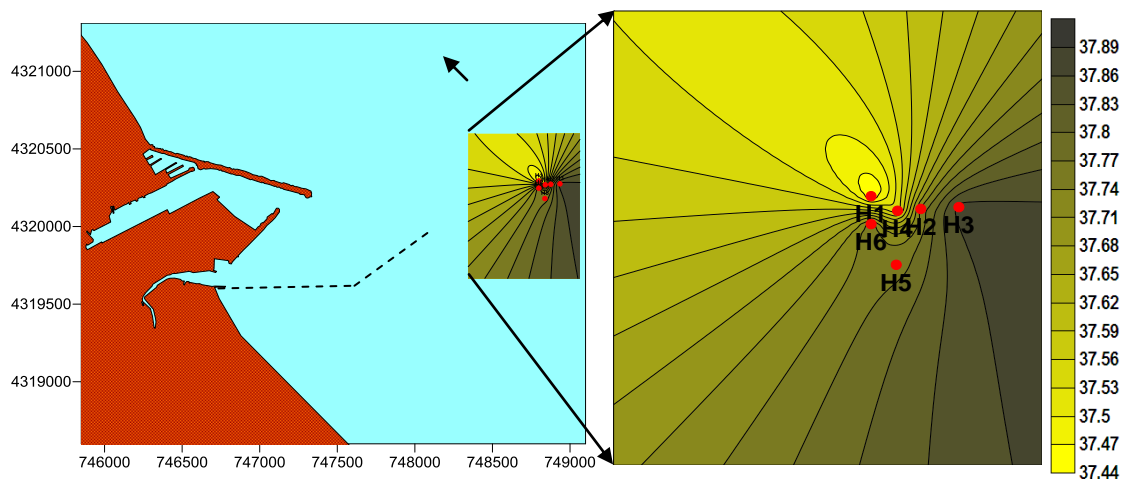


Figura 4.145. Distribución superficial de la Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

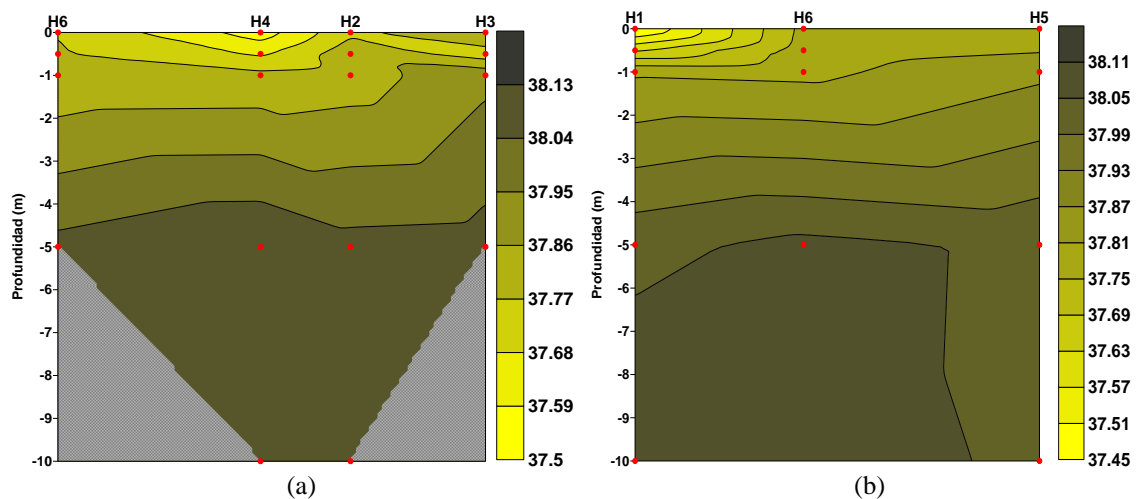


Figura 4.146. Corte vertical de la Salinidad (%) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.4 Amonio

El comportamiento del amonio en esta campaña presenta, en todas las estaciones, una distribución inversa a la salinidad como puede verse en la figura 4.147, donde se presentan los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad en las 6 estaciones muestreadas.

Los valores más altos de este nutriente fueron encontrados en las estaciones H4 y H6, con un rango de valores entre 0.4 - 29.6 $\mu\text{mol/L}$ y 2.6 - 19.9 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente. Es también en la estación H4 donde se encuentra el valor superficial más alto en comparación con las otras estaciones (H4 [29.6 $\mu\text{mol/L}$] > H1 [28.4 $\mu\text{mol/L}$] > H6 [19.9 $\mu\text{mol/L}$] > H5 [14.7 $\mu\text{mol/L}$] > H2 [14.1 $\mu\text{mol/L}$] > H3 [10.4 $\mu\text{mol/L}$]). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.148, donde se distinguen las altas concentraciones en las estaciones H1 (0.5 - 28.4 $\mu\text{mol/L}$), H4 y H6, debido a que se encuentran localizados en la zona de mayor influencia del vertido. También en este gráfico se observa un cierto desplazamiento de la pluma en dirección noroeste debido a la acción del viento proveniente del sureste en el momento del muestreo.

Los perfiles verticales en estas 6 estaciones (Fig. 4.147) tienen un comportamiento similar, en los cuales se distingue una disminución de la concentración de amonio desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. En las estaciones H5 (1.6 - 14.7 $\mu\text{mol/L}$), H2 (<0.1 - 14.1 $\mu\text{mol/L}$) y H3 (0.9 - 10.4 $\mu\text{mol/L}$) las concentraciones de amonio son más bajas.

Al observar el transecto E-W en la figura 4.149a, se pueden apreciar las altas concentraciones de amonio en superficie sobre la estación H4 que afectan a la estación H6. Sin embargo, no se distingue la presencia de una pluma proveniente del vertido, por lo tanto no fue capturada en el momento del muestreo. En el transecto N-S (Fig. 4.149b), tampoco se observa la presencia de una pluma, sin embargo se distinguen altas

concentraciones en superficie sobre la estación H1, alcanzando a las estaciones H6 y H5. En ambos transectos se observan las concentraciones más bajas en el fondo.

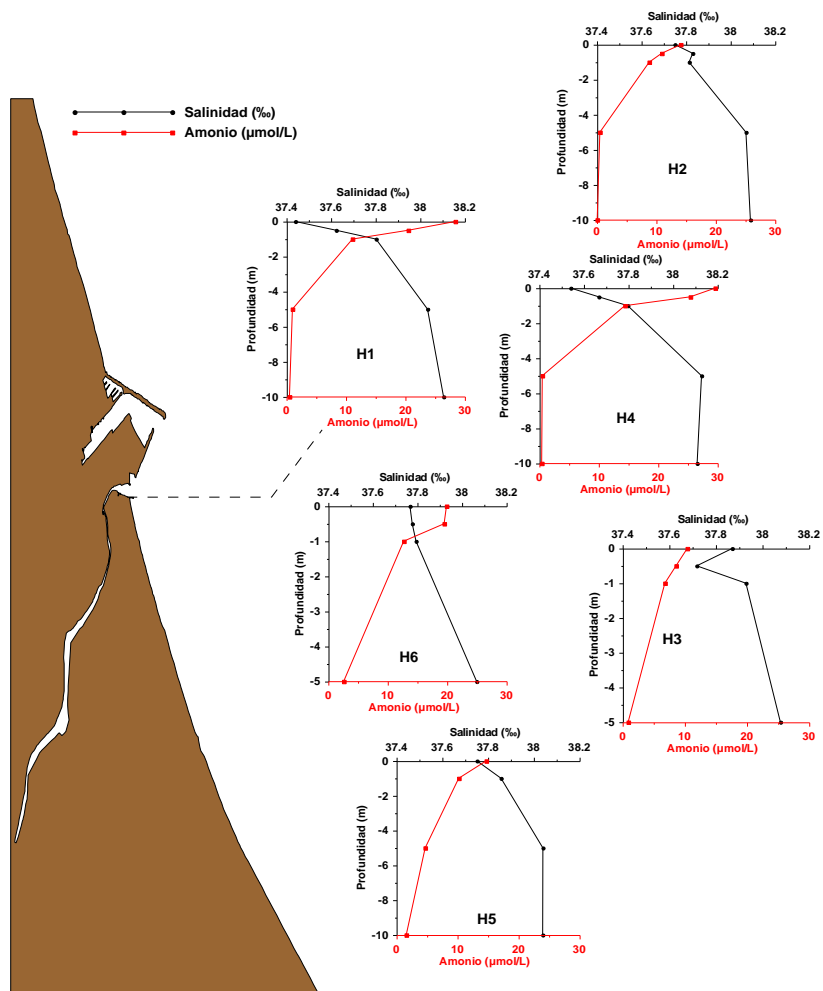


Figura 4.147. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

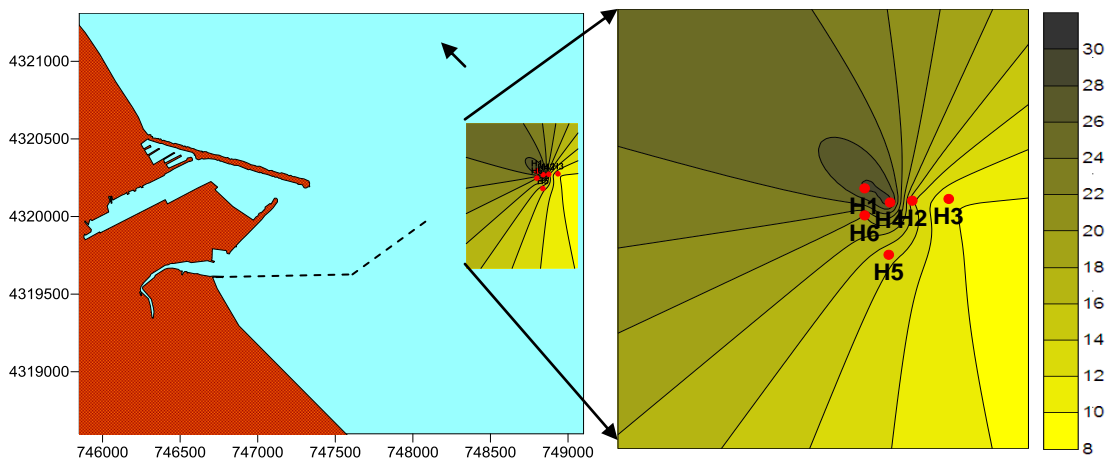


Figura 4.148. Distribución superficial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV.

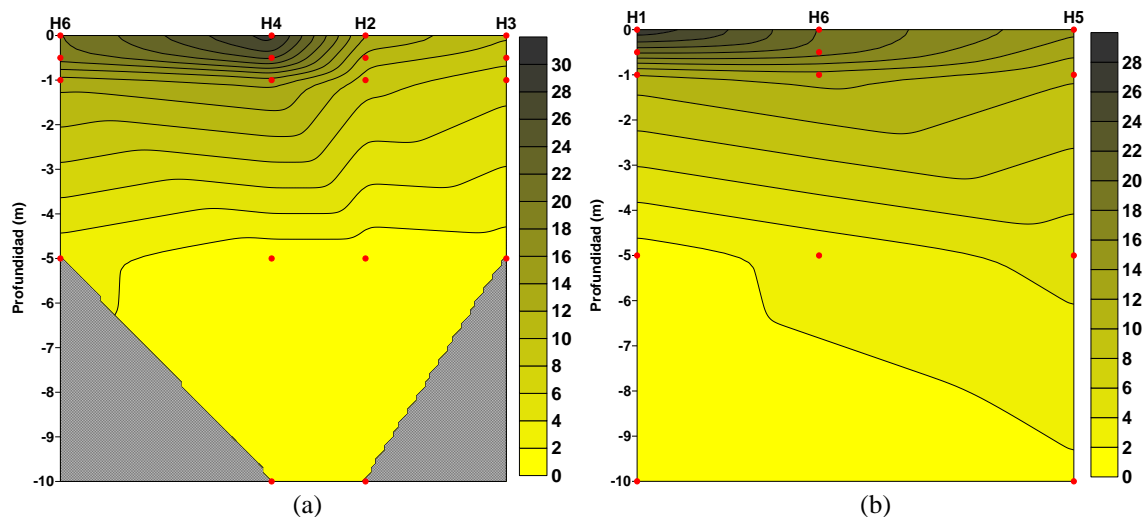


Figura 4.149. Corte vertical del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.5 Nitrito

Las concentraciones de nitrito en esta campaña tienen un rango de variación menor al del amonio, a pesar de estar altamente relacionado con él. Las máximas concentraciones de este nutriente se han encontrado, al igual que como ocurre con el amonio, en las estaciones H6 y H4 con valores de $0.20 - 0.80 \mu\text{mol/L}$ y $0.08 - 0.90 \mu\text{mol/L}$ respectivamente. La estación H4 es la que registra la concentración más alta en superficie, en comparación con las otras estaciones ($H4 [0.90 \mu\text{mol/L}] > H6 [0.80 \mu\text{mol/L}] > H1 [0.67 \mu\text{mol/L}] > H5 [0.55 \mu\text{mol/L}] > H2 [0.40 \mu\text{mol/L}] > H3 [0.33 \mu\text{mol/L}]$). Esta distribución superficial se representa en la figura 4.151, donde se distinguen las concentraciones más altas en las estaciones H4 y H6. De igual manera, se observa un desplazamiento de la pluma hacia el oeste, el cual pudo ser originado por la dirección que el viento reflejaba a las 12:20 hrs, hora en la que se realizó el muestreo en la estación H4, teniendo una dirección de 80 grados hacia el Este.

Desde la superficie hasta el fondo, los perfiles verticales del nitrito presentan una disminución de la concentración con el aumento de la salinidad en las 6 estaciones muestreadas. Ésta distribución puede verse en la figura 4.150, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito y los de salinidad. Estos perfiles verticales tienen un comportamiento similar a los del amonio, en los cuales se observan altas concentraciones en la superficie que disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad.

Las estaciones que tienen las concentraciones más bajas de nitrito, a lo largo de la columna de agua, son las estaciones H5, H2 y H3, con un rango de valores entre $0.15 - 0.55 \mu\text{mol/L}$, $0.08 - 0.40 \mu\text{mol/L}$ y $0.09 - 0.33 \mu\text{mol/L}$ respectivamente.

Al observar el transecto E-W en la figura 4.152a, se pueden apreciar, al igual que en el amonio, altas concentraciones de nitrito en la superficie sobre las estaciones H4 y H6. Sin embargo, no se distingue la presencia de una pluma proveniente del vertido, sugiriendo que no fue muestreada. En el transecto N-S (Fig. 4.152b), tampoco

se detecta la presencia de una pluma, pero se pueden observar altas concentraciones en superficie sobre la estación H6. Los niveles más bajos de nitrato se aprecian en el fondo en ambos gráficos.

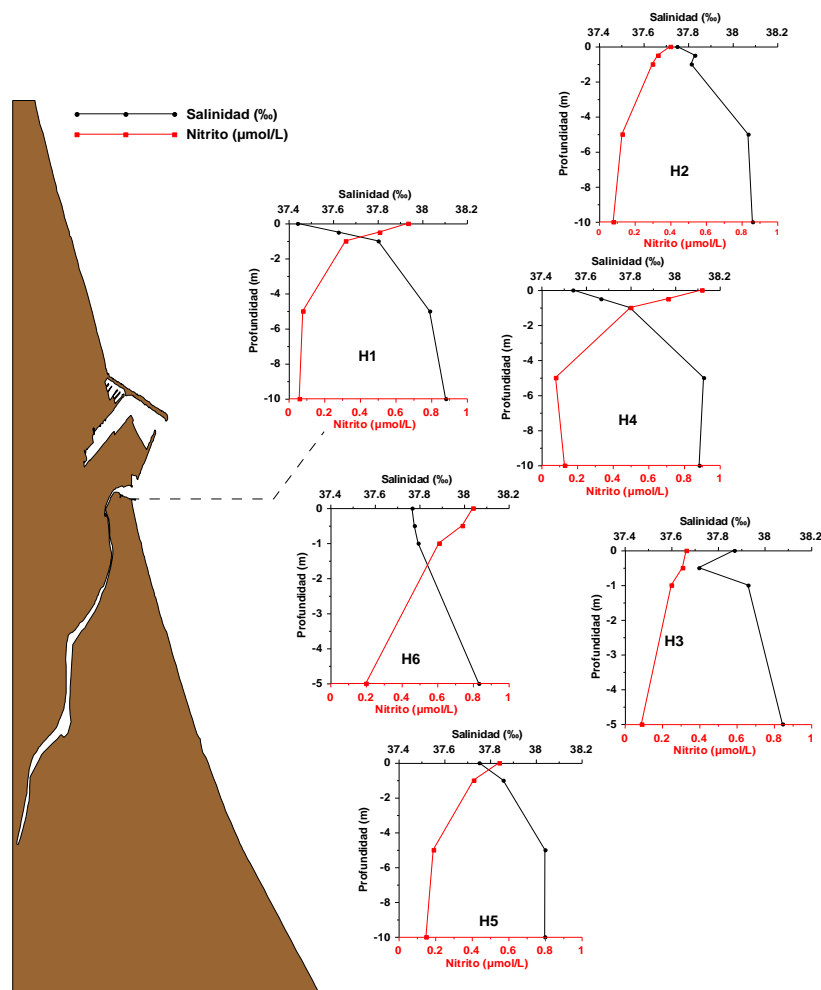


Figura 4.150. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (%) para la campaña Gandía IV.

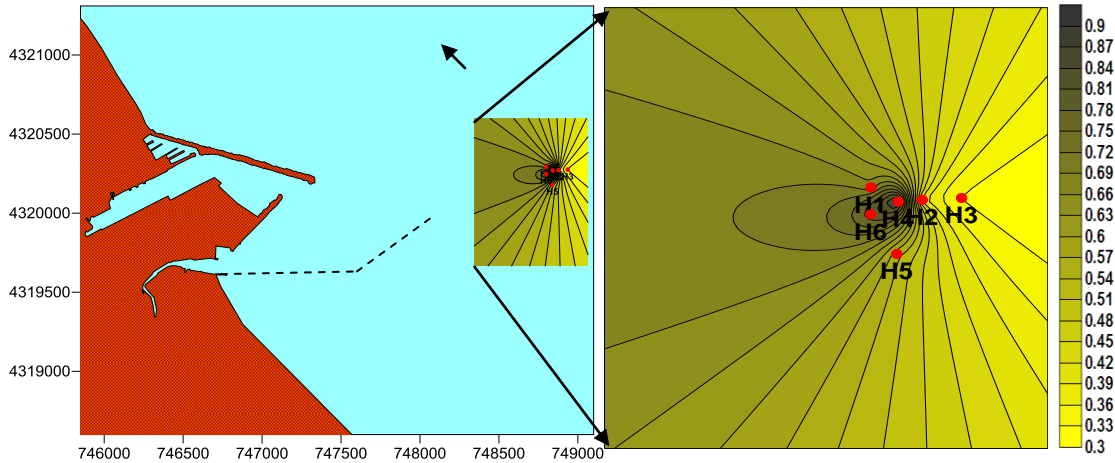


Figura 4.151. Distribución superficial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV.

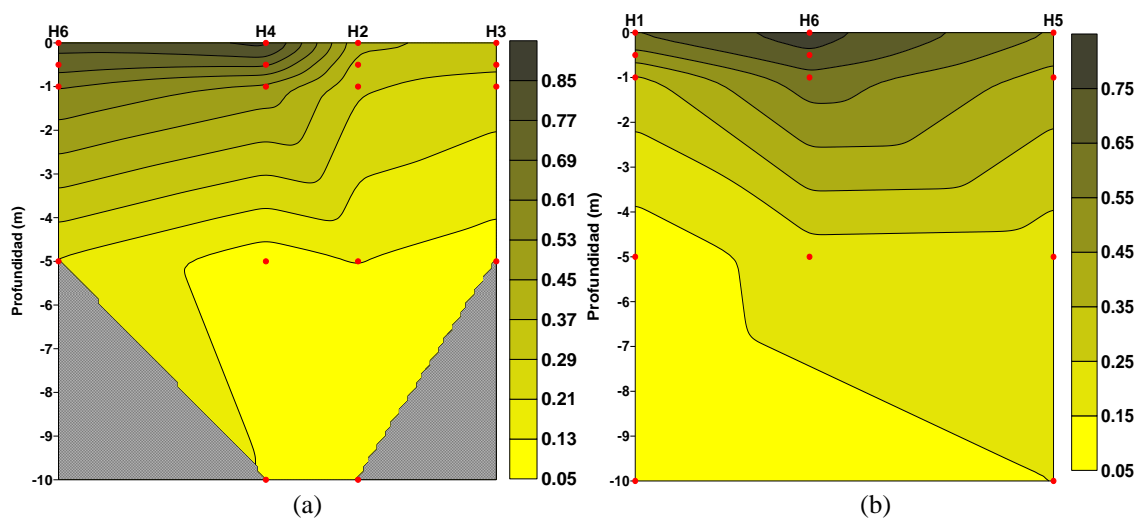


Figura 4.152. Corte vertical del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.6 Nitrito

En esta campaña, la estación en la cual se observan las máximas concentraciones de nitrato, a lo largo de la columna de agua y al igual que en los otros nutrientes, es la estación H4 ($5.4 - 8.3 \mu\text{mol/L}$). Sin embargo, el punto donde se encuentran los valores máximos de este nutriente en superficie, en comparación con las otras estaciones, es la estación H1 ($H1 [7.7 \mu\text{mol/L}] > H3 [7.4 \mu\text{mol/L}] > H5 [5.8 \mu\text{mol/L}] > H4 [5.7 \mu\text{mol/L}] > H6 [5.4 \mu\text{mol/L}] > H2 [4.9 \mu\text{mol/L}]$), tal como se aprecia en la figura 4.154.

Los perfiles verticales del nitrato se han representado junto con los de salinidad en la figura 4.153. En la estación H2 ($2.3 - 6.7 \mu\text{mol/L}$), se observa un aumento de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad donde se encuentran las concentraciones más altas, que posteriormente disminuyen hasta 5 m de profundidad donde los niveles son más bajos, y que finalmente aumentan de forma ligera con el

aumento de la profundidad. Para la estación H1 (3.6 – 7.7 $\mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad llegando a los niveles más bajos, que de nuevo aumentan hasta 5 m de profundidad (6.2 $\mu\text{mol/L}$) para finalmente disminuir con el aumento de la profundidad y la salinidad.

El perfil de la estación H4 es muy similar al de la estación H2, ya que desde la superficie hasta 1 m de profundidad se presenta un aumento de la concentración, llegando a los niveles más altos, que después disminuyen hasta 5 m de profundidad donde los valores son más bajos y después aumentan en función del aumento de la profundidad. Por otro lado, en la estación H6 (5.4 – 9.1 $\mu\text{mol/L}$), se presenta un perfil completamente distinto al resto, ya que es muy similar al perfil de salinidad, donde los valores aumentan desde la superficie hasta el fondo en función del aumento de la profundidad. En la estación H3 (4.2 - 7.4 $\mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad llegando en este punto a los niveles más bajos, que después aumentan con la profundidad. Por último, el perfil de la estación H5 (5.2 – 9.1 $\mu\text{mol/L}$), es similar a los perfiles de las estaciones H4 y H2, donde se observa un punto de máxima concentración a 1 m de profundidad, que después disminuye hasta 5 m de profundidad donde se encuentran las concentraciones más bajas, que finalmente aumentan con la profundidad.

De esta manera, en las estaciones H2, H4 y H5 se observan puntos de mayor concentración de nitrato a 1 m de profundidad, donde anteriormente se determinaron bajas concentraciones de amonio, lo cual indica que se pueden estar llevando a cabo procesos biológicos a partir del exceso de amonio que fue liberado a través del efluente y que, por lo tanto, es posible que éstas concentraciones de nitrato no provengan directamente del vertido.

Al observar el transecto E-W para este nutriente (Fig. 4.155a), se aprecian masas de agua de diferentes concentraciones a lo largo de toda la distribución y no se distingue la presencia de una pluma. A 1 m de profundidad en la estación H4 hay una masa de agua de mayor concentración, que como ya se mencionó antes, pudo ser generada por procesos biológicos que se estaban llevando a cabo en la zona. Igualmente se distingue una masa de agua más limpia a 5 m de profundidad en la estación H2 que pudo ser arrastrada por las corrientes, que a esta profundidad tuvieron una dirección hacia el sur. En el transecto N-S (Fig. 4.155b), nuevamente se observan masas de agua de diferente concentración a lo largo de todo el perfil. En la estación H6 a 5 m de profundidad se encuentra el punto de mayor concentración de nitrato que coincide con el punto de menor concentración de amonio (2.6 $\mu\text{mol/L}$), comprobando una vez más que el nitrato pudo provenir de los procesos biológicos y no directamente del vertido.

4.2.4.3.7 Fósforo

Para esta campaña, las mayores concentraciones de fósforo a lo largo de la columna de agua fueron determinadas en la estación H3, con un rango de variación de 0.8 – 2.46 $\mu\text{mol/L}$. Sin embargo, la estación donde se encontró el valor superficial más alto, en comparación con el resto de las estaciones, ha sido en la estación H1 (H1 [1.67 $\mu\text{mol/L}$] > H4 [1.51 $\mu\text{mol/L}$] > H6 [1.10 $\mu\text{mol/L}$] > H2 [1.04 $\mu\text{mol/L}$] > H5 [0.94 $\mu\text{mol/L}$] > H3 [0.80 $\mu\text{mol/L}$]).

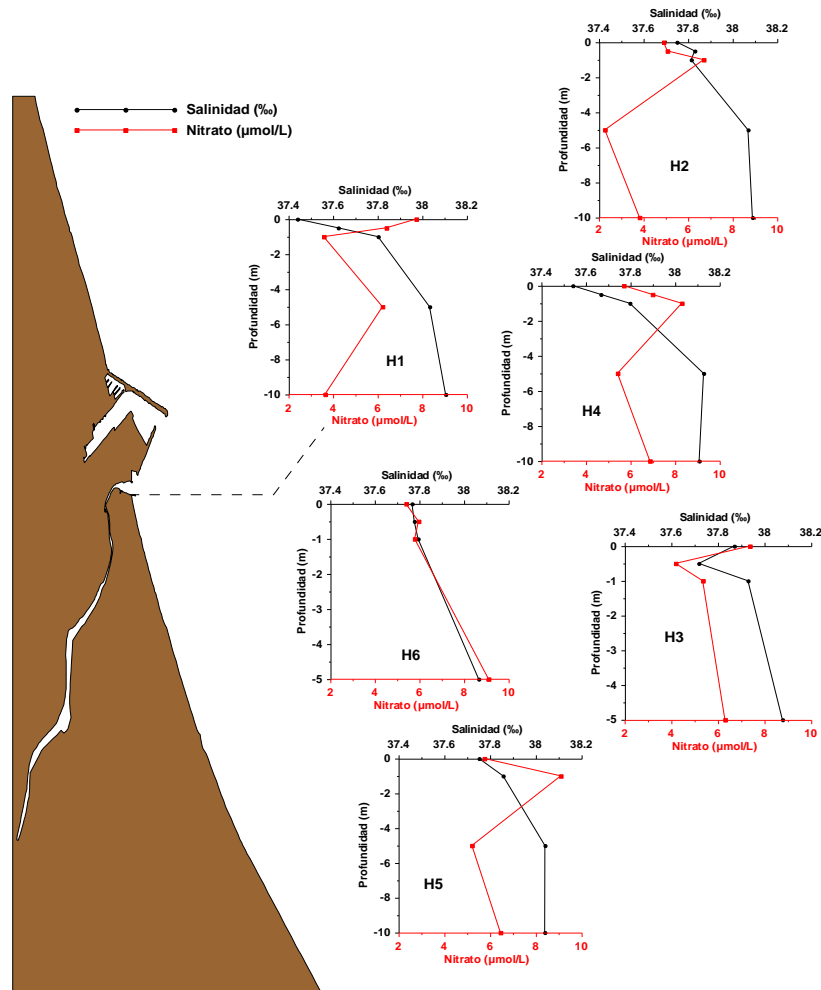


Figura 4.153. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

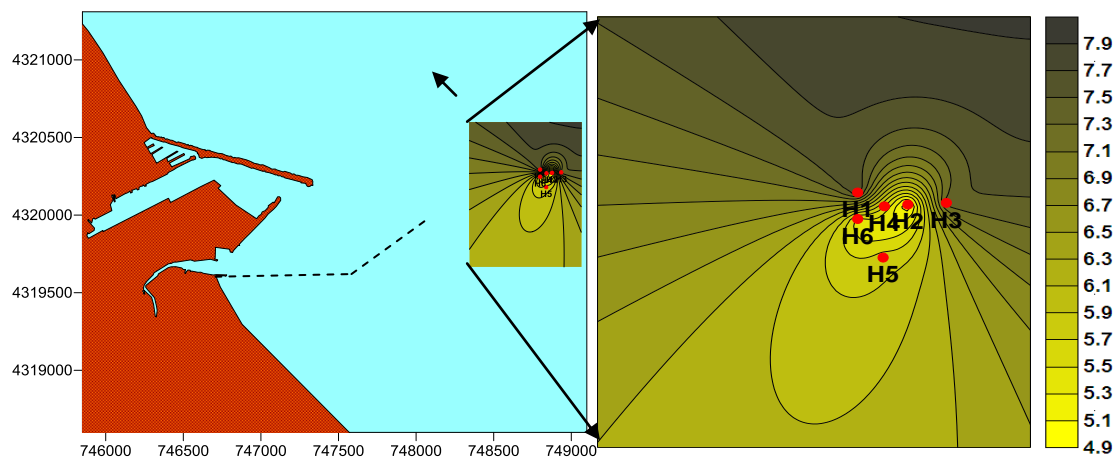


Figura 4.154. Distribución superficial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV.

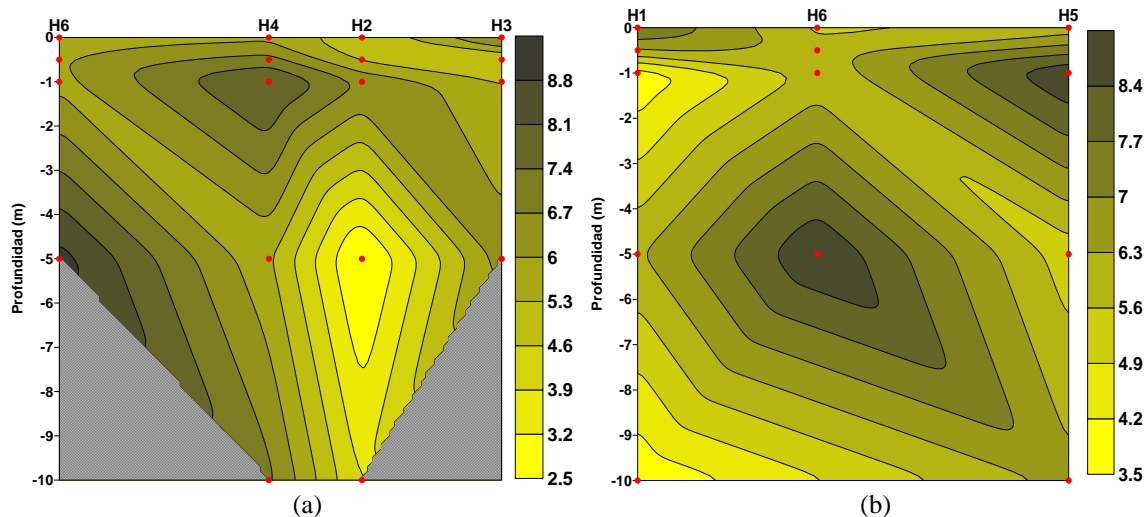


Figura 4.155. Corte vertical del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

La distribución superficial para este nutriente puede observarse en la figura 4.157, en donde se distinguen las altas concentraciones en las estaciones H1 y H4, así como también se observa un cierto desplazamiento de la pluma en dirección noroeste debido a la acción del viento proveniente del sureste en el momento del muestreo.

Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los perfiles de salinidad, en la figura 4.156, presentando en casi todas las estaciones una relación inversa con la salinidad. Los perfiles de las estaciones H2 ($0.28 - 1.04 \mu\text{mol/L}$), H1 ($0.09 - 1.67 \mu\text{mol/L}$), H4 ($0.08 - 1.51 \mu\text{mol/L}$) y H5 ($0.45 - 0.94 \mu\text{mol/L}$), tienen un comportamiento muy similar, donde las concentraciones disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

El perfil de la estación H6 ($0.56 - 1.21 \mu\text{mol/L}$), tiene una disminución de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($0.85 \mu\text{mol/L}$), para después volver a aumentar hasta 1 m donde se encuentran las concentraciones más altas de fósforo, que disminuyen con el aumento de la profundidad y la salinidad. Por último, en la estación H3 ($0.80 - 2.46 \mu\text{mol/L}$), hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, llegando a los niveles más bajos de este nutriente, que finalmente aumentan con el aumento de la profundidad y la salinidad.

En el transecto E-W (Fig. 4.158a), no se distingue la presencia de una pluma del vertido del emisario submarino. Sin embargo, se observan concentraciones más altas de fósforo en la superficie en la estación H4, así como también se aprecia un punto de mayor concentración a 5 m de profundidad en la estación H3, que pudo provenir de la pluma que en este caso no fue muestreada. Por otro lado, en el transecto N-S (Fig. 4.158b), tampoco se detecta la presencia de una pluma proveniente del vertido, pero se distinguen concentraciones más altas de fósforo en la superficie en la estación H1, mientras que en el fondo los niveles son más bajos. También se observa una masa de agua de mayor concentración en la estación H6 a 1 m de profundidad que pudo ser parte de la pluma, que no fue capturada en este muestreo y que fue arrastrada por las corrientes de la zona en dirección W-NW.

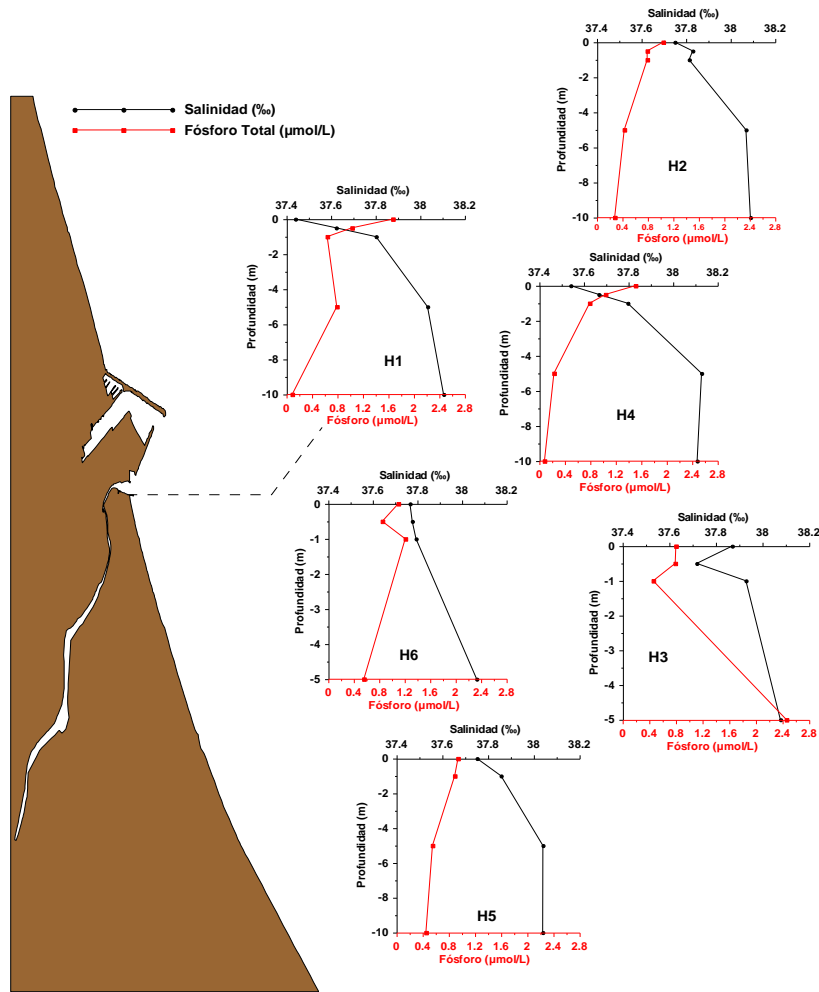


Figura 4.156. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

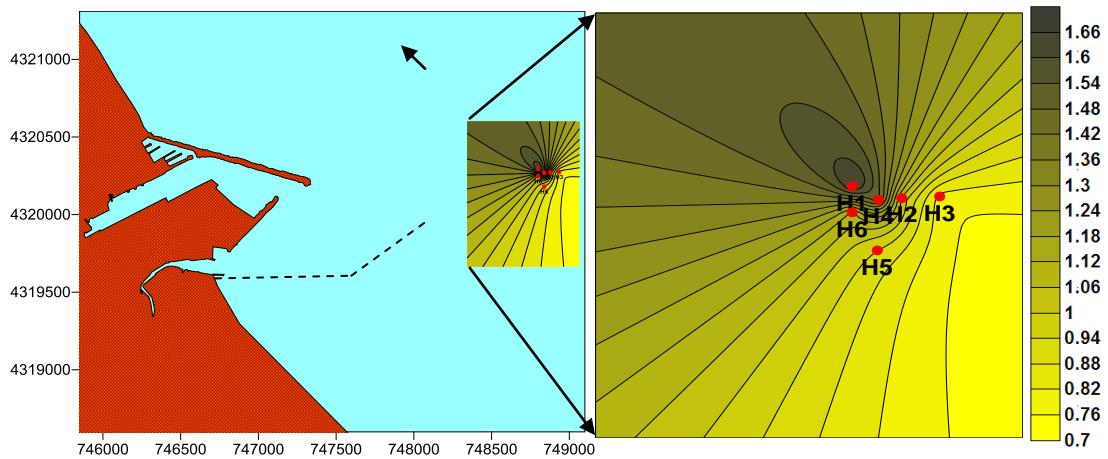


Figura 4.157. Distribución superficial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV.

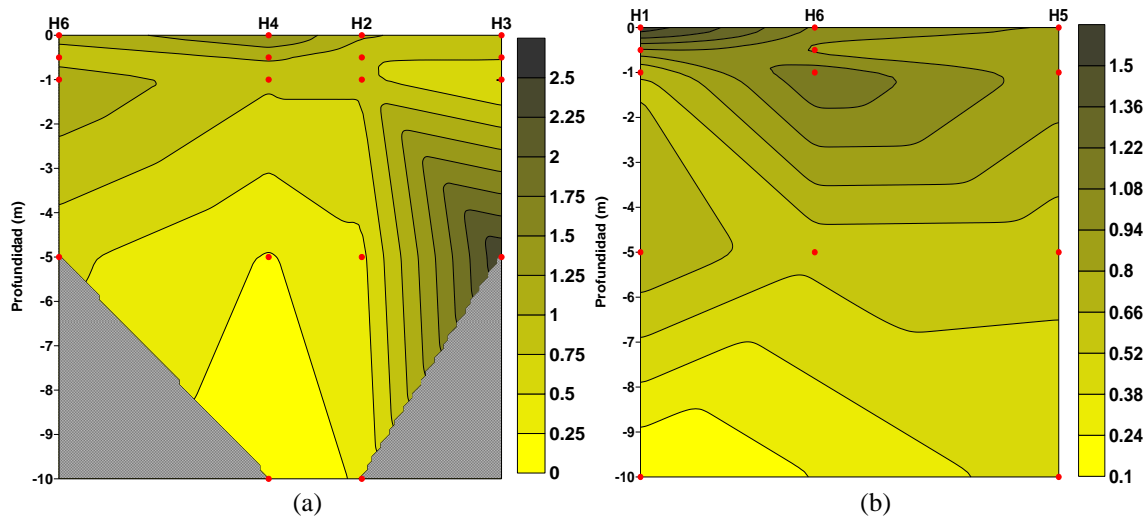


Figura 4.158. Corte vertical del Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.8 Ácido Ortosilícico

Nuevamente, como ocurre con los anteriores nutrientes, son las estaciones H1, H4 y H6 donde se presentan las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña, con un rango de valores entre $0.30 - 4.5 \mu\text{mol/L}$, $0.50 - 3.6 \mu\text{mol/L}$ y $0.90 - 2.2 \mu\text{mol/L}$ respectivamente. La estación que presenta la concentración superficial más alta es H1 ($\text{H1} [4.5 \mu\text{mol/L}] > \text{H4} [3.6 \mu\text{mol/L}] > \text{H2} [2.4 \mu\text{mol/L}] > \text{H6} [2.2 \mu\text{mol/L}] > \text{H5} [1.9 \mu\text{mol/L}] > \text{H3} [1.7 \mu\text{mol/L}]$). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.160, donde se detectan altas concentraciones en la estación H1 y un desplazamiento de la pluma hacia el noroeste debido a la acción del viento que en el momento del muestreo provenía del sureste. El rango de valores en las estaciones H2, H3 y H5 se encuentra entre $0.3 - 2.4 \mu\text{mol/L}$, $0.6 - 1.7 \mu\text{mol/L}$ y $0.5 - 2.0 \mu\text{mol/L}$ respectivamente.

En la figura 4.159, se representan las distribuciones verticales del ácido ortosilícico en las 6 estaciones de esta campaña junto con la distribución de la salinidad, en donde se aprecia que todos los perfiles tienen una relación inversa con la salinidad. En todas las estaciones se observa una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la profundidad y la salinidad, con excepción del perfil de la estación H2 que es un poco diferente a los demás. En este perfil, primero se observa una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, llegando en este punto a los niveles más bajos, que después aumentan hasta 5 m de profundidad ($1.6 \mu\text{mol/L}$), para finalmente disminuir con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En el transecto E-W (Fig. 4.161a), se observan altas concentraciones de ácido ortosilícico en superficie y sobre la estación H4, así como también se aprecian masas de agua de menor concentración a 1 m de profundidad en la estación H2, que pudieron ser arrastradas por las corrientes de la zona que a ésta profundidad tuvieron una dirección hacia el W-NW. En el caso del transecto N-S (Fig. 4.161b), nuevamente se observa que la pluma no fue muestreada en esta campaña, aunque se distinguen altas concentraciones de este nutriente en superficie sobre la estación H1.

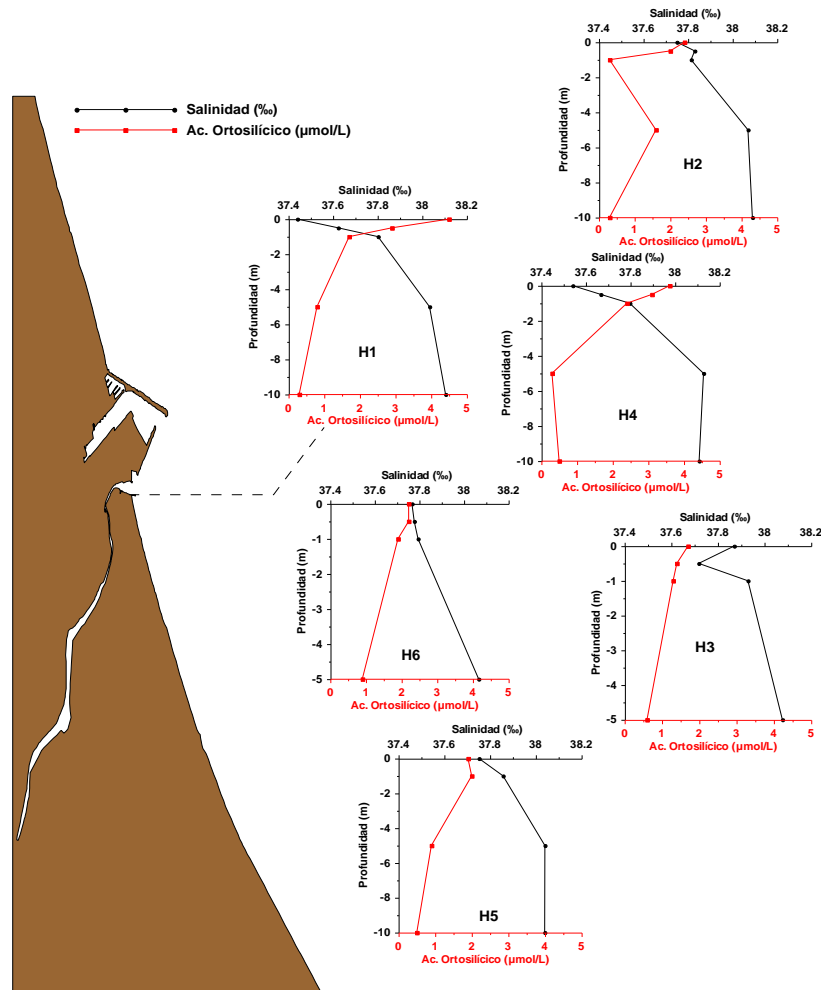


Figura 4.159. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (%) para la campaña Gandía IV.

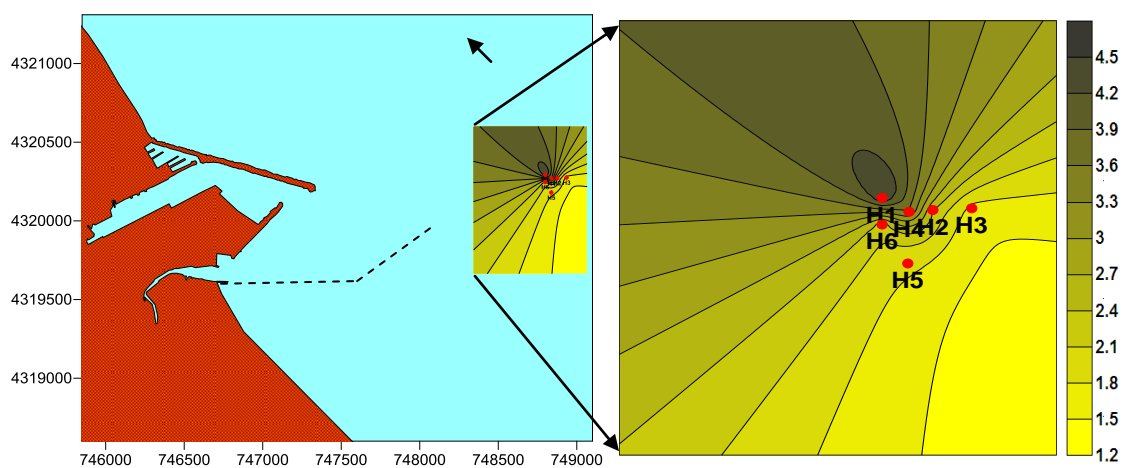


Figura 4.160. Distribución superficial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV.

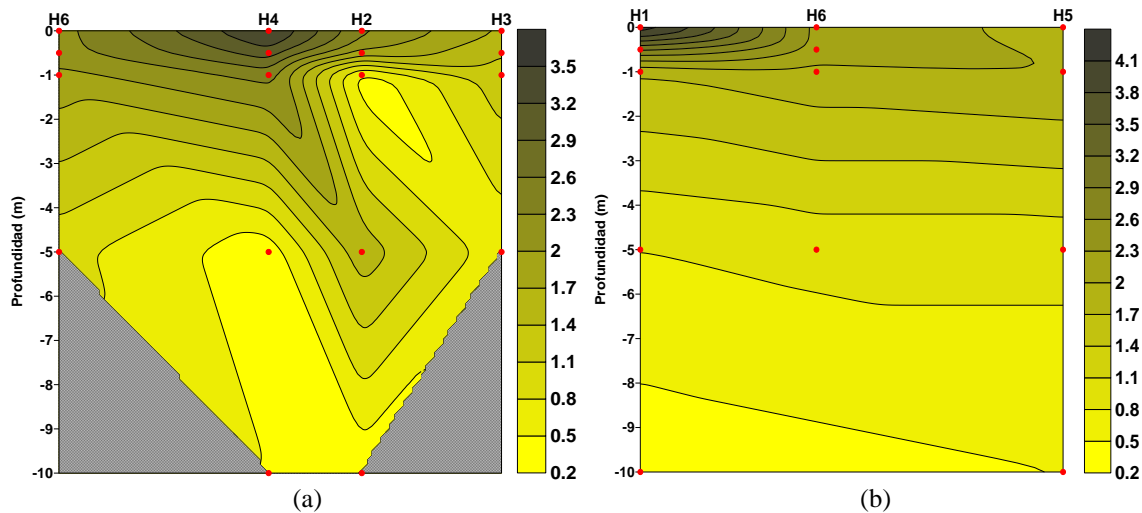


Figura 4.161. Corte vertical del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.9 *Clorofila a*

En esta campaña, las mayores concentraciones de clorofila *a* fueron observadas en las estaciones H5 ($0.90 - 1.29 \text{ mg/m}^3$) y H6 ($0.93 - 1.29 \text{ mg/m}^3$), mientras que en la superficie las concentraciones más altas se encuentran en la estación H2 ($0.57 - 1.16 \text{ mg/m}^3$) en comparación con el resto de las estaciones muestreadas ($H2 [1.16 \text{ mg/m}^3] > H1 [1.12 \text{ mg/m}^3] > H6 [1.06 \text{ mg/m}^3] > H5 [1.03 \text{ mg/m}^3] > H4 [0.91 \text{ mg/m}^3] > H3 [0.74 \text{ mg/m}^3]$).

De esta manera, se puede establecer que en esta campaña la clorofila *a* no se encuentra relacionada directamente con el vertido, ya que las concentraciones más bajas fueron observadas en la estación H4, siendo esta en la que se han estado reflejando las mayores concentraciones de todos los nutrientes. Sin embargo, también se han observado altas concentraciones de clorofila en la estación H1, que al igual que H4 presenta valores altos de nutrientes, por lo que la relación de este parámetro puede ser más directa con la concentración de los nutrientes que con el vertido, ya que estos permiten el crecimiento poblacional del fitoplancton, con lo cual es posible diferenciar las zonas pobres en nutrientes y clorofila (oligotróficas) de las enriquecidas (eutróficas). La distribución superficial de la clorofila *a* se representa en la figura 4.163.

Por otro lado, las distribuciones verticales de este parámetro en las 6 estaciones de esta campaña han sido representadas en la figura 4.162 junto con la distribución de la salinidad. Desde la superficie hasta el fondo, los valores disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad, como ocurre en el perfil de la estación H2. En la estación H1, también se observa este comportamiento, aunque desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad hay una disminución de los valores (0.97 mg/m^3), que posteriormente aumentan hasta 1 m de profundidad (1.09 mg/m^3) y finalmente disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En las estaciones H4 ($0.55 - 0.94 \text{ mg/m}^3$), H6 ($0.93 - 1.29 \text{ mg/m}^3$) y H3 ($0.74 - 0.88 \text{ mg/m}^3$), se distinguen perfiles similares, ya que presentan un aumento de los

valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, llegando en este punto a las concentraciones más altas de clorofila que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. Finalmente, el perfil de la estación H5 es el más distinto de todos, ya que desde la superficie hasta 5 m de profundidad se presenta un aumento de los valores, llegando en este punto a los niveles más altos, que posteriormente disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En el transecto E-W (Fig. 4.164a), se observan concentraciones muy altas ligeramente por debajo de la superficie (0.5 m de profundidad) en la estación H6, siendo también en este punto donde anteriormente se determinaron niveles muy altos de nutrientes. Por otro lado, se observa la entrada de una masa de agua más limpia desde el fondo que pudo ser arrastrada por corrientes provenientes del sur. También en la superficie hay otro punto de mayor concentración de clorofila en la estación H2, que coincide con altas concentraciones de nutrientes. Para el transecto N-S (Fig. 4.164b), las mayores concentraciones se encuentran en la estación H5, con puntos de máxima concentración a 1 y 5 m de profundidad, siendo también los puntos donde anteriormente se determinaron elevadas concentraciones de nutrientes. Esta masa de agua de mayor concentración sobre la estación H5 muestra una tendencia a ascender a la superficie, alcanzando a la estación H6 y posteriormente a H1, sugiriendo así un transporte de la pluma hacia el noroeste, debido posiblemente a la acción del viento.

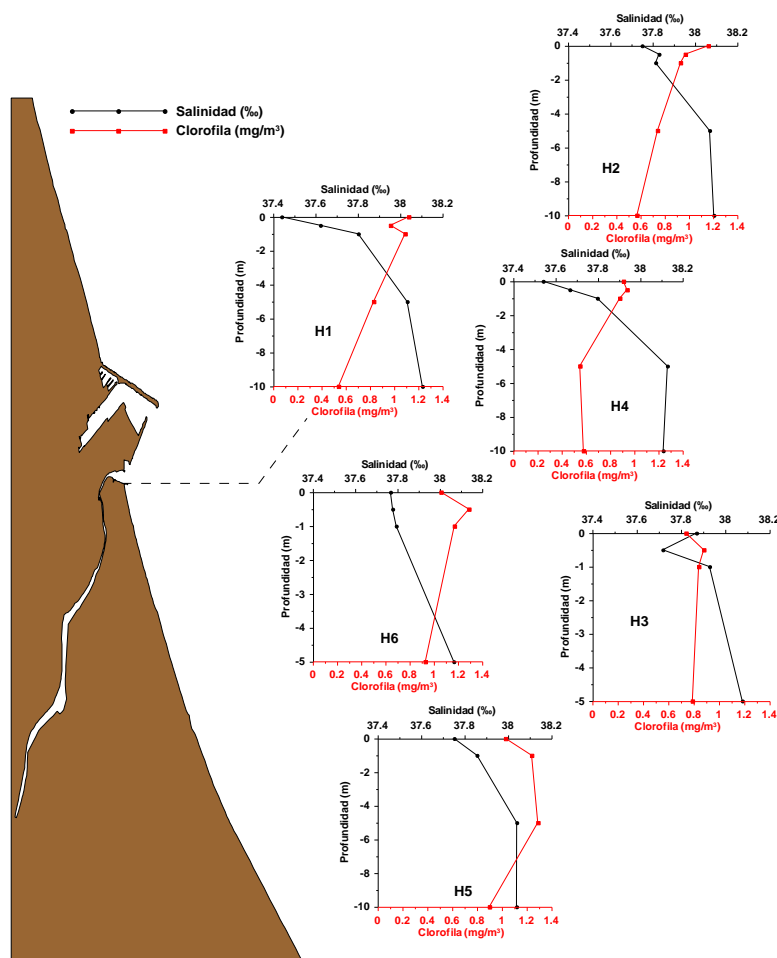


Figura 4.162. Perfiles verticales de Clorofila *a* (mg/m^3) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

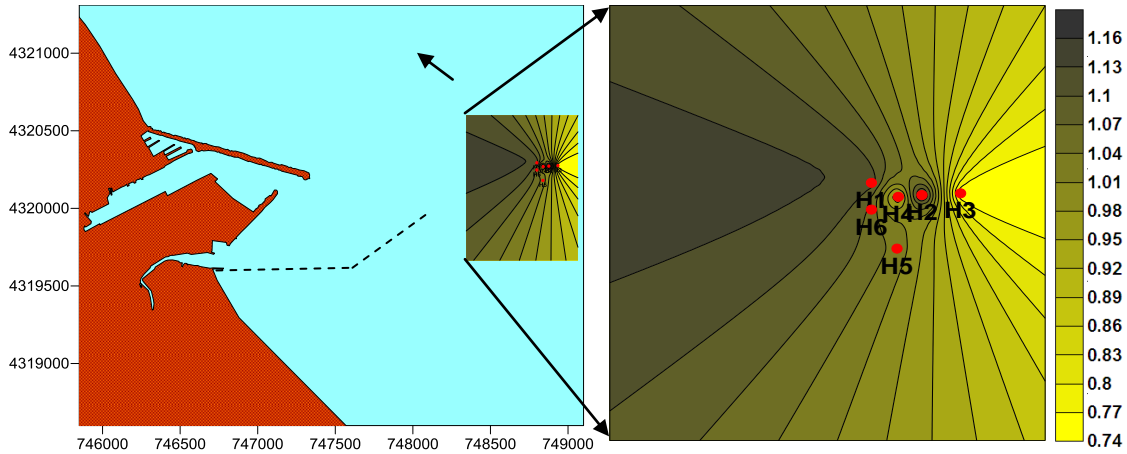


Figura 4.163. Distribución superficial de la Clorofila a (mg/m^3) para la campaña Gandía IV.

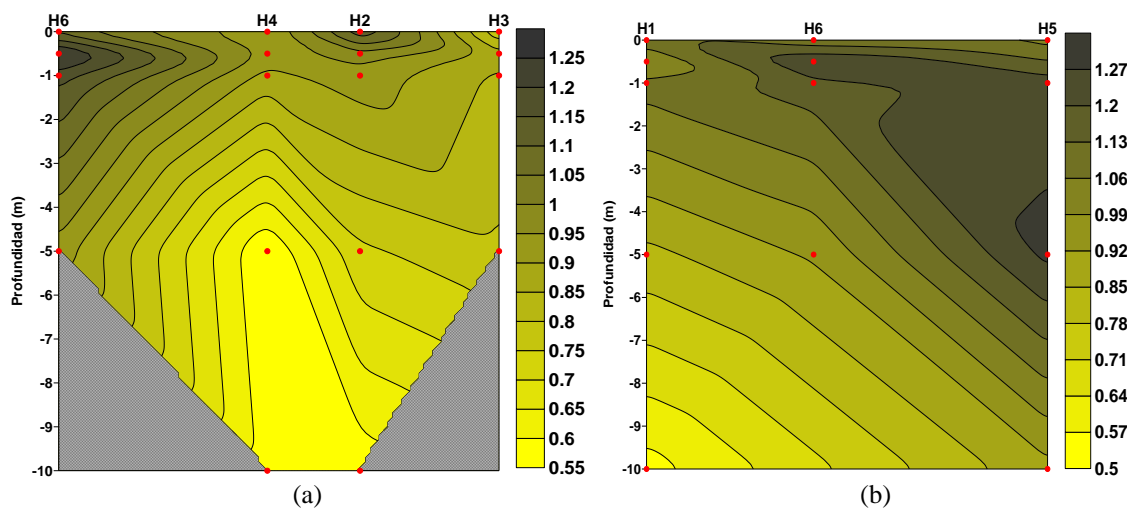


Figura 4.164. Corte vertical de la Clorofila a (mg/m^3) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.4.3.10 Coliformes Fecales

Los resultados obtenidos en el análisis de coliformes fecales en esta cuarta campaña han sido comparados, al igual que en las campañas anteriores, con el valor obligatorio (2000 UFC/100 ml) y el valor guía (100 UFC/100 ml), para este tipo de microorganismos, establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975). Estos valores, como se ha mencionado anteriormente, se toman como referencia para determinar el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido.

En esta campaña, las mayores concentraciones de coliformes fecales se observaron, como era de esperar, en las estaciones que hasta el momento tienen la mayor influencia del vertido, H4, H1 y H6, con un rango de valores de 15 – 9000 UFC/100 ml, 28 – 6500 UFC/100 ml y 1200 – 5400 UFC/100 ml respectivamente.

Estos valores, son más altos que los valores establecidos por la Directiva Europea, con excepción de las concentraciones que se determinan a 10 m de profundidad para la estación H1 (28 UFC/100 ml) y a 5 y 10 m de profundidad para la estación H4 (37 y 15 UFC/100 ml respectivamente).

En la superficie, la concentración más alta se observa en la estación H4 con respecto a las demás estaciones (H4 [9000 UFC/100 ml] > H1 [6500 UFC/100 ml] > H5 [4100 UFC/100 ml] > H6 [2800 UFC/100 ml] > H3 [2000 UFC/100 ml] > H2 [1300 UFC/100 ml]). La estación que tiene los valores más bajos a lo largo de la columna de agua es H2, debido probablemente a que se encuentra ubicada en la parte norte del área de estudio y por consiguiente tiene menor influencia del vertido. El rango de variación en ésta estación se encuentra entre 100 – 3000 UFC/100 ml. La distribución superficial de estas bacterias se ha representado en la figura 4.166, donde se observan las concentraciones más altas sobre la estación H4 y un cierto desplazamiento de la pluma hacia el noroeste debido a la acción del viento, que en el momento del muestreo provenía del sureste. Los perfiles verticales de estas estaciones se han representado en la figura 4.165 junto con los perfiles de salinidad, ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos.

En todas las estaciones se observa un comportamiento inverso al de la salinidad, con valores que disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En la estación H2, hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, llegando en este punto a la concentración más alta, que después disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. En el caso de las estaciones H1, H4 y H5 (540 - 4100 UFC/100 ml), los valores disminuyen desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la salinidad y la profundidad, por lo que las concentraciones más altas se encuentran en la superficie.

Por otro lado, los perfiles de las estaciones H6 y H3 (420 - 3000 UFC/100 ml) son similares al perfil de H2, donde el punto de mayor concentración se encuentra ligeramente por debajo de la superficie (0.5 m de profundidad) y posteriormente disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por lo tanto, el hecho de encontrar altas concentraciones de coliformes fecales ligeramente por debajo de la capa superficial puede deberse al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas disminuyendo su concentración.

Al observar el transecto E-W (Fig. 4.167a), no se detecta la presencia de una pluma por lo que no fue muestreada. Sin embargo, las concentraciones más altas están en la superficie sobre la estación H4, sugiriendo un desplazamiento hacia la estación H6 en dirección noroeste debido a la acción del viento proveniente del S-SE. Por otro lado, en el transecto N-S (Fig. 4.167b), las altas concentraciones están en la superficie en la estación H1, mientras que en H6 se presentan a 0.5 m de profundidad.

4.2.4.3.11 Coliformes Totales

Las concentraciones de coliformes totales en esta campaña han sido comparadas, al igual que los coliformes fecales, dentro del marco de la Directiva Europea para aguas

de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975), con la finalidad de tener una referencia sobre los niveles de contaminación en las inmediaciones del emisario submarino.

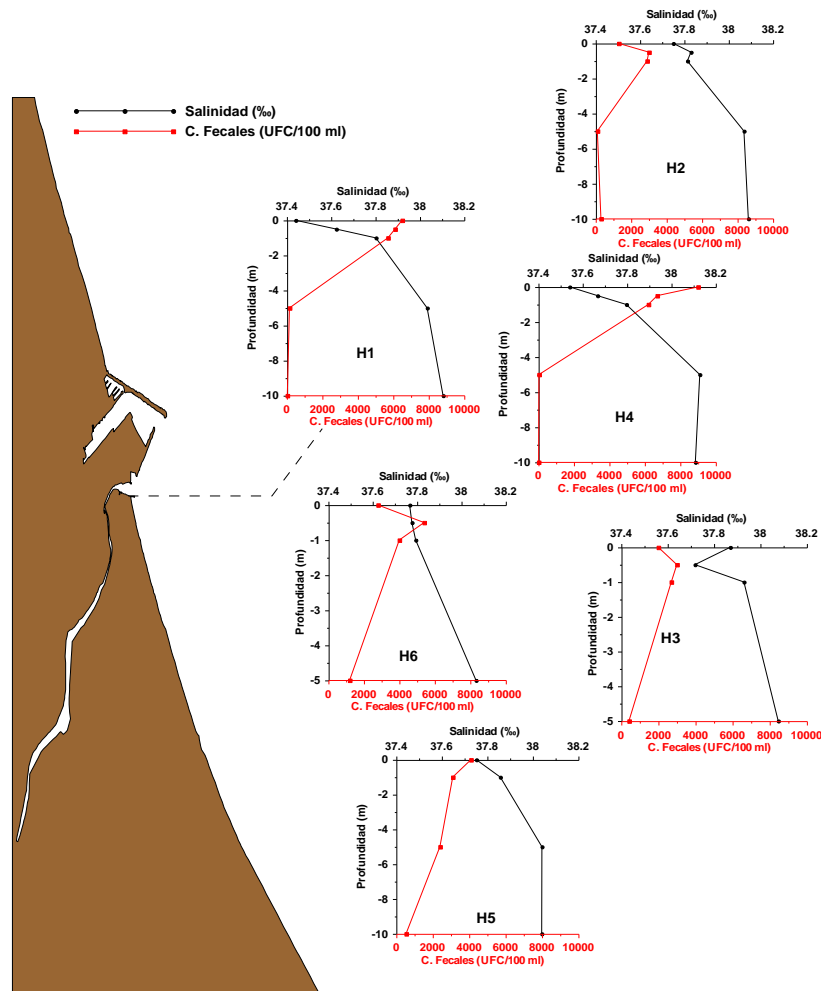


Figura 4.165. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (%) para la campaña Gandía IV.

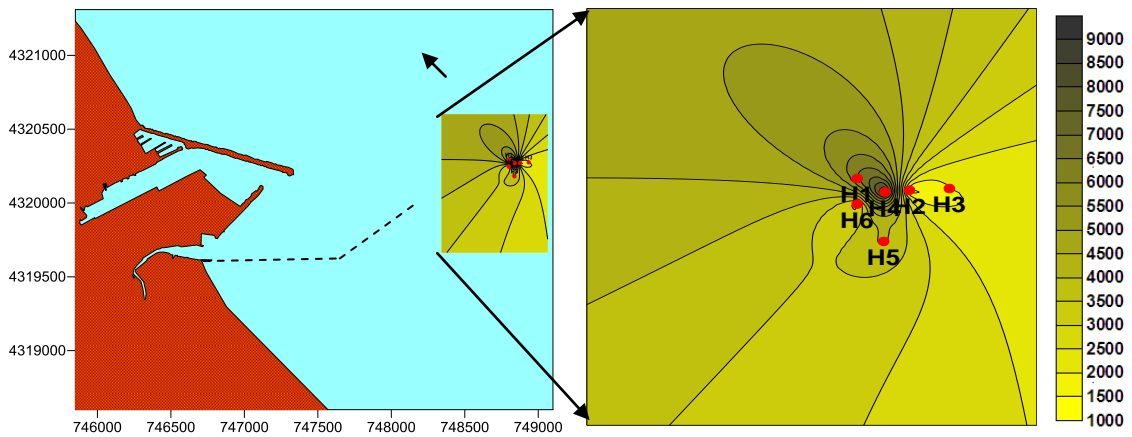


Figura 4.166. Distribución superficial de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV.

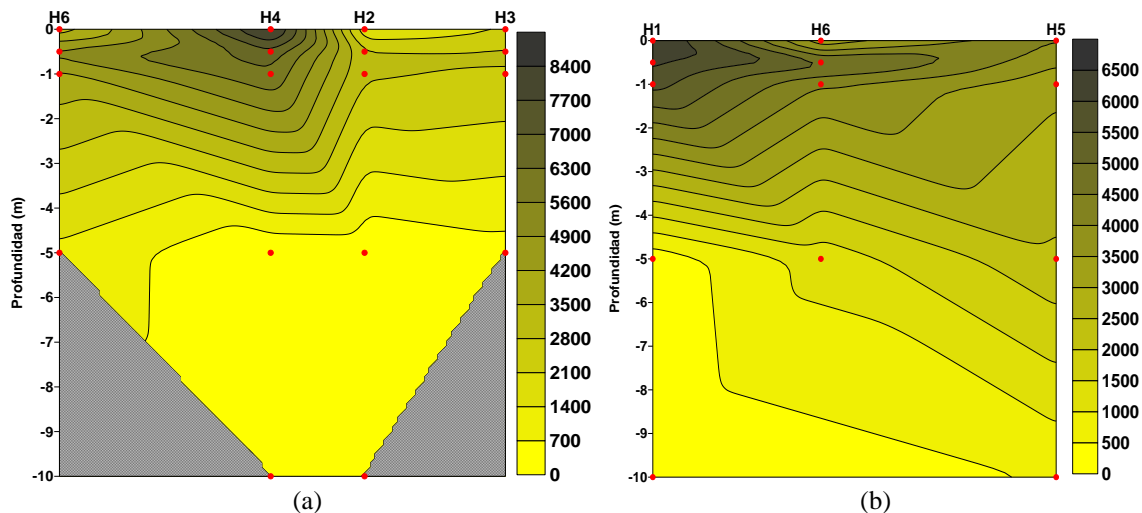


Figura 4.167. Corte vertical de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

Como sucede con los coliformes fecales, las estaciones H4, H1 y H6 son las que presentan las concentraciones más altas de estas bacterias, con un rango de valores entre 38 - 14000 UFC/100 ml, 29 - 8000 UFC/100 ml y 2800 - 5300 UFC/100 ml respectivamente. En superficie, las concentraciones más altas se encuentran en la estación H4 en comparación con el resto de las estaciones (H4 [11000 UFC/100 ml] > H1 [8000 UFC/100 ml] > H2 [6500 UFC/10 ml] > H5 [5800 UFC/10 ml] > H6 [4100 UFC/10 ml] > H3 [4000 UFC/10 ml]).

Esta distribución en superficie se observa en la figura 4.169, en donde se distingue un cierto transporte de la pluma hacia el noroeste por acción del viento proveniente del sureste en el momento del muestreo.

Las concentraciones superficiales de la estación H4 son más altas que el valor obligatorio (10000 UFC/100 ml) establecido por la Directiva para este tipo de bacterias. Sin embargo, la mayoría de los valores superan el valor guía (500 UFC/100 ml), con excepción de las concentraciones a 10 m de profundidad en la estación H1 (29 UFC/10 ml), y a 5 y 10 m de profundidad en la estación H4 (38 y 50 UFC/10 ml respectivamente).

Los perfiles verticales de las 6 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.168, ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos en el momento en que se produce el vertido. Al comparar estos perfiles se observa que las bacterias presentan un comportamiento inverso a la salinidad.

En las estaciones H1 y H5 (780 - 5800 UFC/100 ml), las distribuciones son muy similares presentando las concentraciones más altas en la superficie, que disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En el caso de la estación H2 (300 - 7200 UFC/100 ml), hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, donde se alcanzan las concentraciones más altas, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. Este comportamiento se observa en el

perfil de la estación H4, donde las concentraciones más altas están ligeramente por debajo de la superficie (0.5 m de profundidad) y después disminuyen hasta el fondo con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H6, este aumento se refleja desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde se alcanzan los valores más altos, que después disminuyen al aumentar la profundidad y la salinidad. Finalmente en la estación H3 (570 - 5100 UFC/100 ml), donde se observan las concentraciones más bajas a lo largo de la columna de agua, hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad (1000 UFC/100 ml), después vuelven a aumentar hasta 1 m donde alcanzan los niveles más altos, que finalmente disminuyen con el aumento de la profundidad y la salinidad.

En el transecto E-W que se representa en la figura 4.170a, se observan las concentraciones más altas de estas bacterias en la estación H4 y por debajo de la superficie. Sin embargo, no es posible determinar la presencia de una pluma de agua residual que pueda provenir del vertido, ya que en esta campaña no fue muestreada. Por otro lado, al analizar el transecto N-S (Fig. 4.170b), se distinguen altas concentraciones en la superficie sobre la estación H1, mientras que en la estación H6 éstas concentraciones están por debajo de la capa superficial. Por lo tanto, aunque en esta campaña la pluma ascendiendo por la columna de agua no fue muestreada, se puede establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido por el emisario submarino, ya que las concentraciones más altas han sido detectadas en las estaciones que tienen una mayor influencia de dicho vertido, es decir en las estaciones H1, H4 y H6.

4.2.4.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, las mayores concentraciones de enterococos, al igual que los nutrientes y los coliformes, han sido observadas en las estaciones H1 y H4, con un rango de variación entre 5 – 310 UFC/100 ml y 1 – 280 UFC/100 ml respectivamente.

En la superficie, las mayores concentraciones están en la estación H1 en comparación con las otras estaciones (H1 [310 UFC/100 ml] > H4 [280 UFC/100 ml] > H2 [110 UFC/10 ml] > H6 [90 UFC/10 ml] > H3 [80 UFC/10 ml] > H5 [70 UFC/10 ml]). Estos resultados han sido comparados con los valores que se establecen dentro del marco de la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975), para tener una referencia del nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido. De este análisis se puede resumir que todas las concentraciones, principalmente en la superficie, resultaron ser más altas que los valores tomados como referencia (valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y un valor guía de 100 UFC/100 ml), ya que en el fondo las concentraciones son más bajas.

En la figura 4.171 se representan los perfiles verticales de estas bacterias junto con los perfiles de salinidad, en donde se puede observar un comportamiento inverso a las distribuciones de salinidad. En las estaciones H1 y H4, los perfiles son muy similares, ya que tienen una disminución de los valores desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la salinidad y la profundidad. El valor a 5 m de profundidad en la estación H4 no ha sido considerado en este perfil ya que se reporta como “no detectado”.

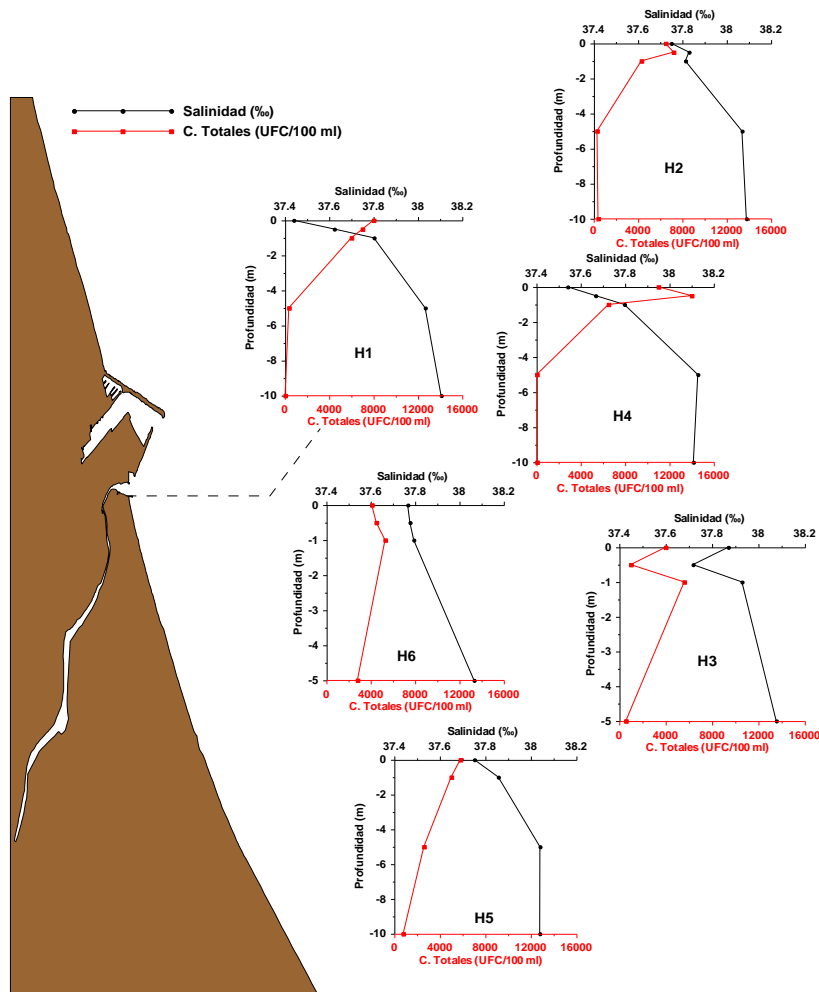


Figura 4.168. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (%) para la campaña Gandía IV.

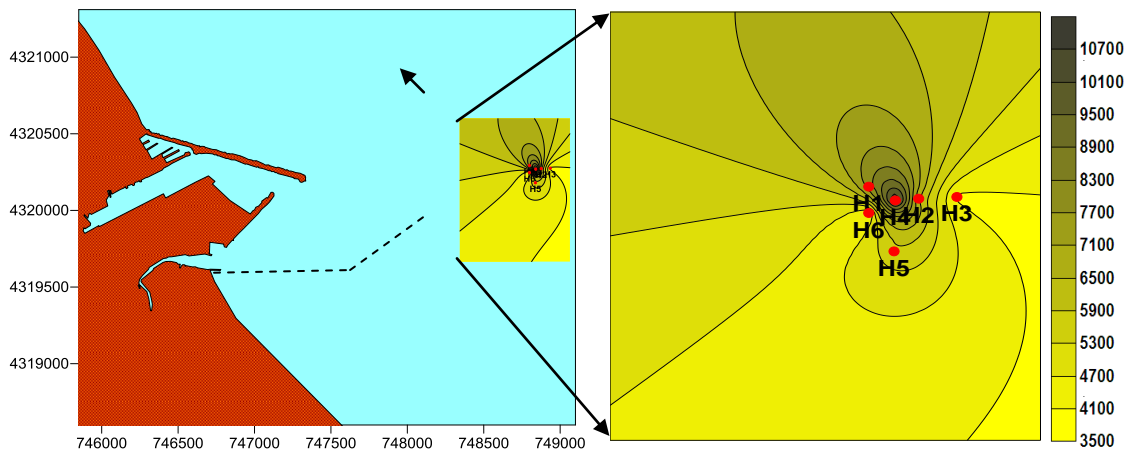


Figura 4.169. Distribución superficial de Coliformes Totales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV.

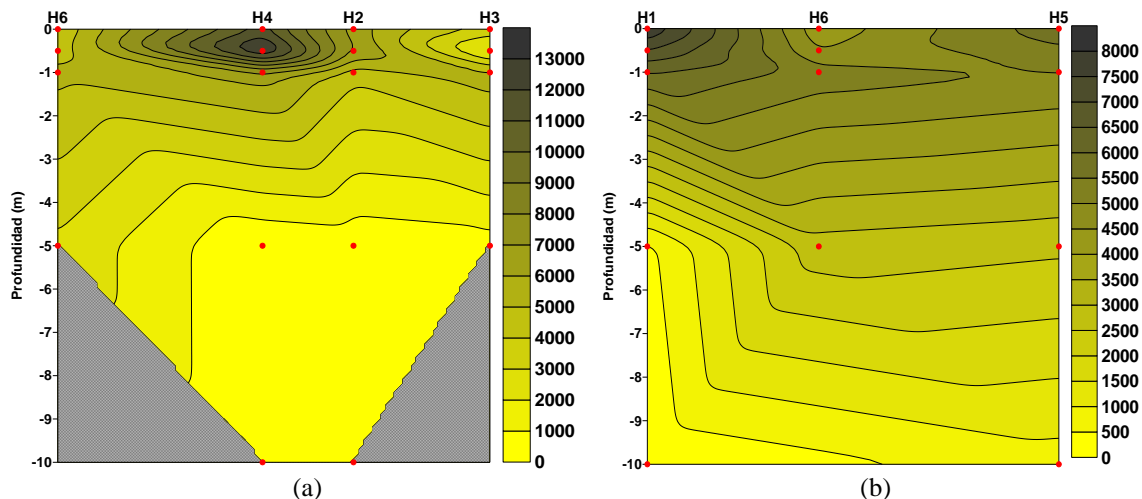


Figura 4.170. Corte vertical de Coliformes Totales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

Por otro lado, en las estaciones H6 (22 - 160 UFC/10 ml), H2 (5 - 190 UFC/10 ml) y H5 (20 - 113 UFC/10 ml), los perfiles presentan un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, donde alcanzan las concentraciones más altas que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. El valor a 10 m de profundidad en la estación H2 también ha sido excluido del gráfico ya que también se reportado como “no detectado”. Finalmente, en la estación H3 (15 - 130 UFC/10 ml), se observa un aumento de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, llegando en este punto a los niveles más altos de concentración, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad.

La distribución espacial en superficie de estas bacterias se representa en la figura 4.172, donde se aprecian las concentraciones más altas en las estaciones H1 y H4, así como también se distingue un cierto desplazamiento de estas concentraciones hacia el noroeste, ocasionado por la acción del viento proveniente del S-SE.

En la figura 4.173a se representa el transecto E-W de la distribución vertical para los enterococos, donde se observan las concentraciones más altas en la superficie sobre la estación H4, debido probablemente a que el agua del emisario había llegado recientemente a la superficie, mientras que en las estaciones H2 y H3 los valores más altos se encuentran por debajo de la capa superficial debido probablemente a la reducción bacteriana que la radiación solar provoca sobre estas bacterias.

En el transecto N-S (Fig. 4.173b) se observa que los niveles más altos de enterococos están en la superficie sobre la estación H1, mientras que en las estaciones H6 y H5 las mayores concentraciones están también por debajo de la capa superficial. En ninguno de los dos transectos se distingue la presencia de una pluma ascendente. Sin embargo, es posible establecer que la entrada de estas bacterias al medio receptor es a través del efluente vertido por el emisario submarino, ya que las concentraciones más altas han sido observadas en las estaciones que tienen una mayor influencia de dicho vertido, es decir en las estaciones H1, H4 y H6.

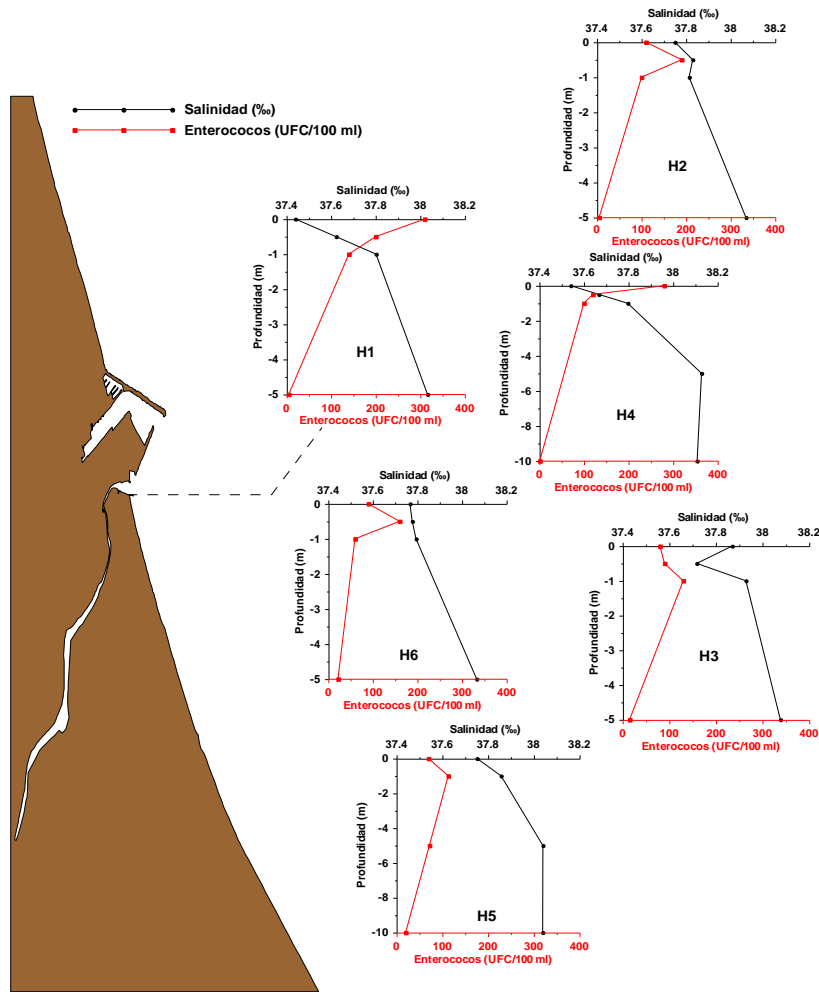


Figura 4.171. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía IV.

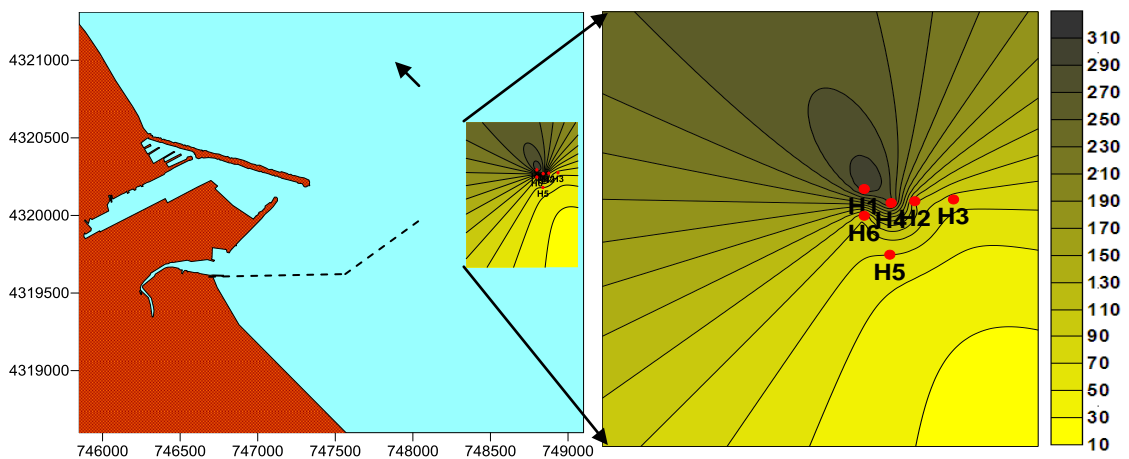


Figura 4.172. Distribución superficial de Enterococos (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV.

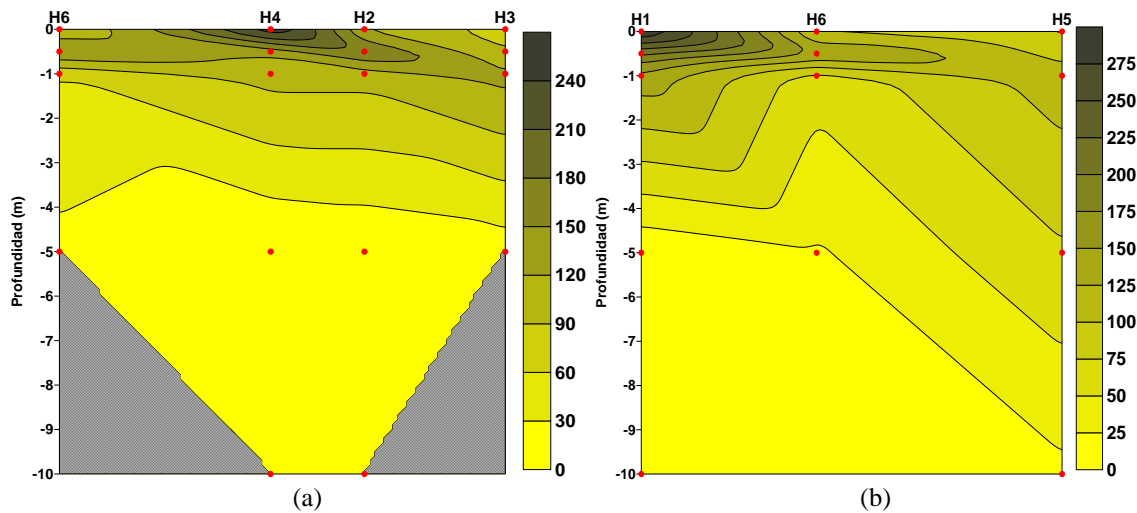


Figura 4.173. Corte vertical de Enterococos (UFC/100 ml) para la campaña Gandía IV. Transecto E-W (a) y Transecto N-S (b).

4.2.5 Campaña Gandía V (1 de mayo del 2006)

Para esta quinta campaña en el emisario de Gandía se establecieron 6 estaciones de muestreo (H1, H2, H3, H4, H5 y H6) en la zona de influencia del emisario submarino (Fig. 4.174). La toma de muestra en los 6 puntos tuvo una duración de 2.30 horas, iniciando el muestreo a las 10:35 de la mañana en la estación H1 y finalizando en la estación H6 a las 13:10 p.m.

A continuación se describen los resultados obtenidos del análisis de los diferentes parámetros que fueron muestreados en esta quinta campaña.

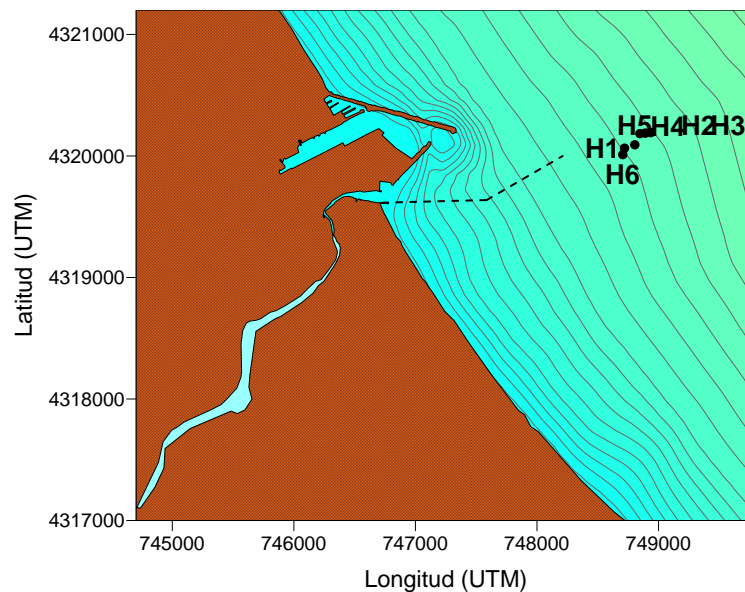


Figura 4.174. Estaciones de muestreo para la campaña Gandía V.

4.2.5.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos correspondientes a esta campaña fueron obtenidos con una estación meteorológica del LIM-UPC.

Los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de series temporales de la dirección (grados) y velocidad del viento (m/s), diagramas de vector progresivo (N-E en sentido positivo), y finalmente, gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades.

Para esta quinta campaña en el emisario de Gandía, la velocidad media del viento registrada en un período de 49 hrs. fue de 5.10 m/s con un rango de 0.6 – 10.1 m/s, mientras que la dirección media del viento fue de 193.72 grados. En la serie temporal y en el vector progresivo (Fig. 4.175), se representa una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 6 estaciones de esta campaña, en las que se puede determinar que durante este tiempo, el viento tenía una dirección S-SW (211.65 grados) con una velocidad media de 4.43 m/s.

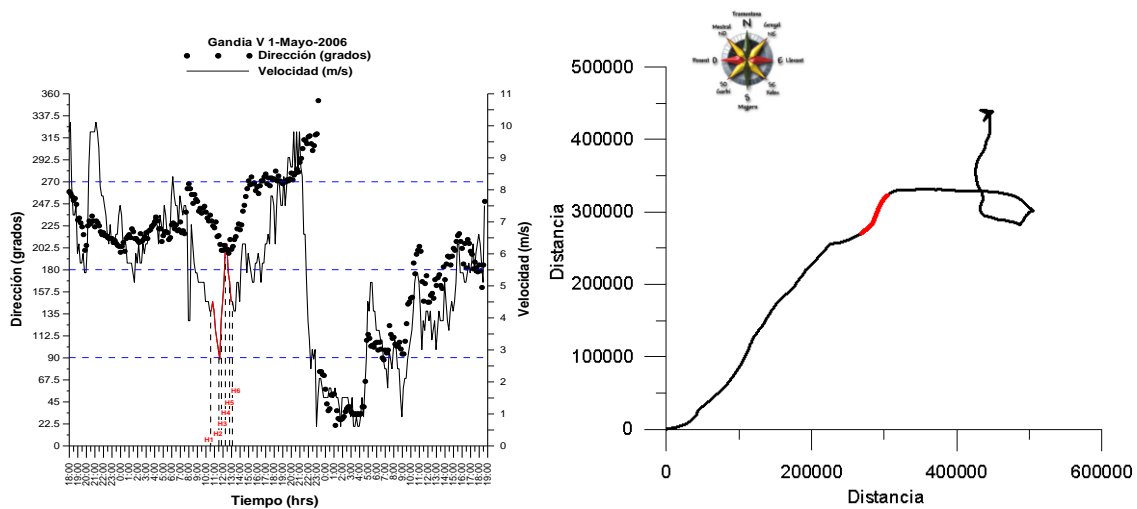


Figura 4.175. Serie temporal de la dirección (grados) y velocidad (m/s) del viento y diagrama de vector progresivo para la campaña Gandía V.

Por otro lado, en los gráficos de las rosas (Fig. 4.176), se observa un valor promediado que representa la dirección medida. Sin embargo, este valor medio no ha sido ponderado por las velocidades, por lo que no indica la dirección predominante de transporte.

4.2.5.2 Datos hidrodinámicos

Los datos de corrientes para esta campaña fueron obtenidos a partir de un correntímetro Doppler (ADCP) fondeado a 18 m de profundidad (UTM x=748643, y=4320033), para obtener las condiciones de contorno en el dominio estudiado. Las profundidades que serán descritas son 0, 0.5, 1, 5, 10, 15 y 18 m.

Lugar: Estación Meteorológica UPC
 Serie analizada: 1-Mayo-2006
 Número de datos: 293
 Frecuencia: 1 dato/10 min
 Velocidad media: 5.10 m/s

Dirección medida: 219°
 Horas de calma: 0
 Frecuencia de vientos en calma: 0 %
 Velocidad máxima: 10.1 m/s

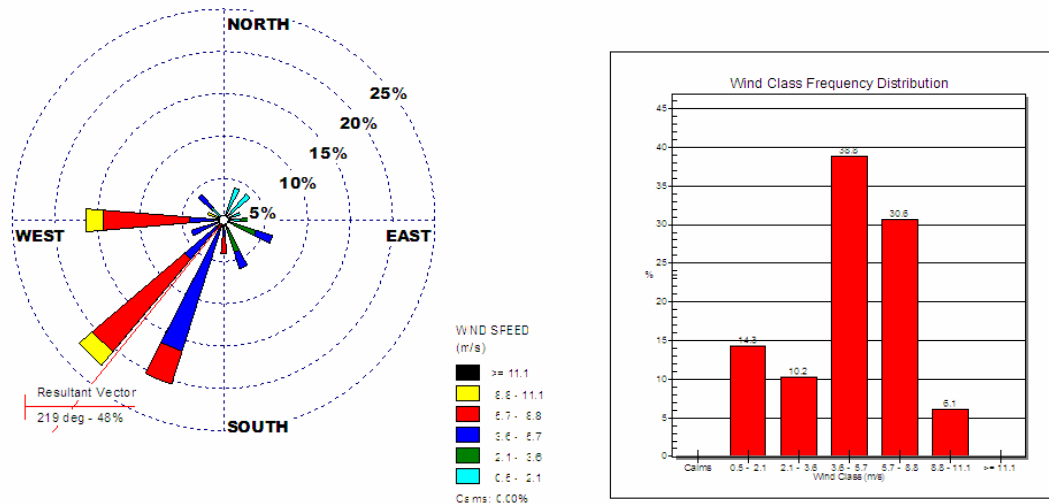


Figura 4.176. Distribución conjunta de intensidad y dirección del viento. Rosa de vientos e histograma de velocidades para la campaña Gandía V.

Al igual que con los datos meteorológicos, los resultados de las velocidades registradas se presentan en forma de vectores progresivos en donde se distingue una zona marcada en color rojo, la cual corresponde a las horas en las que se llevó a cabo el muestreo de las 6 estaciones de esta campaña. Igualmente, se representan los gráficos de rosas e histogramas de distribución de velocidades para cada una de las profundidades analizadas. La frecuencia de muestreo fue de 10 minutos, con un período total de 49 horas y las unidades de velocidad son cm/s.

En la tabla 4.3 se representa un resumen de las distancias brutas, netas y dirección neta recorrida por las corrientes en cada una de las profundidades descritas. El ángulo se mide con respecto al norte.

Para la capa superficial (0 m), la velocidad media de la corriente registrada en un período de 49 hrs. fue de 52.56 cm/s con un rango de 1.1 – 106.5 cm/s, mientras que la dirección media de la corriente fue de 35.63 grados. El vector progresivo para esta capa se representa en la figura 4.177, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.178. Durante las horas en las que se llevó a cabo el muestreo (10:35 a 13:10 hrs), la corriente en la superficie presenta una dirección N-NE (34 grados) y una velocidad media de 4.35 cm/s.

Tabla 4.3. Resumen de las distancias brutas, netas y dirección neta de las corrientes a 0, 0.5, 1, 5, 10, 15 y 18 m de profundidad para la campaña Gandía V.

Profundidades (m)			Tiempo	Vel media
Capa a 0 m	Distancia Bruta [m]	9272160.00	49 horas	52.56 cm/s
	Distancia Total [m]	4890358.02		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	35.63		
Capa a 0.5 m	Distancia Bruta [m]	5367780.00	49 horas	30.43 cm/s
	Distancia Total [m]	2756040.77		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	48.54		
Capa a 1 m	Distancia Bruta [m]	4384440.00	49 horas	24.86 cm/s
	Distancia Total [m]	1783941.97		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	35.94		
Capa a 5 m	Distancia Bruta [m]	1799160.00	49 horas	10.20 cm/s
	Distancia Total [m]	1067755.40		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	-62.10		
Capa a 10 m	Distancia Bruta [m]	1631400.00	49 horas	9.25 cm/s
	Distancia Total [m]	717605.30		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	-57.20		
Capa a 15 m	Distancia Bruta [m]	1639260.00	49 horas	9.29 cm/s
	Distancia Total [m]	699461.23		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	-54.85		
Capa a 18 m	Distancia Bruta [m]	1395900.00	49 horas	7.91 cm/s
	Distancia Total [m]	503430.86		
	<i>Ángulo con respecto al N</i>	-30.67		

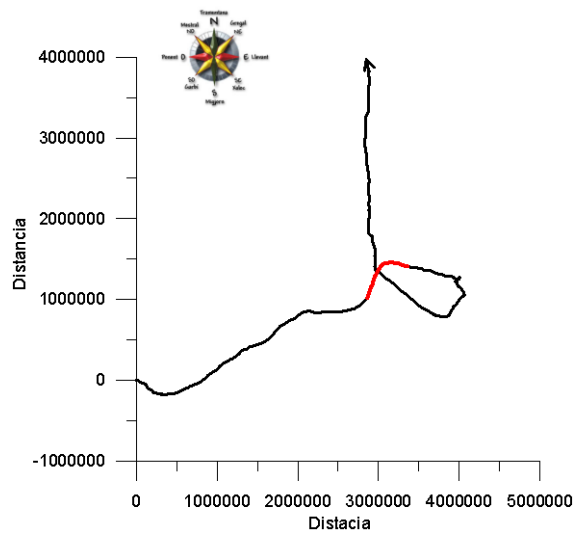


Figura 4.177. Vector progresivo para la capa superficial (0 m) en la campaña Gandía V.

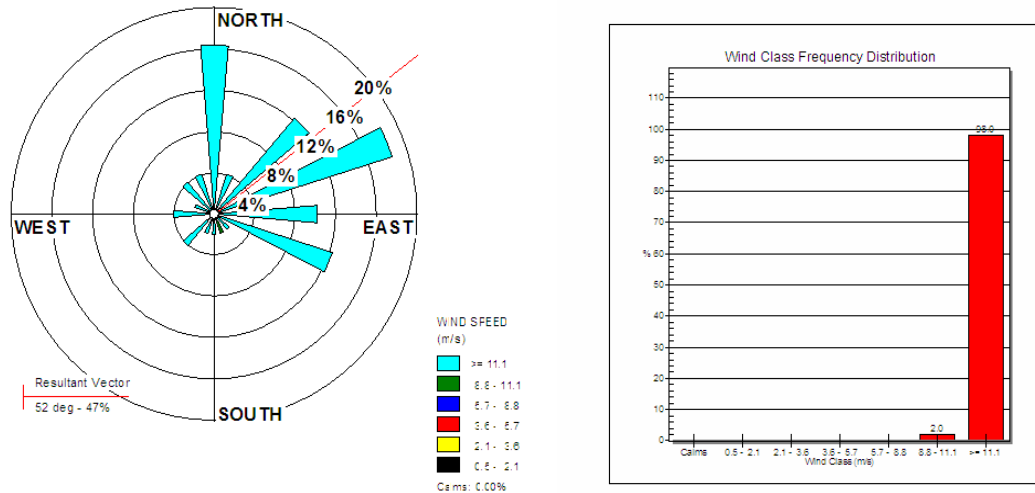


Figura 4.178. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la capa superficial (0 m) en la campaña Gandía V.

Por otro lado, para la capa de 0.5 m de profundidad, la velocidad media de la corriente que se registró en el mismo período de 49 hrs. fue de 30.43 cm/s con un rango de 1.1 – 77.1 cm/s, mientras que la dirección media de la corriente fue de 48.54 grados. El gráfico del vector progresivo, así como la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades para ésta profundidad se pueden observar en las figuras 4.179 y 4.180 respectivamente.

A 1 m de profundidad, la velocidad media de la corriente fue de 24.86 cm/s con un rango de 1.3 – 77.9 cm/s, y una dirección media de 35.94 grados. El vector progresivo para esta capa se representa en la figura 4.181, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observa en la figura 4.182.

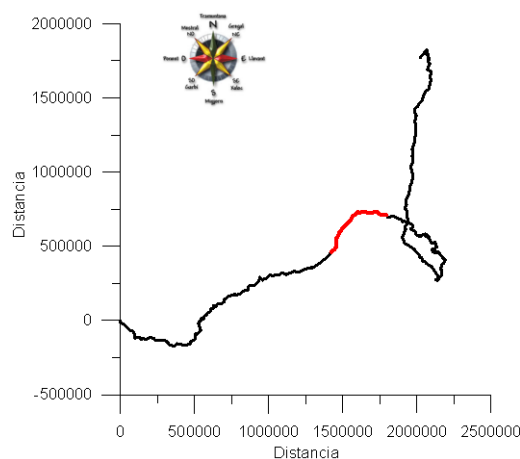


Figura 4.179. Vector progresivo para la profundidad de 0.5 m en la campaña Gandía V.

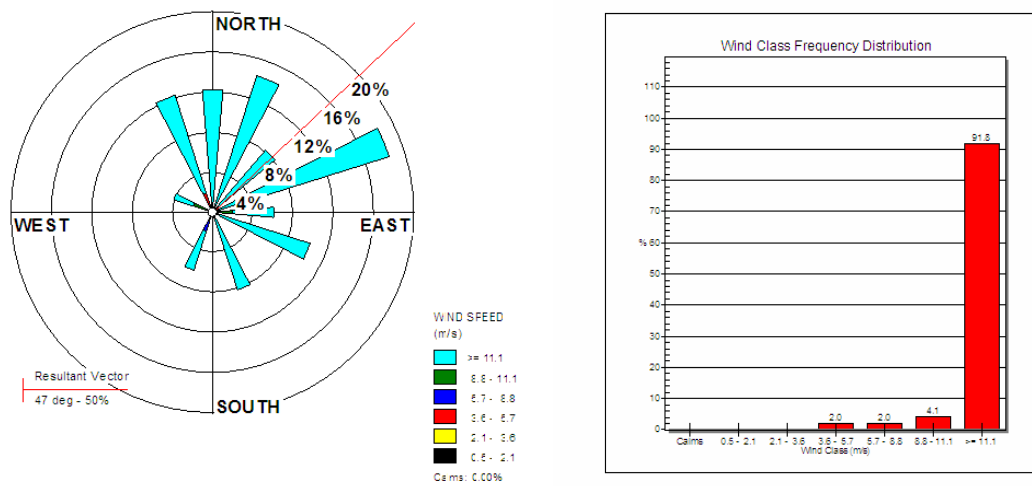


Figura 4.180. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 0.5 m en la campaña Gandía V.

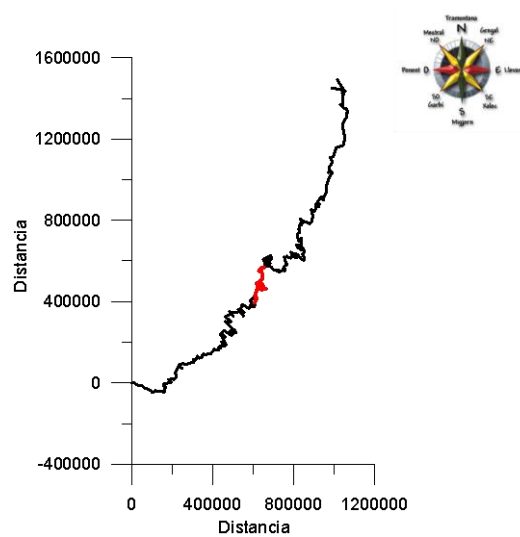


Figura 4.181. Vector progresivo para la profundidad de 1 m en la campaña Gandía V.

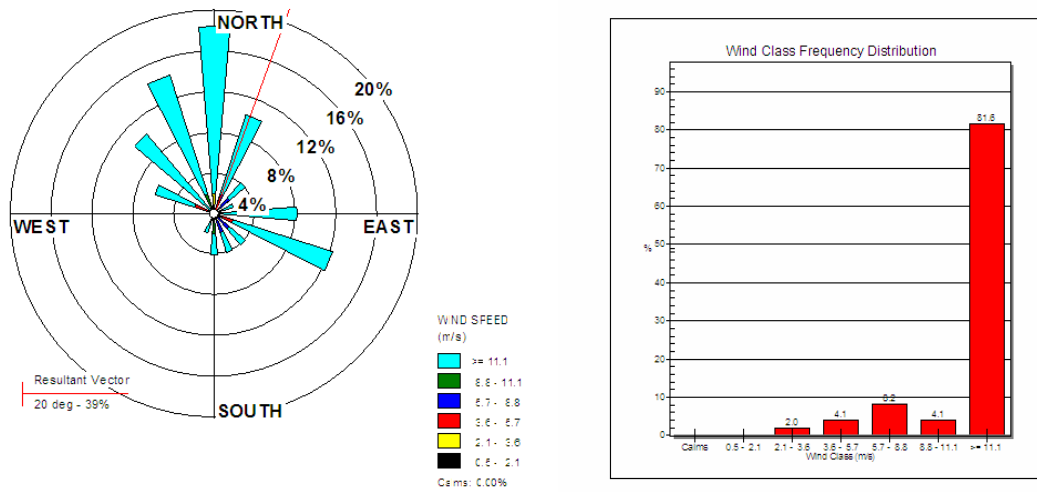


Figura 4.182. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 1 m en la campaña Gandía V.

Para la capa de 5 m de profundidad, la corriente presentó una velocidad media de 10.20 cm/s y un rango de valores entre 1.4 – 27.6 cm/s, siendo la dirección media de -62.10 grados. Los gráficos que corresponden a esta profundidad, vector progresivo, rosa de corrientes e histograma de distribución de velocidades, se observan en las figuras 4.183 y 4.184 respectivamente

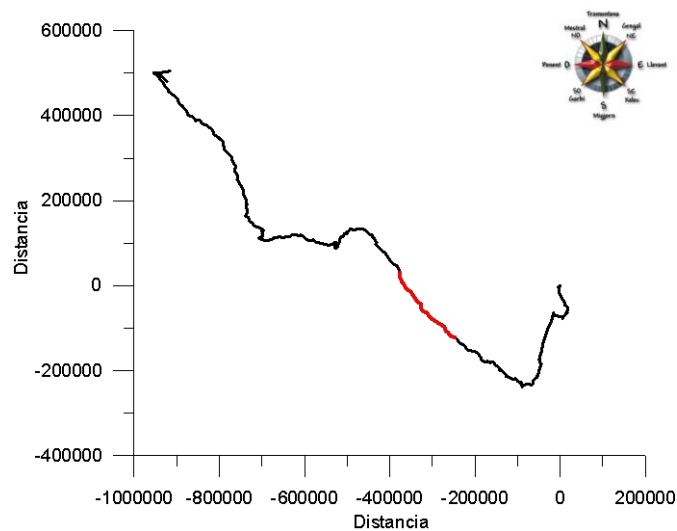


Figura 4.183. Vector progresivo para la profundidad de 5 m en la campaña Gandía V.

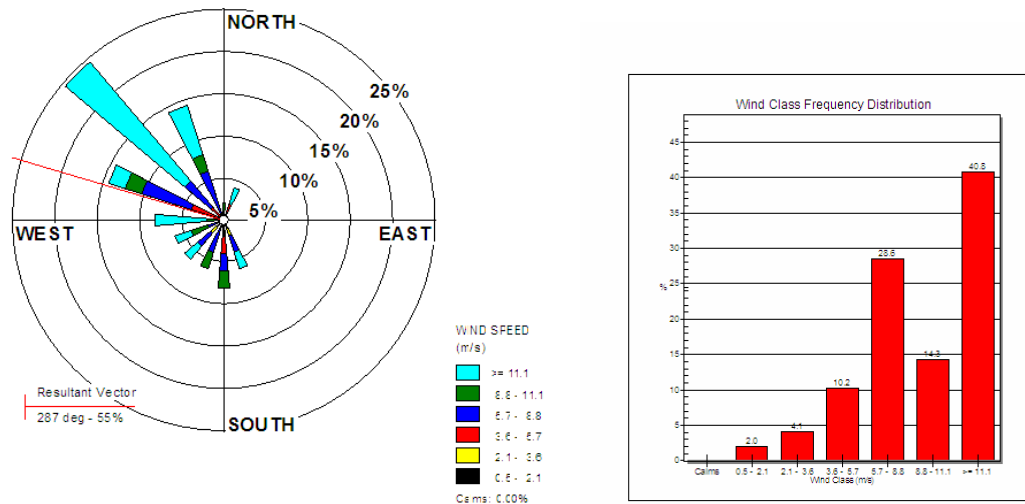


Figura 4.184. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 5 m en la campaña Gandía V.

En la capa que se encuentra a 10 m de profundidad, la corriente presentó una dirección media de -57.20 grados y una velocidad media de 9.25 cm/s con un rango de valores entre 0.4 y 20.7 cm/s. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se ha representado en la figura 4.185, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.186.

A 15 m de profundidad, la corriente presentó una velocidad media de 9.29 cm/s con un rango de valores entre 0.8 – 35.7 cm/s y una dirección media de -54.85 grados. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se representa en la figura 4.187, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.188.

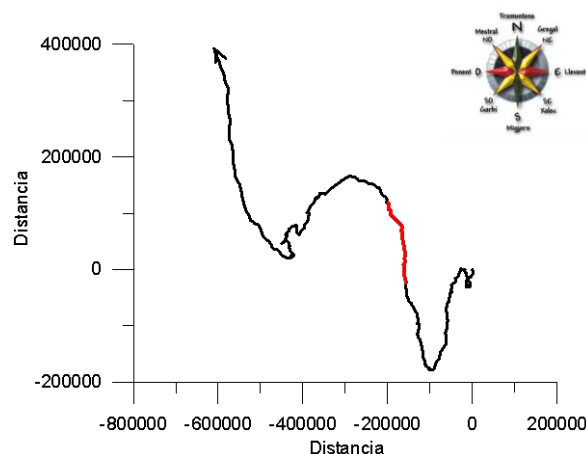


Figura 4.185. Vector progresivo para la profundidad de 10 m en la campaña Gandía V.

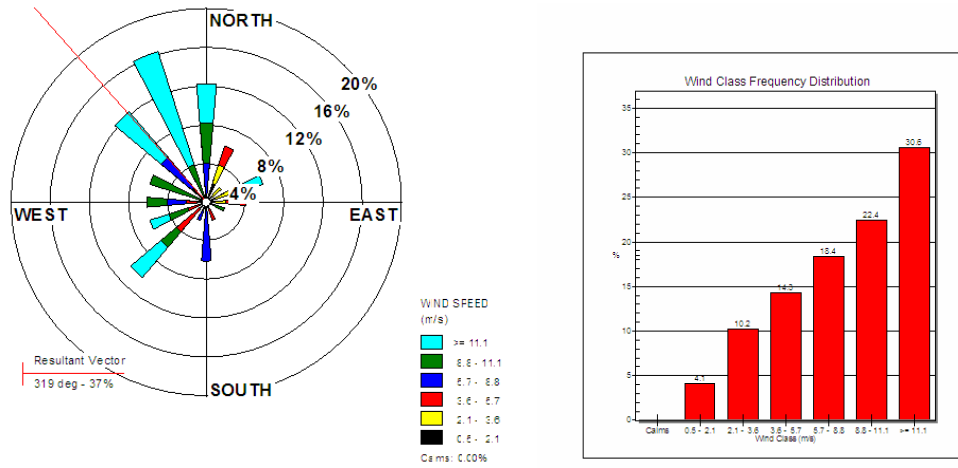


Figura 4.186. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 10 m en la campaña Gandía V.

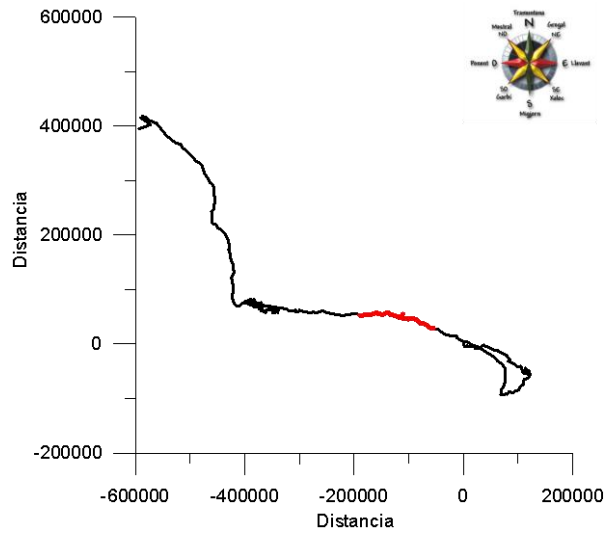


Figura 4.187. Vector progresivo para la profundidad de 15 m en la campaña Gandía V.

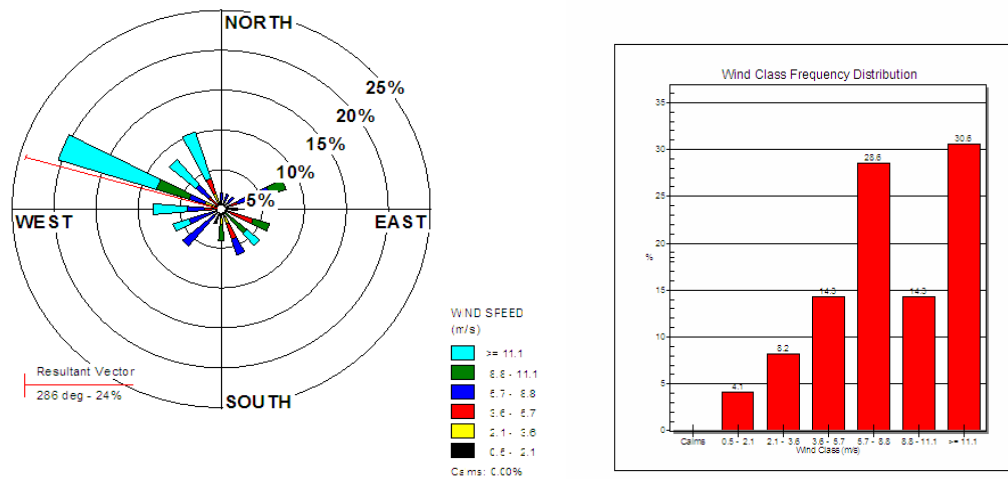


Figura 4.188. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 15 m en la campaña Gandía V.

Finalmente, a 18 m de profundidad, la corriente tuvo una velocidad media de 7.91 cm/s con un rango de valores entre 0.5 – 30.08 cm/s y una dirección media de -30.67 grados. El vector progresivo correspondiente a esta profundidad se representa en la figura 4.189, mientras que la rosa de corrientes y el histograma de distribución de velocidades se observan en la figura 4.190.

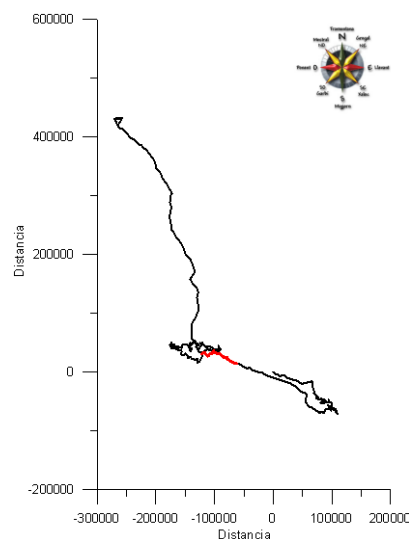


Figura 4.189. Vector progresivo para la profundidad de 18 m en la campaña Gandía V.

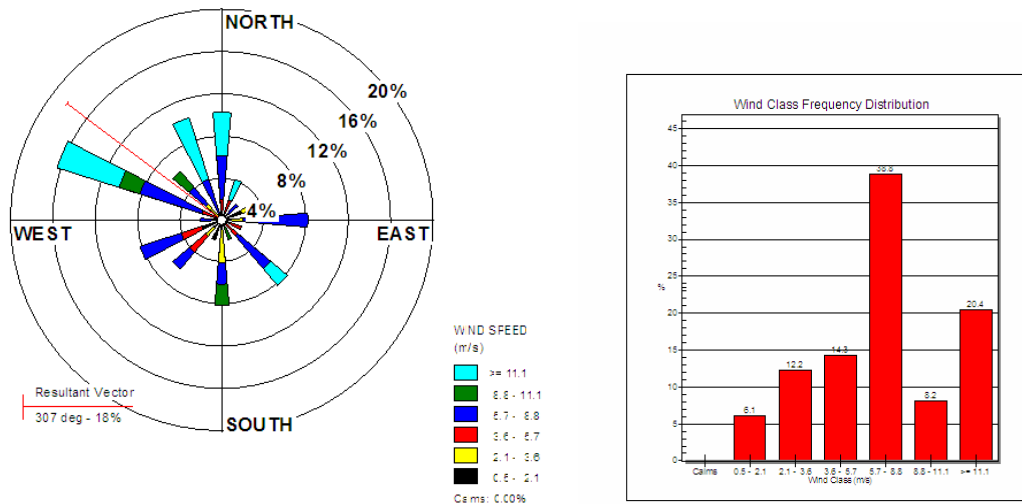


Figura 4.190. Distribución conjunta de intensidad y dirección de la corriente. Rosa de corrientes e histograma de velocidades para la profundidad de 18 m en la campaña Gandía V.

4.2.5.3 Análisis de las muestras de agua

Para esta campaña se tomaron un total de 24 muestras de agua repartidas entre las 6 estaciones y a diferentes profundidades. El análisis de los diversos parámetros físico-químicos y bacteriológicos se realizó a través de gráficos de perfiles verticales en cada una de las estaciones con la finalidad de conocer el comportamiento de cada variable a lo largo de la columna de agua.

Igualmente, se analizó la distribución espacial (vertical y en superficie) de cada parámetro, utilizando gráficos de isolíneas que fueron realizados aplicando el método de triangulación con interpolación lineal para las distribuciones verticales y el método kriging para las distribuciones en superficie.

Para la distribución vertical se representa el transecto formado por las estaciones H6, H1, H5, H4, H2 y H3 (Fig. 4.174), donde se señalan en forma de puntos rojos las profundidades a las que se tomaron las muestras en cada una de las estaciones. En este transecto, la discusión de los resultados será considerada hasta la profundidad de 5 m debido a la falta de datos en el fondo para las estaciones H6 y H3.

4.2.5.3.1 Temperatura

En esta campaña no se cuentan con datos de temperatura debido a problemas con los equipos en el momento del muestreo.

4.2.5.3.2 Densidad

No se cuentan con datos de densidad para esta campaña, debido a que no se pudieron medir las temperaturas.

4.2.5.3.3 Salinidad

Los datos de salinidad en este muestreo han sido obtenidos del análisis de las muestras de agua que fueron recogidas a diferentes profundidades con el dispositivo SWAS. Estos datos se han representado en forma de perfiles verticales en la figura 4.191.

En esta campaña, la salinidad presenta bajas concentraciones en la superficie en casi todas las estaciones, mientras que en el fondo, los valores son más altos. La concentración superficial más baja se observa en la estación H1 ($H1 [37.67\text{‰}] < H6 [37.73\text{‰}] < H2 [37.78\text{‰}] < H4 [37.96\text{‰}] < H5 [38.01\text{‰}] < H3 [38.03\text{‰}]$), ya que este punto, por estar ubicado sobre la salida del emisario, es el que puede presentar una mayor influencia de agua de menor salinidad vertida a través del emisario submarino.

A lo largo de la columna de agua, la estación H2, con un rango de valores de 37.60 - 38.01‰, es la que tiene las concentraciones más bajas en comparación con el resto de las estaciones. El perfil en este punto, presenta una disminución de los valores desde la superficie hasta 0.5 m, llegando en este punto a los niveles más bajos, que después aumentan con la profundidad. En la estación H4 (37.96 – 38.04‰), los valores aumentan desde la superficie hasta 1 m de profundidad, alcanzando en este punto las concentraciones más altas, que después disminuyen con el aumento de la profundidad.

Los perfiles de las estaciones H1 y H6 (37.73 – 38.01‰) son muy similares, ya que presentan un gradiente de salinidad con valores que disminuyen desde la superficie con el aumento de la profundidad. Por otro lado, en la estación H3 (37.94 – 38.03‰), el perfil vertical presenta una ligera disminución de las concentraciones desde la superficie con el aumento de la profundidad, con valores muy homogéneos a lo largo de toda la distribución.

Finalmente, en la estación H5 (38.01 – 38.04‰), el perfil es muy similar al de la estación H3, sólo que en sentido inverso, ya que también se observan valores muy homogéneos a lo largo de toda la distribución, que aumentan desde la superficie con la profundidad.

La distribución espacial en superficie se representa en la figura 4.192, donde se puede observar que las concentraciones más bajas de salinidad están en la estación H1, mientras que las concentraciones más altas se observan en las estaciones H5 y H3.

En la distribución vertical (Fig. 4.193), se puede intuir la presencia de una pluma que puede estar ascendiendo a la superficie sobre las estaciones H3 y H2. Sin embargo, ésta pluma no se encuentra bien definida, debido probablemente a que en el fondo se distingue una masa de agua más salada que puede estar ascendiendo por el sur,

ocasionando una mezcla en la parte intermedia de la pluma. Debido a esto se distinguen dos puntos de baja salinidad, uno en la estación H1 y el otro en la estación H2, que pueden ser parte de la misma pluma que ha sido mezclada.

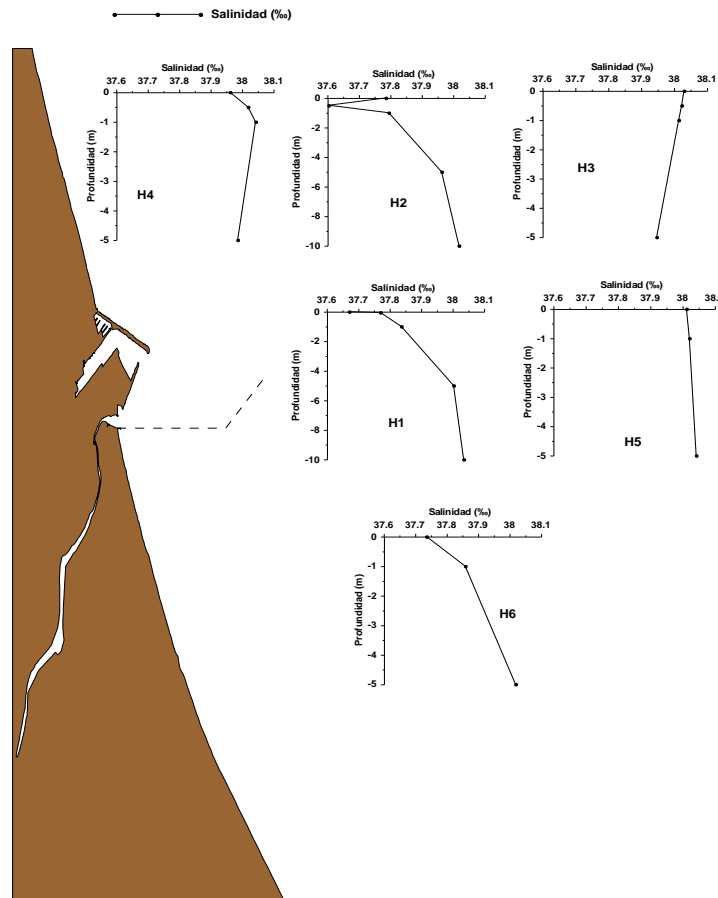


Figura 4.191. Perfiles de Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

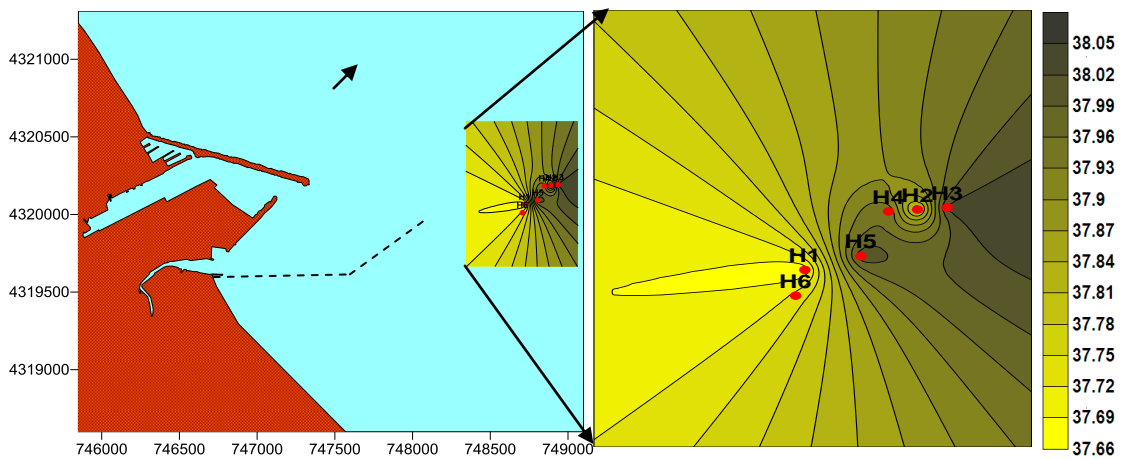


Figura 4.192. Distribución superficial de la Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

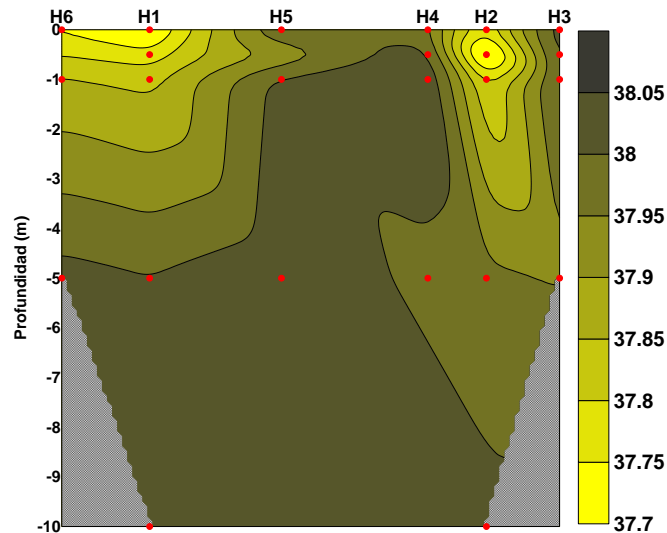


Figura 4.193. Corte vertical de la Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

4.2.5.3.4 Amonio

El comportamiento del amonio en esta campaña presenta, en todas las estaciones, una distribución inversa a la salinidad como puede verse en la figura 4.194, donde se presentan los perfiles verticales del amonio incluyendo además los perfiles de salinidad en las 6 estaciones muestreadas.

Los valores más altos de este nutriente fueron encontrados en las estaciones H1 y H2, con un rango de valores entre 0.3 - 28.4 $\mu\text{mol/L}$ y 0.6 - 14.1 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente. Es también en la estación H1 donde se encuentra el valor superficial más alto en comparación con las otras estaciones (H1 [28.4 $\mu\text{mol/L}$] > H2 [14.1 $\mu\text{mol/L}$] > H6 [4.6 $\mu\text{mol/L}$] > H4 [1.8 $\mu\text{mol/L}$] > H3 [1.5 $\mu\text{mol/L}$] > H5 [0.8 $\mu\text{mol/L}$]). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.195, donde se distinguen las concentraciones más altas en la estación H1. También se observa un desplazamiento de estas concentraciones hacia el noroeste, aunque este transporte no puede ser atribuido a la acción del viento, ya que en el momento del muestreo el viento provenía del S-SW. Por otro lado, tampoco se puede atribuir a las corrientes superficiales ya que de acuerdo con el análisis de los datos estas tuvieron una dirección N-NE. Una explicación para este comportamiento puede ser que en la estación H6, a la hora en la que se realizó el muestreo (13:05), la corriente superficial tenía una dirección de 284.8 grados en dirección hacia el W-NW.

Al analizar los perfiles verticales en estas 6 estaciones (Fig. 4.194), se distingue una disminución de la concentración de amonio desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H3 se determinan las concentraciones más bajas de amonio, con un rango de valores entre 0.5 y 1.5 $\mu\text{mol/L}$ y un perfil con valores que disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

Por otro lado, en la estación H4 (0.7 - 1.8 $\mu\text{mol/L}$), las concentraciones disminuyen desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, llegando en este punto a los niveles más bajos, que posteriormente aumentan hasta 1 m de profundidad (1.2 $\mu\text{mol/L}$)

y finalmente disminuyen al aumentar la profundidad. En la estación H5 (0.7 - 1.8 $\mu\text{mol/L}$), las concentraciones más bajas se observan en la superficie y éstas aumentan con la profundidad y la salinidad. Finalmente en la estación H6 (0.7 - 1.8 $\mu\text{mol/L}$), nuevamente se distingue una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la profundidad y la salinidad.

Al observar el corte vertical del amonio en esta campaña (Fig. 4.196), se pueden apreciar dos puntos de altas concentraciones en la superficie sobre las estaciones H1 y H2, que pueden ser parte de la pluma del vertido. Sin embargo, en este gráfico, no se intuye la presencia de dicha pluma, debido a que en el resto de las estaciones las concentraciones son mucho más bajas.

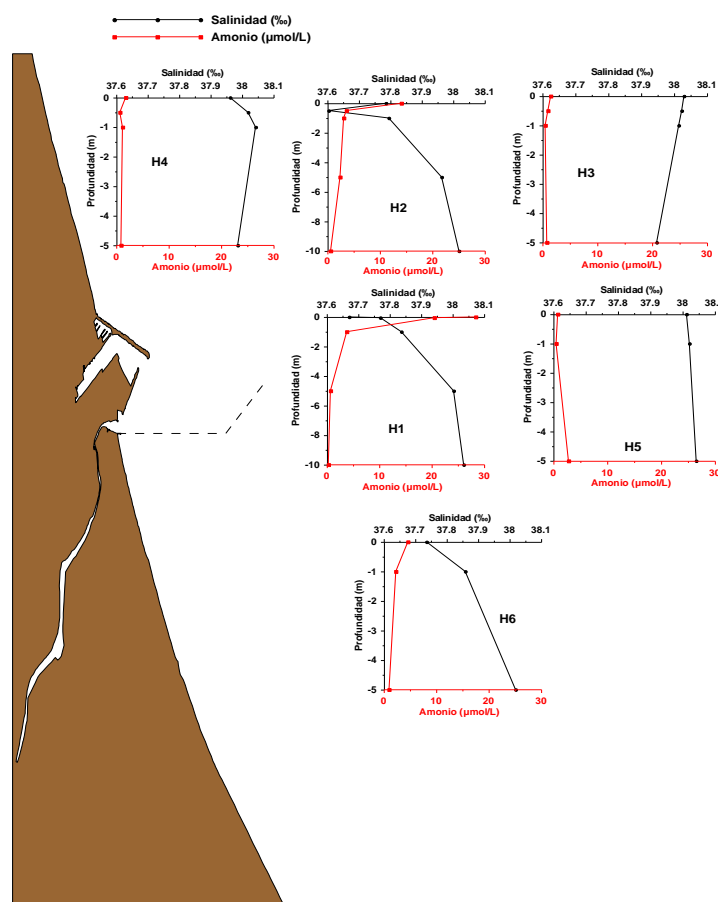


Figura 4.194. Perfiles de Amonio ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

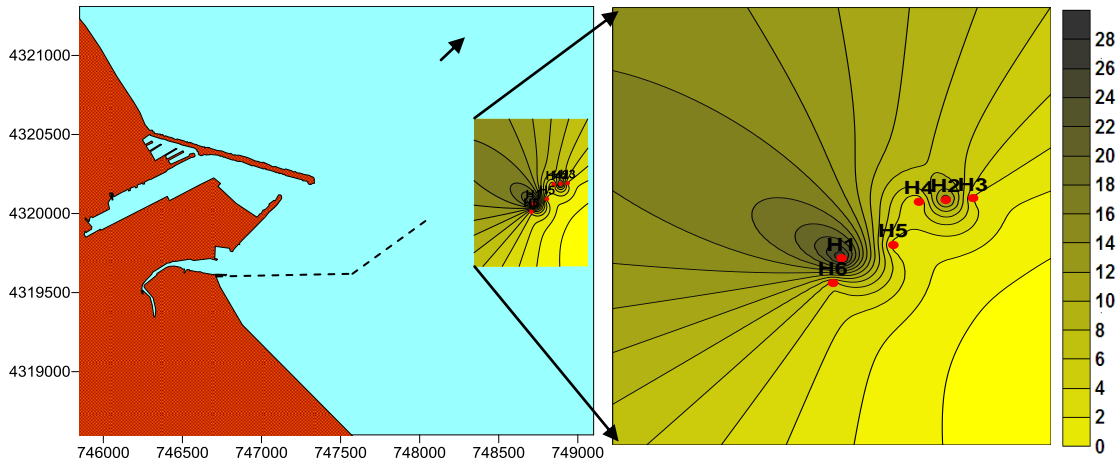


Figura 4.195. Distribución superficial del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

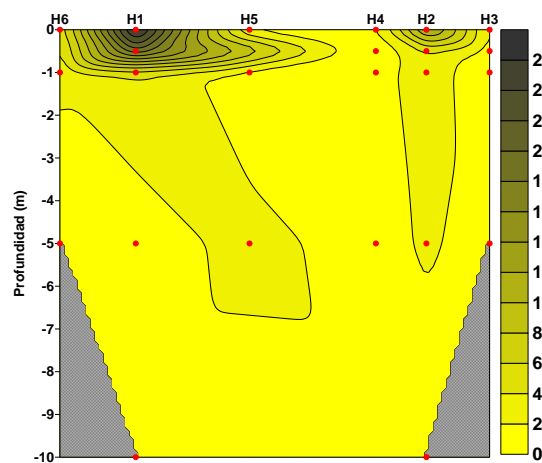


Figura 4.196. Corte vertical del Amonio ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

4.2.5.3.5 Nitrito

Las concentraciones de nitrito en esta campaña tienen un rango de variación menor al del amonio, a pesar de estar altamente relacionado con él. Las máximas concentraciones de este nutriente se han encontrado, al igual que ocurre con el amonio, en la estación H1 con valores de 0.20 – 1.47 $\mu\text{mol/L}$. Igualmente, en este punto, se han registrado las máximas concentraciones en la superficie, en comparación con las otras estaciones (H1 [1.47 $\mu\text{mol/L}$] > H6 [1.12 $\mu\text{mol/L}$] > H2 [1.07 $\mu\text{mol/L}$] > H3 [0.25 $\mu\text{mol/L}$] > H4 [0.22 $\mu\text{mol/L}$] > H5 [0.21 $\mu\text{mol/L}$]).

Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.198, donde se distinguen altas concentraciones en la estación H1, así como también se observa un desplazamiento de la pluma hacia el suroeste, el cual pudo ser ocasionado por la dirección de las corrientes en la superficie.

Desde la superficie hasta el fondo los perfiles verticales del nitrito presentan una disminución de la concentración con el aumento de la salinidad y la profundidad. Ésta distribución puede verse en la figura 4.197, donde se presentan los perfiles verticales del nitrito junto con los perfiles de salinidad.

En las estaciones H1, H2 (0.22 – 1.07 $\mu\text{mol/L}$) y H6 (0.27 – 1.12 $\mu\text{mol/L}$), los perfiles verticales tienen un comportamiento similar, disminuyendo las concentraciones desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por otro lado, en la estación H3 (0.24 – 0.25 $\mu\text{mol/L}$), se observa un perfil con valores muy homogéneos a lo largo de toda la distribución. Las concentraciones más bajas de nitrito están en la estación H4 (0.19 – 0.24 $\mu\text{mol/L}$), en donde el perfil presenta, desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, una disminución de los valores, llegando en este punto a los niveles más bajos de nitrito, que posteriormente aumentan con la profundidad. Finalmente, el perfil de la estación H5 (0.19 – 0.21 $\mu\text{mol/L}$) presenta una ligera disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, alcanzando en este punto las concentraciones más bajas, que posteriormente aumentan con la salinidad y la profundidad.

Al observar el corte vertical para este nutriente (Fig. 4.199), se distinguen dos puntos de altas concentraciones en las estaciones H1 y H2, que pueden ser parte de una pluma procedente del vertido. Desde la superficie hasta 1m de profundidad se observa un transporte de la pluma desde la estación H1 con dirección hacia el noreste, alcanzando a la estación H5, probablemente por acción del viento, que en el momento del muestreo provenía del S-SW. En el resto de las estaciones las concentraciones son más bajas.

4.2.5.3.6 Nitrito

En esta campaña, la estación en la que se observan las máximas concentraciones de nitrato es H6 (5.90 – 8.90 $\mu\text{mol/L}$), que es también el punto donde se encuentran los valores más altos de este nutriente en la superficie, en comparación con las otras estaciones (H6 [8.90 $\mu\text{mol/L}$] > H2 [7.60 $\mu\text{mol/L}$] > H1 [6.70 $\mu\text{mol/L}$] > H4 [6.30 $\mu\text{mol/L}$] > H5 [4.40 $\mu\text{mol/L}$] > H3 [4.30 $\mu\text{mol/L}$]), tal como se aprecia en la figura 4.201. El hecho de encontrar altas concentraciones de nitrato en la estación H6, donde anteriormente se observaron niveles bajos de amonio y nitrito, puede significar que los niveles observados de nitrato en la columna de agua se deben a una serie de procesos biológicos que se estaban llevando a cabo en la zona a partir del exceso de amonio que entró al medio, probablemente a través del efluente vertido por el emisario submarino.

Los perfiles verticales del nitrato se han representado junto con los de salinidad en la figura 4.200. En la mayoría de estos perfiles, la concentración disminuye desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. En las estaciones H4 (3.70 – 6.30 $\mu\text{mol/L}$) y H6 (5.90 – 8.90 $\mu\text{mol/L}$), se observa un comportamiento similar, en el cual, los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad, alcanzando en este punto los valores más altos, que después aumentan con la profundidad. En la estación H2 (3.70 – 7.80 $\mu\text{mol/L}$), primero se observa un aumento de los valores hasta 0.5 m de profundidad, donde los niveles de nitrato son más altos, que después disminuyen con el aumento de la profundidad y la salinidad.

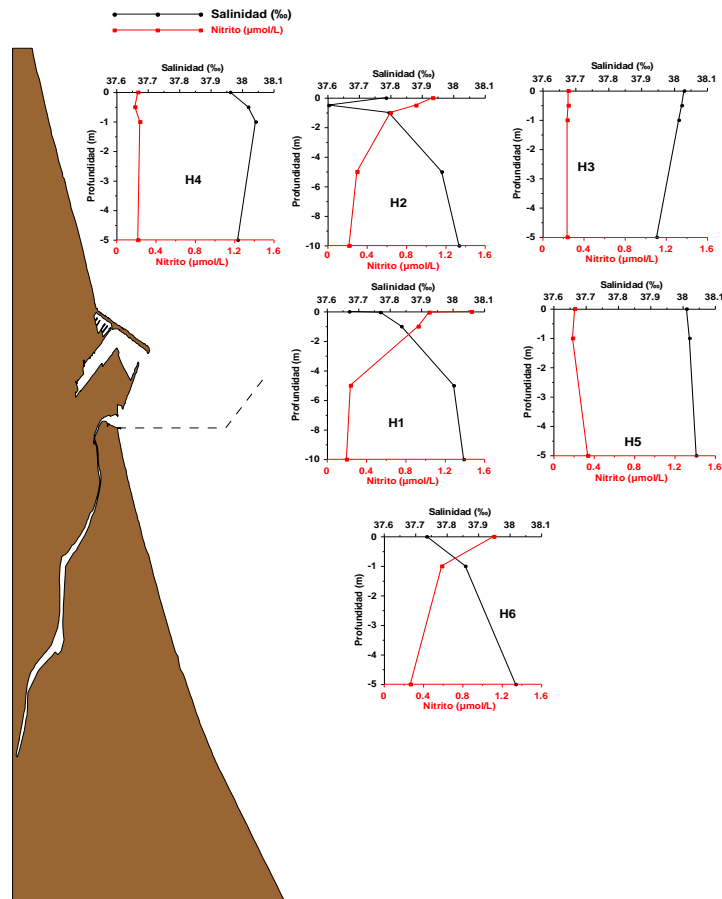


Figura 4.197. Perfiles verticales de Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

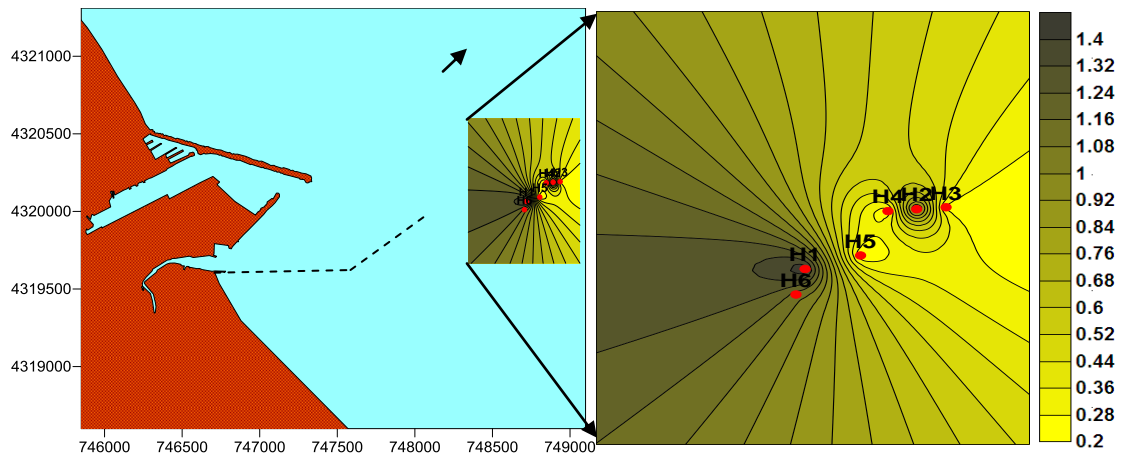


Figura 4.198. Distribución superficial del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

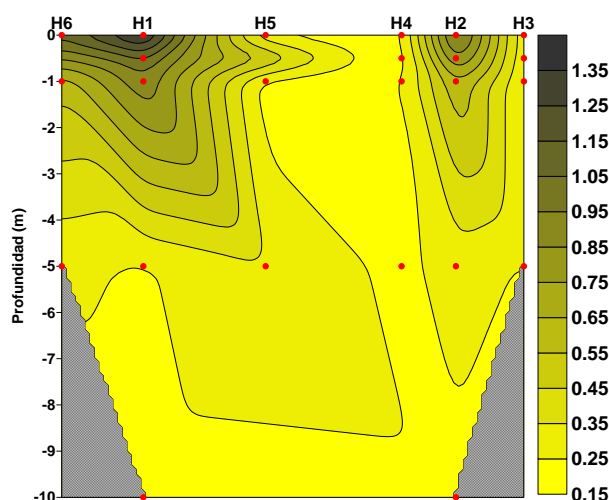


Figura 4.199. Corte vertical del Nitrito ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

Por otro lado, en H3 la estación ($2.3 - 6.7 \mu\text{mol/L}$), se observan las menores concentraciones a 0.5 m de profundidad, que después aumentan con el aumento de la profundidad y la ligera disminución de la salinidad.

En el perfil de la estación H1 ($4.30 - 7.80 \mu\text{mol/L}$), primero se observa un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, alcanzando en este punto las concentraciones más altas, que después disminuyen con el aumento de la profundidad y la salinidad. Por último, en el perfil de la estación H5 ($4.40 - 8.50 \mu\text{mol/L}$), se presenta un aumento de los valores desde la superficie con el aumento de la profundidad y la salinidad.

Al observar la distribución vertical de este nutriente (Fig. 4.202), se detectan masas de agua de diferentes concentraciones a lo largo de toda la columna de agua. En la estación H5 se observa un punto de mayor concentración de nitrato a 5 m de profundidad, que coincide con el punto donde anteriormente se observaron concentraciones bajas de nitrito y amonio, con lo cual se puede comprobar que el nitrato proviene de una serie de procesos biológicos generados a partir del exceso de amonio en el medio. Por otro lado, también se observan niveles altos de nitrato en H1 y H2, siendo las estaciones donde anteriormente se observaron concentraciones altas de amonio y nitrito por lo que, en estos puntos, el exceso de nitrato puede provenir de la misma fuente que los anteriores nutrientes, el efluente vertido por el emisario submarino. Igualmente, en este corte vertical, se observan masas de agua más limpia entre las capas de mayor concentración, como ocurre en la estación H4 a 1 m de profundidad.

4.2.5.3.7 Fósforo

Para esta campaña, las mayores concentraciones de fósforo fueron determinadas en la estación H6, con un rango de variación de $0.42 - 0.64 \mu\text{mol/L}$, siendo también en este punto donde se encuentra el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones (H6 [$0.49 \mu\text{mol/L}$] > H1 [$0.43 \mu\text{mol/L}$] > H5 [$0.42 \mu\text{mol/L}$] > H3 [$0.36 \mu\text{mol/L}$] > H2 [$0.29 \mu\text{mol/L}$] > H4 [$0.16 \mu\text{mol/L}$]). La distribución superficial para este nutriente se observa en la figura 4.204, en donde se distinguen altas

concentraciones de fósforo en las estaciones H6 y H1, así como también un cierto desplazamiento de la pluma en dirección noreste debido a la acción del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo.

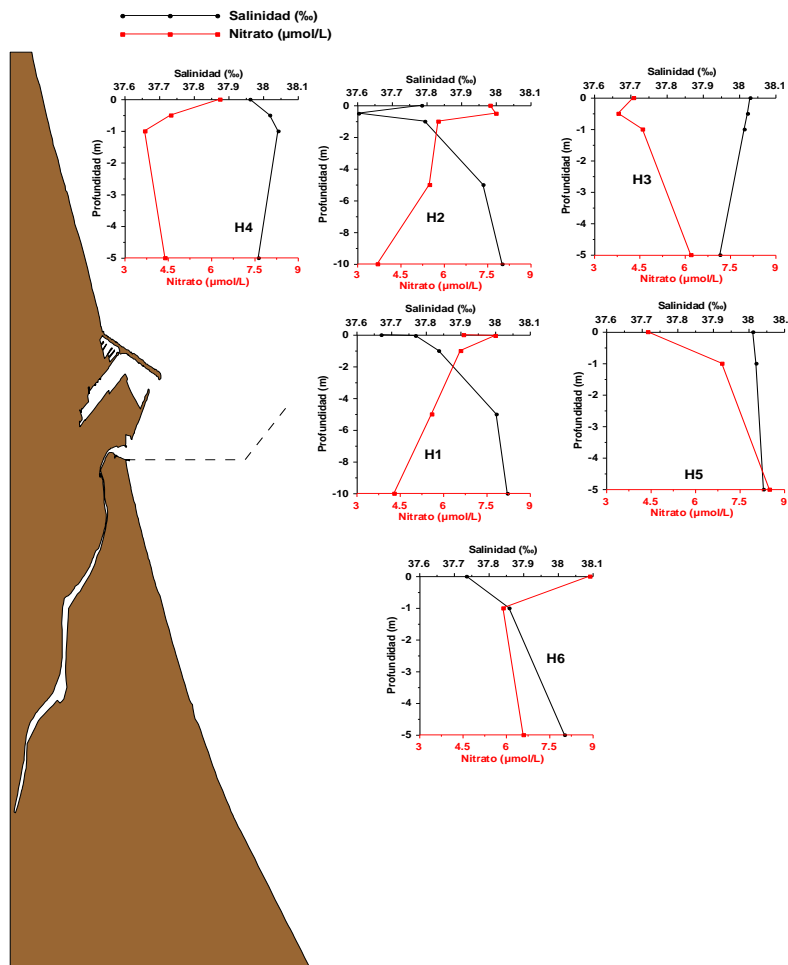


Figura 4.200. Perfiles verticales de Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

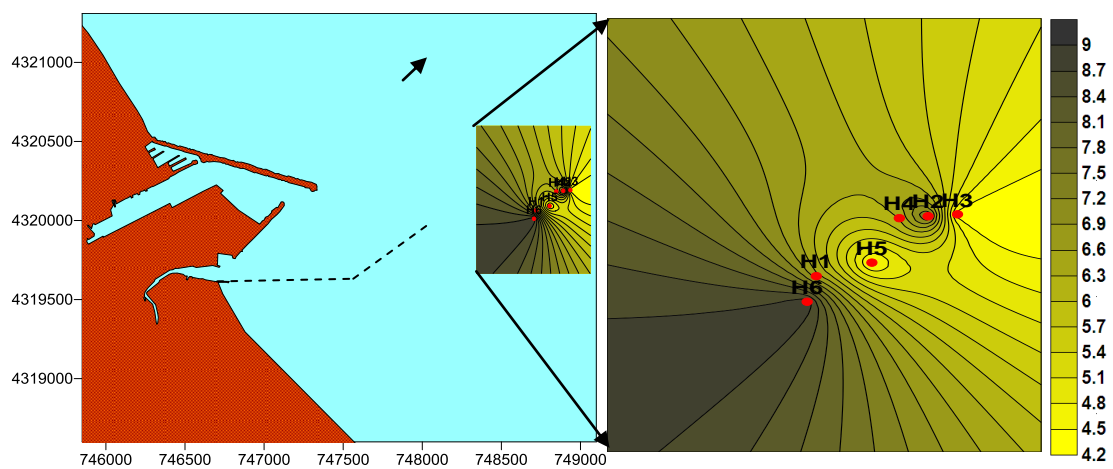


Figura 4.201. Distribución superficial del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

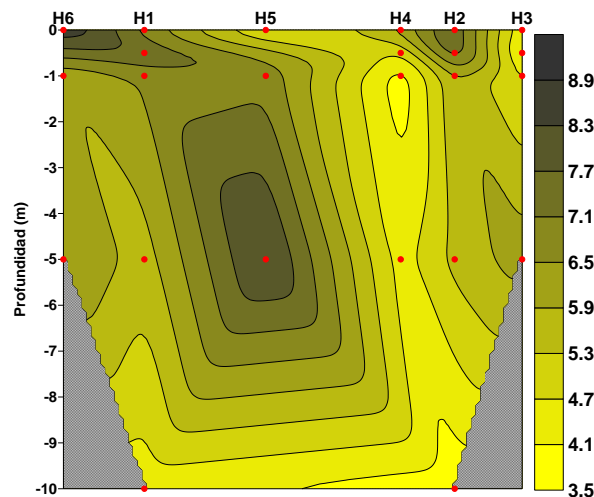


Figura 4.202. Corte vertical del Nitrato ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

Por otro lado, los perfiles del fósforo a lo largo de la columna de agua se han representado, junto con los perfiles de salinidad, en la figura 4.203, presentando en la mayoría de las estaciones un comportamiento inverso a la salinidad. Los perfiles de las estaciones H3 ($0.22 - 0.36 \mu\text{mol/L}$) y H5 ($0.32 - 0.51 \mu\text{mol/L}$), tienen un comportamiento muy similar, con concentraciones que disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad, alcanzando en este punto los niveles más bajos de fósforo, que después aumentan con el aumento de la salinidad y la profundidad. En el caso de la estación H4 ($0.16 - 0.59 \mu\text{mol/L}$), los valores aumentan desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad ($0.45 \mu\text{mol/L}$), para después disminuir hasta 1 m de profundidad ($0.33 \mu\text{mol/L}$) y finalmente volver a aumentar con la profundidad, encontrando los valores más altos en el fondo. El perfil de la estación H2 es muy similar al de la salinidad. Desde la superficie hay una disminución de los valores hasta 0.5 m de profundidad ($0.23 \mu\text{mol/L}$), luego estos valores aumentan hasta 5 m de profundidad llegando a los niveles más altos, que finalmente disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En la estación H1 ($0.29 - 0.43 \mu\text{mol/L}$) el perfil presenta una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación H6, donde se encuentran las concentraciones más altas de fósforo, los valores aumentan desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($0.64 \mu\text{mol/L}$), para después disminuir con el aumento de la profundidad y la salinidad.

En la distribución vertical de este nutriente (Fig. 4.205) se observan dos puntos de mayor concentración, uno a 1 m de profundidad en la estación H6 y otro a 5 m de profundidad en la estación H4. También se distingue que las concentraciones más altas en la superficie parecieran tener un desplazamiento hacia el noreste, debido probablemente a la acción del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo. Entre las capas de mayor concentración se observan masas de agua más limpia, como ocurre a 1 m de profundidad en las estaciones H5 y H4, así como también en la estación H1 donde parece que estaba entrando, desde el fondo, una masa de agua de menor concentración que separó la pluma.

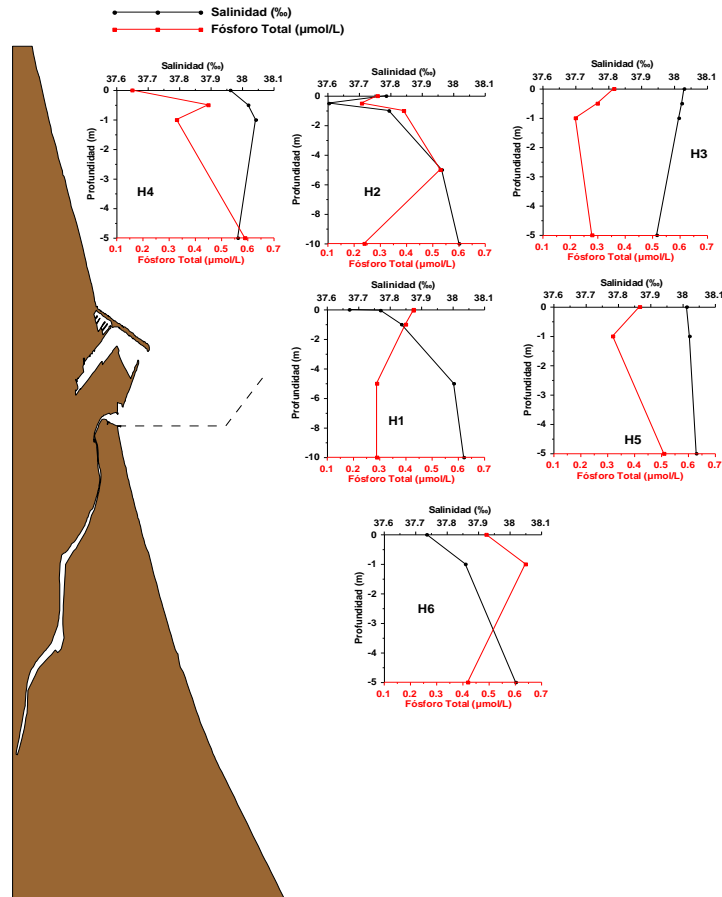


Figura 4.203. Perfiles verticales de Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

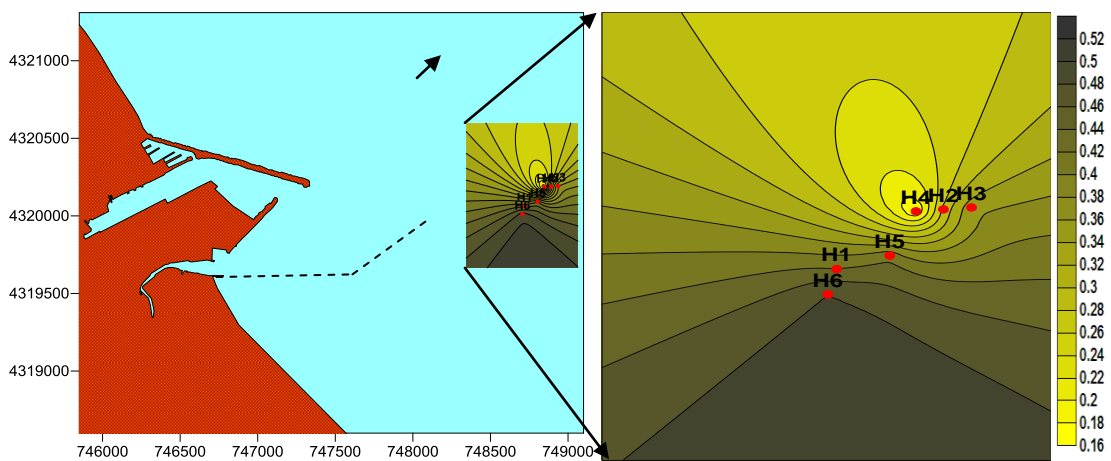


Figura 4.204. Distribución superficial del Fósforo ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

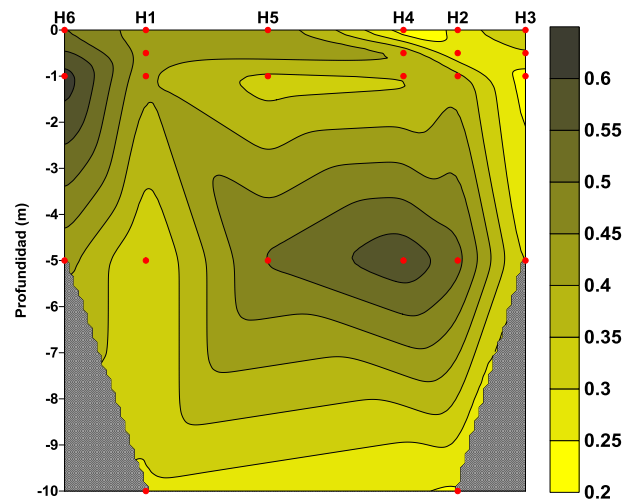


Figura 4.205. Corte vertical del Fósforo Total ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

4.2.5.3.8 Ácido Ortosilícico

Las concentraciones más altas de ácido ortosilícico en esta campaña se han determinado en la estación H4, con valores que van desde $<0.1 - 4.0 \mu\text{mol/L}$. Sin embargo, la estación H6 es la que tiene la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones ($\text{H6 } [2.8 \mu\text{mol/L}] > \text{H1 } [2.5 \mu\text{mol/L}] > \text{H2 } [2.2 \mu\text{mol/L}] > \text{H4 } [1.2 \mu\text{mol/L}] > \text{H3 } [0.5 \mu\text{mol/L}] > \text{H5 } [0.2 \mu\text{mol/L}]$). Esta distribución en superficie se representa en la figura 4.207, donde se aprecian las concentraciones más altas en la estación H6 y se intuye un cierto desplazamiento de la pluma hacia el noreste debido a la acción del viento, que en el momento del muestreo provenía del suroeste. Las concentraciones más bajas se observan en la estación H5, con un rango de valores entre $0.2 - 0.7 \mu\text{mol/L}$.

Los perfiles verticales de estas 6 estaciones se han representado en la figura 4.206, junto con la distribución de la salinidad, en donde se aprecia que la mayoría de las estaciones tienen un comportamiento inverso a la salinidad.

En H1 ($0.2 - 2.5 \mu\text{mol/L}$) y H6 ($0.4 - 2.8 \mu\text{mol/L}$) se observa una disminución de los valores desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por otro lado, el perfil de la estación H4 presenta las mayores concentraciones a 0.5 m de profundidad, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En el caso de la estación H2, ($0.6 - 2.2 \mu\text{mol/L}$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad ($0.7 \mu\text{mol/L}$), para después presentar un ligero aumento a 5 m de profundidad ($1.1 \mu\text{mol/L}$), donde finalmente disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H3 ($0.3 - 1.7 \mu\text{mol/L}$), las concentraciones primero disminuyen desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, llegando a los valores más bajos, que después aumentan alcanzando las concentraciones más altas a 1 m de profundidad, y finalmente disminuyen con la disminución de la salinidad y el aumento de la profundidad. Finalmente, en la estación H5 ($0.2 - 0.9 \mu\text{mol/L}$), los valores aumentan desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

Al analizar el corte vertical para este nutriente en la figura 4.208, se puede intuir la presencia de una pluma que puede estar comenzando a definirse sobre las estaciones H2 y H3, teniendo un punto de mayor concentración en la estación H4 a 0.5 m de profundidad. También se observan masas de agua limpia entre las capas de mayor concentración, como ocurre en la estación H4 a 1 y 5 m de profundidad. La entrada de estas masas de agua puede estar ocasionando una mezcla en la parte intermedia de la pluma, generando 2 puntos de mayor concentración en diferentes estaciones como se aprecia, por un lado en las estaciones H6 y H1, y por el otro en las estaciones H4 y H2.

4.2.5.3.9 Clorofila a

En esta campaña, las mayores concentraciones de clorofila *a* fueron observadas en la estación H3 (1.58 - 1.73 mg/m³), siendo también la estación donde se encuentran las concentraciones más altas en la superficie en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (H3 [1.71 mg/m³] > H2 [1.65 mg/m³] > H5 [1.63 mg/m³] > H4 [1.58 mg/m³] > H6 [1.42 mg/m³] > H1 [1.31 mg/m³]). De esta manera, se puede establecer que los niveles de clorofila *a* en esta campaña, no se encuentran relacionados directamente con el vertido, ya que las concentraciones más bajas de este parámetro han sido medidas en H1, siendo la estación donde se observan altas concentraciones de nutrientes. La distribución superficial de la clorofila *a* se representa en la figura 4.210.

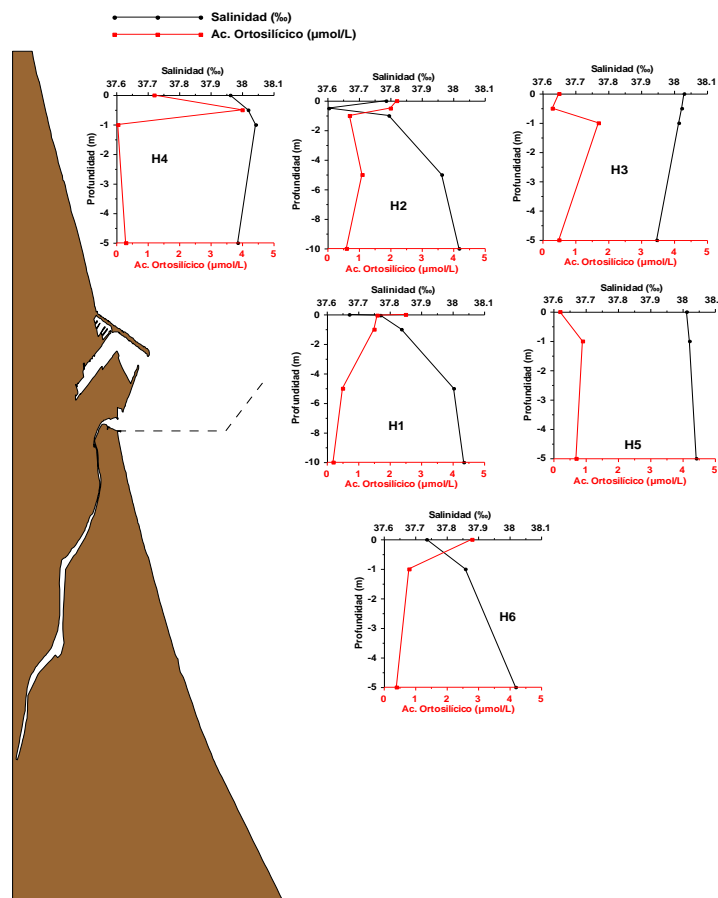


Figura 4.206. Perfiles verticales de Ácido Ortosilícico (µmol/L) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

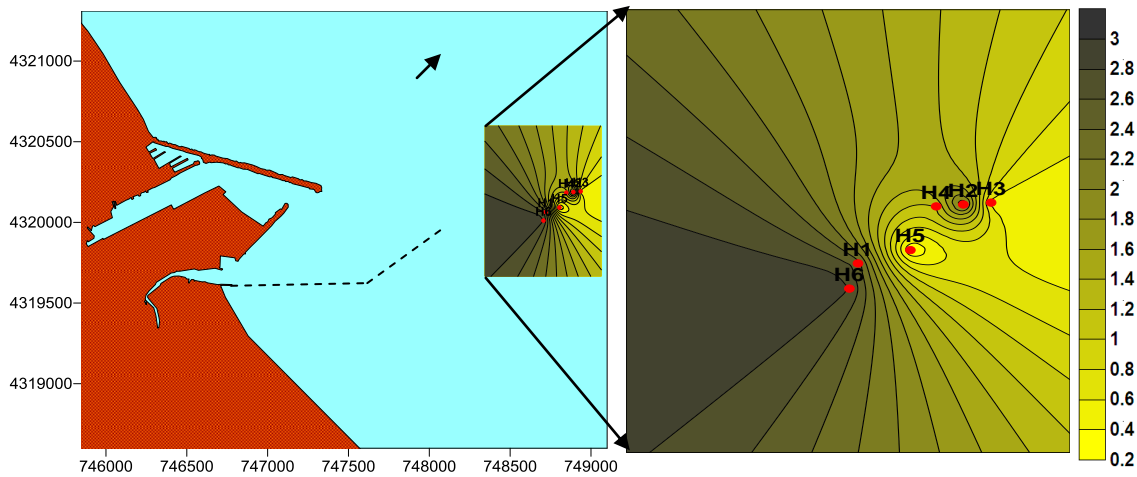


Figura 4.207. Distribución superficial del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

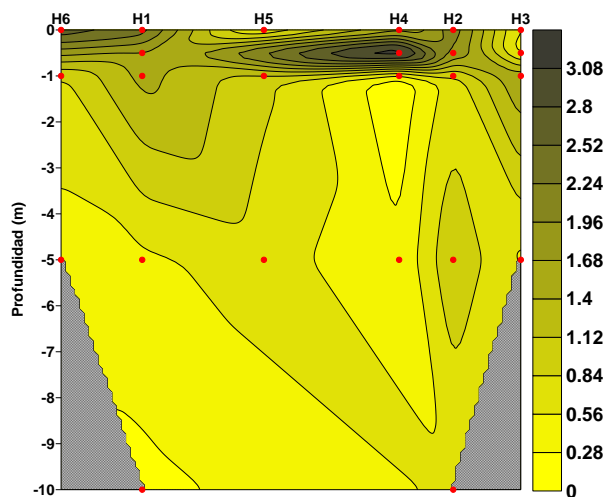


Figura 4.208. Corte vertical del Ácido Ortosilícico ($\mu\text{mol/L}$) para la campaña Gandía V.

Por otro lado, las distribuciones verticales de la clorofila en las 6 estaciones de esta campaña han sido representadas en la figura 4.209 junto con la distribución de la salinidad. En el perfil de la estación H6, donde se encuentran los valores más altos, se observa un aumento de la concentración desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. En el caso de la estación H4 ($1.53 - 1.67 \text{ mg/m}^3$), los valores disminuyen desde la superficie hasta 1 m de profundidad, llegando a los niveles más bajos que después aumentan con la salinidad y la profundidad.

Por otro lado, la estación H2 ($1.40 - 1.69 \text{ mg/m}^3$), presenta un perfil con una disminución de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, donde alcanza las concentraciones más bajas que después aumentan hasta llegar a los valores más altos a 5 m de profundidad, que finalmente disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H3 ($1.58 - 1.73 \text{ mg/m}^3$), el perfil es similar al anterior, ya que a 0.5 m de profundidad se presentan las concentraciones más bajas, que después aumentan hasta 1 m de profundidad (1.73 mg/m^3) para finalmente disminuir con la salinidad y el aumento de la profundidad.

En la estación H1 ($1.31 - 1.76 \text{ mg/m}^3$), los valores aumentan desde la superficie hasta 5 m de profundidad, alcanzando en este punto las concentraciones más altas de este parámetro, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por último, en la estación H5 ($1.58 - 1.63 \text{ mg/m}^3$), los valores presentan una ligera disminución desde la superficie hasta el fondo, con un perfil homogéneo a lo largo de toda la distribución.

En el corte vertical (Fig. 4.211), no se observa la presencia de una pluma, sin embargo, en la estación H6 están los valores más altos, mientras que en H1, en la superficie, los valores son más bajos, siendo en este punto donde anteriormente se han encontrado altas concentraciones de nutrientes. Igualmente, se observa una masa de agua más limpia en la estación H2 a 0.5 m de profundidad, siendo también en este punto donde antes se observaron altas concentraciones de nutrientes. Esta masa de agua pudo provenir de la estación H1, sugiriendo así un transporte de la pluma hacia el noreste, debido probablemente a la acción del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo.

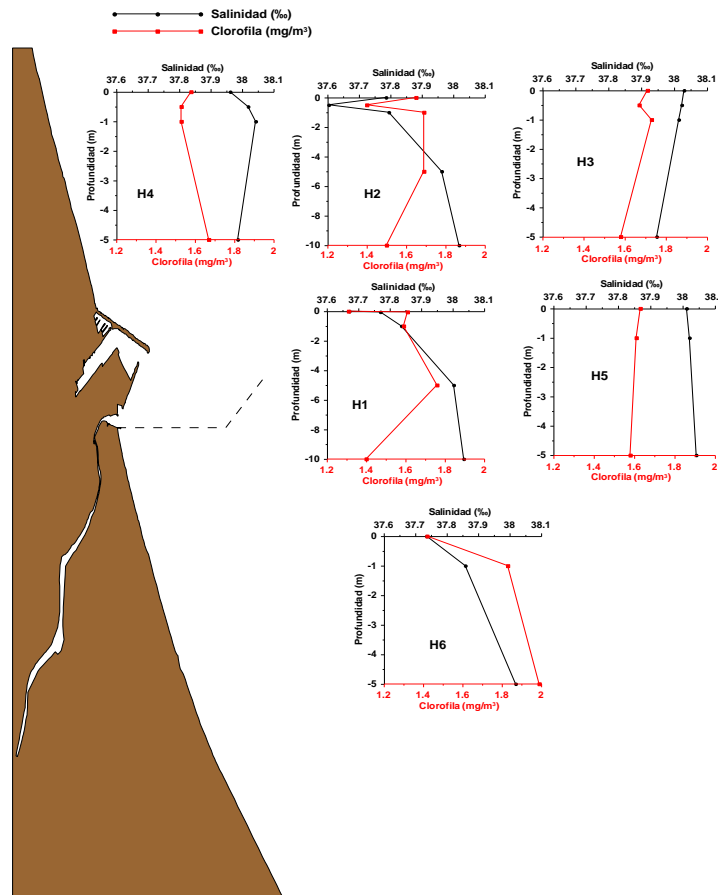


Figura 4.209. Perfiles verticales de Clorofila *a* (mg/m^3) y Salinidad (%) para la campaña Gandía V.

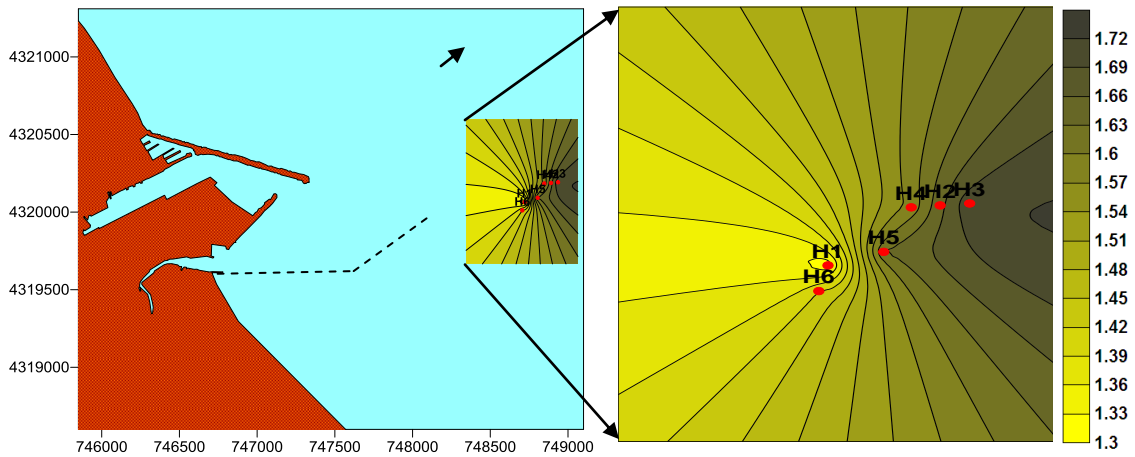


Figura 4.210. Distribución superficial de la Clorofila *a* (mg/m^3) para la campaña Gandía V.

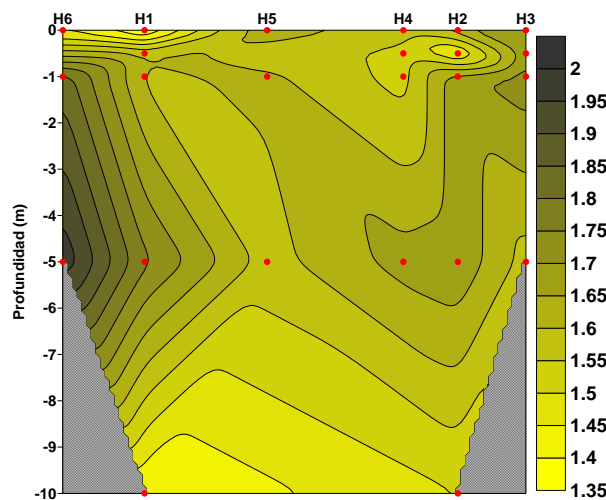


Figura 4.211. Corte vertical de la Clorofila *a* (mg/m^3) para la campaña Gandía V.

4.2.5.3.10 Coliformes Fecales

En esta quinta campaña los resultados obtenidos en el análisis de coliformes fecales han sido comparados con el valor obligatorio (2000 UFC/100 ml) y el valor guía (100 UFC/100 ml), para este tipo de microorganismos, establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975). Estos valores se toman como referencia para determinar el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido, ya que esta área no se considera como zona de playa.

Las concentraciones más altas de coliformes fecales en esta campaña, se encuentran en la estación H6, con un rango de valores de 120 – 1400 UFC/100 ml. En la superficie, la concentración más alta también se encuentra en la estación H6 con respecto a las demás estaciones (H6 [1400 UFC/100 ml] > H1 [1000 UFC/100 ml] > H2 [460 UFC/100 ml] > H5 [21 UFC/100 ml] > H4 [7 UFC/100 ml] > H3 [6 UFC/100 ml]). Esta distribución en superficie se ha representado en la figura 4.213, donde se

observan las concentraciones más altas en la estación H6 y un desplazamiento de la pluma hacia el noreste debido a la acción del viento, que en el momento del muestreo provenía del suroeste. Las concentraciones más bajas se encuentran en las estaciones H3 (5 – 24 UFC/100 ml), H5 (3 – 21 UFC/100 ml) y H4 (4 – 7 UFC/100 ml), así como también a 5 y 10 m de profundidad en la estación H1 (8 y 2 UFC/100 ml respectivamente) y a 5 m de profundidad en la estación H2 (22 UFC/100 ml).

En la figura 4.212 se observan los perfiles verticales de estas estaciones, que han sido graficados junto con los perfiles de salinidad, ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos.

En la mayoría de las estaciones se observa un comportamiento inverso al de la salinidad, con valores que disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En H4, las concentraciones son más bajas que las que se observan en las otras estaciones. En este perfil, el valor más alto está en la superficie y disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por otro lado, en la estación H2 (22 – 630 UFC/100 ml) hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad llegando a la concentración más alta, que después disminuye hasta los niveles más bajos a 5 m de profundidad, que finalmente vuelven a aumentar con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H1 (22 – 630 UFC/100 ml), el valor más alto de coliformes se encuentra también por debajo de la capa superficial, a 0.5 m de profundidad, presentando después una disminución de los valores con el aumento de la salinidad y la profundidad. El hecho de encontrar concentraciones altas de coliformes fecales ligeramente por debajo de la capa superficial puede deberse al efecto que la radiación solar ejerce sobre estas bacterias, al disminuir su concentración.

En la estación H3, aunque las concentraciones son muy bajas, los valores aumentan desde la superficie hasta el fondo con el aumento de la profundidad y la disminución de la salinidad. En la estación H5 ocurre lo contrario, ya que las bajas concentraciones encontradas en esta estación disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad. Finalmente, en la estación H6, hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, llegando en este punto a las concentraciones más bajas, que posteriormente aumentan con el aumento de la salinidad y la profundidad.

Al observar el corte vertical (Fig. 4.214), se intuye la presencia de una pluma que puede estar ascendiendo a la superficie por la estación H6 y que comienza a definirse en la superficie, lo cual explicaría las altas concentraciones en este punto. También se observan las mayores concentraciones en la estación H1, ligeramente por debajo de la capa superficial, que como ya se ha mencionado, puede ser debido al efecto que la radiación solar ejerce sobre las bacterias al reducir su concentración. Igualmente se observa un ligero transporte hacia el noreste debido probablemente a la acción del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo. En la estación H2, también se distingue un punto de mayor concentración por debajo de la superficie, que puede provenir de la pluma. Sin embargo, en las estaciones aledañas, las concentraciones son más bajas, lo cual hace destacar este punto de mayor concentración.

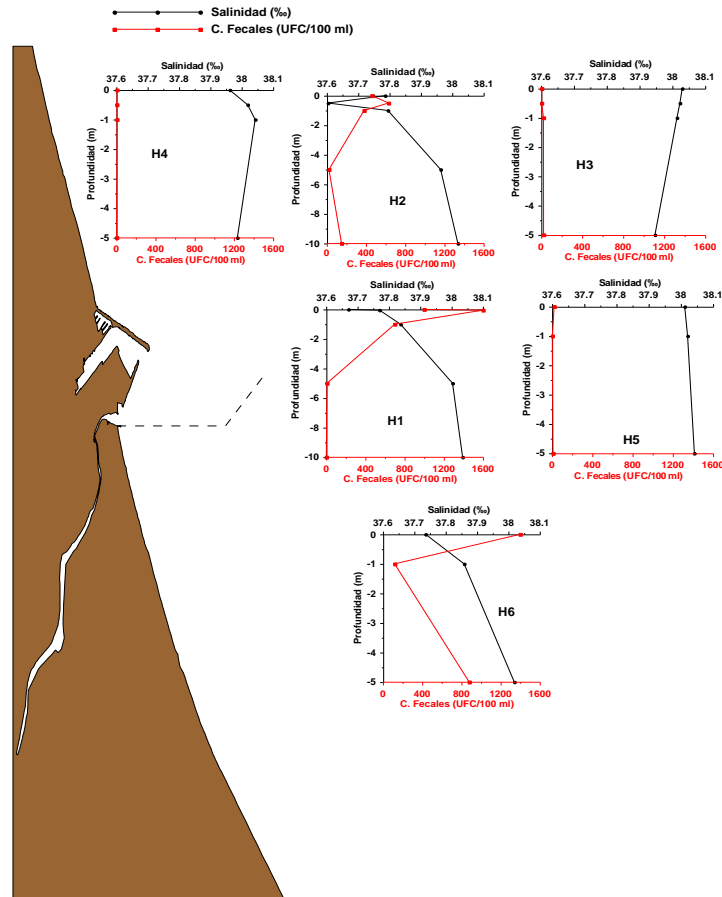


Figura 4.212. Perfiles verticales de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) y Salinidad (%) para la campaña Gandía V.

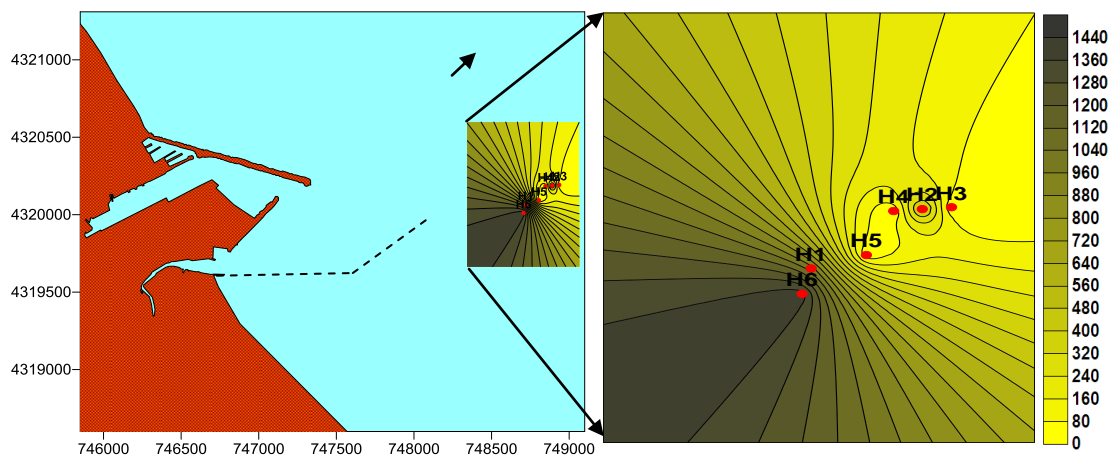


Figura 4.213. Distribución superficial de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V.

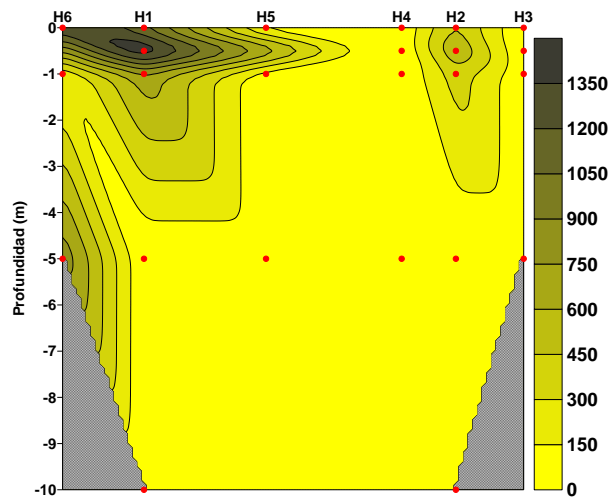


Figura 4.214. Corte vertical de Coliformes Fecales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V.

4.2.5.3.11 Coliformes Totales

Los coliformes totales en esta campaña han sido comparados, al igual que los coliformes fecales, con los valores que establece la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975), con la finalidad de tener una referencia sobre el nivel de contaminación en las inmediaciones del vertido.

Como sucede en los coliformes fecales, la estación H6 es la que presenta las concentraciones más altas de estas bacterias, con un rango de valores entre 150 - 1600 UFC/100 ml. En la superficie, las concentraciones más altas se observan en la estación H1 en comparación con el resto de las estaciones (H1 [1700 UFC/100 ml] > H2 [1500 UFC/100 ml] > H2 [820 UFC/10 ml] > H5 [26 UFC/10 ml] > H3 [10 UFC/10 ml] > H4 [8 UFC/10 ml]). Esta distribución en superficie se aprecia en la figura 4.216, en donde se distingue un cierto transporte de la pluma hacia el noreste por efecto del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo. Las concentraciones más bajas se encuentran en las estaciones H3 (9 – 55 UFC/100 ml), H4 (8 – 24 UFC/100 ml) y H5 (5 – 26 UFC/100 ml).

Los perfiles verticales de las 6 estaciones se han representado junto con los perfiles de salinidad en la figura 4.215, ya que es uno de los principales factores que reducen la concentración de estos microorganismos en el momento en que se produce el vertido. Al comparar estos perfiles, se observa que en la mayoría de las estaciones las distribuciones presentan un comportamiento inverso con la salinidad, con valores que disminuyen desde la superficie con el aumento de la salinidad y la profundidad.

En H4, las concentraciones son más bajas que las que se observan en las otras estaciones. En este perfil, el valor más alto está a 1 m de profundidad (24 UFC/100 ml), el cual disminuye con el aumento de la salinidad y la profundidad. Por otro lado, en la estación H2 (25 – 920 UFC/100 ml) hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, alcanzando en este punto la concentración más alta, que después disminuye hasta los niveles más bajos a 5 m de profundidad y que finalmente vuelve a aumentar con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H1 (5

– 1800 UFC/100 ml), el valor más alto de coliformes se encuentra también por debajo de la capa superficial, a 1 m de profundidad, presentando después una disminución de los valores con el aumento de la salinidad y la profundidad. El hecho de encontrar altas concentraciones de estas bacterias coliformes por debajo de la capa superficial puede deberse al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas disminuyendo su concentración.

En la estación H3, aunque las concentraciones son muy bajas, los valores disminuyen desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, donde llegan a los niveles más bajos, que después aumentan hasta 1 m de profundidad alcanzando, en este punto, la concentración más alta, que finalmente disminuye con el aumento de la profundidad y la disminución de la salinidad. En la estación H5 ocurre lo contrario, ya que desde la superficie se observa una disminución de los valores con el aumento de la salinidad y la profundidad. Finalmente, en la estación H6, hay una disminución de los valores desde la superficie hasta 1 m de profundidad, donde se alcanzan las concentraciones más bajas, que posteriormente aumentan con la salinidad y la profundidad.

En el corte vertical (Fig. 4.217), se observa un comportamiento similar a los coliformes fecales, donde se puede intuir una pluma que pudo estar ascendiendo a la superficie por la estación H6 y comenzó a definirse en la superficie, explicando así las altas concentraciones en este punto. De nuevo se distingue un punto de mayor concentración en la estación H1 tanto en la superficie como por debajo de esta capa superficial, que como ya se ha mencionado, puede ser debido al efecto que tiene la radiación solar al reducir su concentración. En la estación H2, también se distingue un punto de concentraciones más altas que puede provenir de la pluma; sin embargo, en las estaciones aledañas, las concentraciones son más bajas, lo cual hace destacar este punto de mayor concentración. Finalmente, se observa un ligero transporte desde la estación H1 hacia el noreste debido probablemente a la acción del viento proveniente del suroeste en el momento del muestreo.

4.2.5.3.12 *Enterococos*

En esta campaña, los enterococos, al igual que los nutrientes y los coliformes, se encuentran en mayor concentración en la estación H1, con un rango de variación entre 4 – 36 UFC/100 ml. En la superficie, sin embargo, las máximas concentraciones están en H6 en comparación con las otras estaciones (H6 [47 UFC/100 ml] > H1 [33 UFC/100 ml] > H2 [30 UFC/10 ml] > H3 [2 UFC/10 ml]). En H4 y H5, los valores han sido reportados como “no detectados”, al igual que en H1 a 10 m de profundidad y en la estación H3 a 0.5 y 1 m de profundidad. Los únicos valores que se reportan en H3 son en la superficie (2 UFC/100 ml) y a 5 m de profundidad (5 UFC/100 ml). Estas 3 estaciones, así como el valor encontrado a 10 m de profundidad en H1 han sido excluidos del gráfico de perfiles verticales.

Todos estos resultados han sido comparados con los valores establecidos por la Directiva Europea para aguas de baño (Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975) para este tipo de microorganismos (valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y un valor guía de 100 UFC/100 ml). De este análisis se puede resumir que las concentraciones reportadas en las 6 estaciones de esta campaña son más bajas que los valores tomados como referencia.

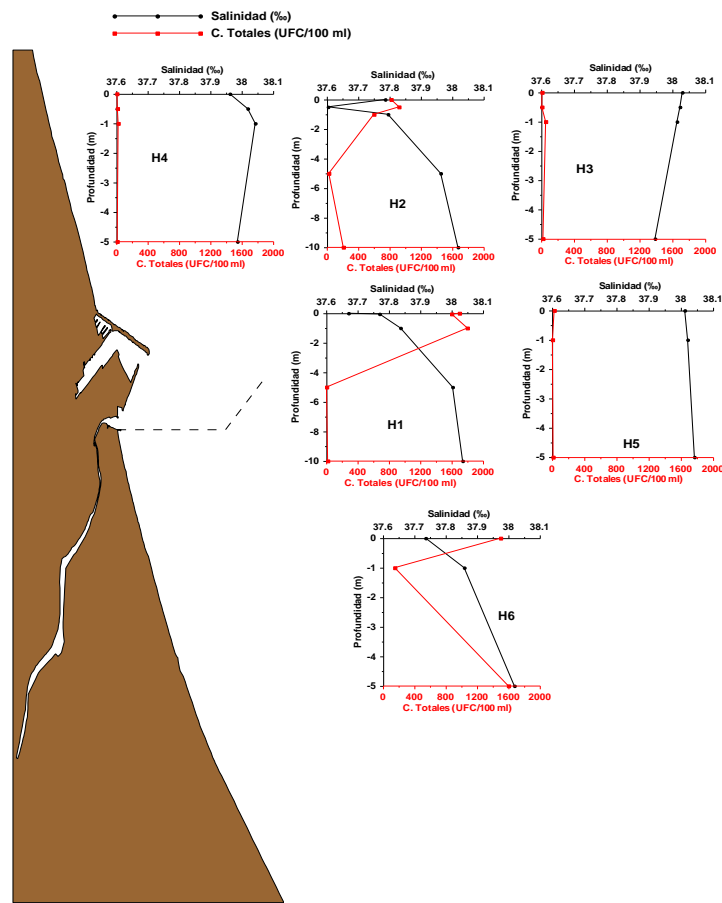


Figura 4.215. Perfiles verticales de Coliformes Totales (UFC/100 ml) y Salinidad (%) para la campaña Gandía V.

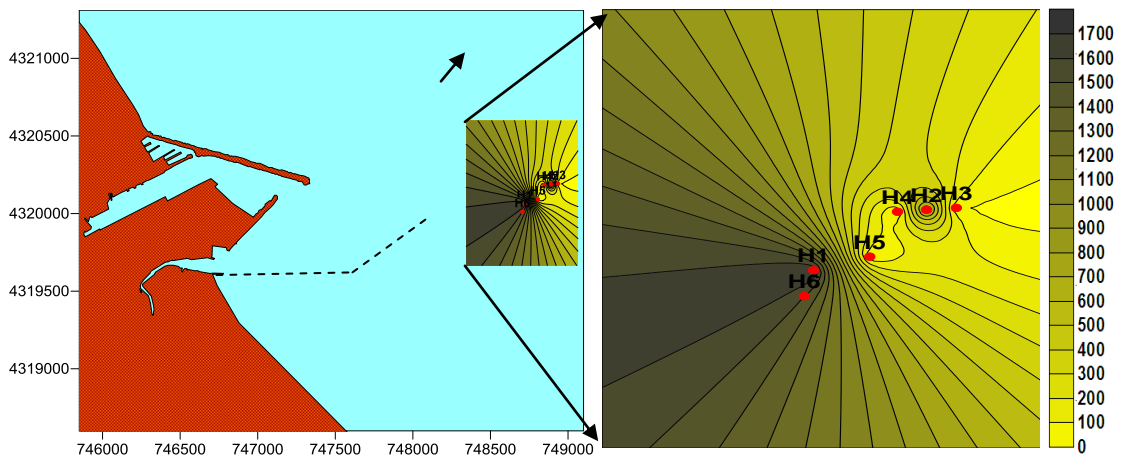


Figura 4.216. Distribución superficial de Coliformes Totales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V.

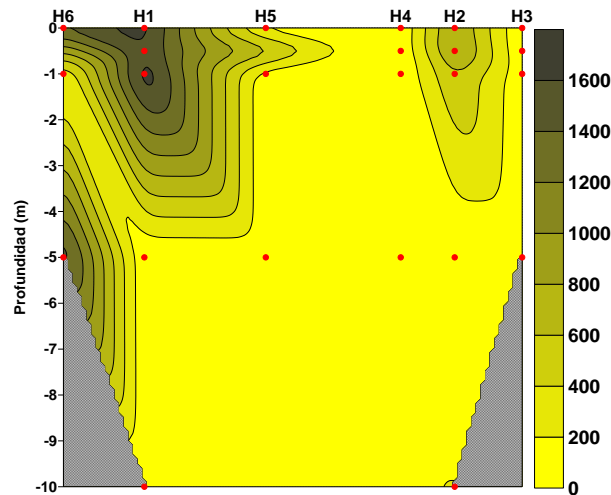


Figura 4.217. Corte vertical de Coliformes Totales (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V.

En la figura 4.218 se representan los perfiles verticales de estas bacterias junto con los de salinidad, en donde se puede observar una relación inversa a las distribuciones de salinidad con excepción del perfil de la estación H6.

En la estación H2 (4 – 36 UFC/100 ml) hay un aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, donde se alcanzan las concentraciones más altas, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. En la estación H1, hay un ligero aumento de los valores desde la superficie hasta 0.5 m de profundidad, llegando en este punto a los niveles más altos de enterococos, que después disminuyen con el aumento de la salinidad y la profundidad. Finalmente, en la estación H6 (3 – 47 UFC/100 ml), las altas concentraciones en la superficie disminuyen hasta los niveles más bajos a 1 m de profundidad, que después vuelven a aumentar con el aumento de la salinidad y la profundidad.

La distribución espacial en superficie de estas bacterias se representa en la figura 4.219, donde se aprecian las concentraciones más altas en la estación H6, así como también se distingue un cierto desplazamiento hacia el noreste ocasionado por la acción del viento proveniente del suroeste.

Por otro lado, en la figura 4.220a se representa la distribución vertical para los enterococos, en la cual, se han excluido las estaciones donde los valores se reportan como “no detectados” (H5 y H4), así como también los valores en H1 a 10 m de profundidad y en H3 a 0.5 y 1 m de profundidad. Al eliminar estas estaciones, el método de interpolación une los dos puntos de mayor concentración que se determinan en H1 y H2 a 0.5 m de profundidad, dando lugar a una masa de agua de la misma concentración que pudo desplazarse hacia el noreste por acción del viento proveniente del suroeste. Si por el contrario, estas estaciones fueran incluidas en el gráfico, utilizando valores de 0 (Fig. 4.220b), se obtiene una distribución donde se distinguen dos puntos de mayor concentración en las estaciones H1 y H2, así como también se observa un desplazamiento desde H1 en dirección hacia el noreste ocasionado por la acción del viento.

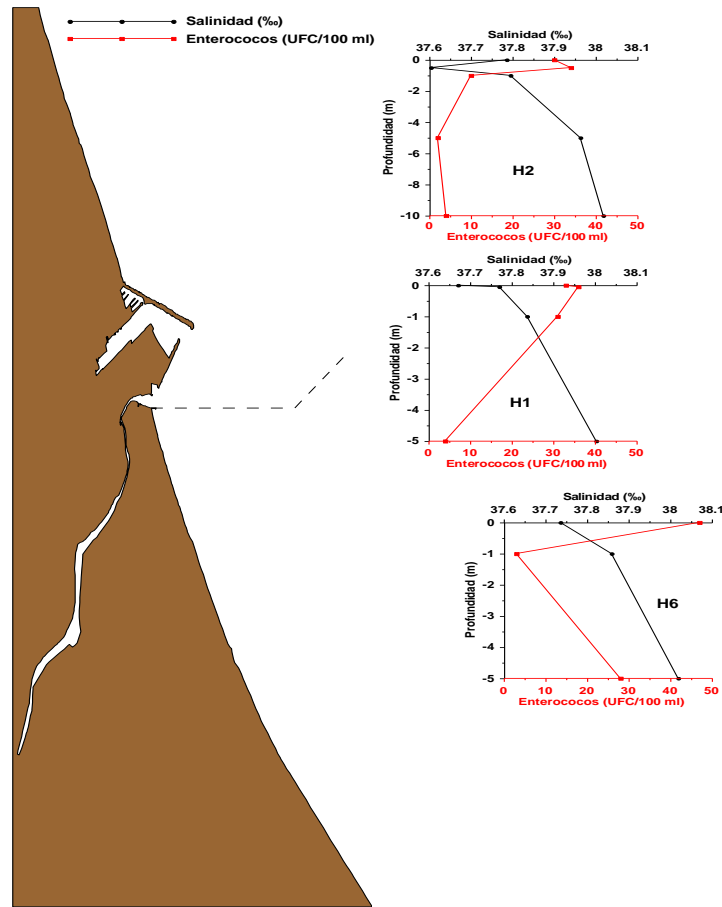


Figura 4.218. Perfiles verticales de Enterococos (UFC/100 ml) y Salinidad (‰) para la campaña Gandía V.

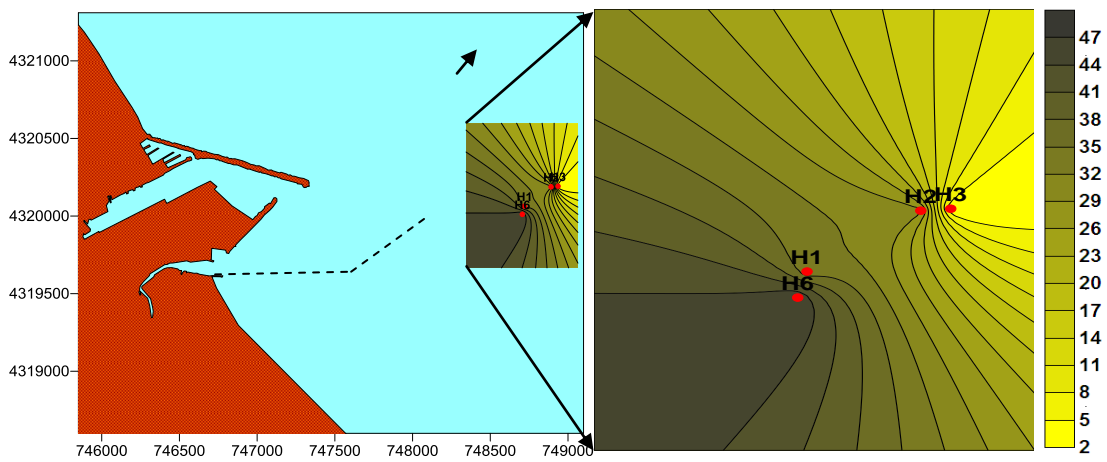


Figura 4.219. Distribución superficial de Enterococos (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V.

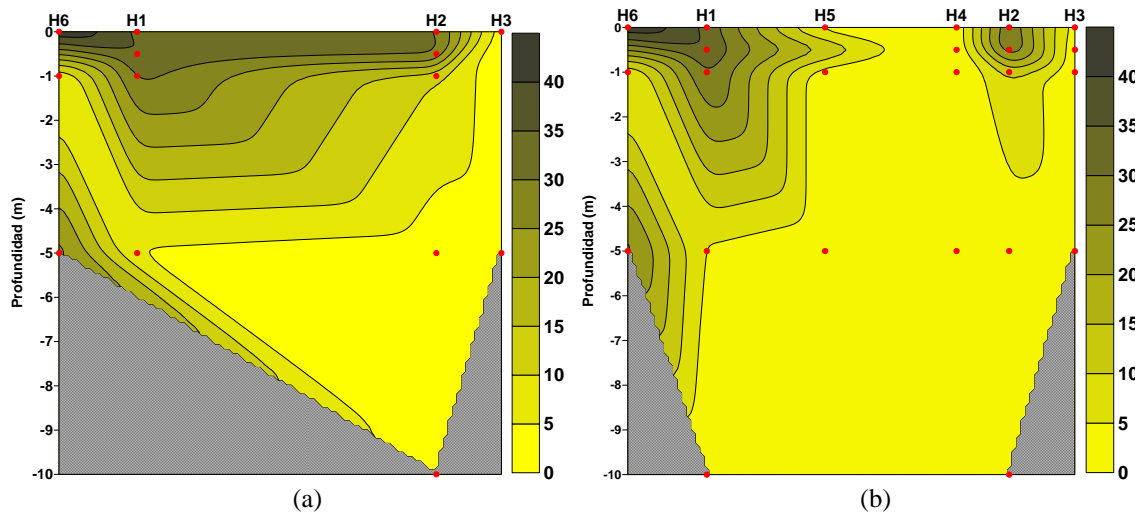


Figura 4.220. Corte vertical de Enterococos (UFC/100 ml) para la campaña Gandía V. Gráfico con estaciones excluidas (a) y Gráfico con estaciones incluidas (b).

4.3 Campañas en el emisario de Cullera

Las campañas en el emisario submarino de Cullera fueron realizadas en el marco del proyecto europeo ECOSUD. Este proyecto se llevó a cabo en los años 2001-2003 y en el mismo se realizaron 9 campañas de medida en el interior de la bahía de Cullera, donde la calidad del agua se encuentra influenciada por la descarga de agua residual proveniente del emisario submarino en combinación con la descarga del río Júcar.

Una descripción detallada puede encontrarse en Mösso *et al.*, 2002. Los resultados de las distribuciones espacio-temporales de la salinidad, los nutrientes y la clorofila, así como de la hidrodinámica en el interior de la bahía de Cullera, pueden encontrarse en Sánchez-Arcilla *et al.*, 2007; Mösso *et al.*, 2007; Sierra *et al.*, 2007; Falco *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2007; Mestres *et al.*, 2007.

Por lo tanto, en este apartado solo se describen los resultados obtenidos de la caracterización bacteriológica (Coliformes fecales y enterococos) en las playas de la bahía de Cullera, con la finalidad de determinar la distribución espacio-temporal de estos microorganismos en el agua de la bahía. Igualmente, se analizan los resultados de las distribuciones de salinidad, ya que es uno de los principales factores que disminuyen la concentración de estos microorganismos.

El análisis de la distribución bacteriológica se realizó en 5 campañas de muestreo, Ecosud 2 (Julio-02), Ecosud 3 (Julio-02), Ecosud 4 (Agosto-02), Ecosud 5 (Sep-02) y Ecosud 6 (Nov-02) (Pascual *et al.*, 2008 a,b). Las muestras de agua fueron obtenidas en 11 estaciones distribuidas a lo largo de toda la costa de la bahía de Cullera (Fig. 4.221), desde la desembocadura del río Júcar, en la zona sur, hasta el cabo Cullera, en la parte norte de la bahía (señaladas como P#). Igualmente, se estableció una estación en la zona donde se encuentra el punto de descarga del emisario submarino y el río Júcar, señalada como M11.

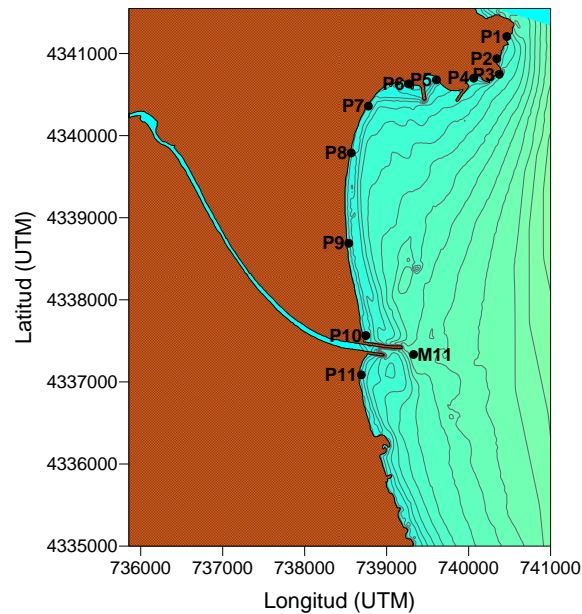


Figura 4.221. Estaciones de muestreo en la costa de la bahía de Cullera (P#) y en la zona de descarga del emisario submarino (M11).

En las estaciones a lo largo de la costa se tomaron muestras de agua superficial, mientras que en M11 las muestras fueron obtenidas a diferentes profundidades, con la finalidad de observar la distribución vertical de estos microorganismos. La profundidad máxima de muestreo en este punto fue de 5 m.

El análisis de las diferentes bacterias coliformes y la salinidad se realizó a través de gráficos de isóneas para las distribuciones superficiales en las estaciones de la zona costera. En la estación ubicada en el punto de descarga del emisario submarino, el análisis fue a través de gráficos de perfiles verticales.

Los resultados obtenidos de la caracterización bacteriológica han sido comparados con los valores establecidos por la Directiva Europea sobre política del agua, Directiva 76/160/CE del consejo del 8 de diciembre de 1975.

Actualmente, la Comunidad Europea ha adoptado una nueva directiva en relación a la calidad de las aguas de baño (Propuesta de Directiva 2002/0254), la cual está en función de tan solo 3 parámetros fisicoquímicos y 3 microbiológicos (Enterococos intestinales, *Escherichia Coli* y floraciones de fitoplancton o proliferación de macroalgas). Esta normativa representa una drástica reducción respecto a las regulaciones de la anterior Directiva, en la que se consideran 19 parámetros distintos, entre los que se encuentran los Coliformes Totales, Coliformes Fecales, Estreptococos fecales, Salmonelas y Enterovirus.

Para la realización de este trabajo se determinaron diferentes parámetros en los que se incluyen a las bacterias coliformes y a los enterococos, pero no se cuenta con mediciones de *E. Coli*. Por lo tanto, los valores que serán usados como referencia corresponden a los valores establecidos por la Directiva 76/160/CE, la cual establece un valor máximo permisible de cumplimiento obligatorio para clasificar las aguas de baño como de “buena calidad” y un valor guía para “excelente calidad”. En lo que se refiere a

la concentración de coliformes fecales el valor obligatorio es de 2000 UFC/100 ml y el valor guía de 100 UFC/100 ml. Para los enterococos el valor obligatorio de 200 UFC/100 ml y el valor guía de 100 UFC/100 ml.

4.3.1 Campaña Ecosud 2 (9 de Julio del 2002)

Durante esta campaña se tomaron un total de 12 muestras de agua repartidas entre las estaciones a lo largo de la costa y en la zona de descarga del emisario submarino. Las muestras de agua en la estación M11 fueron tomadas a 0, 0.1, 1 y 5 m de profundidad. En el análisis de la salinidad, la estación que presentó la concentración superficial más baja fue la estación P9 (36.57 ‰) en comparación con los valores obtenidos en el resto de estaciones muestreadas (P9 [36.57 ‰] < P11 [36.58 ‰] < P10 [36.73 ‰] < M11 [36.84 ‰] < P8 [37.01 ‰] < P7 [37.05 ‰] < P5 y P6 [37.11 ‰] < P4 [37.13 ‰] < P1 [37.29 ‰] < P3 [37.32 ‰]). En la estación P2 no se midió este parámetro.

En la figura 4.222a se puede observar la distribución espacial superficial de la salinidad para esta campaña, en donde se aprecia que las concentraciones más bajas están en los puntos cercanos a la zona de influencia de la descarga del emisario submarino y del río Júcar (P9, P10, P11 y M11), y que, por lo tanto, pueden tener mayor influencia de agua de menor salinidad. Sin embargo, es probable que la descarga de agua menos salada también provenga del emisario submarino, ya que como se describe en Mösson *et al.*, 2004, durante el mes de julio el caudal del río es muy escaso (de acuerdo con Sánchez-Arcilla *et al.*, 2007, los caudales en el verano son del orden de 4 m³/s) y el aporte de agua dulce a la bahía es menor. En la zona del cabo se observan las concentraciones más altas, donde las estaciones tienen menor influencia de las descargas.

Por otro lado, la distribución vertical de la salinidad para la estación M11, con un rango de valores entre 36.50 y 37.32 ‰, tiene un perfil con concentraciones más bajas en la superficie que van aumentando con la profundidad (Fig. 4.222b).

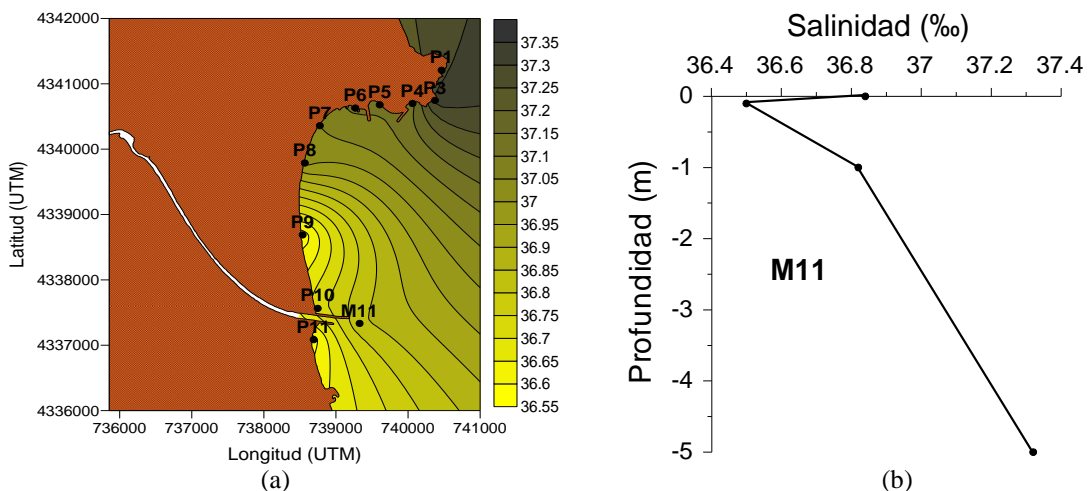


Figura 4.222. Distribución espacial superficial de la salinidad (‰) (a) y distribución vertical de la salinidad para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 2.

4.3.1.1 *Coliformes Fecales*

En esta campaña, la concentración más alta de coliformes fecales se midió en la estación P1, localizada en la zona del cabo Cullera, en la parte norte de la bahía. Además, es también la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P1 [1800 UFC/100 ml] > M11 [201 UFC/100 ml] > P9 [184 UFC/100 ml] > P8 [181 UFC/100 ml] > P11 [178 UFC/100 ml] > P10 [175 UFC/100 ml] > P6 [174 UFC/100 ml] > P7 [152 UFC/100 ml] > P4 [140 UFC/100 ml] > P5 [137 UFC/100 ml] > P3 [66 UFC/100 ml]). Sólo la concentración medida en la estación P3 es inferior a los valores establecidos por la Directiva Europea para este tipo de bacterias, mientras que el resto de las concentraciones son superiores a este valor. En la estación P2 no se midieron estas bacterias.

En la distribución superficial de los coliformes fecales (Fig. 4.223a), se observa la concentración más alta en la estación P1, en la parte norte de la bahía. Sin embargo, en la estación P3, localizada también en la zona del cabo, se midió la concentración más baja de estas bacterias, lo cual puede indicar que los valores observados en la estación P1 son consecuencia del aporte proveniente de alguna fuente puntual en la zona del cabo. También se pueden observar altas concentraciones de coliformes en las estaciones cercanas al punto de descarga del emisario submarino y en las estaciones localizadas a lo largo de la costa. Esto puede deberse al transporte de las sustancias desde la zona de la descarga del emisario hacia la costa y la parte norte de la bahía, ya que, como se describe en Mestres *et al.*, 2004 y en Mössö *et al.*, 2004, la circulación superficial está altamente influenciada por los vientos locales, ocasionando un transporte en función de la dirección del viento. En este caso, los vientos predominantes durante la época estival son de componente S-SE, generando un transporte hacia la parte norte, donde la presencia del cabo Cullera puede provocar una acumulación de los contaminantes transportados. Estos resultados concuerdan con lo expuesto en Sierra *et al.*, 2007.

Por otro lado, en la estación M11 (123 – 205 UFC/100 ml), se observa que la concentración más alta de estas bacterias se midió por debajo de la superficie, a 1 m de profundidad (205 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas disminuyendo su concentración. La concentración más baja se encontró a 5 m de profundidad (123 UFC/100 ml). Todos estos valores medidos a las diferentes profundidades superan el valor guía establecido por la Directiva Europea. La distribución vertical en este punto puede observarse en la figura 4.223b, donde el perfil presenta un comportamiento en sentido inverso con el perfil de la salinidad.

4.3.1.2 *Enterococos*

En esta campaña, la concentración más alta de enterococos se encontró, al igual que en los coliformes fecales, en la estación P1 (160 UFC/100 ml), localizada en la parte norte de la bahía. Este valor es también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones medidas (P1 [160 UFC/100 ml] > M11 [24 UFC/100 ml] > P8 y P9 [8 UFC/100 ml] > P3 [7 UFC/100 ml] > P10 [2 UFC/100 ml] > P4, P5, P6, P7 y P11 [1 UFC/100 ml]). Además, esta concentración es la única que

supera el valor guía establecido por la Directiva Europea. En la estación P2 no se midieron estas bacterias.

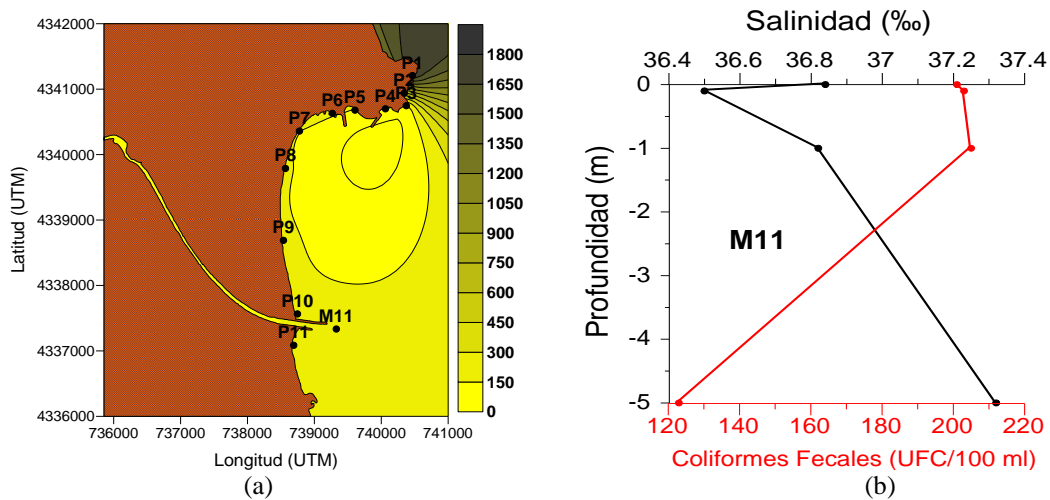


Figura 4.223. Distribución superficial (a) de los coliformes fecales (UFC/100 ml) y distribución vertical de los coliformes para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 2.

En la figura 4.224a se representa la distribución superficial de los enterococos, en donde se observa una mayor concentración en la zona del cabo, específicamente en la P1. Sin embargo, en las estaciones P4, P5, P6 y P7, localizadas en la parte norte de la bahía, la concentración de enterococos es muy baja, indicando con esto que el valor observado en P1 pudo ser consecuencia del aporte de alguna fuente puntual en la zona del cabo.

Por otro lado, en la distribución vertical de estas bacterias para la estación M11 (17 – 58 UFC/100 ml), se observa una disminución en la concentración desde la superficie (24 UFC/100 ml) hasta 1 m de profundidad (17 UFC/100 ml). Finalmente, esta concentración aumenta hasta los 5 m de profundidad, donde alcanza los valores más altos de enterococos para este punto (Fig. 4.224b).

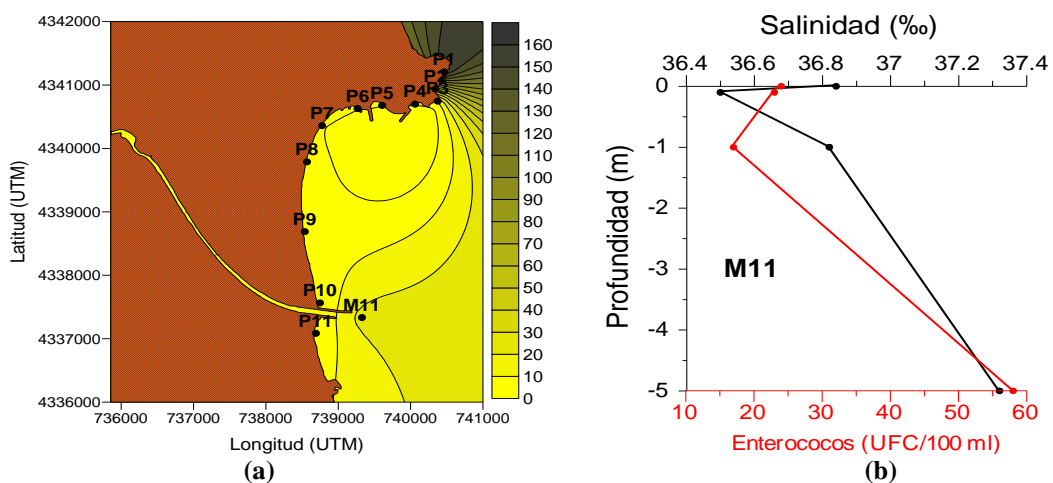


Figura 4.224. Distribución superficial (a) de los enterococos (UFC/100 ml) y distribución vertical de los enterococos para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 2.

4.3.2 Campaña Ecosud 3 (26 de Julio del 2002)

Durante esta campaña se tomaron un total de 19 muestras de agua repartidas entre las estaciones localizadas a lo largo de la costa de la bahía de Cullera y en la zona de descarga del emisario submarino (Fig. 4.221). Las muestras de agua en la estación localizada en la zona de descarga del emisario fueron tomadas a 0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 1 y 5 m de profundidad.

En esta campaña, el punto que presenta la concentración más baja de salinidad es P11 (35.62 ‰), localizado cerca de la descarga del emisario submarino y el río Júcar. Este valor también es el valor superficial más bajo en comparación con los obtenidos en el resto de las estaciones muestreadas (P11 [35.62 ‰] < M11 [36.90 ‰] < P7 y P8 [37.14 ‰] < P10 [37.19 ‰] < P9 [37.20 ‰] < P1 [37.24 ‰] < P4 [37.30 ‰] < P5 y P6 [37.36 ‰] < P2 [37.46 ‰] < P3 [37.48 ‰]).

En la figura 4.225a se representa la distribución superficial de la salinidad, en donde se observa que las concentraciones más bajas están en las estaciones cercanas a la descarga del emisario submarino y el río Júcar (las estaciones P11 y M11), mientras que las concentraciones más altas se observan en la zona del cabo Cullera. Este aporte de agua de menor salinidad pudo provenir también de la descarga del emisario submarino, ya que como se ha mencionado anteriormente, los caudales medios mensuales más bajos se registran durante los meses de julio y agosto.

Por otro lado, en la figura 4.225b se representa la distribución vertical de la salinidad para la estación M11 (36.87 – 37.29 ‰), donde se observa un perfil con un ligero aumento de los valores desde la superficie (36.90 ‰) hasta 0.05 m de profundidad (36.96 ‰). Después, la concentración disminuye hasta la profundidad de 0.2 m (36.87 ‰), para luego volver a aumentar hasta 0.5 m de profundidad (36.96 ‰). Posteriormente, este valor disminuye ligeramente hasta 1 m de profundidad (36.92 ‰) para finalmente aumentar hasta 5 m de profundidad, donde alcanza el valor de salinidad más alto.

4.3.2.1 Coliformes Fecales

En esta campaña, la concentración más alta de coliformes fecales se midió en la estación P10 (150 UFC/100 ml), localizada cerca de la zona de descarga del emisario submarino (Fig. 4.226a). Esta concentración es la única que supera el valor guía establecido por la Directiva Europea, siendo también la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P10 [150 UFC/100 ml] > P11 [74 UFC/100 ml] > P9 [40 UFC/100 ml] > P6 [30 UFC/100 ml] > P1 [28 UFC/100 ml] > P5 [24 UFC/100 ml] > P2 [22 UFC/100 ml] > P8 [18 UFC/100 ml] > P7 [16 UFC/100 ml] > M11 [14 UFC/100 ml] > P3 y P4 [2 UFC/100 ml]). Por lo tanto, esta elevada concentración de bacterias coliformes pudo provenir de la descarga del emisario submarino.

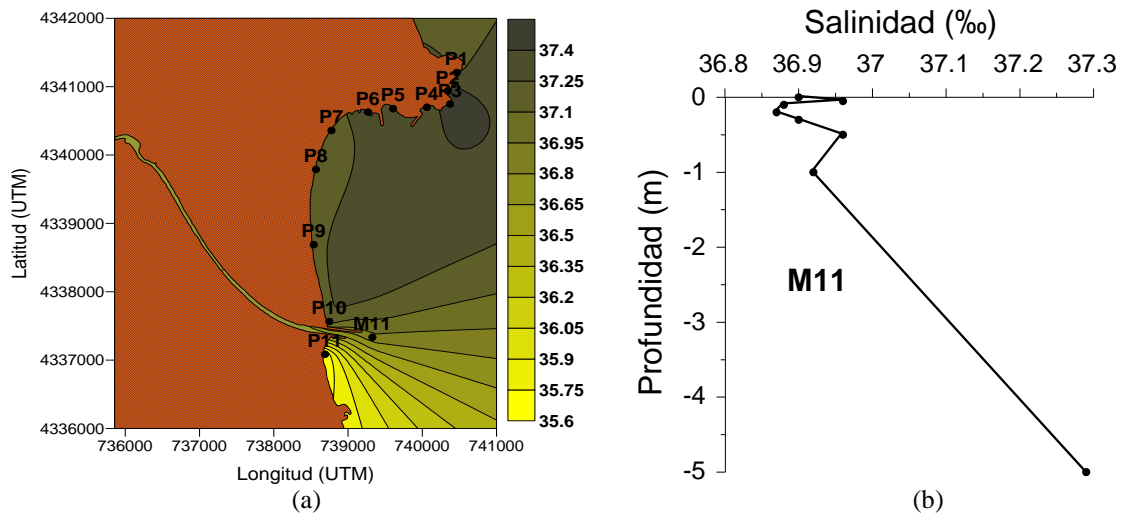


Figura 4.225. Distribución superficial de la salinidad (‰) (a) y distribución vertical de la salinidad en la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 3.

Por otro lado, todos los valores medidos a las diferentes profundidades en la estación M11 (8 – 31 UFC/100 ml), fueron inferiores al valor guía establecido por la Directiva Europea. Sin embargo, la concentración más alta de estas bacterias se observó a 5 m de profundidad. La distribución vertical de los coliformes fecales en esta estación se representa en la figura 4.226b, en la cual se observa un perfil con valores que disminuyen ligeramente desde la superficie (14 UFC/100 ml) hasta 0.1 m de profundidad (12 UFC/100 ml). Posteriormente estos valores aumentan hasta 0.2 m de profundidad (28 UFC/100 ml) y después nuevamente disminuyen hasta la profundidad de 1 m, donde alcanza la concentración más baja. Finalmente, esta concentración aumenta hasta los 5 m de profundidad.

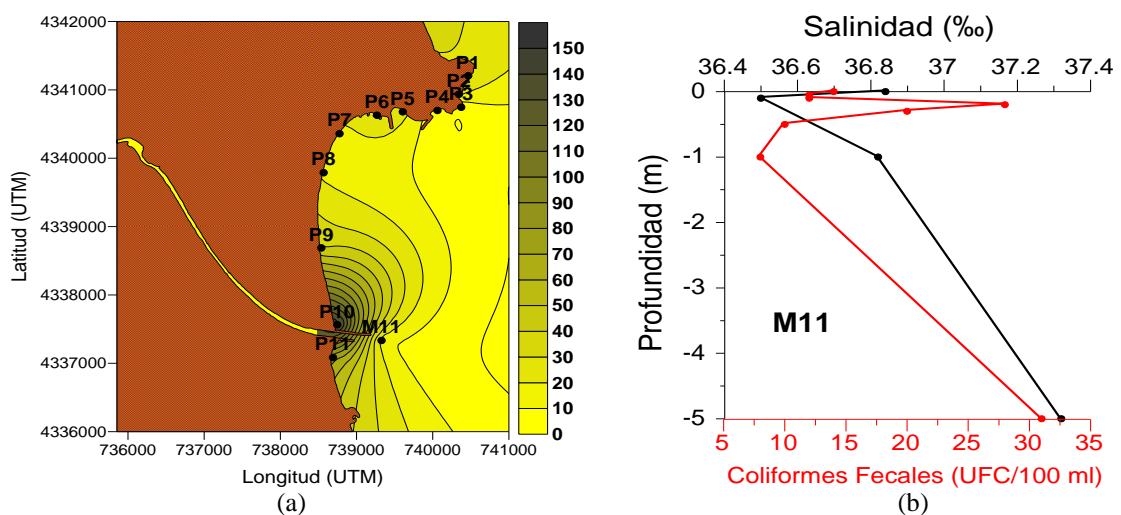


Figura 4.226. Distribución superficial (a) de los coliformes fecales (UFC/100 ml) y distribución vertical de los coliformes para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 3.

4.3.2.2 *Enterococos*

La concentración más alta de enterococos en esta campaña fue encontrada en la estación P1 (104 UFC/100 ml), localizada en la parte norte de la bahía. Este valor es también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones medidas (P1 [104 UFC/100 ml] > P7 [20 UFC/100 ml] > P2 y P8 [12 UFC/100 ml] > P9 [11 UFC/100 ml] > P3 [10 UFC/100 ml] > P5 [4 UFC/100 ml] > P4 y M11 [3 UFC/100 ml] > P6 y P11 [2 UFC/100 ml] > P10 [1 UFC/100 ml]). Además, es el único punto donde se supera el valor guía establecido por la Directiva Europea.

En la figura 4.227a se representa la distribución superficial de los enterococos en la zona costera de la bahía, en donde se observa una mayor concentración en la zona del cabo, específicamente en P1. Sin embargo, en las estaciones P7, P8 y P9, también se observan altas concentraciones de estas bacterias. Esto puede indicar que, por un lado, el valor observado en P1 pudo ser consecuencia de un aporte puntual, y que por otro lado, los valores encontrados en P7, P8 y P9 fueron debido al transporte superficial de las sustancias, ocasionado por la acción del viento, desde la zona del emisario submarino.

Por otro lado, en la estación M11 (8 – 576 UFC/100 ml), las concentraciones medidas a 0.1 m de profundidad (566 UFC/100 ml) y a 0.3 m de profundidad (576 UFC/100 ml), son superiores tanto al valor obligatorio como al valor guía establecidos por la Directiva Europea, mientras que las concentraciones medidas a 0.2 m de profundidad (183 UFC/100 ml) y a 5 m de profundidad (110 UFC/100 ml) solo superan el valor guía para este tipo de bacterias.

La distribución vertical de estas bacterias para la estación M11 se representa en la figura 4.227b, en la cual se observa un aumento en la concentración desde la superficie (3 UFC/100 ml) hasta 0.1 m de profundidad (566 UFC/100 ml). Después, este valor disminuye hasta 0.2 m (183 UFC/100 ml) para luego volver a aumentar hasta la profundidad de 0.3 m, donde alcanza la concentración más alta. Luego, de nuevo los valores disminuyen hasta 1 m de profundidad alcanzando la concentración más baja, que finalmente aumenta hasta los 5 m de profundidad (110 UFC/100 ml). El hecho de encontrar las concentraciones más altas ligeramente por debajo de la capa superficial se debe al efecto que la radiación solar ejerce sobre las bacterias disminuyendo su concentración.

4.3.3 *Campaña Ecosud 4 (5 de Agosto del 2002)*

Durante esta campaña se tomaron un total de 11 muestras de agua que corresponden a las estaciones repartidas a lo largo de la costa de la bahía de Cullera (Fig. 4.221). En esta campaña no se muestreó la zona de la descarga del emisario submarino (estación M11).

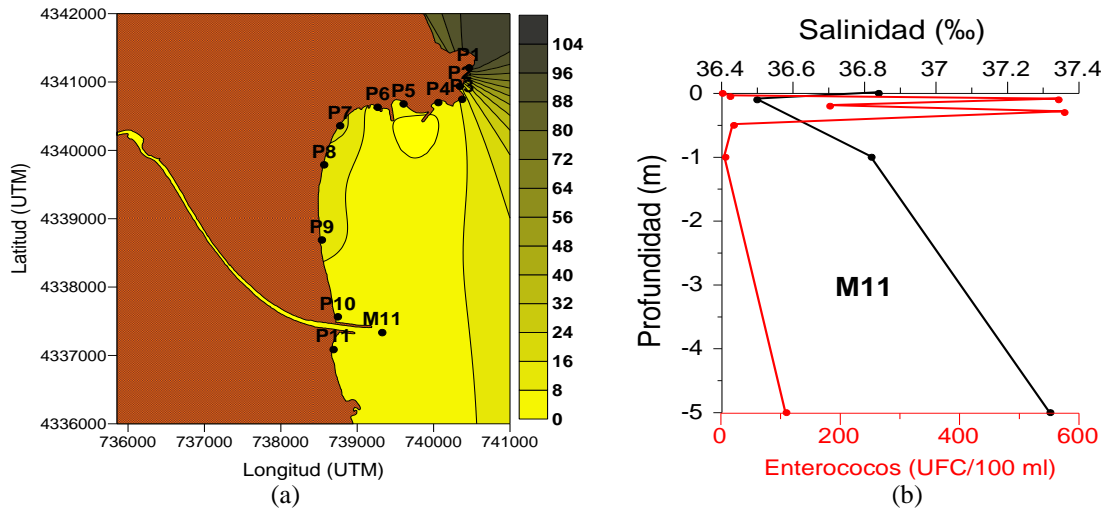


Figura 4.227. Distribución superficial (a) de los enterococos (UFC/100 ml) y distribución vertical de los enterococos para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 3.

En esta campaña, la concentración más baja de salinidad, fue medida en la estación P11 (35.37 ‰), localizada cerca de la descarga del emisario submarino y el río Júcar. Este valor es también el valor superficial más bajo en comparación con los valores obtenidos en el resto de estaciones muestreadas (P11 [35.37 ‰] < P10 [37.19 ‰] < P7 [37.33 ‰] < P9 [37.36 ‰] < P8 [37.37 ‰] < P3 [37.39 ‰] < P5 y P6 [37.43 ‰] < P4 [37.49 ‰] < P1 [37.50 ‰] < P2 [37.51 ‰]).

La distribución superficial de la salinidad se representa en la figura 4.228, en donde se observa que la concentración más baja está en la estación más cercana al punto de descarga del emisario submarino y el río Júcar, la estación P11. Este aporte de agua de menor salinidad pudo provenir también del emisario submarino, ya que como se ha mencionado anteriormente, el caudal durante el mes de agosto es más bajo. Las concentraciones más altas se aprecian en la zona del cabo Cullera, donde la influencia de la descarga es menor.

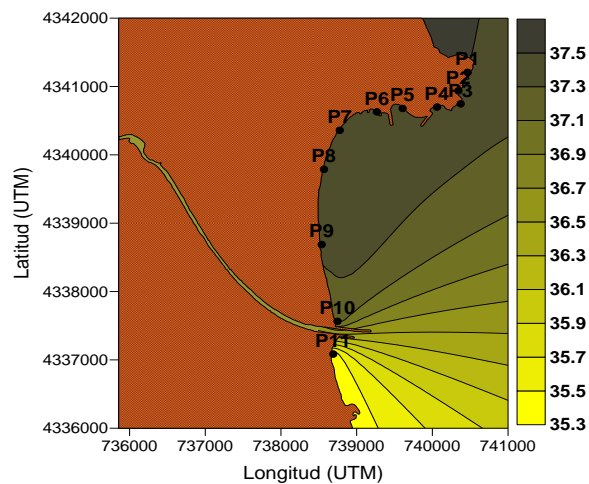


Figura 4.228. Distribución superficial de la salinidad (‰) en la campaña Ecosud 4.

4.3.3.1 *Coliformes Fecales*

La concentración más alta de coliformes fecales en esta campaña fue medida en la estación P1 (406 UFC/100 ml), localizada en la zona del cabo Cullera. Esta concentración es la única que supera el valor guía establecido por la Directiva Europea, siendo también la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P1 [406 UFC/100 ml] > P2 [74 UFC/100 ml] > P3 [54 UFC/100 ml] > P5 [30 UFC/100 ml] > P4 y P10 [19 UFC/100 ml] > P6 y P8 [14 UFC/100 ml]). Los valores en P7, P9 y P11 fueron reportados como “no detectados” (nd).

En la distribución superficial de los coliformes fecales (Fig. 4.229), se observa la concentración más alta en la estación P1, ubicada en la zona del cabo Cullera, lo cual, como se ha venido explicando anteriormente, pudo deberse a un aporte de fuentes puntuales en la zona, ya que en el resto de las estaciones las concentraciones son más bajas. Las estaciones P7, P9 y P11 no fueron utilizadas para la obtención de la distribución espacial, a pesar de que al hacer la interpolación, por defecto se obtienen valores en la zona donde se ubican estos puntos.

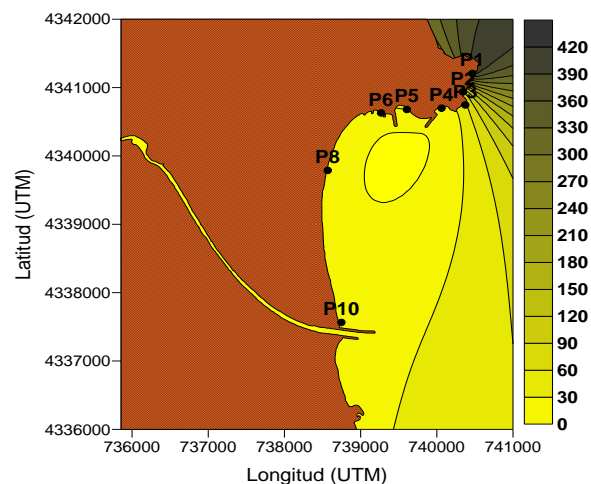


Figura 4.229. Distribución superficial de los coliformes fecales (UFC/100 ml) en la campaña Ecosud 4.

4.3.3.2 *Enterococos*

La concentración más alta de enterococos en esta campaña fue encontrada en la estación P2 (114 UFC/100 ml), localizada en la parte norte de la bahía.

Este valor es también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones medidas (P2 [114 UFC/100 ml] > P1 [86 UFC/100 ml] > P8 [17 UFC/100 ml] > P11 [13 UFC/100 ml] > P9 [8 UFC/100 ml] > P3 y P7 [6 UFC/100 ml] > P6 [3 UFC/100 ml]). Igualmente, es el único valor que supera el valor guía establecido por la Directiva Europea. En las estaciones P4, P5 y P10 los valores han sido reportados como “no detectados” (nd).

En la figura 4.230 se representa la distribución superficial de los enterococos en la zona costera de la bahía, en donde se observan, al igual que ocurre en la distribución de los coliformes, concentraciones más altas en la zona del cabo, específicamente en P1 y P2. En el resto de las estaciones la concentración de enterococos es más baja. Este comportamiento indica, una vez más, que la presencia de elevados niveles de bacterias en la zona del cabo Cullera fueron ocasionados por un aporte esporádico de alguna fuente puntual y no precisamente por el transporte superficial de contaminantes hacia la parte norte de la bahía.

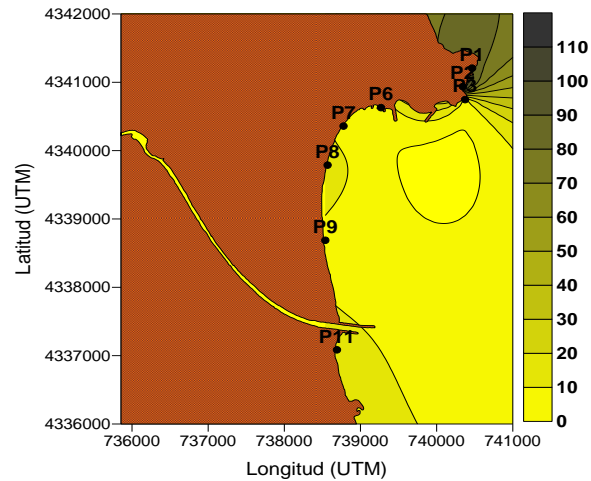


Figura 4.230. Distribución superficial de los enterococos (UFC/100 ml) en la campaña Ecosud 4.

4.3.4 Campaña Ecosud 5 (5 de Septiembre del 2002)

Durante esta campaña se tomaron un total de 20 muestras de agua repartidas entre las estaciones localizadas a lo largo de la costa de la bahía de Cullera y en la zona de descarga del emisario submarino (Fig. 4.221). Las muestras de agua en la estación localizada en la zona de descarga del emisario fueron tomadas a las profundidades de 0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 0.75, 1 y 5 m de profundidad.

En esta campaña, la concentración de salinidad más baja fue medida en la estación P11 (29.84 ‰), localizada cerca de la descarga del emisario submarino y el río Júcar. Este valor es también el más bajo en comparación con los valores superficiales obtenidos en el resto de las estaciones muestreadas (P11 [29.84 ‰] < M11 [32.30 ‰] < P8 [36.98 ‰] < P2 [37.03 ‰] < P5 [37.04 ‰] < P10 [37.10 ‰] < P3 [37.11 ‰] < P1 y P7 [37.14 ‰] < P4 [37.15 ‰] < P9 [37.18 ‰]).

En la figura 4.231a se representa la distribución superficial de la salinidad para esta campaña, en donde se observa que las concentraciones más bajas están en las estaciones cercanas a la descarga del emisario submarino y el río Júcar, los puntos P11 y M11. Las concentraciones más altas se observan de nuevo en la zona del cabo Cullera, donde la influencia de las descargas es menor.

Por otro lado, en la figura 4.231b se representa la distribución vertical de la salinidad para la estación M11 (32.30 – 37.25 ‰). En esta figura se observa un perfil que presenta un aumento de los valores desde la superficie (32.30 ‰) hasta 0.2 m de profundidad (34.02 ‰). Posteriormente, la concentración disminuye hasta 0.3 m de profundidad (33.49 ‰) para luego volver a aumentar hasta la profundidad de 0.75 m (36.63 ‰). Después, este valor disminuye ligeramente hasta 1 m de profundidad (36.28 ‰), para finalmente aumentar hasta 5 m de profundidad donde alcanza el valor de salinidad más alto.

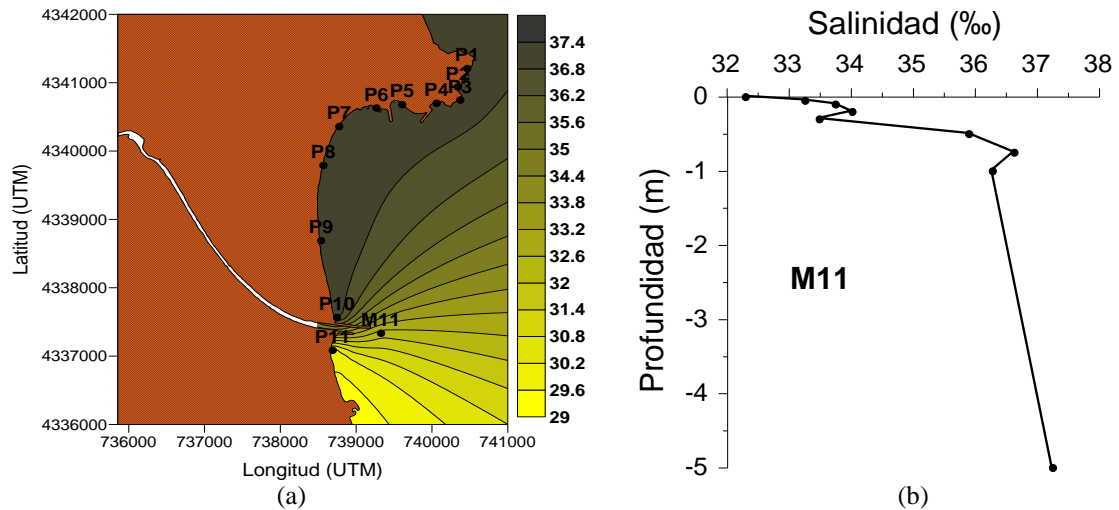


Figura 4.231. Distribución superficial de la salinidad (‰) (a) y distribución vertical de la salinidad en la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 5.

4.3.4.1 Coliformes Fecales

En esta campaña, la concentración más alta de coliformes fecales se midió en la estación P1 (1030 UFC/100 ml), localizada en la zona del cabo Cullera. Esta concentración es también la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P1 [1030 UFC/100 ml] > P11 [113 UFC/100 ml] > P8 [73 UFC/100 ml] > M11 [62 UFC/100 ml] > P10 [51 UFC/100 ml] > P4 y P9 [48 UFC/100 ml] > P5 [40 UFC/100 ml] > P6 [12 UFC/100 ml] > P3 [10 UFC/100 ml] > P2 [6 UFC/100 ml]). Las concentraciones medidas en los puntos P1 y P11 son las únicas que superan el valor guía establecido por la Directiva Europea. En la estación P7 el valor fue reportado como “no detectado” (nd).

La distribución superficial de estas bacterias se representa en la figura 4.232a, donde se observa la concentración más alta en P1, así como también se distinguen altas concentraciones en la estación P11, cerca de las descargas del emisario y el río Júcar. En el resto de las estaciones, en la zona del cabo, las concentraciones son más bajas. Por lo tanto, la alta concentración que se observa en la zona del cabo (en P1) puede ser consecuencia del aporte de alguna fuente puntual, mientras que la concentración medida en la estación P11 pudo provenir de la descarga del emisario submarino.

Por otro lado, en la estación M11 (24 – 210 UFC/100 ml), se observa la concentración más alta de estas bacterias, ligeramente por debajo de la superficie, a 0.2 m de profundidad (210 UFC/100 ml), debido probablemente al efecto que la radiación solar ejerce sobre ellas disminuyendo su concentración.

La distribución vertical en este punto se representa en la figura 4.232b, en el cual se observa un perfil en sentido inverso al de la salinidad, con valores que aumentan desde la superficie (62 UFC/100 ml) hasta 0.2 m de profundidad, alcanzando en este punto la concentración más alta. Después, este valor disminuye hasta la profundidad de 0.3 m (164 UFC/100 ml) y posteriormente vuelve a aumentar hasta 0.5 m de profundidad (187 UFC/100 ml). Finalmente, este valor disminuye hasta 5 m de profundidad donde alcanza la concentración más baja. Los valores obtenidos a las profundidades de 0.05 m (117 UFC/100 ml), 0.2 m (210 UFC/100 ml), 0.3 m (164 UFC/100 ml) y 0.5 m (187 UFC/100 ml) son superiores al valor guía establecido por la Directiva Europea para este tipo de bacterias.

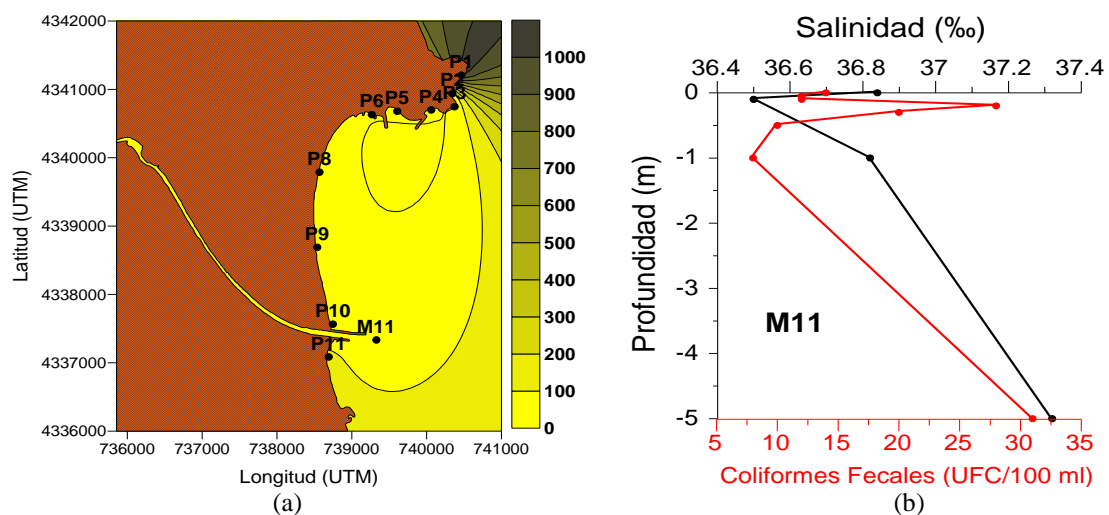


Figura 4.232. Distribución superficial (a) de los coliformes fecales (UFC/100 ml) y distribución vertical de los coliformes para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 5.

4.3.4.2 Enterococos

En esta campaña, la concentración más alta de enterococos fue encontrada, al igual que en los coliformes fecales, en P1 (70 UFC/100 ml). Este valor es también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P1 [70 UFC/100 ml] > M11 [17 UFC/100 ml] > P9 y P11 [8 UFC/100 ml] > P8 [7 UFC/100 ml] > P3 [6 UFC/100 ml] > P7 [3 UFC/100 ml] > P5 [2 UFC/100 ml] > P2, P4 y P6 [1 UFC/100 ml]). Sin embargo, ninguno de estos valores supera los valores establecidos por la Directiva Europea. En la estación P10 el valor se reporta como “no detectado” (nd).

En la figura 4.233a se representa la distribución superficial de los enterococos, en donde se observa una mayor concentración de estas bacterias en la zona del cabo, específicamente en P1. Sin embargo, también en la estación M11 se observan altas

concentraciones de enterococos en comparación con las concentraciones observadas en el resto de las estaciones muestreadas, indicando con esto que, por un lado, el valor observado en la estación P1 pudo ser consecuencia del aporte de alguna fuente puntual, y que, por otro lado, el valor encontrado en la estación M11 pudo provenir de la descarga del emisario submarino.

Por otro lado, en la estación M11 (1 – 24 UFC/100 ml), las concentraciones obtenidas en las diferentes profundidades muestreadas no superan los valores establecidos por la Directiva Europea. La concentración más alta de estas bacterias en este punto fue encontrada a 0.3 m de profundidad (24 UFC/100 ml). A 5 m de profundidad el valor se reporta como “no detectado” (nd).

La distribución vertical de estas bacterias en M11 se representa en la figura 4.233b, en la cual se ha graficado un perfil hasta 1 m de profundidad. Este perfil, presenta una distribución en sentido inverso al perfil de la salinidad. Primero se observa una disminución en la concentración desde la superficie (17 UFC/100 ml) hasta 0.1 m de profundidad (8 UFC/100 ml). Después, este valor aumenta hasta 0.5 m de profundidad (24 UFC/100 ml) para luego volver a disminuir 1 m de profundidad (2 UFC/100 ml).

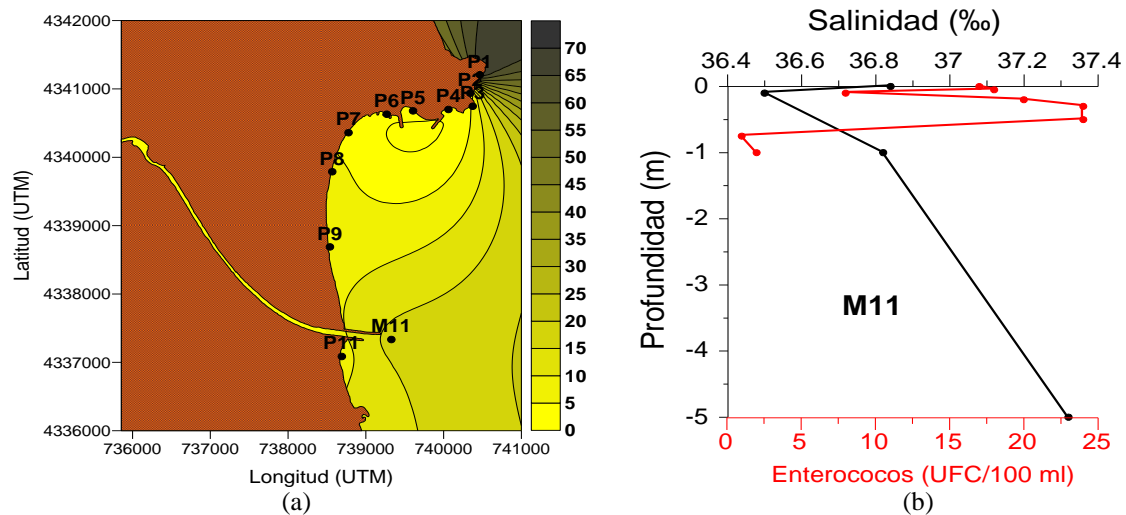


Figura 4.233. Distribución superficial (a) de los enterococos (UFC/100 ml) y distribución vertical de los enterococos para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 5.

4.3.5 Campaña Ecosud 6 (20 de Noviembre del 2002)

Durante esta campaña se tomaron un total de 20 muestras de agua repartidas entre las estaciones de muestreo (Fig. 4.221). Las muestras de agua en la estación localizada en la zona de descarga del emisario fueron tomadas a las profundidades de 0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5, 0.75, 1 y 5 m de profundidad.

En esta campaña, la concentración superficial más baja de la salinidad fue medida en la estación M11 (36.94 ‰), localizada en el punto de la descarga del emisario submarino y el río Júcar. Este valor también es el valor superficial más bajo en

comparación con los valores obtenidos en el resto de las estaciones muestreadas (M11 [36.94 ‰] < P11 [37.17 ‰] < P3 [37.40 ‰] < P9 [37.42 ‰] < P1 y P2 [37.44 ‰] < P10 [37.51 ‰] < P8 [37.54 ‰] < P4 [37.55 ‰] < P5 [37.66 ‰] < P6 [37.85 ‰]).

En la figura 4.234a se representa la distribución superficial de la salinidad para esta campaña, donde se observa que las concentraciones más bajas están en las estaciones P11 y M11. Las concentraciones más altas se observan a lo largo de toda la costa hasta la zona del cabo Cullera.

Por otro lado, en la figura 4.234b se representa la distribución vertical de la salinidad para la estación M11 (36.41 – 37.05 ‰). En esta figura se observa un perfil que presenta una disminución de los valores desde la superficie (36.94 ‰) hasta 0.2 m de profundidad (36.75 ‰). Posteriormente, la concentración aumenta hasta la profundidad de 0.3 m (36.91 ‰) para luego volver a disminuir hasta 0.5 m de profundidad (36.79 ‰). Después, este valor aumenta ligeramente hasta 0.75 m de profundidad (36.83 ‰), para luego volver a disminuir hasta 1 m de profundidad (36.41 ‰). Finalmente, la concentración aumenta hasta 5 m de profundidad, donde alcanza el valor de salinidad más alto.

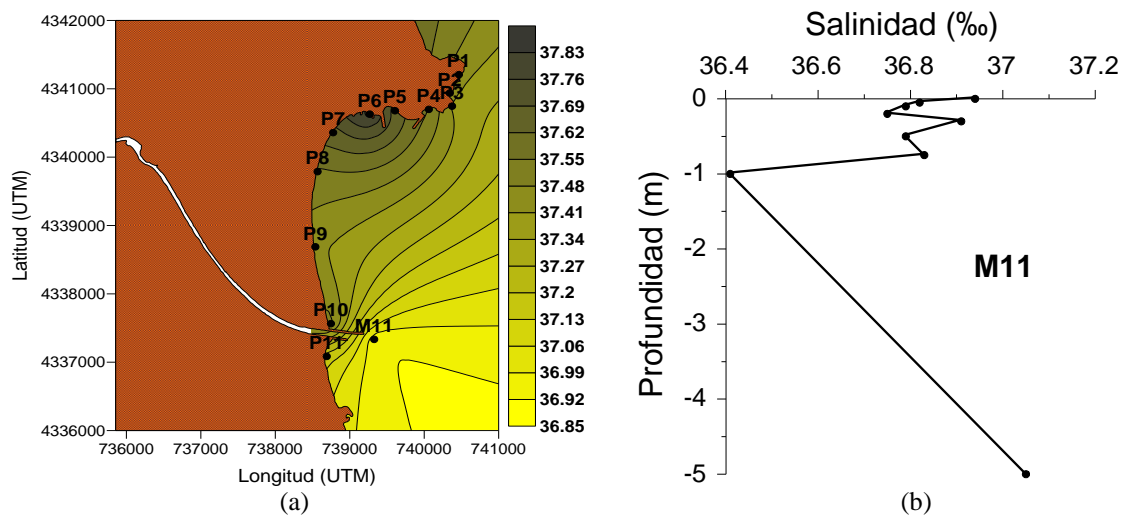


Figura 4.234. Distribución superficial de la salinidad (‰) (a) y distribución vertical de la salinidad en la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 6.

4.3.5.1 Coliformes Fecales

En esta campaña, la concentración más alta de coliformes fecales se midió en la estación P4 (1060 UFC/100 ml), localizada en la parte norte de la bahía. Esta concentración es también la concentración superficial más alta en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (P4 [1060 UFC/100 ml] > P9 [690 UFC/100 ml] > P3 [138 UFC/100 ml] > P2 [74 UFC/100 ml] > P8 [57 UFC/100 ml] > P5 [53 UFC/100 ml]) > P11 [43 UFC/100 ml] > P10 [36 UFC/100 ml] > P6 [32 UFC/100 ml] > P1 [31 UFC/100 ml] > M11 [24 UFC/100 ml]).

Las concentraciones medidas en los puntos P3, P4 y P9 son las únicas que se reportan con un valor superior al valor guía tomado como referencia.

En la distribución superficial de los coliformes fecales (Fig. 4.235a), se observan dos puntos de mayor concentración, uno en la estación P4 y el otro en P9. Estas concentraciones pueden ser consecuencia del transporte superficial ocasionado por los vientos locales que arrastraron las sustancias hacia la parte norte de la bahía, donde el cabo actúa como una barrera o también pueden ser consecuencia de aportes puntuales en esta zona.

Por otro lado, en la estación M11 (24 – 630 UFC/100 ml), se observa la concentración más alta de coliformes fecales a 1 m de profundidad, mientras que la más baja se registra en la superficie, debido, en ambos casos, al efecto que la radiación solar ejerce sobre estas bacterias disminuyendo su concentración.

La distribución vertical en la estación M11 (24 – 630 UFC/100 ml) se representa en la figura 4.235b. En esta figura se observa un perfil con un comportamiento en sentido inverso al de la salinidad. Desde la superficie hay un aumento hasta la profundidad de 0.3 m (500 UFC/100 ml), después este valor disminuye hasta 0.5 m de profundidad (49 UFC/100 ml) para después volver a aumentar hasta 1 m de profundidad donde alcanza la concentración más alta. Finalmente, este valor disminuye hasta 5 m de profundidad. Las concentraciones medidas a 0.3 m y 1 m de profundidad son las únicas que superan, en este punto, el valor guía establecido por la Directiva Europea.

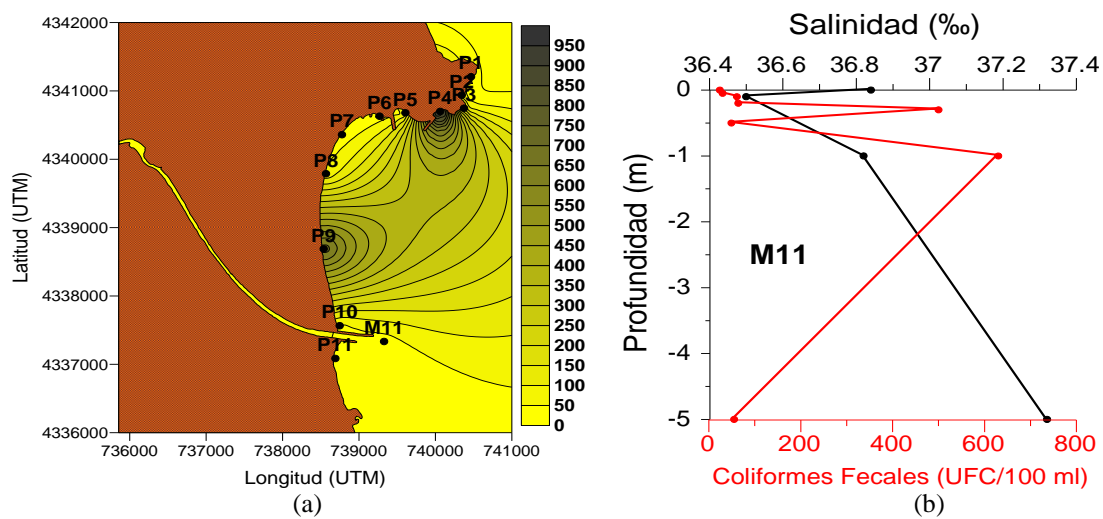


Figura 4.235. Distribución superficial (a) de los coliformes fecales (UFC/100 ml) y distribución vertical de los coliformes para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 6.

4.3.5.2 *Enterococos*

En esta campaña, la concentración más alta de enterococos fue encontrada en la estación ubicada en la zona de descarga del emisario submarino y el río Júcar, la estación M11 (16 UFC/100 ml).

Este valor es también el valor superficial más alto en comparación con el resto de las estaciones muestreadas (M11 [16 UFC/100 ml] > P9 [15 UFC/100 ml] > P7 [9 UFC/100 ml] > P5 [7 UFC/100 ml] > P4 [6 UFC/100 ml] > P1 [5 UFC/100 ml] > P10 y P11 [4 UFC/100 ml] > P2 y P6 [2 UFC/100 ml] > P3 [1 UFC/100 ml]). Sin embargo, ninguno de estos valores es superior al valor guía establecido por la Directiva Europea. En la estación P8 el valor se reporta como “no detectado” (nd).

En la figura 4.236a se representa la distribución superficial de los enterococos en la que se observa una mayor concentración en la estación M11. Sin embargo, también se observan altas concentraciones en la zona costera, específicamente en P9, donde anteriormente se reportaron altas concentraciones de coliformes. Este comportamiento indica que la entrada de estas bacterias al medio marino es a través de la descarga proveniente del emisario submarino, mientras que las altas concentraciones medidas en la estación P9 pueden ser consecuencia del arrastre de las sustancias, por acción del viento, hacia la zona costera y la parte norte de la bahía.

Por otro lado, en M11 (6 – 20 UFC/100 ml), la concentración más alta de estas bacterias fue encontrada ligeramente por debajo de la capa superficial, a 0.05 m de profundidad (20 UFC/100 ml). Sin embargo, las concentraciones obtenidas en las diferentes profundidades muestreadas no superan los valores establecidos por la Directiva Europea. A 0.75 y 5 m de profundidad el valor se reporta como “no detectado” (nd).

La distribución vertical de estas bacterias se representa en la figura 4.236b, en la cual se representa el perfil hasta 1 m de profundidad. Este perfil tiene un aumento en la concentración desde la superficie (16 UFC/100 ml) hasta 0.05 m de profundidad, alcanzando en este punto el valor más alto. Después, este valor disminuye hasta 0.3 m de profundidad (6 UFC/100 ml), para luego volver a aumentar hasta 1 m de profundidad (19 UFC/100 ml).

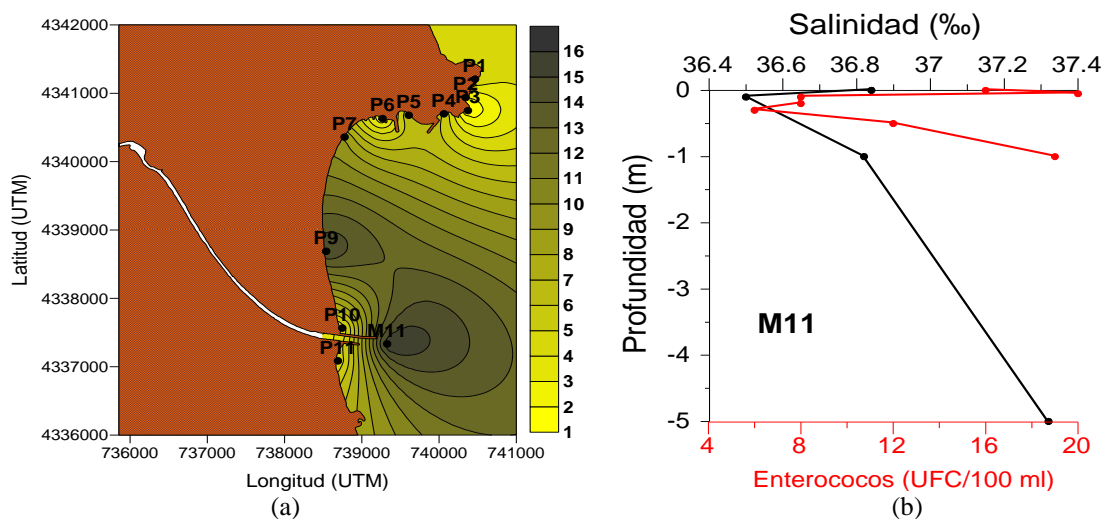


Figura 4.236. Distribución superficial (a) de los enterococos (UFC/100 ml) y distribución vertical de los enterococos para la estación M11 (b) en la campaña Ecosud 6.

CAPÍTULO 5

5 MODELADO NUMÉRICO DE LA DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES

En los últimos años, la simulación numérica se ha mostrado como una herramienta útil para el diseño y el estudio de los efectos causados por los vertidos al mar con el objetivo de minimizarlos. Es por esto que, actualmente, la creciente demanda turística y el aumento de la contaminación en las zonas costeras, exigen la realización de estudios muy precisos que consideren criterios económicos y medioambientales, disponiendo de modelos numéricos capaces de simular el comportamiento de los vertidos al mar, a través de los emisarios submarinos, bajo diversas condiciones ambientales.

Sin embargo, en muchas ocasiones, los modelos numéricos no se comparan ni validan con datos de campo reales tomados en la zona de interés, de tal manera que, sin la calibración necesaria, el trasladar los resultados del modelo numérico a situaciones reales se convierte en una tarea difícil, ya que no se puede estimar la fiabilidad del modelo. Por lo tanto, el modelado numérico debe complementarse con medidas de campo que permitan su calibración y de las que depende su fiabilidad.

En este trabajo, los modelos numéricos que han sido aplicados son el modelo ROMS (Regional Ocean Model System), el modelo LIMMIX y el modelo Visual Plumes, cuya calibración y validación se realiza utilizando los datos de campo correspondientes a la campaña realizada en el emisario submarino de Gandía, específicamente los datos de la campaña Gandía IV. La simulación se limita a un solo emisario ya que no se cuentan con datos de corrientes para las campañas de Gandía I, II y III, así como tampoco en las campañas de Pinedo I y II, con lo cual no se puede asegurar la fiabilidad de los resultados obtenidos en las simulaciones.

5.1 Modelado con ROMS y LIMMIX

5.1.1 Creación de la malla en el modelo ROMS

El modelo hidrodinámico ROMS, basado en diferencias finitas, utiliza una malla curvilínea cuasi-ortogonal con discretización vertical que sigue el trazado de la batimetría. La selección de la mejor resolución para la malla es un proceso importante, ya que el hacer una mala selección puede introducir problemas en la representación de ciertos fenómenos locales. Una malla muy fina dará buenos resultados, pero con un gran

esfuerzo computacional, mientras que una malla muy gruesa tendrá un bajo coste computacional pero con resultados muy generales que no representen adecuadamente los fenómenos locales que se quieren simular.

Para este trabajo, la creación de la malla se realizó incorporando al modelo las coordenadas de la zona de estudio (tabla 5.1), las cuales corresponden a la costa de Gandía, siendo la escala utilizada de 1/2500, teniendo de esta forma una malla de aproximadamente 11 km en la coordenada horizontal “x” y 6 km en “y”, con un tamaño de celda de 34 m (Fig 5.1). La batimetría obtenida con el modelo se observa en la figura 5.2, siendo ésta utilizada para el resto de las simulaciones.

Tabla 5.1. Coordenadas de la costa de Gandía utilizadas en el modelo ROMS.

Longitud mínima	-0.16
Longitud máxima	-0.02
Latitud mínima	38.94
Latitud máxima	39.00

5.1.2 Calibración del modelo ROMS

Como se ha mencionado anteriormente, una de las fases más importantes en la implementación de un modelo numérico es la calibración. En este trabajo, la calibración del modelo hidrodinámico ROMS se realiza con el ajuste de los parámetros físicos de viento y corrientes, obtenidos en la campaña de campo Gandía IV, con la finalidad de reproducir las condiciones físicas en el área de estudio.

Igualmente, se realiza un estudio de sensibilidad del modelo a diferentes parámetros físicos (condiciones de contorno, batimetría, rugosidad, coeficientes de arrastre de viento, etc.) y numéricos (intervalo de tiempo, tamaño de la malla, etc.) con el objetivo de conocer su comportamiento en diversas situaciones e identificar cuáles son las principales variables que deben ser controladas durante la calibración, con el fin de encontrar parámetros que ofrezcan una adecuada representación de los fenómenos a simular.

Sin embargo, también es importante considerar que las mediciones pueden ser imprecisas y tener errores, o que al ajustar algunos parámetros se reduzca la calidad de los resultados del modelo respecto a las mediciones en otros puntos del dominio, sobre todo al tener zonas extensas ya que, si el modelo reproduce resultados fiables en un punto en concreto no implica que funcione adecuadamente en todo el dominio. De tal manera que, siempre se debe de buscar un equilibrio durante la calibración, así como también trabajar con los datos con los que se dispone.

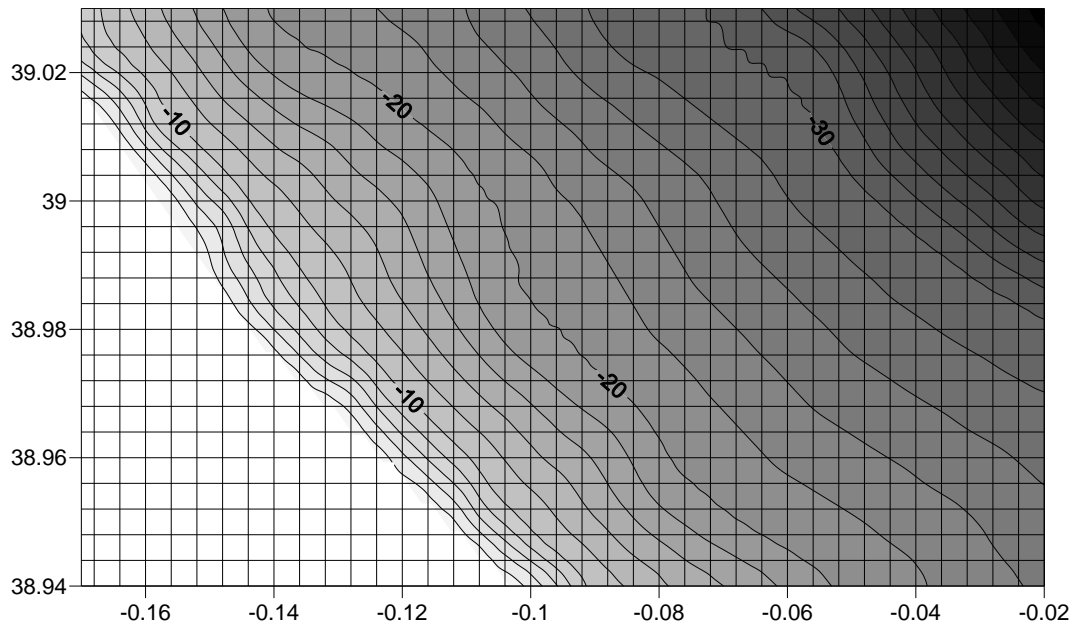


Figura 5.1. Malla discretizada obtenida del modelo ROMS y correspondiente a la costa de Gandía.

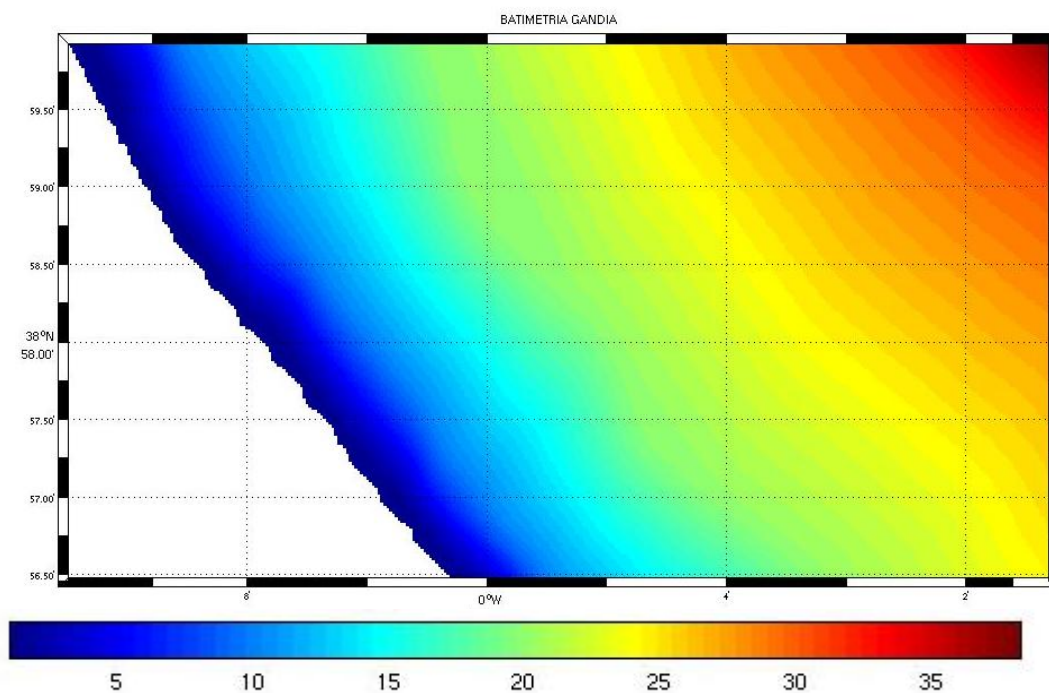


Figura 5.2. Batimetría de Gandía obtenida del modelo ROMS.

Durante la configuración de los modelos hidrodinámicos en ocasiones es conveniente definir un periodo de “calentamiento” para evitar que la introducción “brusca” de las condiciones iniciales del sistema inestabilice el modelo. Durante este periodo, se alimenta al modelo con condiciones ficticias que tienden hacia las condiciones iniciales reales. Esta opción fue considerada en este caso, ya que, al momento de ingresar el archivo de viento al modelo, se introduce una rampa de valores que corresponden a 10 hrs. de simulación, un total de 60 datos, con la intención de que

los datos de viento medidos no entren de forma brusca en la simulación. Por lo tanto, se tienen 327 datos (267 datos reales y 60 de rampa) que corresponden a un total de 54.5 hrs. (Fig. 5.3).

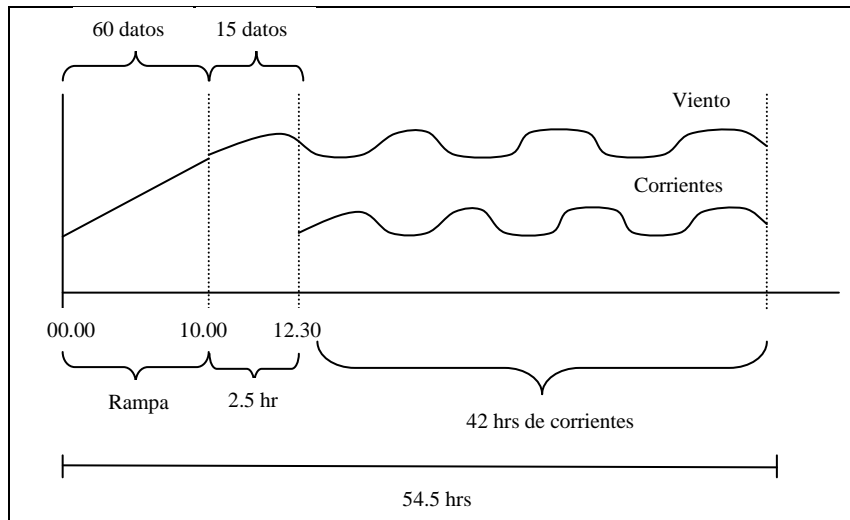


Figura 5.3. Representación de la rampa de calentamiento para el modelo ROMS.

El archivo de viento que se utiliza en la simulación se obtiene de la estación meteorológica utilizada en la campaña de muestreo Gandía IV, registrando dirección e intensidad del viento en 44.5 horas de datos, con una frecuencia de muestreo de un dato cada 10 minutos (Fig. 5.4). En total, se cuenta con 267 datos.

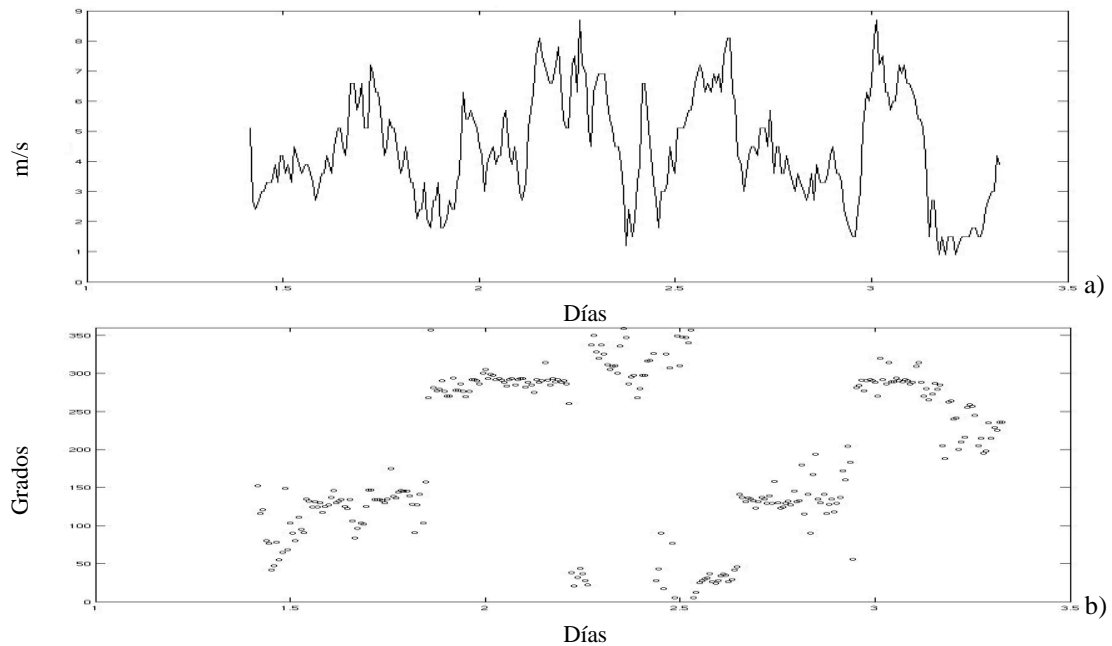


Figura 5.4. Datos de la velocidad (a) y dirección (b) del viento para la campaña Gandía IV.

En las figuras 5.5, 5.6, 5.7 y 5.8 respectivamente, se representa la velocidad y dirección de las corrientes en 4 profundidades distintas (1.3, 2, 5 y 10 m de profundidad) tomadas a lo largo de la columna de agua, siendo estas utilizadas en las diferentes simulaciones.

Los valores de contorno que se consideran en la simulación están en función de la corriente de mesoescala que hay en el Mediterráneo, que en la costa valenciana se presenta paralela a la costa.

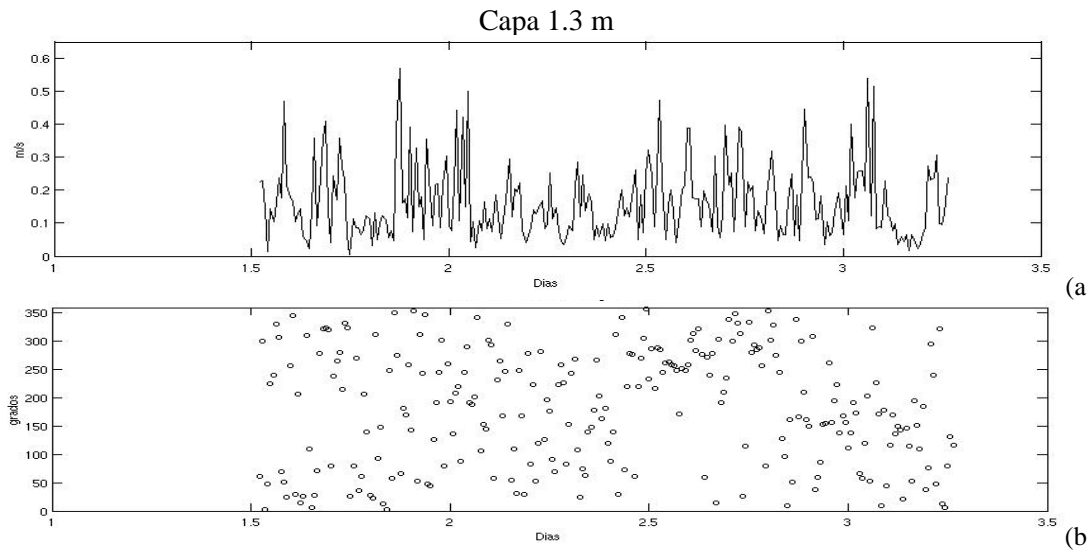


Figura 5.5. Representación de la velocidad (a) y dirección (b) de las corrientes para la capa cercana a la superficie en la campaña Gandía IV.

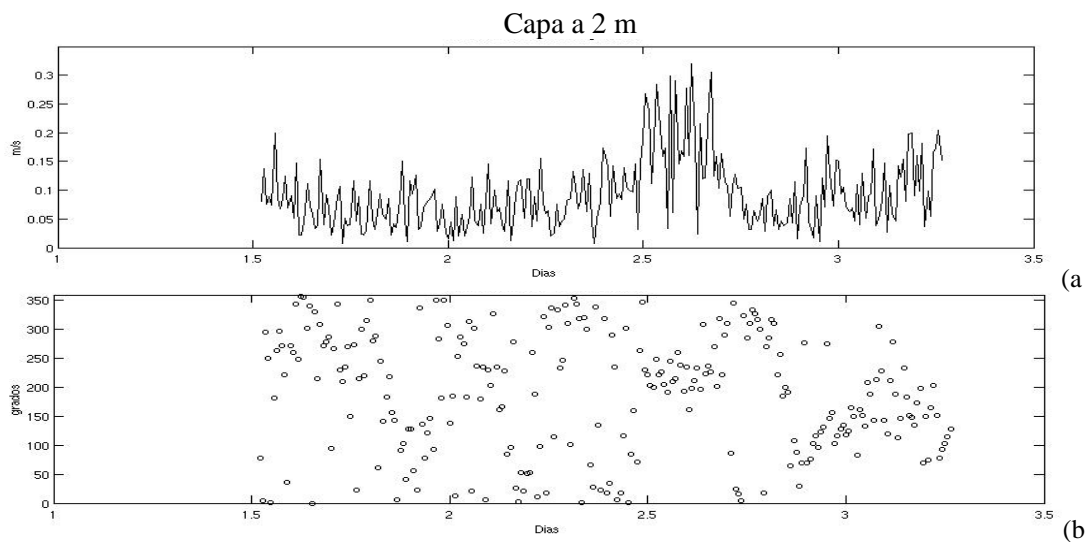


Figura 5.6. Representación de la velocidad (a) y dirección (b) de las corrientes a 2 m de profundidad en la campaña Gandía IV.

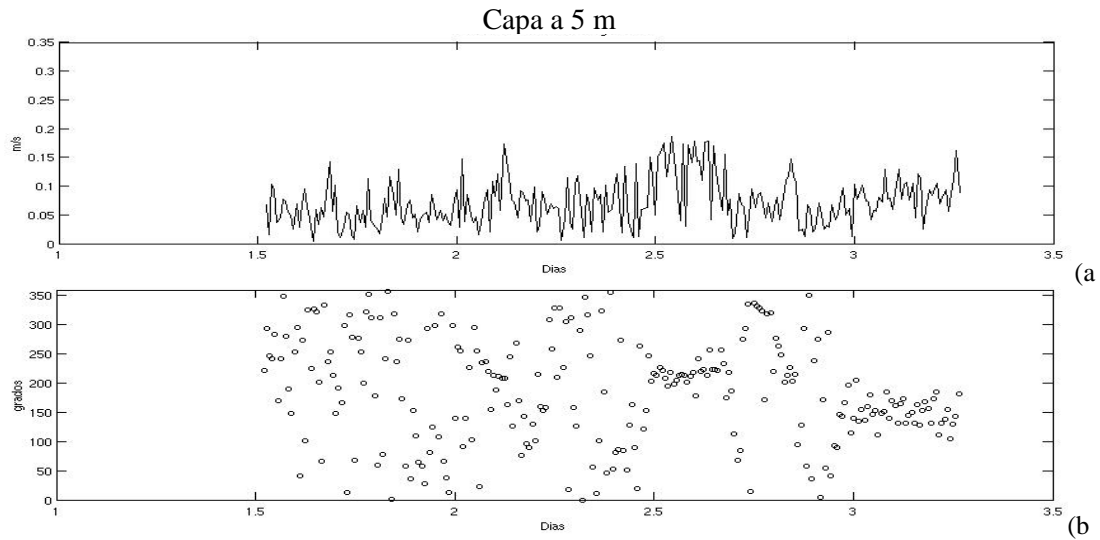


Figura 5.7. Representación de la velocidad (a) y dirección (b) de las corrientes a 5 m de profundidad en la campaña Gandía IV.

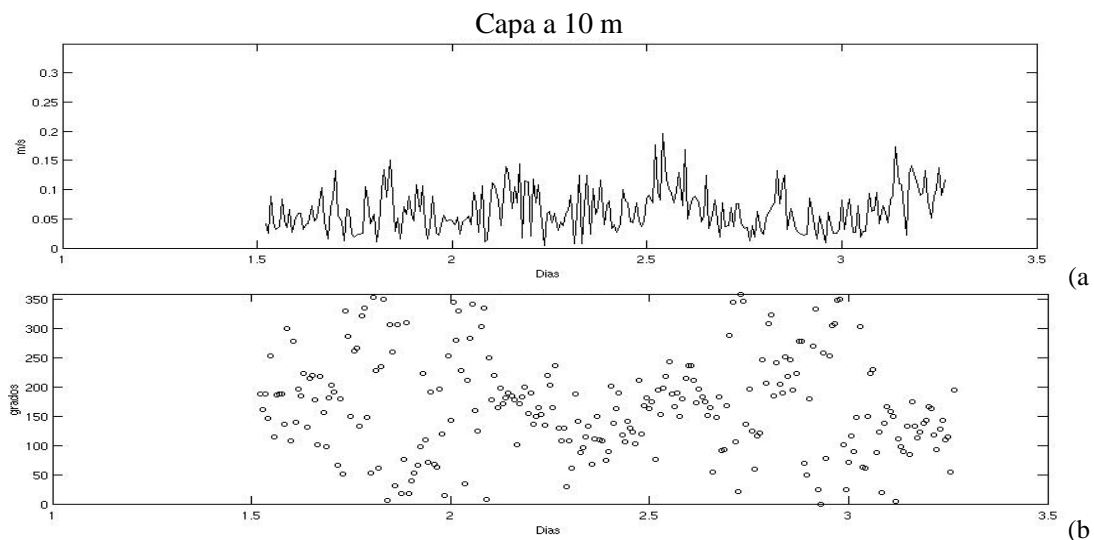


Figura 5.8. Representación de la velocidad (a) y dirección (b) de las corrientes para la capa de 10 m en la campaña Gandía IV.

5.1.3 Resultados de la simulación con ROMS

Al finalizar la simulación se comparan los resultados numéricos con los datos medidos de la velocidad de las corrientes y se observa que, en la capa superficial, el ajuste de estos datos no es muy bueno, con lo cual se puede pensar que en la superficie existen procesos que el modelo no puede reproducir.

Debido a la posición del correntímetro respecto al emisario, existe la posibilidad de que la hidrodinámica local medida en la superficie pueda estar fuertemente influenciada por la descarga del emisario, siendo necesario incorporar esta descarga al

modelado. De esta manera, se realiza una simulación intentando reproducir la capa superficial con una densidad menor, considerando, de esta manera, la influencia del efluente.

En esta nueva simulación se considera que la densidad en la capa superficial es diferente al resto del dominio y que al llegar a la superficie, puede estar siendo arrastrada por el viento. Los valores de salinidad que se analizaron en la simulación fueron los determinados para la estación H1, la cual corresponde a la estación localizada sobre la salida del emisario y el punto donde se ha colocado el correntímetro (Fig. 5.9). Esta estación no tuvo medidas de temperatura por no contar con el equipo en el momento del muestro, por lo tanto, se usaron los valores que se determinaron en el muestreo de un día anterior.

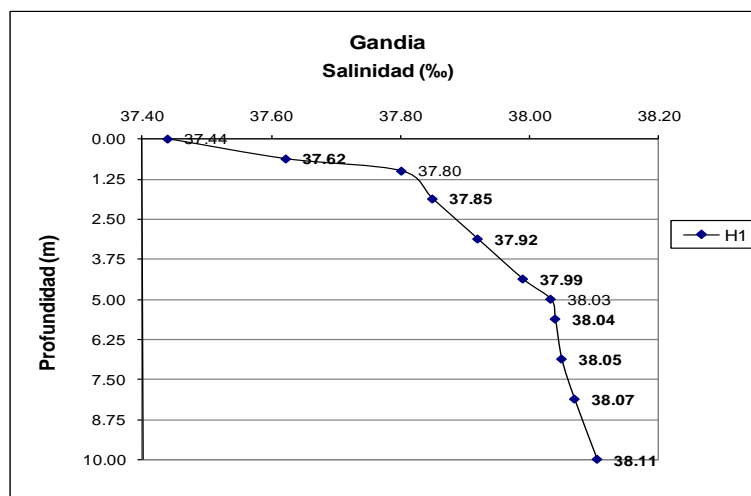


Figura 5.9. Valores de salinidad determinados en la estación H1 en la campaña Gandía IV.

En los resultados obtenidos de esta simulación se observa que el modelo reproduce el orden de magnitud de las velocidades de corrientes, excepto en la capa superior, con corrientes de 50 cm/s que son consideradas poco realistas (Fig. 5.10). Esto puede deberse a que los ADCP, en las capas cercanas a la superficie, suelen dar resultados erróneos, y en este caso, la capa a 1.3 m de profundidad está cerca del límite de fiabilidad del ADCP.

En las figuras 5.11, 5.12 y 5.13 respectivamente, se observan los resultados de la velocidad y dirección de las corrientes medidas en comparación con los datos simulados para las diferentes profundidades.

Otra probable explicación surge al observar los datos de viento (Fig. 5.4), en los cuales se aprecia que éstos siguen un patrón de brisas marinas, con dos direcciones predominantes N-NW y SE aproximadamente y que se intercambia cada medio día, es decir, con una frecuencia semidiurna.

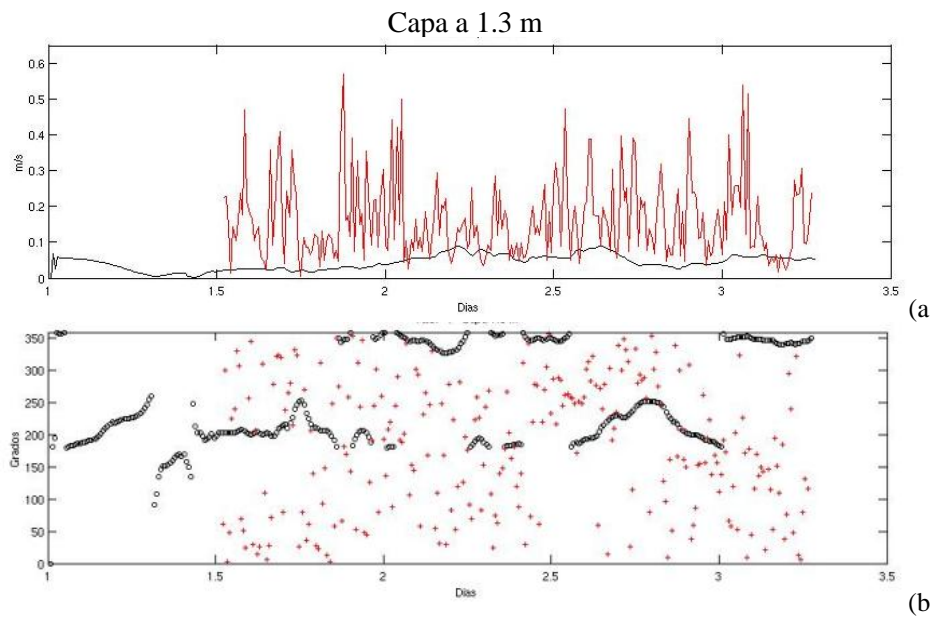


Figura 5.10. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados simulados (negro) en la campaña Gandía IV.

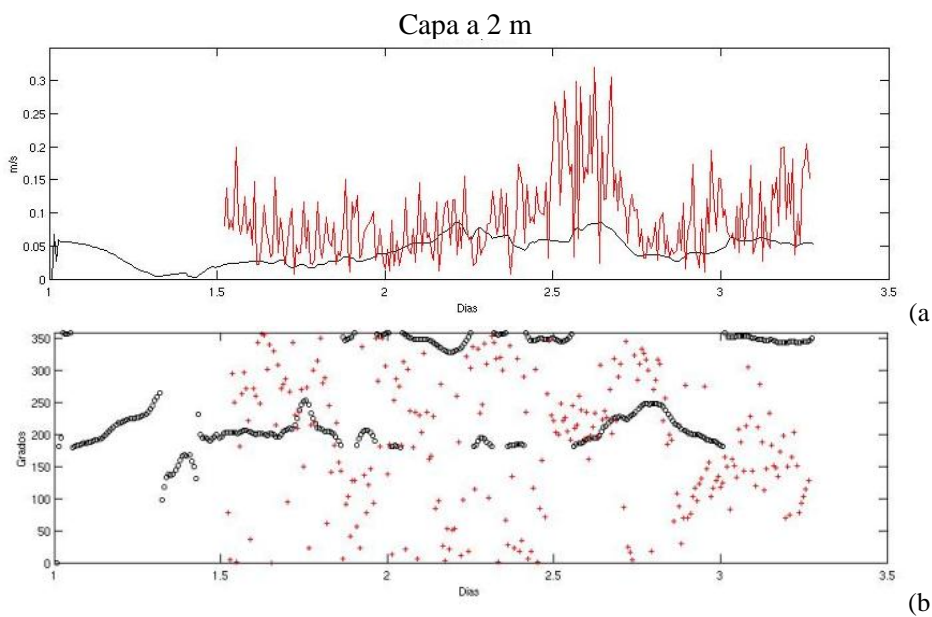


Figura 5.11. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados simulados (negro) en la campaña Gandía IV.

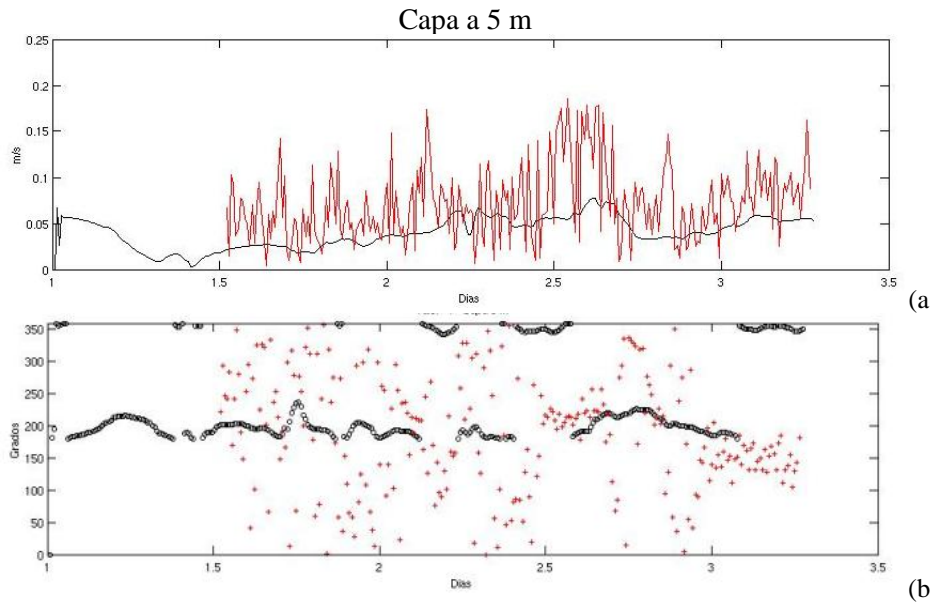


Figura 5.12. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados simulados (negro) en la campaña Gandía IV.

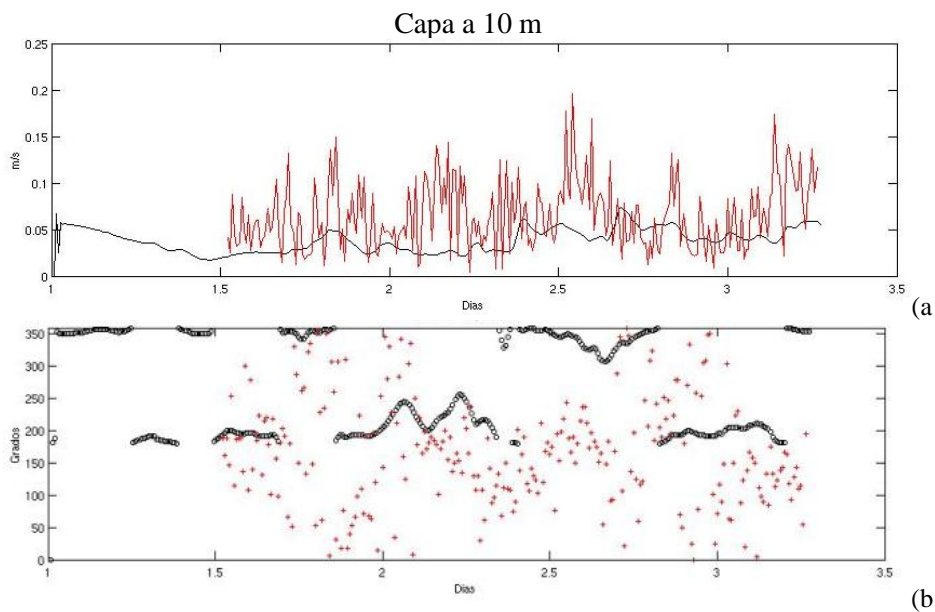


Figura 5.13. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados simulados (negro) en la campaña Gandía IV.

Por el contrario, en los patrones de las direcciones de corrientes (Fig. 5.5), medidas por el ADCP, se observan oscilaciones muy fuertes que cambian de dirección unas 20 veces o más cada medio día, con lo cual su frecuencia es mayor, sugiriendo la presencia de algún otro mecanismo como descarga del emisario, olas, ondas largas, etc., que estén generando esta variación en la dirección de las corrientes y que no está contemplado en el modelo. Por lo tanto, el régimen de vientos difícilmente podrá reproducir los cambios bruscos de dirección que muestran las corrientes, por lo que,

para eliminar esta contribución y poder comparar los resultados de la simulación con los datos reales, se realiza un filtrado de los valores correspondientes a frecuencias mayores que la del viento, para así obtener únicamente la contribución real del viento.

El filtrado de los datos se realiza aplicando un filtro Butterworth de orden 3 a la serie de datos contenida en x , con la intención de eliminar las frecuencias altas y mantener la contribución de las frecuencias más bajas. La separación entre frecuencias altas y bajas viene dada por la frecuencia de corte (f_c) considerada como $1/\text{periodo de corte}$, en días, mientras que la frecuencia de muestreo está dada por la separación en minutos entre datos de la serie (dt). El resultado, será una serie temporal más suavizada.

Inicialmente, la frecuencia de corte que se utilizó fue de $f_c=1/0.1$, eliminando de esta forma la contribución de fenómenos de periodo inferior a 2.4 horas (la frecuencia de muestreo fue de 10 minutos). Posteriormente, se compararon estos datos filtrados con los obtenidos en la simulación del ROMS, tanto para " u " como para " v " en cada capa. Sin embargo, las oscilaciones en los datos tienen un periodo de unos 0.025 días (36' que corresponden a unas 20 oscilaciones cada medio día), por lo que, al filtrar todo lo que tiene periodos inferiores a 0.1, se despreciaba gran cantidad de información. Por lo tanto, se realizó un nuevo filtrado utilizando una frecuencia de corte de $1/0.025$, para conseguir un mejor ajuste de la serie de datos modelados con los datos medidos.

Los resultados obtenidos siguen representando mejor las capas en el fondo (Fig. 5.14, 5.15, 5.16 y 5.17 respectivamente). Por lo tanto, en base a lo que sí se puede comparar, se considera aceptable la simulación con un mejor ajuste en profundidad, suponiendo que cerca de la superficie hay mecanismos que se desconocen y por lo tanto no se pueden incorporar a la hora de configurar el modelo (pluma del emisario, viento distinto al medido en tierra, etc).

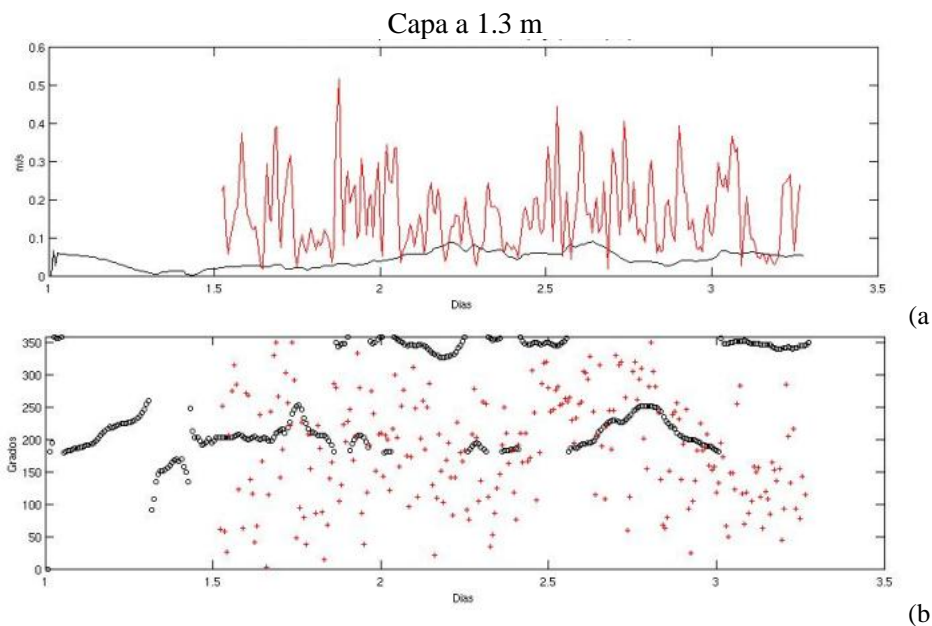


Figura 5.14. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados filtrados (negro) con una frecuencia de corte $f_c=1/0.02$.

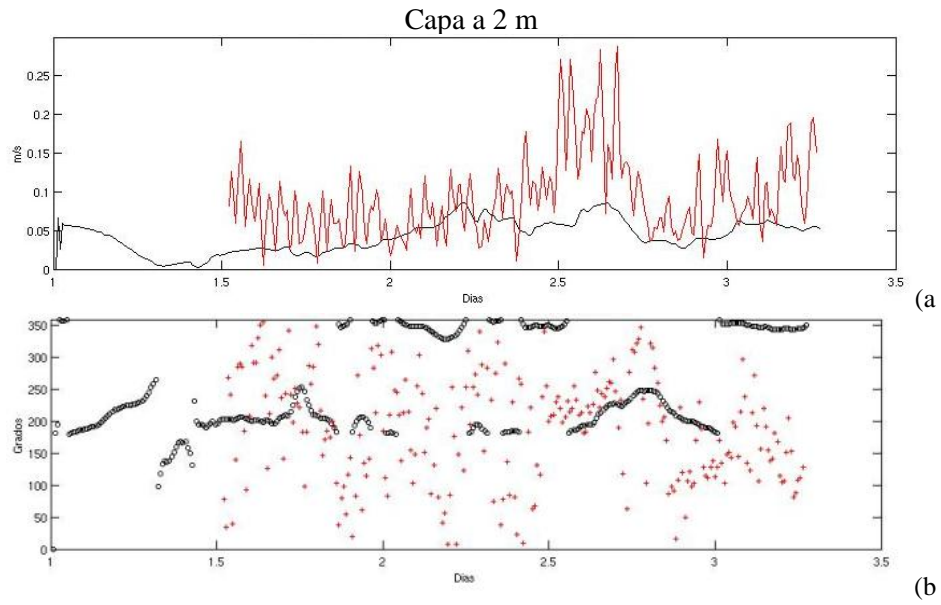


Figura 5.15. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados filtrados (negro) con una frecuencia de corte $f_c=1/0.02$.

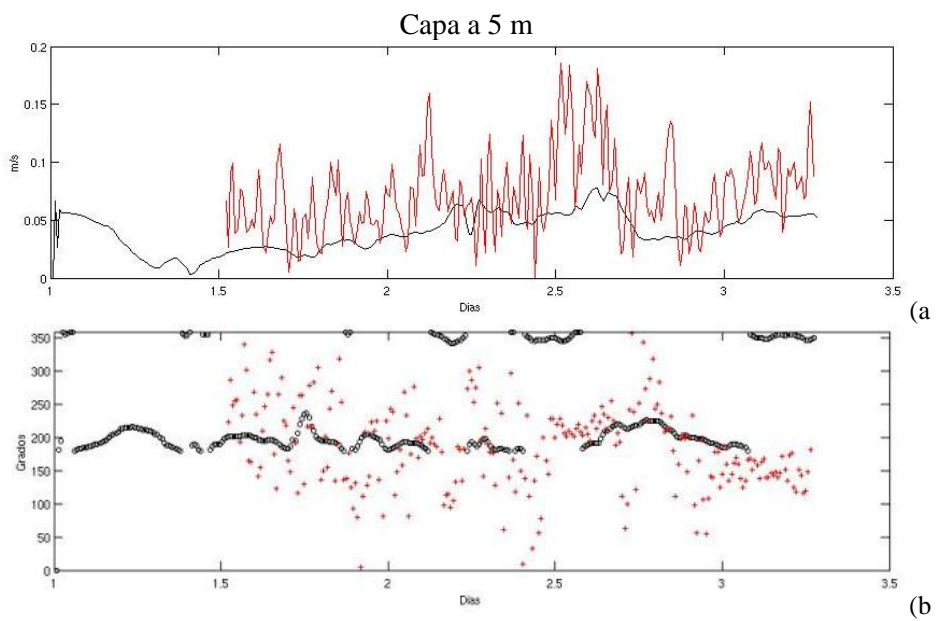


Figura 5.16. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados filtrados (negro) con una frecuencia de corte $f_c=1/0.02$.

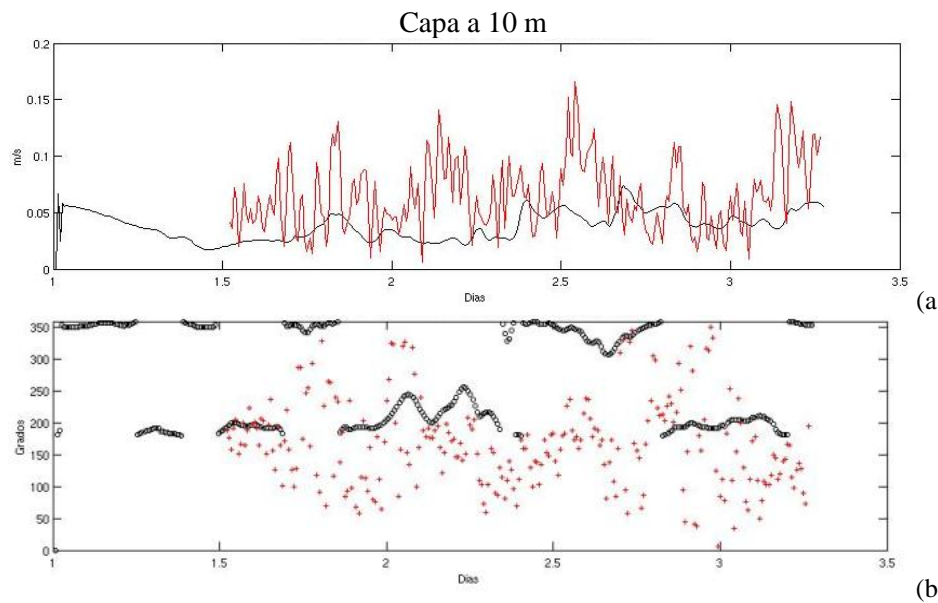


Figura 5.17. Representación de datos de campo (rojo) de la velocidad (a) y dirección (b) de la corriente vs. resultados filtrados (negro) con una frecuencia de corte $f_c=1/0.02$.

Una vez que la calibración se asume que es aceptable, independientemente de los resultados que se obtienen en la capa superficial que, como ya se mencionó anteriormente, puede deberse a que los ADCP suelen dar resultados poco fiables en un 10-15% en la parte superior de la columna de agua y que algunos fabricantes recomiendan no tener en cuenta estos resultados, se procede a seleccionar el mejor de los resultados del modelo ROMS a través de una “cuantificación del error”. Para esto, se calcula el valor absoluto de la diferencia entre valores medidos y modelados para cada instante de tiempo, se divide este valor por el valor medido y luego se suman los valores calculados en cada instante de tiempo, con la finalidad de obtener finalmente un solo valor para cada archivo.

Por último, se multiplica este valor por 100 para tener el error relativo de la simulación respecto de las medidas. Esto se realiza tanto para la velocidad como para el ángulo.

Una vez obtenido el archivo, se extraen las componentes de la velocidad en cada nodo de la malla, para cada instante de tiempo, y se escriben en un archivo de texto con las características necesarias para que el modelo LIMMIX pueda leerlo.

5.1.4 Componentes de velocidad para LIMMIX

Para extraer las componentes de la velocidad en cada nodo de la malla, para cada instante de tiempo, se ejecuta una rutina en el programa Matlab (*MATrix LABoratory*) que lee las corrientes (u , v , w) de un archivo *.nc proporcionado por el modelo ROMS y las escribe en una serie de archivos de columnas cuyo formato pueda leer el modelo LIMMIX.

Al ejecutar esta rutina, se guarda un archivo de diferentes columnas que corresponden a cada tiempo de resultados del ROMS, siendo nombrados estos archivos de salida como veloX.dat, donde X corresponde a un número de orden ascendente.

Una vez que se han obtenido los archivos de corrientes, se procede a preparar los datos de entrada del modelo LIMMIX, que como se mencionó anteriormente, consiste en dos módulos separados para simplificar la adquisición de resultados en la simulación. El primer módulo (transporte) calcula el transporte físico de una sustancia representado por un grupo de partículas discretas, mientras que el segundo módulo (graficado) es usado para representar la distribución final de las partículas dentro de los nodos de una malla computacional y determinar la distribución de la concentración.

5.1.5 Datos iniciales para LIMMIX

A través de un archivo director, llamado n01.dat, se ejecutan los datos iniciales del modelo, con parámetros que van desde la caracterización del dominio, la batimetría, el tipo de hidrodinámica o las características del vertido hasta datos numéricos como los pasos de tiempo necesarios y el tiempo total de simulación. Los datos del emisario y la descarga se definen en un archivo con extensión *.POS, mientras que en el archivo datafield.dat se establece un resumen de la simulación.

Una vez configurado el modelo es posible ejecutarlo, dando como resultado la posición de partículas en X, Y, Z. La posición de estas partículas es descrita en los archivos de resultados Part_X.res, donde X corresponde a un número ascendente y en función del valor del paso de tiempo el modelo introduce una partícula cada 0.1 seg. De esta manera, cada archivo Part describe la pluma en el instante de tiempo correspondiente y se tendrá un número de archivos de los cuales, el primero corresponderá al primer instante de tiempo y así consecutivamente (e.g., Part_1 corresponde a 360 seg. que son 6 min; Part_2 corresponde a 720 seg. que son 12 min; Part_10 serán 3600 seg. que correspondan a 60 min).

El primer caso a simular ha sido definido como Caso Base, el cual presenta las condiciones reales del emisario de Gandía con parámetros como una sola boca de salida, caudal de salida, profundidad del vertido, corrientes, etc., definidos específicamente con los datos fisicoquímicos de la campaña Gandía IV. Para ejecutar el modelo, se introducen los valores de la batimetría y los datos de la descarga para esta campaña en el archivo director, así como también, las características del emisario (un solo puerto difusor con 70 cm de diámetro a 17 m de profundidad). En caso de funcionar adecuadamente el caso base, se definirán una serie de simulaciones en las cuales se modificarán diferentes variables como el volumen del caudal de salida, el número de orificios de salida, el diámetro de los orificios, la profundidad del vertido, entre otras, con la finalidad de observar la influencia que aportan estas variables en la dispersión del vertido y en las dimensiones de la pluma. Los diferentes casos a simular se establecen en la tabla 5.2.

Tabla 5.2. Variación de variables para simular a partir del Caso Base.

Variabes	Caso Base con variación
Influencia en la profundidad del vertido	$h = 9 \text{ m}$ y $h = 25 \text{ m}$
Influencia en el número de difusores	$n = 10, 25$ y 40
Influencia en la separación entre los difusores	$s = 2.5, 5$ y 10 m
Influencia en el diámetro de los difusores	$d = 8, 12$ y 20 cm
Influencia en el caudal de salida	$Q = \text{superior a } 25\%$ y $Q = \text{inferior a } 25\%$
Influencia con la densidad del efluente	$\rho = \text{mayor en } 5\%$ y $\rho = \text{inferior en } 5\%$

5.1.6 Resultados de las simulaciones con LMMIX

Los primeros resultados de la simulación con el modelo LMMIX se obtienen en los archivos *.RES que se grafican de manera individual para observar la forma y evolución de la pluma en el tiempo, así como la dirección de la misma tomando en cuenta las corrientes que ocasionan su desplazamiento.

Al graficar el primer archivo de resultados, part_001.res, que se obtiene de la simulación del caso base, se observa el ascenso del efluente desde el fondo hasta la superficie y posteriormente es arrastrado por las corrientes en horizontal y difundido en vertical (Fig. 5.18a). Este mismo patrón de comportamiento puede observarse en el archivo part_005.res, obtenido a los 15 minutos de simulación, donde una mayor cantidad de partículas ha llegado a la superficie y están siendo desplazadas por las corrientes en horizontal (Fig. 5.18b). En esta estación de muestreo, las corrientes en superficie siguen una dirección NNE por lo que se observa el desplazamiento de la pluma en este sentido.

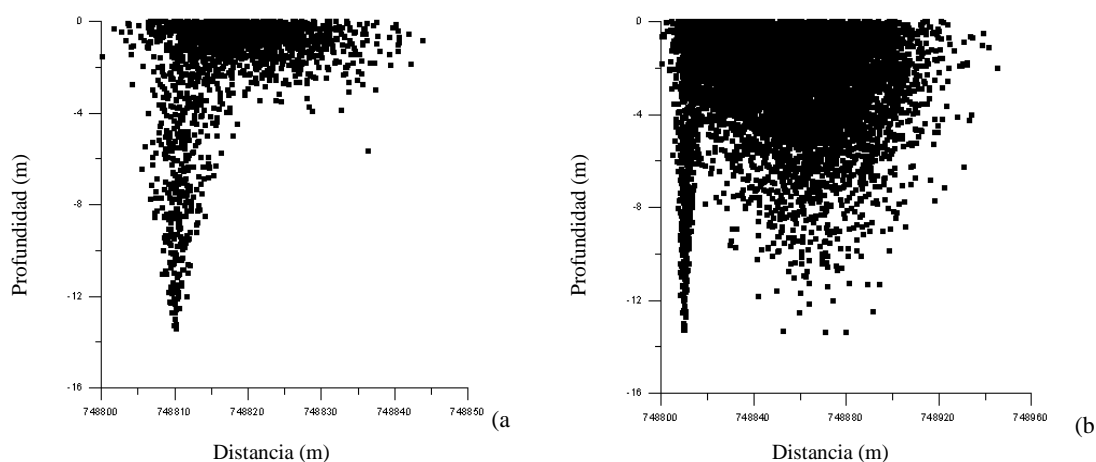


Figura 5.18. Resultados de la simulación del caso base al primer instante de tiempo (a) y a los 15 minutos de simulación (b).

En ambas figuras se puede observar una columna de partículas ascendentes hasta la superficie a lo largo de los sucesivos archivos Part*.res y como a medida que avanza el tiempo las partículas van ocupando progresivamente toda la columna de agua. Este comportamiento no se corresponde con el esperado, ya que el número de partículas que

se dispersa a lo largo de la columna de agua y fuera de la zona de mezcla es, aparentemente, excesivo.

Adicionalmente, se realizaron los cálculos de dilución inicial para el caso base con las expresiones de la norma española, los cuales dieron valores muy bajos debido a que no consideran la velocidad de la corriente ni la flotabilidad de la pluma, así como tampoco la tasa de decaimiento bacteriano. Sin embargo, resultan muy prácticas y sencillas, cuando no se dispone de suficiente información hidrográfica y oceanográfica. Los resultados obtenidos con estos cálculos se muestran en la tabla 5.3.

Tabla 5.3. Resultados del cálculo de dilución inicial obtenido con las expresiones de la norma española para los casos a simular.

Caso Base	10.89
Caso Base h=9 m	11.00
Caso Base h=25 m	17.21
Densidad 25% mayor	9.21
Densidad 25% Menor	16.41
Caudal 25% Menor	15.20
Caudal 25% Mayor	8.77
Caso con 10 Orificios	13.97
Caso con 25 Orificios	26.16
Caso con 25 Orificios y diámetro = 8 cm	19.79
Caso con 25 Orificios y separación = 10 m	59.30

5.1.7 Comparación de los resultados del modelo con formulaciones analíticas

En virtud de que los resultados obtenidos en el cálculo de la dilución inicial con las expresiones de la norma española arrojan valores muy bajos en los diferentes casos a simular, y que estos cálculos no consideran la velocidad de la corriente ni la flotabilidad de la pluma, se realizó una comparación de los resultados obtenidos con la simulación en el modelo LIMMIX con unas ecuaciones analíticas propuestas por Mukhtasor et al. (2002) para realizar el cálculo de la dilución inicial.

En este artículo se deriva una ecuación para calcular la dilución inicial y se compara con las ecuaciones de Lee y Cheung (1991) y Huang et al. (1998), con la finalidad de encontrar una herramienta que permita establecer la dilución inicial de una pluma de descarga de agua residual incluyendo el efecto de las corrientes en el campo cercano. En el cálculo realizado con estas ecuaciones se consideran 3 valores de corrientes a 3 profundidades distintas, superficie (U_s), intermedia (U_m) y fondo (U_f), y se ejemplifica un caso con características similares a las del caso base de este trabajo, con una sola boca de salida, obteniendo diluciones entre 130:1 y 140:1 dependiendo de la ecuación utilizada.

En las ecuaciones de Lee y Cheung (1991) se considera la flotabilidad de la descarga de agua residual, estableciendo una relación entre la flotabilidad dominada en el campo cercano (BDNF) y otra en el campo lejano (BDFF).

$$(BDNF) \quad \frac{SQ}{Ul_b^2} = c_1 \left(\frac{z}{l_b} \right)^{5/3} \quad \text{Cuando } \left(\frac{z}{l_b} \ll 1 \right) \quad (5.1)$$

$$(BDFF) \quad \frac{SQ}{Ul_b^2} = c_2 \left(\frac{z}{l_b} \right)^2 \quad \text{Cuando } \left(\frac{z}{l_b} \gg 1 \right) \quad (5.2)$$

donde:

$C_1 = 0.1$ coeficiente experimental para el campo cercano (BDNF)

$C_2 = 0.51$ coeficiente experimental para el campo lejano (BDFF)

S = dilución inicial

Q = caudal

u = velocidad de las corrientes

z = altura de la pluma

l_b = distancia vertical influenciada por las corrientes

Por otro lado, Huang et al. (1998) proponen una ecuación para el cálculo de la dilución en la parte central de la pluma, utilizando los coeficientes de Lee y Cheung para determinar 4 constantes (a, b, c, d) en la ecuación:

$$\frac{SQ}{Uz^2} = a \left(\frac{z}{l_b} \right)^{-1/3} + \frac{b}{1 + c \left(\frac{z}{l_b} \right)^{-d}} \quad (5.3)$$

donde:

$a = 0.10$

$b = 0.51$

$c = 0.10$

$d = 2$

Para el cálculo de la dilución en el caso base con una sola boca de salida que se desarrolla en este trabajo, se tomaron los valores de corrientes para la campaña Gandía IV a las profundidades de 2, 5 y 10 m respectivamente. Para las corrientes a 10 m de profundidad se utilizó una velocidad (U_f) de 0.06 m/s, para 5 m una velocidad (U_m) de 0.07 m/s y para la profundidad de 2 m una velocidad (U_s) de 0.3 m/s.

Una vez realizados los cálculos se determinó la ecuación de Mukhtasor (5.4) como la más general, siendo la profundidad de 2 m la que presenta la mayor dilución en todos los casos.

$$\frac{SQ}{Uz^2} = 0.13 \left(\frac{z}{l_b} \right)^{-0.31} + 0.46 \exp \frac{-0.22}{\frac{z}{l_b}} \quad (5.4)$$

Los resultados para las diferentes ecuaciones aplicadas al caso base con una sola boca de salida se muestran en las tablas 5.4, 5.5 y 5.6 respectivamente.

Tabla 5.4. Resultados de las ecuaciones de **Lee and Cheung (1991)** para el caso base.

Ecuación (BDNF) para fondo (10 m)	Ecuación (BDNF) para intermedio (5 m)	Ecuación (BDFF) para superficie (2 m)
11.79	24.76	94.07

BDNF: flotabilidad en el campo cercano
BDFF: flotabilidad en el campo lejano

Tabla 5.5. Resultados de la ecuación de **Huang et al. (1998)** para el caso base.

Ecuación para fondo (10m)	Ecuación para intermedio (5m)	Ecuación para superficie (2m)
11.96	12.29	105.23

Tabla 5.6. Resultados de la ecuación de **Mukhtasor et al. (2002)** para el caso base.

Ecuación para fondo (10m)	Ecuación para intermedio (5m)	Ecuación para superficie (2m)
14.14	14.49	95.93

Siguiendo este mismo procedimiento, se calculó la dilución inicial para los diferentes casos a simular, descritos previamente, cuyos resultados se establecen en la tabla 5.7.

Tabla 5.7. Resultados del cálculo de la dilución inicial para los diferentes casos a simular.

Casos	Lee y Cheung			Huang et al.			Mukhtasor et al.		
	Uf	Um	Us	Uf	Um	Us	Uf	Um	Us
h = 9 m	4.08	8.57	26.36	4.09	4.12	29.82	4.82	4.87	26.73
h = 25 m	22.42	47.09	203.4	23.23	24.73	225.2	27.39	29.38	206.8
Q = 25% menor	14.35	30.13	126.3	14.77	15.55	140.2	17.42	18.42	128.5
Q = 25% mayor	10.01	21.04	73.69	10.10	10.26	82.90	11.94	12.11	75.13
$\rho = 25\%$ menor	28.47	59.80	94.07	28.47	28.48	68.44	32.08	32.43	73.68
$\rho = 25\%$ mayor	22.73	47.73	94.07	22.73	22.74	92.40	26.02	26.30	85.33

Con estos resultados se puede observar que los valores de dilución, de los casos en los que la profundidad del vertido es de 9 m, caudal del 25% mayor, densidad 25% mayor y una densidad 25% menor, son valores más bajos que los obtenidos en el caso base. Sin embargo, la relación entre ellas tiene sentido, ya que a mayor profundidad mayor dilución, a mayor caudal, menor dilución, etc.

Posteriormente, se determinó un volumen de integración de 50 x 60 x 60 para ejecutar el módulo LADCON del modelo y así calcular la concentración utilizando una sola partícula a la profundidad de 2 m, ya que esta profundidad fue elegida como eje de la pluma. Cuando se realiza el cálculo en LADCON se utiliza la posición de la partícula seleccionada, que en este caso es $z = -2.1013$; $x = 748815$; $y = 4320285$. El resultado obtenido es de 196.43.

Con este mismo volumen de integración se calcula la dilución para los diferentes casos a simular, cuyos resultados se indican en la tabla 5.8.

Tabla 5.8. Resultados del cálculo de dilución inicial con LADCON para los diferentes casos a simular con la profundidad de 2 m.

Casos	Resultados de la simulación
h = 9 m	118.53
h = 25 m	128.44
Q = 25% menor	147.31
Q = 25% mayor	94.60
ρ = 25% menor	158.40
ρ = 25% mayor	132.97

En estos resultados se puede observar que todas las diluciones son más bajas que la obtenida en el Caso Base (196.43) a pesar de que, al igual que con los cálculos analíticos, la relación entre ellas tiene sentido (e.g. a mayor profundidad mayor dilución, a mayor caudal menor dilución, etc).

Se realizaron también los cálculos con la profundidad intermedia de 5 m y con la ecuación de Mukhtasor el valor analítico para el Caso Base a esta profundidad es de 14.5. Al realizar los cálculos con el módulo LADCON se utiliza una partícula a la profundidad de 5 m, con la posición $z = -5.2203$; $x = 748811$; $y = 4320280$ y con el mismo volumen de integración que se usa para la profundidad de 2 m se obtiene un valor de 28.85.

Al calcular la dilución inicial para el resto de los casos se observa nuevamente que las diluciones obtenidas son menores a las del Caso Base, por ejemplo en el caso $h=9$ m el resultado fue de 5.14, aunque nuevamente se observa que llevan una relación de proporcionalidad entre ellos ya que a mayor profundidad mayor dilución, a mayor caudal menor dilución, etc. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 5.9.

Finalmente, los resultados de estas simulaciones reflejan que el modelo LIMMIX no es capaz de reproducir la zona del campo cercano en los diferentes casos a simular que se proponen en este trabajo, ya que los valores de dilución obtenidos son menores a los valores que se obtienen en el Caso Base. A pesar de mantener una relación de proporcionalidad entre ellos que sigue la lógica (e.g. a mayor profundidad, mayor dilución), al compararlos con el Caso Base esta relación lógica se pierde. Por consiguiente, si bien el modelo LIMMIX se ha utilizado con éxito en muchos casos para simular la dispersión de contaminantes en el campo lejano, es necesario introducir mejoras en el mismo para reproducir adecuadamente el campo cercano.

Tabla 5.9. Resultados del cálculo de dilución inicial con LADCON para los diferentes casos a simular con la profundidad a 5 m.

Casos	Resultados de la simulación
h = 9 m	5.14
h = 25 m	15.05
Q = 25% menor	23.92
Q = 25% mayor	18.79
ρ = 25% menor	25.01
ρ = 25% mayor	14.72

5.2 Modelado con Visual Plumes

Como se ha mencionado anteriormente, el modelado numérico está complementado por las medidas de campo que permiten su calibración y de las que depende su fiabilidad. Sin embargo, como se ha mostrado en el apartado anterior, hay situaciones en las que las ecuaciones en las que se basa el modelo, no pueden reproducir adecuadamente las observaciones para validarlo por lo que es necesario cambiar la estrategia de modelado.

Hoy en día, los modelos ambientales de libre difusión son considerados como una herramienta práctica y accesible capaz de simular el comportamiento de los contaminantes en distintas condiciones. En este caso en particular y atendiendo a mecanismos de dispersión y advección, se distingue el modelo Visual Plumes, utilizado en el diseño y estudio de los efectos causados por los vertidos al mar, a través de los emisarios submarinos, con el objetivo de minimizarlos.

En este trabajo, los modelos que se han utilizado hasta este momento, ROMS y LIMMIX, no han podido reproducir las observaciones en el campo cercano. Es por esto, que se incorpora el modelo Visual Plumes que será calibrado con los datos de campo obtenidos en los emisarios de Gandía y Cullera. Los datos del emisario de Pinedo no serán utilizados debido a que no se cuenta con perfiles de corrientes en la zona de vertido.

5.2.1 Calibración del modelo Visual Plumes

En lo que respecta a la calibración del modelo, se considera el ajuste de los datos numéricos con los datos de campo obtenidos de las campañas en los emisarios de Gandía y Cullera, específicamente las campañas Gandía IV y Cullera 6. Por lo tanto, a partir de las campañas a simular, se toman los parámetros físico-químicos, microbiológicos y los valores de corrientes necesarios para la simulación, con la finalidad de asegurar una dilución mayor de 100:1 en el momento en que la pluma alcanza la superficie.

Con respecto a la calidad del agua para zonas de baño, en el capítulo 2 de este trabajo, se habían considerado los valores que establece la Directiva de Consejo 76/160/CEE y el Real Decreto 734/1988, donde el valor guía y el valor obligatorio fueron establecidos para indicadores microbiológicos como bacterias coliformes (fecales y totales), estreptococos fecales, salmonella y enterovirus. Sin embargo, este Real Decreto ha sido derogado y los indicadores microbiológicos fueron cambiados. Ahora, los límites obligatorios para la calidad del agua son establecidos en el Real Decreto 1341/2007 para aguas de baño, considerando como indicadores a los Enterococos y la *Escherichia coli*, cuyos límites pueden observarse en la tabla 5.10.

Durante las campañas en el emisario de Gandía, la *Escherichia coli* no fue determinada, pero si se cuentan con datos de bacterias coliformes, fecales y totales, así como también con datos de enterococos. En el emisario de Cullera si se cuentan con valores de *Escherichia coli* en las campañas. En cada caso se harán las comparativas

con los datos disponibles. En las simulaciones se utilizará como referencia el T90, pues según el Servicio de Protección del Medio Ambiente (2007) y el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar (1993) se establece un valor fijo de T90 para *E. coli* en el Mediterráneo de 2 horas. Para el caso de los enterococos, Acevedo et al. (2005) refieren un T90 de 4.5 horas para estas bacterias.

Tabla 5.10. Objetivos de calidad para las aguas de baño (Fuente: Real Decreto 1341/2007)

	Calidad			Unidades
	Suficiente**	Buena*	Excelente*	
<i>Enterococos</i>	185	200	100	UFC o NMP/100 ml
<i>Escherichia coli</i>	500	500	250	UFC o NMP/100 ml
(*) Con arreglo a la evaluación del percentil 95.				
(**) Con arreglo a la evaluación del percentil 95.				

5.2.2 Simulación en el emisario de Gandía. Campaña Gandía IV

Las simulaciones en el emisario de Gandía serán realizadas en cuatro fases: el Caso Real, el Caso EPSAR, el Análisis de Sensibilidad y el Caso Optimizado. El Caso Real, con el cual se realiza la calibración del modelo, establece las condiciones reales del emisario en el momento de las campañas, un solo puerto difusor a una profundidad de 17 m, mientras que en el Caso EPSAR (figura 5.19), se realiza la simulación bajo las condiciones con las que la Entidad de Saneamiento de Aguas de Valencia pretende mejorar la dilución en el vertido del emisario, al considerar un tramo difusor con 25 puertos difusores. Las condiciones de cada uno de estos dos casos se establecen en la tabla 5.11.

Tabla 5.11. Condiciones del emisario de Gandía en los casos a simular.

	Caso Real	Caso EPSAR
Longitud del emisario (m)	2115	2192
Diámetro interior de la tubería (cm)	70	70
Profundidad del vertido (m)	17	17
Dirección (N-deg)	59	59
Ángulo con la vertical	0.134°	0.134°
Elevación del difusor (m)	0	0
Número de puertos difusores	1	25
Longitud del tramo difusor (m)	-----	77
Separación entre puertos difusores (m)	-----	2.5
Diámetro de los puertos difusores (cm)	-----	12

A continuación se efectúa un análisis de sensibilidad para distintos parámetros de diseño del emisario. Finalmente, en base al estudio de sensibilidad, se propone un diseño optimizado con el cual incrementar la dilución y, en consecuencia, minimizar la concentración de contaminantes.



Figura 5.19. Ficha Técnica del Emisario de Gandía para el Caso EPSAR.

5.2.2.1 Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión

Los parámetros fisicoquímicos que serán empleados para este caso corresponden a la campaña Gandía IV, específicamente en la estación H4 por ser la más cercana al emisario y presentar las concentraciones más altas de coliformes fecales. Los datos de velocidad y dirección de las corrientes fueron medidos durante las horas en que se llevó a cabo el muestreo. Es importante mencionar que esta campaña no cuenta con medidas de temperatura en el momento del muestreo. Sin embargo, para llevar a cabo las simulaciones se consideran los datos obtenidos del muestreo realizado un día anterior, en esa misma zona, asumiendo que no existen variaciones importantes (e.g. estratificación) en los perfiles de temperatura. Los datos ambientales se presentan en la tabla 5.12 para esta estación.

Tabla 5.12. Datos fisicoquímicos para el Caso Real.

Profundidad (m)	Dirección de la corriente (N-deg)	Velocidad de la corriente (cm/s)	Salinidad (psu)	Temperatura (°C)
0	15.95	55.82	37.5	15.78
0.5	29	30.76	37.7	15.78
1	120	17.74	37.8	15.78
5	32.68	9.39	38.1	15.74
10	334.4	8.1	38.1	15.36
15	288.7	6.24	38.1	15.36
18	228.3	3.73	38.1	15.36

Respecto a los datos fisicoquímicos del efluente que se emplean en la simulación, se consideran los datos de salinidad y temperatura proporcionados por las analíticas realizadas en la estación depuradora, siendo la conductividad promedio de 1.69 mS/cm y la temperatura media del efluente de 22.4°C (Olmos, 2010). El caudal

empleado para esta simulación ha sido proporcionado por la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana para las fechas en las que se realiza el muestreo, siendo de 0.450 m³/s. Finalmente, los parámetros microbiológicos en este caso serán los coliformes fecales con un T90 de 2 horas.

Es importante verificar que se cumplan los objetivos de calidad de las aguas de baño definiendo la zona a proteger, que en este caso es la zona de la playa. De esta manera, considerando que la instrucción de vertidos al mar (1993) establece una distancia de 200 m desde la costa hacia mar adentro como zona de baño, y considerando la longitud del emisario, se plantea como límite exterior de la zona de baño una distancia de 1915 m y un límite costero de 2115 m en el Caso Real. Este dato es introducido al modelo esperando obtener, en estas zonas, la menor concentración de bacterias patógenas que cumplan con los valores establecidos en la legislación.

Una vez introducidos los datos en las diferentes ventanas del modelo se obtienen los resultados de la simulación para el Caso Real, los cuales se observan en la tabla 5.13. La pluma alcanza la superficie aproximadamente a 6 m de distancia de la fuente (Fig. 5.20) en un tiempo de 43.22 segundos, teniendo en este punto un diámetro de 882.6 cm. La dilución que se alcanza en la superficie es de 40:1 (Fig. 5.21).

Por otro lado, en la figura 5.22 se observa que la pluma se mueve en dirección N-NE (35.75 grados), siendo ésta la dirección de las corrientes en superficie, con lo cual se comprueba que durante las horas en las que se llevó a cabo el muestreo la pluma se mueve por acción del campo de corrientes, como se había descrito en el capítulo 4.

Tabla 5.13. Resultados obtenidos en la simulación del Caso Real con coliformes fecales.

	Caso Real
Dirección de la pluma	N-NE (35.75 grados)
Distancia en que llega a la superficie (m)	6
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	43.22
Diámetro en la superficie (cm)	882.6
Dilución media de la pluma	40.26
Concentración de Coliformes Fecales (UFC/100 ml)	9000
Número de Froude	2.58
Velocidad del efluente (m/s)	1.16

Como bien se sabe, el número de Froude proporciona información sobre la relación entre el momentum y la flotabilidad de una descarga. Si este valor es menor a 1 domina la flotabilidad y se introduce agua en el difusor, pero si este valor es mucho mayor a 1 (entre 10 y 100) entonces domina el momentum. Para esta simulación el número de Froude alcanzado es de 2.58 siendo mayor que 1, dominando el momentum y no permitiendo la introducción de agua en el difusor. La velocidad de salida del efluente en este caso es de 1.16 m/s, siendo superior al rango que establece la instrucción de vertidos al mar (0.6-0.8 m/s) para evitar la sedimentación de los sólidos en el interior del difusor y ocasionar una obstrucción en el mismo.

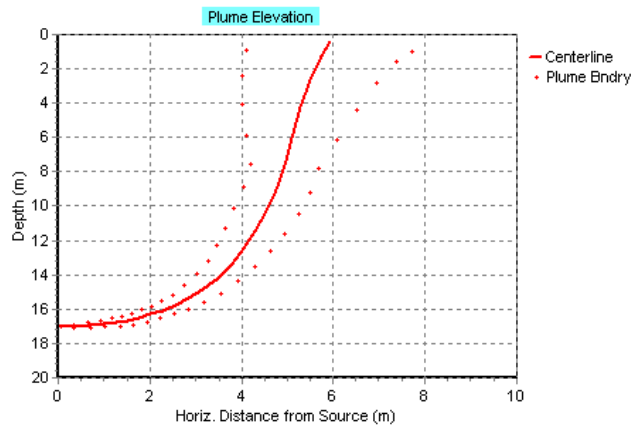


Figura 5.20. Elevación de la pluma para la simulación del Caso Real.

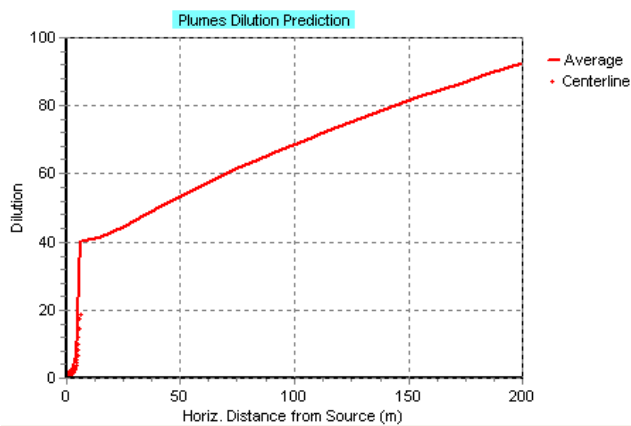


Figura 5.21. Dilución de la pluma al alcanzar la superficie para la simulación del Caso Real.

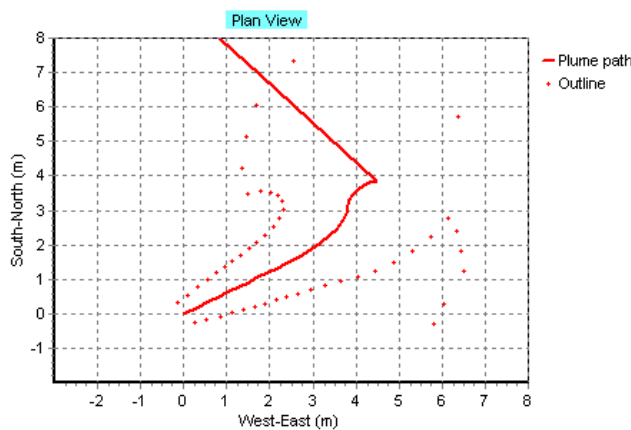


Figura 5.22. Dirección de la pluma en la simulación del Caso Real.

Con respecto a la concentración de coliformes fecales, los resultados obtenidos de la simulación revelan que en la superficie la concentración es de 9000 UFC/100 ml, siendo este valor similar a la concentración de coliformes fecales que fue obtenido en la superficie para la estación H4 de esta campaña. En el límite exterior de la zona de baño (1915 m) se presenta una concentración de coliformes fecales de 1.06×10^{-4} UFC/100 ml

después de recorrer la pluma 14.2 horas. Por lo tanto, esta concentración de coliformes es más baja que los valores establecidos por la normativa para calidad de las aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

Por otro lado, en la orilla de la playa (2115 m), que se alcanza a las 15.7 horas, la concentración de coliformes fecales es de 1.82×10^{-5} UFC/100 ml. En esta zona, la concentración de coliformes es más baja que en el límite offshore, como era de esperar. De esta manera, en ambas zonas, la concentración de esta bacteria tiene valores más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de las aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

La simulación del Caso Real utilizando como parámetros microbiológicos a los enterococos fue realizada considerando los mismos datos que se usaron para los coliformes fecales, utilizando en este caso un T90 de 4.7 horas. Los resultados obtenidos de la simulación sólo varían en la concentración de enterococos, ya que la pluma, al alcanzar la superficie, presenta una concentración de 280 UFC/100 ml, siendo similar al obtenido en la superficie para la estación H4 de esta campaña. En el límite exterior de la zona de baño, la concentración de enterococos es de 4×10^{-2} UFC/100 ml, mientras que en la orilla de la playa la concentración es de 1.84×10^{-2} UFC/100 ml. Ambos valores son más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de aguas de baño, cumpliendo así con la reglamentación.

5.2.2.2 Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión

Para llevar a cabo esta simulación se incluye en las condiciones iniciales del emisario la presencia de un tramo difusor de 77 m de largo con 25 puertos difusores que tienen un diámetro de 12 cm cada uno y una separación entre ellos de 2.5 m, con la finalidad de obtener una mayor dilución en la superficie. Para esta simulación, la longitud del emisario es de 2192 m. Los parámetros físicoquímicos y microbiológicos serán los mismos que se utilizaron para el Caso Real.

Los resultados obtenidos en la simulación se presentan en la tabla 5.14. La pluma alcanza la superficie después de recorrer aproximadamente 3.5 m en horizontal (Fig. 5.23) en un tiempo de 79.18 segundos y alcanzando un diámetro de 452.8 cm. La dilución que se logra en la superficie es de 108.6, siendo mayor que la del Caso Real (Fig. 5.24). El número de Froude para esta simulación es de 8.49, siendo mayor que 1, por lo que no permite la introducción de agua en los difusores, teniendo el efluente una velocidad de salida de 1.59 m/s.

En esta simulación, la concentración de coliformes fecales en la superficie es de 3297.9 UFC/100 ml, siendo menor que la obtenida en el Caso Real, mientras que en el límite exterior de la zona de baño (1992 m) la concentración de coliformes fecales es más baja, obteniendo un valor de 3.48×10^{-5} UFC/100 ml. Para la zona de la orilla (2192 m), la concentración de coliformes fecales es de 5.98×10^{-6} UFC/100 ml. Nuevamente, la concentración de bacterias en la orilla de la playa es más baja que en el límite offshore. Por lo tanto, de modo similar al Caso Real, ambas concentraciones presentan valores más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de las aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

Para la simulación del Caso EPSAR utilizando como parámetros microbiológicos a los enterococos se consideran los mismos datos que se usaron para los coliformes fecales, utilizando un T90 de 4.7 horas. En este caso, la pluma alcanza la superficie con una concentración de 101.8 UFC/100 ml de éstas bacterias, mientras que en el límite offshore la concentración es de 1.92×10^{-2} UFC/100 ml. Por otro lado, en la zona de la orilla la concentración de enterococos es de 8.82×10^{-3} UFC/100 ml. Las concentraciones obtenidas tanto en el límite offshore como en el límite costero son valores más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

Tabla 5.14. Resultados obtenidos en la simulación del Caso EPSAR con coliformes fecales.

	Caso EPSAR
Dirección de la pluma	24.38 grados
Distancia en que llega a la superficie (m)	3.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	79.18
Diámetro en la superficie (cm)	452.8
Dilución media de la pluma	108.6
Concentración de Coliformes Fecales (UFC/100 ml)	3297.9
Número de Froude	8.49
Velocidad del efluente (m/s)	1.59

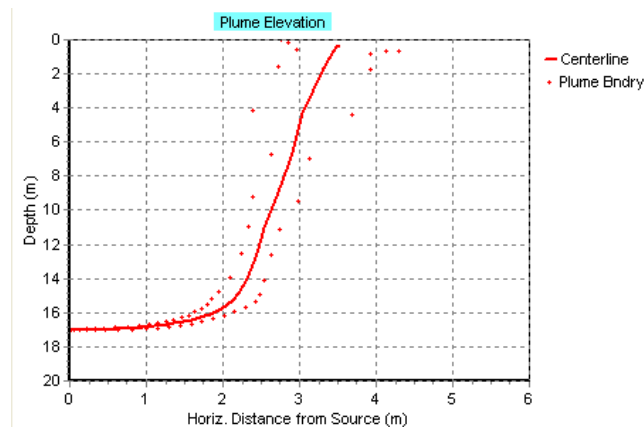


Figura 5.23. Elevación de la pluma para la simulación del Caso EPSAR.

5.2.2.3 Análisis de sensibilidad de distintos parámetros. Emisario de Gandía.

Realizando un análisis de sensibilidad con el modelo Visual Plumes, se definen una serie de simulaciones en las que serán modificadas las siguientes variables: a) el número de puertos difusores; b) la separación entre los difusores; c) el diámetro de los difusores; d) el volumen del caudal; e) la profundidad del vertido. Todas serán graficadas en función de la dilución con la finalidad de obtener la máxima dilución y optimizar el vertido del emisario submarino de Gandía.

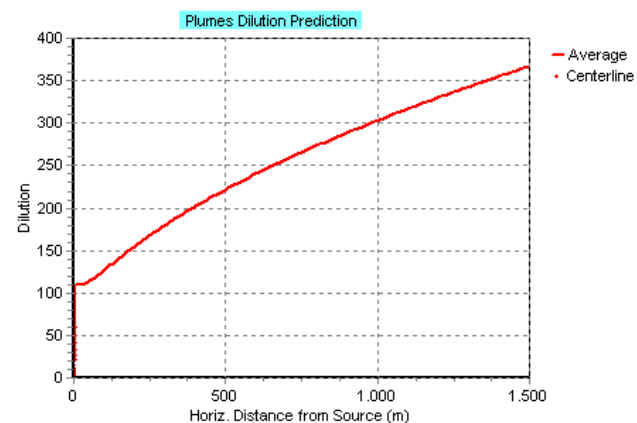


Figura 5.24. Dilución de la pluma en la superficie para la simulación del Caso EPSAR.

Las primeras simulaciones se llevan a cabo con los datos del emisario de Gandía, variando el número de puertos difusores en función de la dilución. Para esto se utilizan 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 orificios de salida para realizar el análisis. Para el caso con un solo orificio de salida se utilizan los datos del Caso Real, mientras que para las demás simulaciones se consideran los parámetros del Caso EPSAR, es decir, 25 difusores con 12 cm de diámetro para cada uno y una separación entre ellos de 2.5 m. Los resultados se observan en la tabla 5.15, mientras que en la figura 5.25 puede observarse que la relación entre la dilución y los difusores es directamente proporcional, ya que, a mayor número de difusores mayor será la dilución, pudiendo considerar que a partir de 10 puertos difusores ya se puede garantizar una dilución 100:1 en la superficie. Igualmente, puede observarse que la concentración de coliformes fecales disminuye a medida que aumenta la dilución ya que ésta se considera como el inverso de la concentración.

Tabla 5.15. Resultados de la simulación variando el número de puertos difusores.

	Número de puertos difusores								
	1	5	10	15	20	25	30	35	40
Distancia para llegar a la superficie (m)	6	17	9	6.5	4.5	3.5	2.5	2.5	2
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	43.2	77.0	78.4	78.7	78.3	79.1	81.1	85.2	88.7
Diámetro en la superficie (cm)	882	1265	924	646	538	452	445	429	460
Dilución media de la pluma	40	87	101	102	107	108	118	125	141
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	9000	4109	3530	3483	3332	3297	3021	2854	2530
Número de Froude	2.5	42.4	21.2	14.1	10.6	8.4	7.0	6.0	5.3
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.16	7.9	3.97	2.65	1.98	1.59	1.32	1.13	0.99

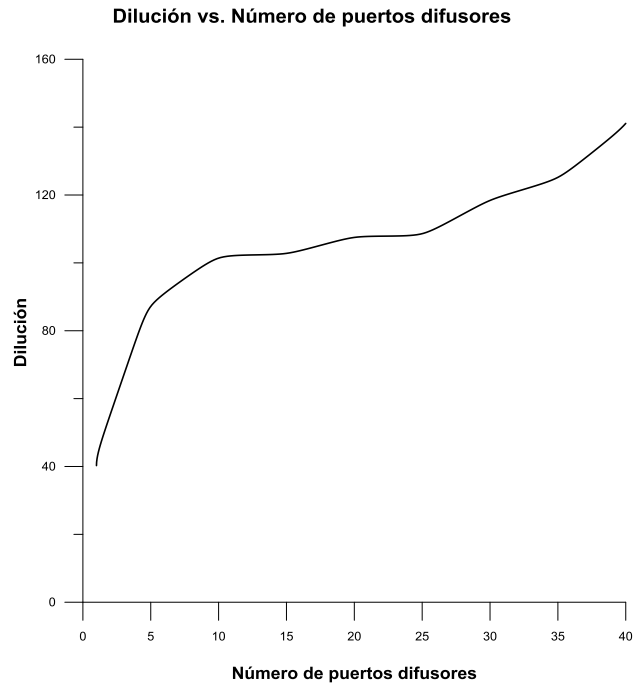


Figura 5.25. Dilución vs. Número de difusores.

El siguiente parámetro a modificar es la distancia entre los difusores. En este caso, se realiza una simulación variando la separación entre los difusores para tres condiciones distintas: i) un tramo difusor con 10 puertos difusores; ii) un tramo difusor con 25 puertos difusores que es similar al Caso EPSAR; y iii) un tramo difusor con 40 orificios de salida. El diámetro en todos los casos es de 12 cm, mientras que las medidas de separación que se aplican en las simulaciones son 1.5, 2, 2.5, 5 y 7.5 m. Los resultados para cada condición se muestran en las tablas 5.16, 5.17 y 5.18 respectivamente.

Tabla 5.16. Resultados de la simulación con 10 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	9.5	8.5	8.5	8	8
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	68.5	74.0	78.4	91.2	98.0
Diámetro en la superficie (cm)	946.9	944	924.1	760.6	793.5
Dilución media de la pluma	76.4	90.2	101.4	131.2	156.7
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	4696	3974	3530	2717	2271
Número de Froude	21.2	21.2	21.2	21.2	21.2
Velocidad de salida del efluente (m/s)	3.97	3.97	3.97	3.97	3.97

Tabla 5.17. Resultados de la simulación con 25 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	3.5	3.5	3.5	4	4.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	70.43	75.14	79.18	97.54	116.7
Diámetro en la superficie (cm)	527.1	486.1	452.8	511.6	685.2
Dilución media de la pluma	89.5	100.7	108.6	156	209.9
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	4010	3561	3297	2281	1685
Número de Froude	8.49	8.49	8.49	8.49	8.49
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.59	1.59	1.59	1.59	1.59

Tabla 5.18. Resultados de la simulación con 40 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	2.5	2.5	3	4.5	5.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	74.81	82.29	88.72	125.6	149.4
Diámetro en la superficie (cm)	413.1	423.1	460.3	696.7	1041.2
Dilución media de la pluma	100.5	119.3	141.1	237.5	302.4
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	3568	2998	2530	1484	1157
Número de Froude	5.30	5.30	5.30	5.30	5.30
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99

Como puede observarse en la figura 5.26, para las tres condiciones, hay un aumento de la dilución a medida que aumenta la separación entre los difusores, determinando que, con una separación de 2.5 m, en todos los casos, se alcanza una dilución 100:1 en la superficie.

El diámetro de los difusores es el siguiente parámetro a modificar, para lo cual se utilizan las mismas tres condiciones que en la simulación anterior, tramos difusores con 10, 25 y 40 puertos difusores, mientras que la separación entre ellos es de 2.5 m, que como ya se vio anteriormente asegura una dilución de 100:1 al llegar la pluma a la superficie.

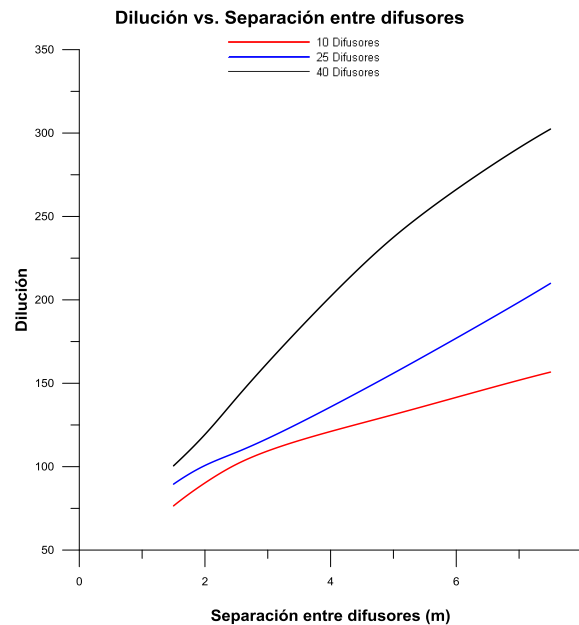


Figura 5.26. Dilución vs. Separación de los difusores con 10, 25 y 40 puertos difusores.

Es importante considerar que en la instrucción de vertidos al mar se establece que el diámetro de los difusores no debe ser inferior a 6 cm para evitar su obturación por incrustaciones. Por lo tanto, las medidas que se han considerado para estas simulaciones son 8, 12, 16, 20 y 24 cm.

Los resultados obtenidos para la simulación con 10 puertos difusores se presentan en la tabla 5.19, observando que, con un diámetro de 8 y 12 cm se alcanza una dilución de 129.7 y 101 en la superficie y que, a medida que el diámetro aumenta, la dilución disminuye. Para los coliformes fecales la menor concentración se registra con 8 cm de diámetro y aumenta a medida que aumenta el diámetro de los difusores. Esto puede relacionarse con la velocidad de salida del efluente ya que a mayor diámetro la velocidad disminuye. Por lo tanto, en este caso se puede determinar que 8 cm de diámetro es la medida óptima para alcanzar una mayor dilución y una menor concentración de coliformes fecales para este caso.

Para la simulación con 25 puertos difusores los resultados obtenidos se presentan en la tabla 5.20, en la cual se observa que con todos los diámetros se alcanza una dilución de 100:1 en la superficie. La relación entre el diámetro de los difusores y la dilución debería ser inversamente proporcional, es decir, a medida que aumentara el diámetro debería disminuir la dilución, aunque en el caso de 20 cm esta proporción no se cumple ya que presenta un ligero aumento en el valor de la dilución (Fig. 5.27). Este comportamiento puede deberse a que puede existir obstrucción en el difusor ya que la velocidad de salida del efluente es menor a 0.6 m/s, que es el valor recomendado por la instrucción de vertidos al mar para evitar que el interior del difusor se obstruya por sedimentación de sólidos en suspensión. La velocidad de salida para 24 cm también es menor al valor recomendado por la instrucción.

Nuevamente en este caso, la concentración de coliformes fecales es menor con 8 cm de diámetro y aumenta a medida que aumenta el diámetro de los difusores. Por lo tanto, se puede determinar que 8 cm de diámetro es la medida óptima para alcanzar una mayor dilución y una menor concentración de coliformes fecales para esta condición.

Tabla 5.19. Resultados de la simulación con 10 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)				
	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	14.5	9	5.5	4.5	3
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	92.68	78.46	69.4	62.72	58.01
Diámetro en la superficie (cm)	1234.7	924.1	664	558.7	503.1
Dilución media de la pluma	129.7	101.4	80.89	70.64	64.58
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	2748	3530	4440	5095	5582
Número de Froude	58.5	21.24	10.35	5.92	3.75
Velocidad de salida del efluente (m/s)	8.95	3.97	2.23	1.43	0.99

Tabla 5.20. Resultados de la simulación con 25 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)				
	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	6	3.5	3	2.5	2.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	94.5	79.18	73.9	72.65	73.06
Diámetro en la superficie (cm)	656.5	452.8	415.9	425.5	440.6
Dilución media de la pluma	142.5	108.6	100.7	101	103.4
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	2499	3297	3562	3552	3468
Número de Froude	23.41	8.49	4.13	2.36	1.50
Velocidad de salida del efluente (m/s)	3.58	1.59	0.89	0.57	0.39

Finalmente, para la simulación con 40 puertos difusores los resultados se presentan en la tabla 5.21. En esta simulación se observa que, de forma similar al caso anterior, con todos los diámetros se alcanza una dilución mayor a 100 en la superficie y que, a medida que el diámetro aumenta, la dilución es menor. Sin embargo, con 16, 20 y 24 cm ya puede producirse una obstrucción en el difusor, pues la velocidad de salida del efluente es menor a 0.6 m/s. En la figura 5.27 se observa este comportamiento con una

disminución en la dilución y posteriormente un aumento de la misma para los diámetros en cuestión.

Tabla 5.21. Resultados de la simulación con 40 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)				
	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	4	3	3	3.5	3.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	96.15	88.72	90.54	97.76	97.68
Diámetro en la superficie (cm)	474.9	460.3	480.9	580.4	587.3
Dilución media de la pluma	148	141.1	143.5	159.4	159.9
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	2405	2530	2485	2231	2225
Número de Froude	14.63	5.30	2.58	1.48	0.93
Velocidad de salida del efluente (m/s)	2.23	0.99	0.56	0.35	0.24

De modo similar a las condiciones anteriores, la concentración de coliformes fecales nuevamente es menor con 8 cm de diámetro, estableciendo como conclusión que ésta es la medida óptima en el diámetro de los difusores para alcanzar una mayor dilución y una menor concentración de coliformes fecales para todas las condiciones que fueron simuladas.

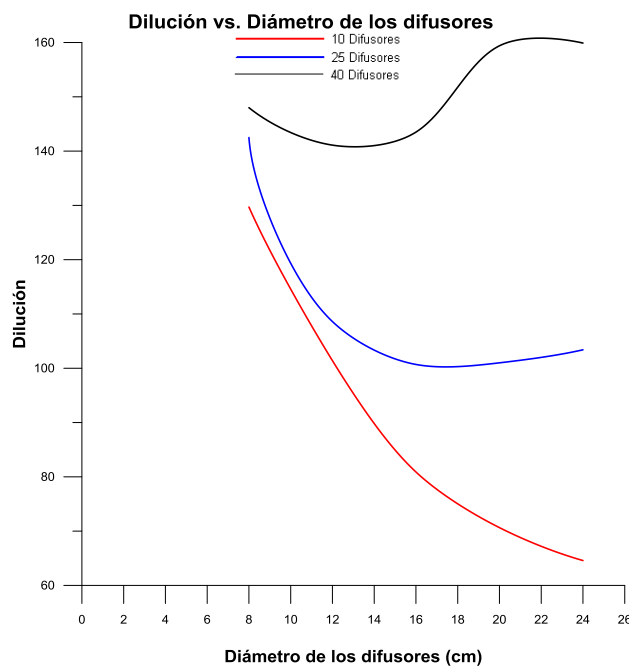


Figura 5.27. Dilución vs. Diámetro de los difusores con 10, 25 y 40 puertos difusores.

Con respecto al volumen del caudal, primero, se realizan dos simulaciones, una con un volumen de caudal 25% mayor ($0.56 \text{ m}^3/\text{s}$) al valor del Caso Real ($0.45 \text{ m}^3/\text{s}$) y la otra con un 25% menor ($0.34 \text{ m}^3/\text{s}$). Los resultados para ambas simulaciones se presentan en la tabla 5.22, en los cuales la dilución es mayor para un caudal 25% menor, y en consecuencia, para este volumen de caudal, la concentración de coliformes fecales es menor.

En la figura 5.28 se representa la elevación de la pluma y la dilución alcanzada en superficie para la simulación con un caudal 25% mayor, mientras que en la figura 5.29 se representa la elevación de la pluma y la dilución alcanzada para la simulación con un caudal 25% menor.

Después de realizar estas simulaciones se establecen dos condiciones para simular, un caso con 15 y otro con 25 puertos difusores a los que se les aplican los mismos datos de caudal que los casos anteriores. El diámetro de los difusores es de 12 cm y la separación entre ellos de 2.5 m que, como ya se determinó anteriormente, son valores que aseguran una dilución 100:1 en la superficie. Los resultados obtenidos se encuentran en la tabla 5.23 y se observa que, para ambos casos, se obtiene una dilución mayor a 100 en la superficie, aunque al aumentar el caudal la dilución disminuye (Fig. 5.30).

Tabla 5.22. Resultados obtenidos en las simulaciones con un volumen de caudal 25% mayor y 25% menor al Caso Real.

	$0.56 \text{ m}^3/\text{s}$	$0.34 \text{ m}^3/\text{s}$
Distancia en que llega a la superficie (m)	7	5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	41.75	45.42
Diámetro en la superficie (cm)	876.9	889.9
Dilución media de la pluma	35.33	47.69
Concentración de Colif. Fec. (UFC/100 ml)	10262.3	7591.3
Número de Froude	3.21	1.95
Velocidad del efluente (m/s)	1.45	0.88

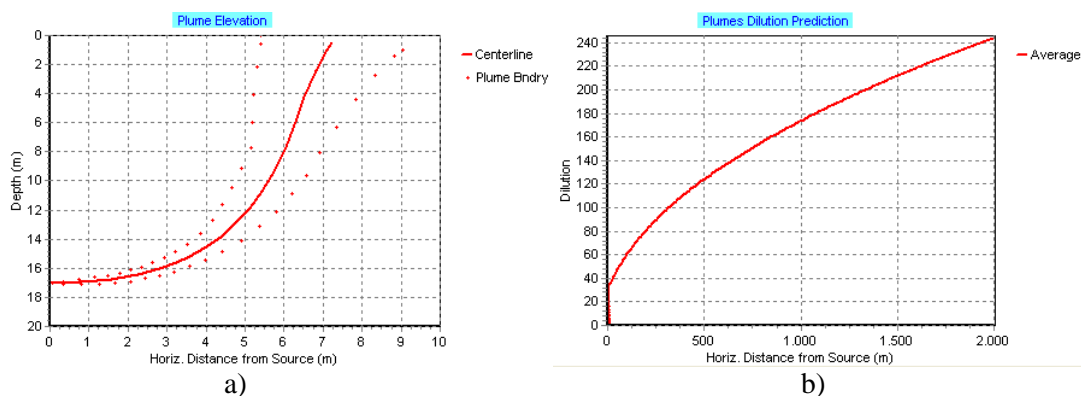


Figura 5.28. Elevación de la pluma y Dilución alcanzada en superficie para la simulación con un caudal 25% mayor.

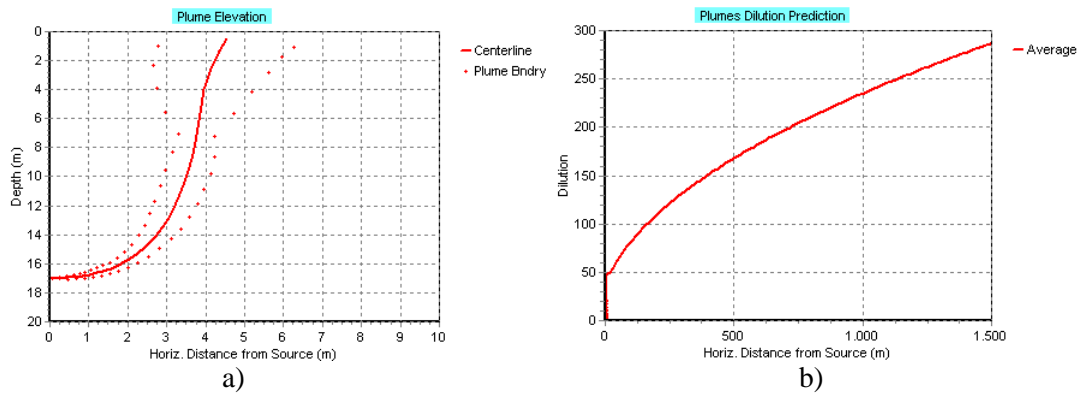


Figura 5.29. Elevación de la pluma y Dilución alcanzada en superficie para la simulación con un caudal 25% menor.

Tabla 5.23. Resultados obtenidos en las simulaciones con un volumen de caudal 25% mayor y 25% menor con 15 y 25 difusores.

	15 difusores			25 difusores		
	0.34 m ³ /s	0.45 m ³ /s	0.56 m ³ /s	0.34 m ³ /s	0.45 m ³ /s	0.56 m ³ /s
Distancia en que llega a la superficie (m)	4.5	5.5	7	3	3.5	4.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	79.18	78.76	78.56	84.64	79.1	77.54
Diámetro en la superficie (cm)	592.4	646	771.5	449.5	452.8	501.3
Dilución media de la pluma	112.8	102.8	100.9	126.3	108.6	103
Concentración de Colif. Fec. (UFC/100 ml)	3173	3483	3547	2829	3297	3476
Número de Froude	10.7	14.16	17.62	6.41	8.49	10.57
Velocidad del efluente (m/s)	2.00	2.65	3.30	1.20	1.5	1.98

La profundidad del vertido es el último parámetro que se considera en el análisis de sensibilidad del modelo para determinar la mejor dilución. En este caso, se realizan tres simulaciones bajo las mismas condiciones que en el caso anterior: una con los datos del Caso Real, uno con 15 difusores y otro con 25 puertos difusores a las siguientes profundidades cada uno: 9, 13, 17, 21, 25, 29 y 33 m. Los resultados de estas simulaciones se presentan en las tablas 5.24, 5.25 y 5.26 respectivamente.

Como puede observarse en la tabla 5.24, la dilución que se alcanza en la superficie, con un solo puerto difusor y con todas las profundidades simuladas, es menor que 100, y en la profundidad de 17 m, la existente en el Caso Real, de 40.12.

Sin embargo, a pesar de ser un solo difusor, la dilución aumenta a medida que aumenta la profundidad y, por ende, la concentración de coliformes fecales disminuye con el aumento de la dilución y la profundidad.

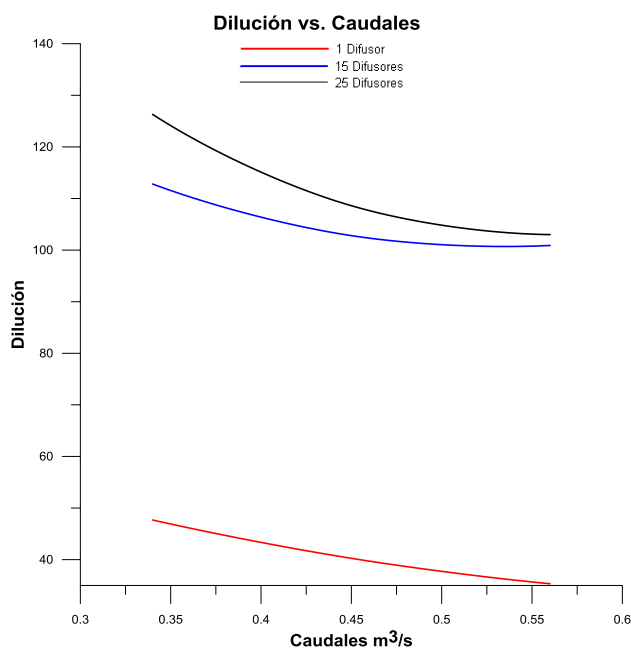


Figura 5.30. Dilución vs. Caudal con 1, 15 y 25 difusores.

Tabla 5.24. Resultados de la simulación del Caso Real con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)						
	9	13	17	21	25	29	33
Distancia para llegar a la superficie (m)	5	6	6	6	6	6	5.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	21.71	33.21	43.22	52.58	62.51	72.64	82.74
Diámetro en la superficie (cm)	511.3	717	882.6	1024	1167	1293	1395
Dilución media de la pluma	17.24	29.14	40.26	51.04	62.88	74.72	85.63
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	21187	12478	9000	7076	5725	4802	4176
Número de Froude	2.58	2.58	2.58	2.58	2.58	2.58	2.58
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16	1.16

Por otro lado, en la simulación que se realiza con 15 difusores a partir de 13 m de profundidad ya se obtiene una dilución en la superficie mayor a 100, mientras que la concentración de coliformes fecales disminuye con el aumento de la dilución. Finalmente, para el caso con 25 difusores, en todas las profundidades se alcanza una dilución mayor a 100 en la superficie, aunque también se observa que a las profundidades de 9, 13 y 17 m la dilución va disminuyendo para después volver a aumentar a los 21 m de profundidad y continuar aumentando hasta los 33 m (Fig. 5.31). Una explicación plausible para este comportamiento es que a pequeñas profundidades el uso de muchos difusores no es eficiente.

Tabla 5.25. Resultados de la simulación del caso con 15 puertos difusores con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)						
	9	13	17	21	25	29	33
Distancia para llegar a la superficie (m)	5	7	5.5	5	5	5	4.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	51.72	67.7	78.76	95.85	113.9	128	143.4
Diámetro en la superficie (cm)	827.9	724.9	646	801.2	1095.9	1091	1196
Dilución media de la pluma	98.19	102.4	102.8	123.7	150.8	163.2	182.5
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	3678	3509	3483	2878	2348	2159	1921
Número de Froude	14.16	14.16	14.16	14.16	14.16	14.16	14.16
Velocidad de salida del efluente (m/s)	2.65	2.65	2.65	2.65	2.65	2.65	2.65

Tabla 5.26. Resultados de la simulación del caso con 25 puertos difusores con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)						
	9	13	17	21	25	29	33
Distancia para llegar a la superficie (m)	3.5	3.5	3.5	2.5	2	1.5	1.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	50.94	68.81	79.18	109.5	128.4	152.3	174.7
Diámetro en la superficie (cm)	714.1	610.7	452.8	763.2	1033	1548	1883
Dilución media de la pluma	123.9	120.5	108.6	157.6	190.5	237	283.3
Concentración coliformes fecales (UFC/100 ml)	2916	2980	3297	2249	1849	1475	1225
Número de Froude	8.49	8.49	8.49	8.49	8.49	8.49	8.49
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.59	1.59	1.59	1.59	1.59	1.59	1.59

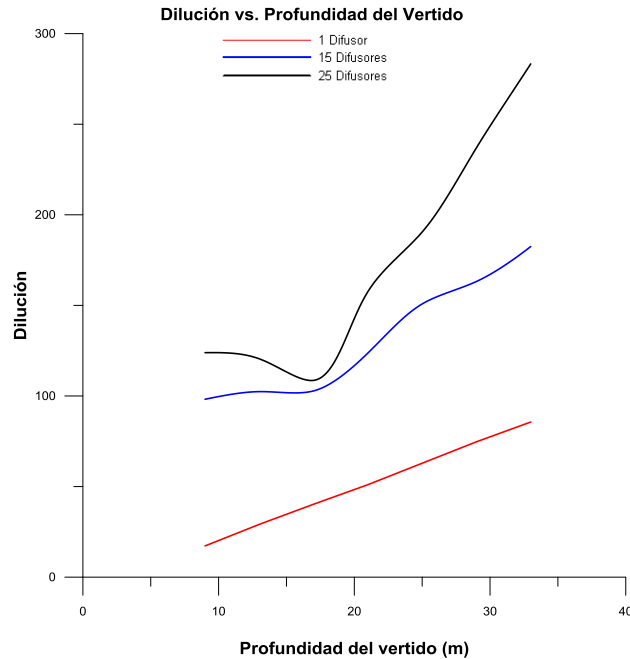


Figura 5.31. Dilución vs. Profundidad del vertido con 1, 15 y 25 difusores.

Con la finalidad de continuar con el análisis de sensibilidad en estas simulaciones, se incorporan dos profundidades intermedias a las ya propuestas, 15 y 19 m. En la simulación con 15 difusores a una profundidad de 15 m la dilución disminuye (97.83) en comparación con el resultado obtenido a 13 m (102.4), mientras que a 19 m la dilución aumenta (113.4) y continúa aumentando a mayores profundidades. En el caso con 25 difusores el comportamiento es distinto, a 15 m la dilución obtenida es de 112, sin embargo, desde 9 m hasta 17 m de profundidad la dilución disminuye en este caso y a partir de 19 m vuelve a aumentar (Fig. 5.32), comprobando nuevamente que a menores profundidades el uso de un mayor número de difusores no es eficiente.

Siguiendo con el análisis de sensibilidad se realizan nuevas simulaciones modificando el diámetro de los difusores, que ahora será de 8 cm que, como se mencionó anteriormente, da un valor óptimo de la dilución, así como también se aumenta la separación entre los difusores, que ahora será de 5 m. Los resultados pueden verse en las tablas 5.27 y 5.28 respectivamente.

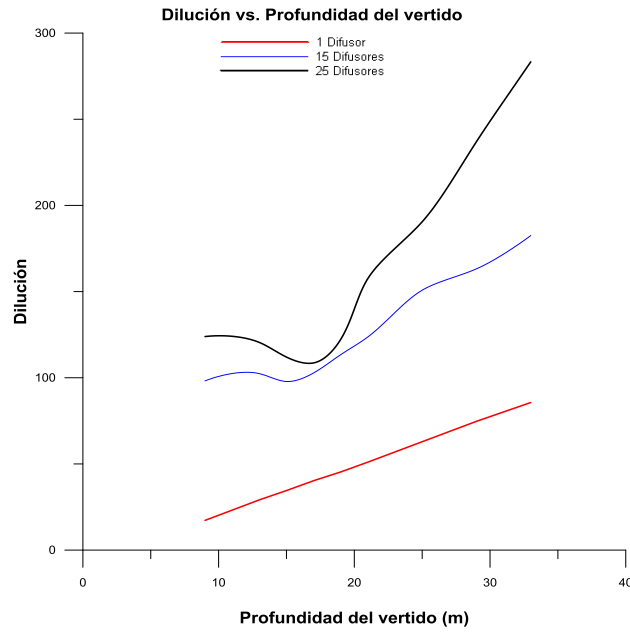


Figura 5.32. Dilución vs. Profundidad del vertido con 1, 15 y 25 difusores y profundidades adicionales de 15 y 19 m.

Tabla 5.27. Resultados de la simulación del caso con 15 difusores de 8 cm de diámetro y una separación de 5m con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)								
	9	13	15	17	19	21	25	29	33
Distancia para llegar a la superficie (m)	7.5	10	9.5	9	9	8.5	8	8	8
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	69.44	97.13	104	111.5	121.5	131.8	155	175	191.6
Diámetro en la superficie (cm)	956.8	940.1	866.9	885.3	966.3	1015	1199	1450.5	1434
Dilución media de la pluma	183.3	184.5	178.3	185.6	201.9	213.7	246.9	282.3	299.1
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	1959	1929	1991	1908	1749	1647	1415	1229	1154
Número de Froude	39	39	39	39	39	39	39	39	39
Velocidad de salida del efluente (m/s)	5.96	5.96	5.96	5.96	5.96	5.96	5.96	5.96	5.96

Tabla 5.28. Resultados de la simulación del caso con 25 difusores de 8 cm de diámetro y una separación de 5m con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)								
	9	13	15	17	19	21	25	29	33
Distancia para llegar a la superficie (m)	5.5	7.5	6.5	5.5	5.5	5	4.5	3.5	2.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	68.16	97.14	103.3	110.6	120.3	133	159	193.9	225.6
Diámetro en la superficie (cm)	746.8	707.2	621.9	585.9	625.7	707.6	959.8	3307.8	6378.2
Dilución media de la pluma	213.6	199.2	184.9	179	193.1	215.8	268	350.7	443.1
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	1682	1786	1920	1979	1829	1630	1302	983	770.8
Número de Froude	23.41	23.41	23.41	23.41	23.41	23.41	23.41	23.41	23.41
Velocidad de salida del efluente (m/s)	3.58	3.58	3.58	3.58	3.58	3.58	3.58	3.58	3.58

En los resultados se observa un comportamiento similar a los casos anteriores: para el difusor con 15 orificios, la dilución tiende a aumentar en las primeras profundidades para después, a los 15 m volver a disminuir y posteriormente a los 17 m aumentar con el incremento de la profundidad. En la figura 5.33, se observa este caso. Por otro lado, en el caso con 25 difusores, la dilución disminuye hasta 17 m y posteriormente aumenta con la profundidad. La explicación a este comportamiento, como se ha mencionado anteriormente, puede deberse a que un tramo difusor con un mayor número de difusores no es eficiente a menores profundidades y que la profundidad óptima para obtener una dilución mayor a 100 con un tramo difusor con 15 y 25 difusores es a partir de 19 m de profundidad.

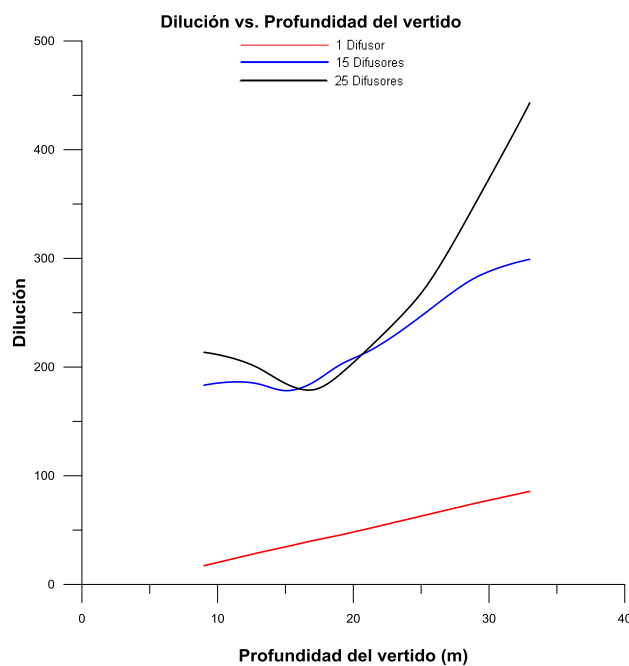


Figura 5.33. Dilución vs. Profundidad del vertido con 1, 15 y 25 difusores con diámetro 8 cm y separación 5 m.

5.2.2.4 Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión

Una vez realizado el análisis de sensibilidad se definen los parámetros con los cuales se plantea una nueva simulación a la que se nombra como Caso Optimizado, en la cual, los parámetros de diseño son los que en el análisis de sensibilidad incrementan de modo relevante la dilución y, por consiguiente, disminuyen la concentración de las bacterias coliformes. Teniendo en cuenta dicho análisis, el diseño optimizado se ha definido con 10 puertos difusores, ya que, como se mencionó anteriormente, con este número se puede garantizar una dilución de 100:1 en la superficie y, además, la pendiente de la curva de dilución disminuye de forma significativa a partir de esta cifra de difusores. Por consiguiente, se puede considerar este número de difusores como el óptimo cuando se consideran criterios funcionales y económicos de forma conjunta. El resto de parámetros seleccionados para maximizar la dilución son un diámetro de 8 cm y una separación entre ellos de 7.5 m. El caudal utilizado será el mismo que, en las simulaciones anteriores ($0.45 \text{ m}^3/\text{s}$), mientras que para la profundidad del vertido, los resultados mostraron que para 15 y 25 difusores la profundidad eficiente era a partir de 19 m, sin embargo, a 17 m de profundidad se obtenía una dilución mayor de 100 en ambos casos, por lo que ahora, con 10 difusores a esta profundidad se espera una mayor dilución. Los resultados de la simulación se presentan en la tabla 5.29.

Tabla 5.29. Resultados obtenidos en la simulación del Caso Optimizado con coliformes fecales.

	Caso Optimizado
Distancia en que llega a la superficie (m)	12.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	122.4
Diámetro en la superficie (cm)	1201.3
Dilución media de la pluma	222.5
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	1586.9
Número de Froude	58.52
Velocidad del efluente (m/s)	8.95

Como puede observarse, la pluma llega a la superficie después de recorrer una distancia de aproximadamente 12.5 m (Fig. 5.34) y en un tiempo de 122 segundos. La dilución que se alcanza en esta simulación es de 222.5 (Fig. 5.35) y la concentración de coliformes fecales en la superficie es de 1586.9 UFC/100 ml. Para el límite exterior de la zona de baño (situado a 1992 m del punto del vertido), la concentración de coliformes es de 1.74×10^{-5} UFC/100 ml, mientras que para la orilla de la playa (a una distancia de 2192 m del difusor) la concentración de coliformes es de 3×10^{-6} . Para los enterococos la concentración que se obtiene en la superficie, en la zona del vertido, es de 48.82 UFC/100 ml, mientras que para la zona offshore la concentración es de 9.44×10^{-3} y en la zona de la orilla el valor obtenido es de 4.34×10^{-3} .

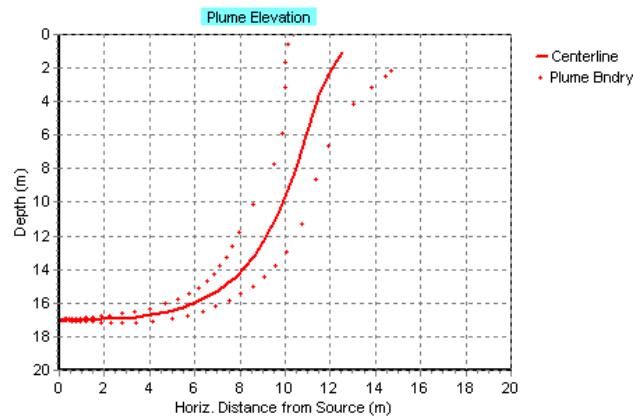


Figura 5.34. Elevación de la pluma para la simulación del Caso Optimizado.

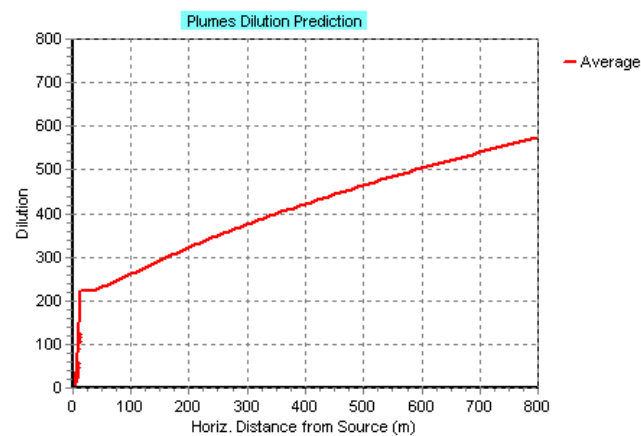


Figura 5.35. Dilución de la pluma en la superficie para la simulación del Caso Optimizado.

Con estos resultados se observa que en el Caso Optimizado se obtiene una dilución mayor a la que se presenta en el Caso Real y en el Caso EPSAR, como se muestra en la tabla 5.30, en la que se comparan los resultados de las 3 simulaciones. Igualmente, la concentración de coliformes fecales y enterococos es menor en la zona del vertido, tanto en la superficie como en los límites offshore y costero, concluyendo, de esta manera que, con el análisis de sensibilidad realizado, ha sido posible establecer una alternativa de mejora para el diseño y el vertido del emisario submarino de Gandía.

Tabla 5.30. Comparación de resultados para los Casos Real, EPSAR y Optimizado.

	Real		EPSAR		Optimizado	
Dilución	40.26		108.6		222.5	
Colif. Fecales *	9000		3297.9		1586.9	
Enterococos *	280		101.8		48.82	
	LBO*	LC*	LBO**	LC**	LBO**	LC**
Colif. Fecales	1.0×10^{-4}	1.8×10^{-5}	3.4×10^{-5}	5.9×10^{-6}	1.7×10^{-5}	3×10^{-6}
Enterococos	4×10^{-2}	1.8×10^{-2}	1.9×10^{-2}	8.8×10^{-3}	9.4×10^{-3}	4.3×10^{-3}

*Concentración en UFC/100 ml

*LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1915 m del difusor)

*LC=Línea de costa (a 2115 m del difusor)

**LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1992 m del difusor)

**LC=Línea de costa (a 2192 m del difusor)

5.2.3 Simulaciones en el emisario de Gandía. Campaña Gandía V

Las simulaciones que se realizan para la campaña Gandía V serán los mismos casos de la campaña Gandía IV, es decir, se realizan las simulaciones de un Caso Real, un Caso EPSAR y un Caso Optimizado.

Los parámetros fisicoquímicos que serán empleados para las simulaciones corresponden a la estación H1, la cual se encuentra más cerca del emisario. Los datos de velocidad y dirección de las corrientes fueron establecidos durante las horas en que se llevó a cabo el muestreo y, de forma similar a la campaña anterior, no se cuenta con medidas de temperatura, con lo cual, para poder realizar las simulaciones se consideran los datos obtenidos en el muestreo de un día anterior, en esa misma zona, asumiendo que no existen variaciones importantes (e.g. estratificación) en los perfiles de temperatura. Los datos ambientales se indican en la tabla 5.31 para esta estación.

Tabla 5.31. Datos fisicoquímicos para las simulaciones en la campaña Gandía V.

Profundidad (m)	Dirección de la corriente (N-deg)	Velocidad de la corriente (cm/s)	Salinidad (psu)	Temperatura (°C)
0	15.95	55.82	37.7	19.4
0.5	29	30.76	37.8	19.4
1	120	17.74	37.8	19.5
5	32.68	9.39	38	19.4
10	334.4	8.1	38	19

Respecto a los datos fisicoquímicos del efluente se utilizan los mismos que se emplean en la simulación anterior, siendo la conductividad promedio de 1.69 mS/cm y la temperatura media del efluente de 22.4°C (Olmos, 2010). El caudal empleado ha sido proporcionado por la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana para las fechas en las que se realizó el muestreo, siendo el caudal utilizado de 0.497 m³/s. Finalmente, para los coliformes fecales se adoptó un T90 de 2 horas.

De modo similar a Gandía IV, se establece una zona de baño cuyo límite exterior se encuentra situado a una distancia de 1915 m y un límite a la orilla de la playa ubicado a una distancia de 2115 m, esperando obtener la menor concentración posible de bacterias patógenas, de forma que cumplan con los valores establecidos en la legislación, especialmente en el límite offshore de la zona de baño.

La primera simulación será la del Caso Real, cuyos resultados se muestran en la tabla 5.32. La pluma alcanza la superficie aproximadamente a 4.5 m de distancia de la fuente (Fig. 5.36) en un tiempo de 56.08 segundos, teniendo en este punto una anchura de 1313.7 cm. La dilución que se alcanza en la superficie es de 64.27 (Fig. 5.37).

Tabla 5.32. Resultados de la simulación del Caso Real con coliformes fecales para la campaña Gandía V.

	Caso Real
Dirección de la pluma	N-NE (66.76 grados)
Distancia en que llega a la superficie (m)	4.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	56.08
Diámetro en la superficie (cm)	1313.7
Dilución media de la pluma	64.27
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	1535
Número de Froude	2.62
Velocidad del efluente (m/s)	1.16

Por otro lado, en la figura 5.38 se observa que la pluma se mueve en dirección N-NE (66.72 grados), siendo ésta la dirección de las corrientes en superficie, con lo cual se comprueba que durante las horas en las que se llevó a cabo el muestreo la pluma se dirigió en esta dirección por acción del campo de corrientes, tal como se describió en el capítulo 4.

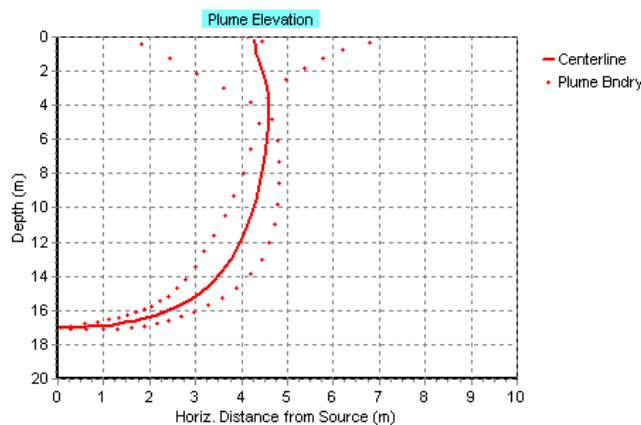


Figura 5.36. Elevación de la pluma para la simulación del Caso Real en Gandía V.

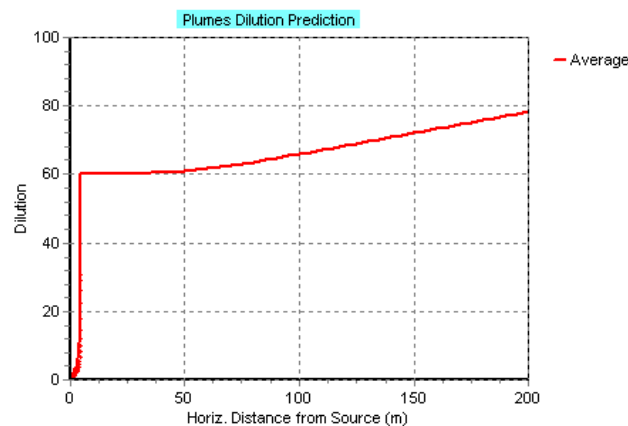


Figura 5.37. Dilución de la pluma al alcanzar la superficie para la simulación del Caso Real en Gandía V.

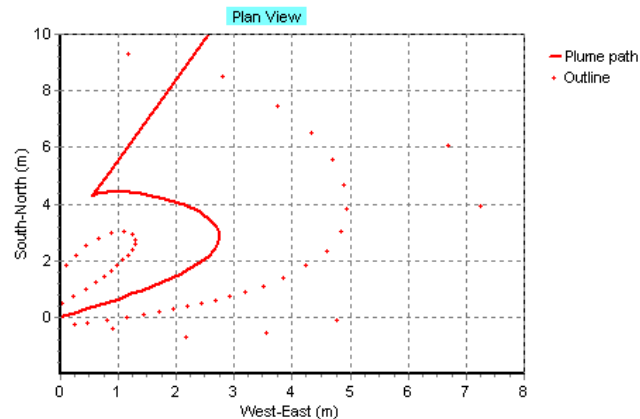


Figura 5.38. Dirección de la pluma en la simulación del Caso Real.

El número de Froude para esta simulación es de 2.62, siendo este valor mayor que 1 para no permitir la introducción de agua en el difusor, mientras que la velocidad de salida del efluente es de 1.16 m/s, siendo superior al rango que establece la instrucción de vertidos al mar (0.6-0.8 m/s) para evitar la sedimentación de los sólidos en el interior del difusor.

Con respecto a la concentración de coliformes fecales, los resultados obtenidos muestran que, en la superficie, la concentración es de 1535 UFC/100 ml, mientras que en el límite exterior de la zona de baño (1915 m), a la cual se llega al cabo de 4.3 horas, la concentración de coliformes fecales es de 3.07 UFC/100 ml.

Por otro lado, en la orilla de la playa (2115 m), que se alcanza a las 4.8 horas, se presenta una concentración de coliformes fecales de 1.73 UFC/100 ml. En esta punto la concentración de coliformes es más baja que en la zona offshore. De esta manera, en ambos límites, la concentración de coliformes fecales tiene valores más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de las aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

La simulación del Caso Real, utilizando como parámetros microbiológicos a los enterococos, fue realizada considerando los mismos datos que se usaron para los coliformes fecales, empleando en este caso un T90 de 4.7 horas. Los resultados obtenidos muestran que la pluma, al alcanzar la superficie, presenta una concentración de 36 UFC/100 ml, mientras que en el límite exterior, la concentración de enterococos es de 1.24 UFC/100 ml y en la zona de la orilla de 0.94 UFC/100 ml. Ambos valores son más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de aguas de baño, cumpliendo así con la reglamentación.

Con respecto al Caso EPSAR, para llevar a cabo la simulación se incluye en las condiciones reales del emisario la presencia de un tramo difusor de 77 m de largo con 25 puertos difusores que tienen un diámetro de 12 cm cada uno y una separación entre ellos de 2.5 m, con la finalidad de obtener una mayor dilución en la superficie. Para este caso, al considerar el tramo difusor la longitud del emisario aumenta a 2192 m, por lo que el límite offshore se ubica a 1992 m de acuerdo con la instrucción de vertidos al mar que establece una distancia de 200 m desde la costa hacia mar adentro como zona

de playas. También se establece un límite costero ubicado a 2192 m, para cubrir todo el ancho de la zona de baño. Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos serán los mismos que se utilizaron para el Caso Real. Los resultados obtenidos en esta simulación se presentan en la tabla 5.33.

Tabla 5.33. Resultados obtenidos para el Caso EPSAR con coliformes fecales en la campaña Gandía V.

	Caso EPSAR
Distancia en que llega a la superficie (m)	8
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	100.2
Diámetro en la superficie (cm)	1190.1
Dilución media de la pluma	194.8
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	499
Número de Froude	8.63
Velocidad del efluente (m/s)	1.59

La pluma alcanza la superficie después de recorrer una distancia aproximadamente de 8 m con respecto al punto del vertido (Fig. 5.39) en un tiempo de 100.2 segundos y alcanzando un diámetro de 1190.1 cm. La dilución que se obtiene en la superficie (Fig. 5.40) es de 194.8, siendo mayor que la dilución obtenida en el Caso Real. El número de Froude para esta simulación es de 8.63, siendo mayor que 1, mientras que la velocidad de salida del efluente por los difusores es de 1.75 m/s.

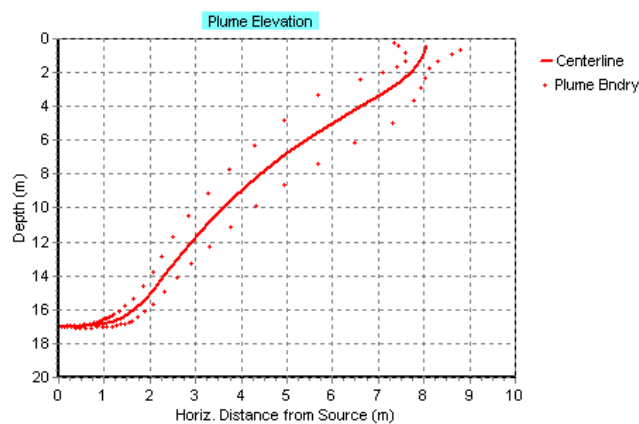


Figura 5.39. Elevación de la pluma para la simulación del Caso EPSAR en Gandía V.

En esta simulación, la concentración de coliformes fecales en la superficie es de 499 UFC/100 ml, siendo menor que la obtenida en el Caso Real, mientras que para la zona offshore (1992 m) la concentración de coliformes fecales es más baja, obteniendo un valor de 1.33 UFC/100 ml. Para la zona de la orilla (2192 m) la concentración de coliformes fecales es de 0.75 UFC/100 ml. Nuevamente, la concentración de bacterias en el límite costero es más baja que en el límite exterior de la zona de baño, como era esperable. Por lo tanto, de forma similar al Caso Real, ambas concentraciones presentan valores más bajos que los establecidos por la normativa para calidad de las aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

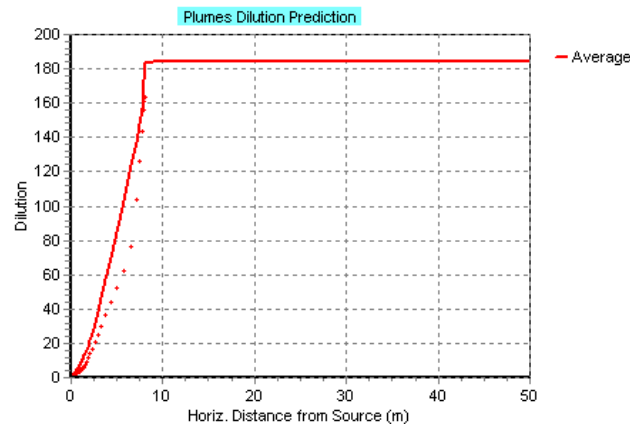


Figura 5.40. Dilución de la pluma al alcanzar la superficie en la simulación del Caso EPSAR en la campaña Gandía V.

Al emplear como parámetros microbiológicos a los enterococos se consideran los mismos datos que se usaron para los coliformes fecales, solo modificando el valor del T90 a 4.7 horas. En este caso, la concentración que se obtiene en la superficie es de 11.32 UFC/100 ml para éstas bacterias, mientras que en el límite exterior de la zona de baño la concentración es de 0.6 UFC/100 ml y en la zona de la orilla la concentración de enterococos es de 0.46 UFC/100 ml, cumpliendo ambas concentraciones con los valores establecidos por la normativa europea para calidad de aguas de baño.

Hasta ahora, la mayor dilución en esta campaña se ha obtenido en la simulación del Caso EPSAR, por lo que se propone aplicar el Caso Optimizado obtenido en el análisis de sensibilidad realizado con la campaña Gandía IV con la finalidad de optimizar la dilución y disminuir, aún más, la concentración de bacterias coliformes. Para este caso se emplean 10 difusores de 8 cm de diámetro y una separación entre ellos de 7.5 m.

Los resultados de esta simulación revelan que la dilución que se alcanza en la superficie, en la zona del vertido, es de 260:1 (Fig. 5.41).

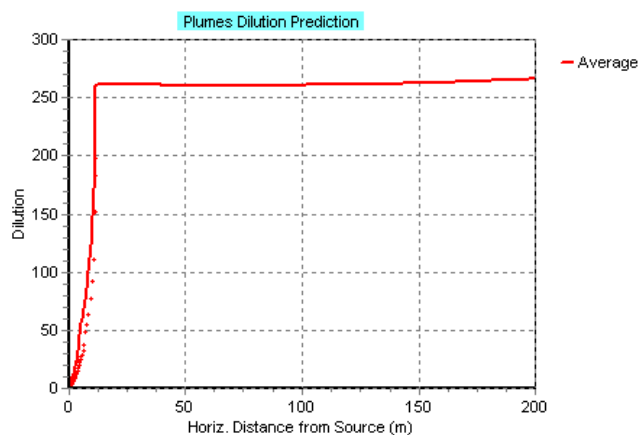


Figura 5.41. Dilución de la pluma en la superficie para el Caso Optimizado en la campaña Gandía V.

La concentración de bacterias coliformes en la superficie, en la zona del vertido, es de 369.4 UFC/100 ml, mientras que para la zona offshore la concentración disminuye hasta 1.07 UFC/100 ml y en la zona de la orilla la concentración es mucho más baja, siendo de 0.60 UFC/100 ml. Para los enterococos, la concentración que se obtiene en la superficie, en la zona del vertido, es de 8.42, mientras que para los límites exterior y costero las concentraciones son de 0.48 UFC/100 ml y 0.37 UFC/100 ml respectivamente.

Todas las concentraciones obtenidas en esta simulación, tanto de coliformes fecales como de enterococos, son menores a las obtenidas en la simulación de los casos anteriores, así como también, son valores más bajos que los valores establecidos por la normativa para aguas de baño, cumpliendo así con la reglamentación. Igualmente, se observa que la dilución obtenida en superficie es mayor que en el Caso Real y el Caso EPSAR, tal como se presenta en la tabla 5.34, comprobando una vez más que el Caso Optimizado puede ser una alternativa de mejora para el diseño del emisario y el vertido en la zona de Gandía.

Tabla 5.34. Comparación de resultados para los Casos Real, EPSAR y Optimizado.

	Base		EPSAR		Optimizado	
Dilución	64.27		194.8		260.5	
Colif. Fecales *	1535		499		369.4	
Enterococos *	36		11.32		8.42	
	LBO*	LC*	LBO**	LC**	LBO**	LC**
Colif. Fecales	3.07	1.73	1.33	0.75	1.07	0.60
Enterococos	1.24	0.94	0.6	0.46	0.48	0.37

*Concentración en UFC/100 ml

*LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1915 m del difusor)

*LC=Línea de costa (a 2115 m del difusor)

**LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1992 m del difusor)

**LC=Línea de costa (a 2192 m del difusor)

5.2.4 Simulación de la campaña Gandía II. Resultados y Discusión

Hasta ahora, las simulaciones anteriormente descritas corresponden a las campañas Gandía IV y V realizadas en el mes de abril y mayo respectivamente, las cuales se consideran como campañas de primavera. Sin embargo, es en la temporada de verano cuando la población aumenta en las playas de Gandía y el vertido del emisario generalmente contiene una carga de bacterias coliformes más elevada, tal como lo demuestran los datos obtenidos en campo, que presentan concentraciones de coliformes fecales, en la zona del vertido, en un rango de 21000 hasta 95000 UFC/100 ml. Esto es debido a que en verano, el volumen de los efluentes generados es muy grande, pudiendo incrementarse en un orden de magnitud. Debido a ello, la capacidad de la planta depuradora es, en ocasiones, sobrepasada, siendo necesario realizar un by-pass de la misma, vertiendo directamente al mar efluentes sin o con poco tratamiento. Es por esto que se propone realizar la simulación de la campaña Gandía II correspondiente al mes de julio, con la finalidad de observar la dilución que se alcanza con una concentración de coliformes de este orden, así como también la afectación que el vertido puede tener a la zona de playas.

Uno de los problemas que se presentan para realizar esta simulación es que no se cuenta con un perfil de corrientes para esta campaña. Por lo tanto, como la finalidad es obtener la mayor dilución utilizando una mayor carga contaminante, se realizan las simulaciones con dos perfiles uniformes de corrientes, definiendo uno de alta velocidad y otro de baja velocidad. Para obtener los perfiles se consideran las corrientes de la campaña Gandía V, en el mes de mayo y durante las horas en las que se realiza el muestreo. Los casos a simular serán los mismos que se realizaron en las campañas anteriores, un Caso Real, un Caso EPSAR y finalmente el Caso Optimizado, para coliformes fecales y enterococos en ambos perfiles.

5.2.4.1 Perfil de Alta Velocidad

Para realizar el perfil de alta velocidad se elige la velocidad más alta reflejada en la campaña Gandía V por ser la campaña realizada en el mes de mayo. Las características de la simulación se muestran en la tabla 5.35 y los datos biofísicoquímicos del efluente serán los mismos que se usaron en las simulaciones pasadas.

Tabla 5.35. Datos fisicoquímicos para el perfil de alta velocidad.

Profundidad (m)	Dirección de la corriente (N-deg)	Velocidad de la corriente (cm/s)	Salinidad (psu)	Temp. (°C)	Coliformes Fecales UFC/100ml	Enterococos UFC/100ml
0	66.40	57.25	37.09	28.07	21000	1300
0.05	66.40	57.25	37.11	27.85	53000	2100
0.1	66.40	57.25	36.82	27.96	50000	2600
0.2	66.40	57.25	37.08	28.03	81000	1900
0.3	66.40	57.25	37.22	27.96	30000	2800
0.5	66.40	57.25	37.25	28.24	95000	2100
1	66.40	57.25	37.28	28.20	59000	2600

5.2.4.1.1 Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión

En la tabla 5.36 se muestran los resultados de la simulación del Caso Real para un perfil uniforme de alta velocidad.

Tabla 5.36. Resultados de la simulación del Caso Real con un perfil de alta velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso Real
Distancia en que llega a la superficie (m)	60
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	100.5
Diámetro en la superficie (cm)	1648.1
Dilución media de la pluma	275.5
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	31380.3
Número de Froude	2.79
Velocidad del efluente (m/s)	1.16

La pluma recorre aproximadamente 60 m desde el punto del vertido antes de alcanzar la superficie (Fig. 5.42), mientras que la dilución en este punto es de 275.5 como se observa en la figura 5.43. La concentración de coliformes fecales en la superficie es de 31380.3 UFC/100 ml (del mismo orden que los medidos), mientras que en el límite exterior de la zona de baño esta concentración disminuye hasta 7170.8 UFC/100 ml, que se alcanza en un tiempo de 0.9 horas (54 min.). En la orilla la concentración es de 6171.4 UFC/100 ml que se obtiene en un tiempo de 0.9 horas (54 min.).

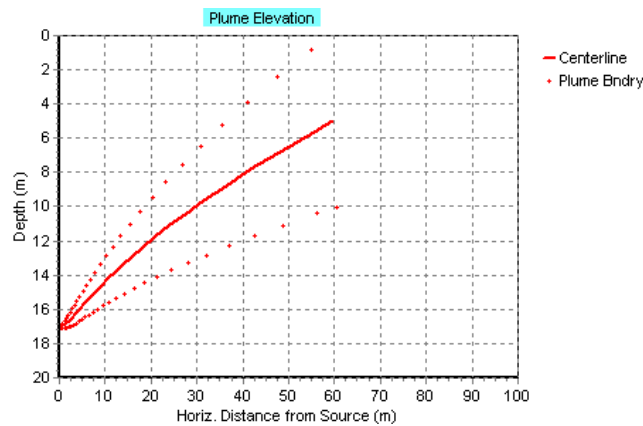


Figura 5.42. Elevación de la pluma para el Caso Real con un perfil de alta velocidad en la campaña Gandía II.

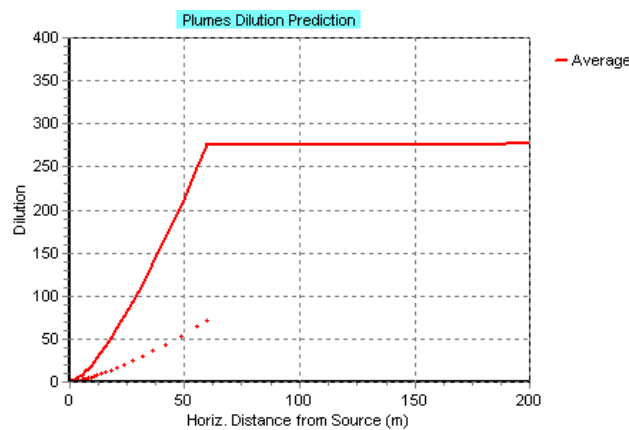


Figura 5.43. Dilución de la pluma en la superficie para el Caso Real con un perfil de alta velocidad en la campaña Gandía II.

Ambas concentraciones son más altas que los valores límites que establece la Directiva Europea para aguas de baño, de tal manera que no se cumple con esta reglamentación. Sin embargo, comparando con las simulaciones anteriores, la pluma llega a estas zonas en un tiempo muy corto, siendo también menor la mortalidad de las bacterias, incluso el tiempo en llegar a estas zonas es menor que el valor del T90 (2 horas), siendo entonces menor la mortalidad y mayor la advección.

En el caso de los enterococos la concentración en la superficie, en la zona del vertido, es de 949.4 UFC/100 ml (valor cercano al medido), mientras que para la zona

offshore la concentración es de 393.4 UFC/100 ml y para la zona de la orilla 361 UFC/100 ml. Todas las concentraciones son más altas que los valores establecidos por la Directiva Europea, con lo cual no se cumple con esta reglamentación.

5.2.4.1.2 *Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión*

En esta simulación se consideran los datos propuestos por la Entidad de Saneamiento de Aguas de Valencia para mejorar la dilución en la zona del vertido, que como ya se mencionó anteriormente, considera un tramo difusor con 25 puertos de 12 cm de diámetro y una separación entre ellos de 2.5 m. Como se ha mencionado anteriormente, la longitud del emisario para este caso será de 2192 m al considerar el tramo difusor, así como también, los límites de la zona de baño serán de 1992 m para el límite exterior y 2192 m para la zona de la orilla de la playa, de acuerdo con la instrucción de vertidos al mar que establece una distancia de 200 m desde la costa hacia mar adentro como zona de playas. Los resultados de la simulación se muestran en la tabla 5.37.

Tabla 5.37. Resultados de la simulación del Caso EPSAR con un perfil de alta velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso EPSAR
Distancia en que llega a la superficie (m)	170
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	292.4
Diámetro en la superficie (cm)	2201
Dilución media de la pluma	1772.1
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	4587.3
Número de Froude	9.17
Velocidad del efluente (m/s)	1.59

La concentración de coliformes fecales en la zona del vertido es de 4587.3 UFC/100 ml con una dilución de 1772:1. En el límite exterior de la zona de baño, la concentración de estas bacterias alcanza valores de 1467.6 UFC/100 ml después de recorrer la pluma un tiempo de 0.88 horas (52 min.), mientras que en la zona de la orilla la concentración es de 1283.7 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 0.98 horas (58 min.). Nuevamente el tiempo en que la pluma llega a estas zonas es menor, y aunque la dilución es mayor, la mortalidad de las bacterias sigue siendo baja, por lo que se tienen valores altos de concentración en ambas zonas que no cumplen con la Normativa Europea para aguas de baño.

En el caso de los enterococos la concentración en la zona del vertido es de 143.8 UFC/100 ml, mientras que para la zona offshore es de 82.56 UFC/100 ml y en la zona de la orilla de 77 UFC/100 ml. A diferencia de los coliformes fecales, estos valores de concentración son más bajos que los valores que establece la Directiva para aguas de baño. Por lo tanto, esta reglamentación se cumple para este tipo de bacterias.

5.2.4.1.3 Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión

La simulación con el Caso Optimizado se realiza considerando, como ya se mencionó anteriormente, un tramo difusor con 10 difusores con un diámetro de 8 cm cada uno y una separación de 7.5 m, siendo los parámetros que se determinaron en el análisis de sensibilidad y que proporcionaban una mayor dilución. Los resultados se presentan en la tabla 5.38.

Tabla 5.38. Resultados de la simulación del Caso Optimizado con un perfil de alta velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso Optimizado
Distancia en que llega a la superficie (m)	190
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	317.8
Diámetro en la superficie (cm)	2220.5
Dilución media de la pluma	2117.9
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	3807.5
Número de Froude	63.19
Velocidad del efluente (m/s)	8.95

La dilución que se alcanza con esta simulación, 2117, es mayor que las determinadas en los casos anteriores (Fig. 5.44), así como también se cumple que la concentración de los coliformes fecales es menor en la zona del vertido, 3807.5 UFC/100 ml.

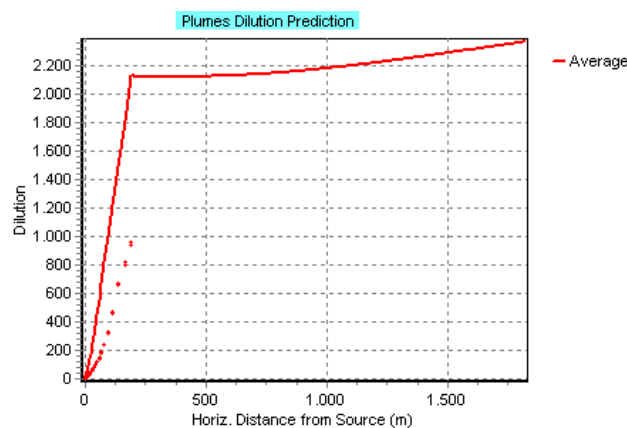


Figura 5.44. Dilución de la pluma en la superficie para el Caso Optimizado con un perfil de alta velocidad en la campaña Gandía II.

Por otro lado, en el límite exterior de la zona de baño la concentración de éstas bacterias alcanza valores de 1249.8 UFC/100 ml en un tiempo de 0.8 horas (48 min.), mientras que en la orilla de la playa, la concentración de coliformes fecales es de 1094.6 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 0.97 horas (58 min.). Nuevamente el factor tiempo se ve reflejado en los resultados ya que, como se mencionó anteriormente, la pluma llega a estas zonas en un periodo más corto ocasionando que las bacterias

alcancen la zona de playas, siendo menor la mortalidad y mayor la advección. Finalmente, las concentraciones obtenidas en las zonas de interés no cumplen con la Normativa Europea para aguas de baño en esta simulación.

Para los enterococos los resultados de la simulación muestran que las concentraciones obtenidas son menores a las presentadas en los casos anteriores, teniendo en la superficie una concentración de 119.9 UFC/100 ml, en la zona offshore 70.16 UFC/100 ml y en la zona de la orilla de playa 65.52 UFC/100 ml. Estos valores, nuevamente, cumplen con la normativa para aguas de baño ya que son más bajos que los límites que establece la Directiva Europea para éste tipo de bacterias.

5.2.4.1.4 Simulación del Caso Optimizado 40 difusores. Resultados y Discusión

En la simulación anterior las concentraciones de coliformes fecales obtenidas en los resultados fueron superiores a los valores de la normativa para aguas de baño, a pesar de que este Caso Optimizado asegura, como se ha comprobado anteriormente, una mayor dilución y, por ende, una menor concentración de bacterias. Sin embargo, el problema es generado por la advección que sufre la pluma debido a la velocidad de la corriente, ocasionando que llegue en menor tiempo a las zonas de interés con una elevada concentración de bacterias coliformes, debido a que la mortalidad es reducida, como consecuencia del corto tiempo necesario para que el efluente llegue a la playa.

Es debido a esto que se plantea una nueva simulación del Caso Optimizado con 40 difusores, que asegure una mayor dilución en comparación con el caso anterior, intentando que la concentración de coliformes fecales, tanto en la zona offshore como en la zona de la orilla de playa, cumplan con la normativa para aguas de baño. Los resultados se muestran en la tabla 5.39.

Tabla 5.39. Resultados de la simulación del Caso Optimizado con 40 difusores y un perfil de alta velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso Optimizado
Distancia en que llega a la superficie (m)	340
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	574.1
Diámetro en la superficie (cm)	1997.6
Dilución media de la pluma	7521.5
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	987.6
Número de Froude	15.8
Velocidad del efluente (m/s)	2.23

La dilución que se obtiene en la zona del vertido es superior a los valores de dilución obtenidos en los casos anteriores. Por otro lado, la concentración de coliformes fecales disminuye, 987.6 UFC/100 ml, con respecto a los valores encontrados en los casos pasados, mientras que en el límite exterior de la zona de baño la concentración es de 386.4 UFC/100 ml, llegando la pluma a esta zona en un tiempo de 0.8 horas (48 min.). En la orilla de la playa, la concentración de coliformes que se obtiene es de 343.85 UFC/100 ml, alcanzando la pluma esta zona en un tiempo de 0.9 horas (54 min.). Estos dos valores de concentración para coliformes fecales son superiores al valor límite que establece la Directiva para asegurar que el agua sea de excelente calidad (100

UFC/100 ml), pero son más bajo que los límites de la normativa (500 UFC/100 ml) para asegurar que las aguas de baño, en la zona de playas, cumplen con la características de suficiente y buenas, cumpliendo así con la reglamentación.

En el caso de los enterococos, la concentración obtenida en la superficie, en la zona del vertido, es de 32.6 UFC/100 ml, mientras que para la zona offshore es de 21.73 UFC/100 ml y en la zona de la orilla de playa de 20.62 UFC/100 ml. Estos valores de concentración son más bajos que los valores de la Directiva, cumpliendo con la reglamentación y estableciendo que, la calidad del agua en la zona de playas, puede ser excelente para este tipo de bacterias.

Finalmente, en la tabla 5.40, se comparan los resultados de la dilución obtenida con los diferentes casos simulados, estableciendo que en el Caso Optimizado, utilizando 40 difusores, se asegura una mayor dilución así como también la disminución de la concentración de bacterias coliformes para cumplir con la normativa vigente para calidad de aguas de baño en las condiciones de suficiente y buena. Cabe mencionar que el Caso Optimizado con 10 difusores también asegura una mejor dilución en comparación con el Caso Real y el Caso EPSAR, pero la concentración de las bacterias coliformes es mayor debido a los procesos advectivos que afectan al vertido ocasionando que la mortalidad sea menor y aumentando la concentración de coliformes fecales en la zona de playa.

De este análisis se puede concluir que, a pesar de que el efluente sea de muy baja calidad y con altas concentraciones de bacterias, debido a un proceso de depuración pobre o nulo, es posible realizar un diseño del emisario que garantice que se cumpla la normativa de calidad de aguas de baño.

Tabla 5.40. Comparación de resultados para los Casos Real, EPSAR y Optimizado con un perfil de alta velocidad en Gandía II.

	Base		EPSAR		Optimizado (10)		Optimizado (40)	
Dilución	275.5		1772.1		2117		7521.5	
Colif. Fecales *	31380.5		4587.3		3807		987.6	
Enterococos *	949.4		143.8		119		32.6	
	LBO*	LC*	LBO**	LC**	LBO**	LC**	LBO**	LC**
Colif. Fecales	7170	6171	1467	1283	1249	1094	386	343
Enterococos	393	361	82	77	70	65	21	20

*Concentración en UFC/100 ml

*LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1915 m del difusor)

*LC=Línea de costa (a 2115 m del difusor)

**LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1992 m del difusor)

**LC=Línea de costa (a 2192 m del difusor)

5.2.4.2 Perfil de Baja Velocidad

Las simulaciones con el perfil de baja velocidad se realizan con el valor de velocidad más bajo obtenido en la campaña Gandía V. Las características de la simulación se muestran en la tabla 5.41 y los datos biofísicoquímicos del efluente serán los mismos que se usaron en las simulaciones pasadas.

Tabla 5.41. Datos fisicoquímicos para el perfil de baja velocidad.

Profundidad (m)	Dirección de la corriente (N-deg)	Velocidad de la corriente (cm/s)	Salinidad (psu)	Temp. (°C)	Coliformes Fecales UFC/100ml	Enterococos UFC/100ml
0	289.26	12.16	37.09	28.07	21000	1300
0.05	289.26	12.16	37.11	27.85	53000	2100
0.1	289.26	12.16	36.82	27.96	50000	2600
0.2	289.26	12.16	37.08	28.03	81000	1900
0.3	289.26	12.16	37.22	27.96	30000	2800
0.5	289.26	12.16	37.25	28.24	95000	2100
1	289.26	12.16	37.28	28.20	59000	2600

5.2.4.2.1 Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión

Los resultados de la simulación del Caso Real con el perfil de baja velocidad se muestran en la tabla 5.42, en donde se observa que la pluma alcanza la superficie aproximadamente a 5 m del punto de vertido (Fig. 5.45) con una dilución de 49 (Fig. 5.46).

Tabla 5.42. Resultados de la simulación del Caso Real con un perfil de baja velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso Real
Distancia en que llega a la superficie (m)	5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	53.95
Diámetro en la superficie (cm)	995.9
Dilución media de la pluma	49
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	179107
Número de Froude	2.8
Velocidad del efluente (m/s)	1.16

La concentración de coliformes fecales en este punto tiene un valor de 179107 UFC/100 ml, mientras que en el límite exterior de la zona de baño la concentración es de 329 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 4.3 horas. Este valor es superior a los impuestos por la normativa para aguas de baño para el criterio de excelente calidad, aunque la concentración es menor para el criterio de suficiente y buena. Para la zona de la orilla de playa, la concentración de coliformes, que se alcanza es un tiempo de 4.8 horas, es de 185.4 UFC/100 ml. En este punto, la concentración es menor a los valores impuesto por la Directiva Europea, cumpliendo así con ésta reglamentación. En la simulación que se realiza con el Caso Real utilizando un perfil de alta velocidad este comportamiento no se observa, ya que, en la zona de baño, la normativa no se cumple. Una explicación a este caso es que, con un perfil de baja velocidad la corriente es más lenta, permitiendo a la pluma llegar al punto de interés en un mayor tiempo, haciendo que prevalezca la mortalidad sobre los procesos de advección.

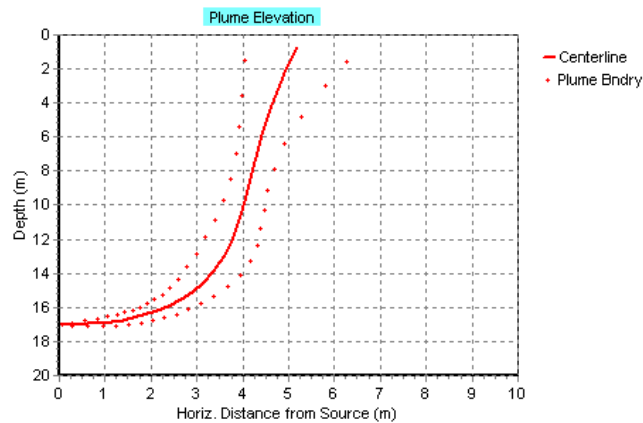


Figura 5.45. Elevación de la pluma en la superficie para el Caso Real con un perfil de baja velocidad en la campaña Gandía II.

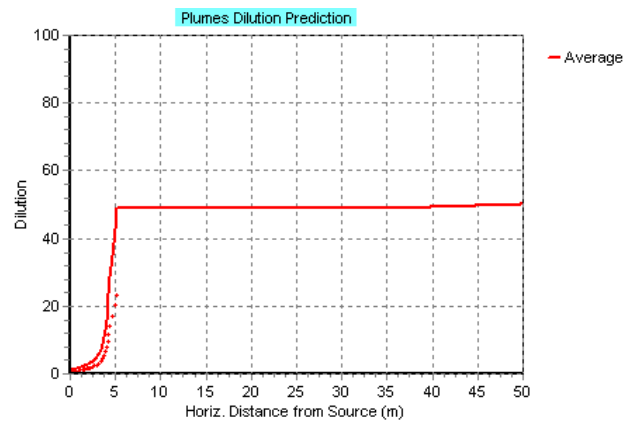


Figura 5.46. Dilución en la superficie para el Caso Real con un perfil de baja velocidad en la campaña Gandía II.

En el caso de los enterococos, el comportamiento es diferente al caso anterior ya que en la superficie, en la zona del vertido, la concentración es de 5372.6 UFC/100 ml, mientras que en el límite exterior de la zona de baño es de 176.6 UFC/100 ml y en la zona de la orilla 134.7 UFC/100 ml, superando éstos valores el límite impuesto por la Directiva para el criterio de aguas de excelente calidad, aunque son valores que están por debajo de los límites del criterio de suficiente y buena, cumpliendo así con la normativa.

5.2.4.2.2 Simulación del Caso EPSAR. Resultados y Discusión

En la simulación del Caso EPSAR, la pluma recorre aproximadamente 9.5 m desde el punto del vertido hasta llegar a la superficie (Fig. 5.47), mientras que la dilución que se obtiene es superior, como era de esperar, a la obtenida en el Caso Real, siendo de 172 en la superficie (Fig. 5.48). Los resultados de esta simulación se muestran en la tabla 5.43.

Tabla 5.43. Resultados de la simulación del Caso EPSAR con un perfil de baja velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso EPSAR
Distancia en que llega a la superficie (m)	9.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	101.3
Diámetro en la superficie (cm)	1137
Dilución media de la pluma	172
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	50264.1
Número de Froude	9.17
Velocidad del efluente (m/s)	1.6

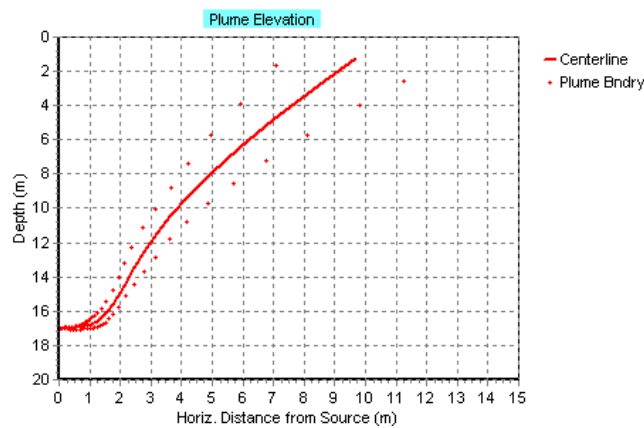


Figura 5.47. Elevación de la pluma en la superficie para el Caso EPSAR con un perfil de baja velocidad en la campaña Gandía II.

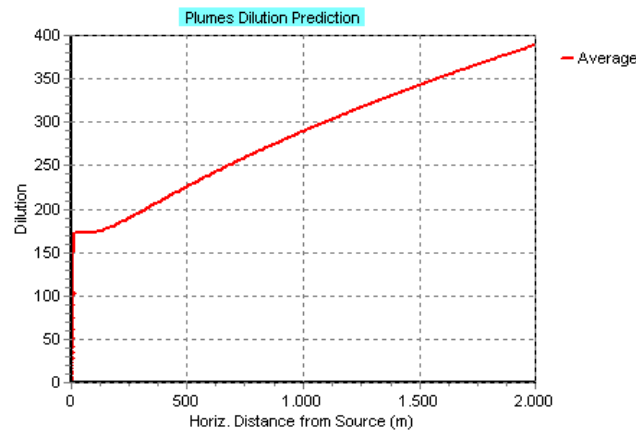


Figura 5.48. Dilución en la superficie para el Caso EPSAR con un perfil de baja velocidad en la campaña Gandía II.

En límite exterior de la zona de baño, la concentración de coliformes fecales es de 123 UFC/100 ml, alcanzándose en un tiempo de 4.5 horas, mientras que en la zona de la orilla de playa, la concentración de coliformes es de 69.66 UFC/100 ml en un tiempo de 4.9 horas. En estas zonas, de forma similar al Caso Real, la concentración de coliformes es menor al valor de la Directiva, cumpliendo así con la reglamentación para este tipo de bacterias y teniendo una calidad de agua excelente. Este comportamiento se

debe a que, como se mencionó anteriormente, la velocidad de la corriente es más baja ocasionando que la mortalidad predomine sobre la advección. Es por esto que la pluma, después de 4.5 horas, al llegar a esta zona, ya redujo su carga biológica contaminante.

Por otro lado, en el caso de los enterococos la concentración en superficie es de 1520.9 UFC/100 ml, mientras que para las zonas de interés se presentan valores de 74.38 UFC/100 ml para la zona offshore y 56.99 UFC/100 ml para la orilla de la playa. Ambos valores cumplen con los límites de la normativa europea para aguas de baño.

5.2.4.2.3 Simulación del Caso Optimizado. Resultados y Discusión

Finalmente, en la simulación del Caso Optimizado la dilución que se obtiene, como era de esperar, es superior a la dilución que presentan los casos anteriores, con un valor de 197 (Fig. 5.49) y con una concentración de coliformes fecales de 43507.2 UFC/100 ml. Los resultados de la simulación se presentan en la tabla 5.44.

Tabla 5.44. Resultados de la simulación del Caso Optimizado con un perfil de baja velocidad para la campaña Gandía II.

	Caso Optimizado
Distancia en que llega a la superficie (m)	12.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	122.8
Diámetro en la superficie (cm)	1917.6
Dilución media de la pluma	197.3
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	43507.2
Número de Froude	63.19
Velocidad del efluente (m/s)	8.95

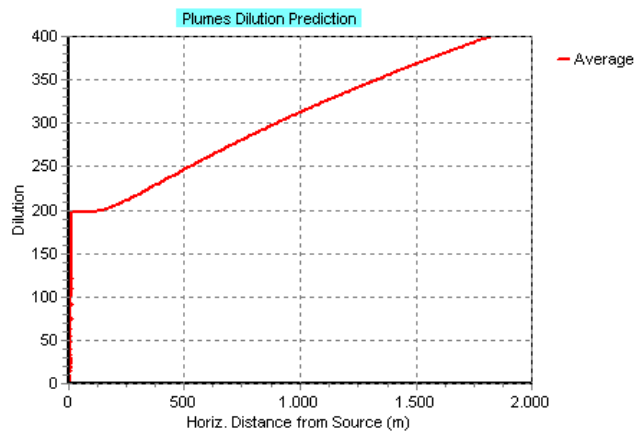


Figura 5.49. Dilución en la superficie para el Caso Optimizado con un perfil de baja velocidad en la campaña Gandía II.

Con respecto al límite exterior de la zona de baño, la concentración de coliformes que se obtiene en este punto es de 114.64 UFC/100 ml en un tiempo de 4.5 horas, mientras que en la zona de la orilla la concentración de coliformes es de 64.98 UFC/100 ml en un tiempo de 4.9 horas. En estos dos puntos, la concentración de coliformes cumple con los valores límite de la normativa para aguas de baño, que como

ya se mencionó, puede deberse a que la pluma llega en un mayor tiempo por efecto de las corrientes, aumentando la mortalidad de estas bacterias y permitiendo disminuir su carga contaminante.

En el caso de los enterococos, el comportamiento es similar a los casos anteriores, teniendo en la superficie, en la zona del vertido, una concentración de 1321.7 UFC/100 ml, mientras que en la zona offshore es de 69.29 UFC/100 ml y en la zona de la orilla de playa de 53.13 UFC/100 ml, siendo que, en ambos puntos, nuevamente se cumple con la reglamentación para aguas de baño para este tipo de bacterias.

Finalmente, después de realizar el análisis de esta campaña Gandía II, correspondiente a una época de verano con una mayor carga contaminante en el efluente, se puede concluir que la velocidad de la corriente juega un papel muy importante en relación con el tiempo y con la mortalidad de las bacterias coliformes. A mayor advección, la pluma llega en menor tiempo a la zona de interés y por lo tanto hay una menor mortalidad, siendo mayor la concentración de bacterias, a pesar de que la dilución también es significativa, como ocurre en el Caso Optimizado con 10 difusores. Por otro lado, a menor advección, hay mayor mortalidad, ya que la pluma se desplaza en un mayor tiempo permitiendo la disminución de su carga bacteriana contaminante.

En la simulación del Caso Real realizada con el perfil de baja velocidad para coliformes fecales en la zona de baño, se cumple con la normativa, específicamente para la calidad de agua suficiente y buena, mientras que en los casos EPSAR y Optimizado la normativa se cumple en los tres criterios (Tabla 5.45). Por otro lado, la concentración de enterococos presenta el mismo comportamiento en la zona de baño, cumpliendo con la normativa en el criterio de suficiente y buena para el Caso Real, mientras que en el caso EPSAR y Optimizado se cumplen los tres criterios para este tipo de bacterias.

Es importante mencionar que para el Caso Optimizado la concentración de coliformes fecales y enterococos es menor tanto en la zona del vertido, como en los límites de la zona de baño, comparado con las concentraciones que se obtienen en el Caso Real y el Caso EPSAR, concluyendo que con este caso es posible establecer una alternativa de mejora para el diseño y el vertido del emisario submarino de Gandía.

Tabla 5.45. Comparación de resultados para los Casos Real, EPSAR y Optimizado.

	Base		EPSAR		Optimizado	
Dilución	49		172		197	
Colif. Fecales *	179107		50264		43507.2	
Enterococos *	5372.6		1520		1321	
	LBO*	LC*	LBO**	LC**	LBO**	LC**
Colif. Fecales	329	185	123	69	114	64
Enterococos	176	134	74	56	69	53

*Concentración en UFC/100 ml

*LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1915 m del difusor)

*LC=Línea de costa (a 2115 m del difusor)

**LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1992 m del difusor)

**LC=Línea de costa (a 2192 m del difusor)

5.2.5 Simulaciones en el emisario de Cullera

Las simulaciones en el emisario de Cullera serán realizadas en 3 fases: el Caso Real, que al igual que en Gandía considera las condiciones reales del emisario, el Análisis de Sensibilidad para distintos parámetros de diseño del emisario y, finalmente, el Caso Optimizado, el cual es una propuesta de diseño optimizado resultado del análisis de sensibilidad, cuya finalidad es incrementar la dilución y disminuir la concentración de los contaminantes.

La calibración del modelo se realiza con los datos de campo obtenidos en la campaña Cullera 6 correspondiente al mes de Noviembre del 2002, específicamente con los datos de la estación M11 por encontrarse más cerca del vertido del emisario. Esta estación cuenta con datos bacteriológicos de coliformes fecales, enterococos y *Escherichia coli*. Sin embargo, la concentración que éstas bacterias tienen en la superficie son valores muy bajos, 24 UFC/100 ml para coliformes fecales y 16 UFC/100 ml para enterococos, mientras que para *E. coli*, los valores están reportados como no detectados (nd), lo cual significa que se encuentran por debajo del límite de detección del método empleado en el laboratorio para su análisis. Es por esto que, para todas las simulaciones en el emisario de Cullera, se utilizarán los valores de concentración de los coliformes fecales y los enterococos, utilizando para los coliformes el valor del T90 de la *E. coli* para poder emplear la normativa vigente para calidad de aguas de baño. Por lo tanto, para calibrar el modelo, se utiliza el valor más alto reportado tanto para los coliformes fecales (630 UFC/100 ml a 1 m de profundidad) como para los enterococos (20 UFC/100 ml a 0.05 m de profundidad).

Por otro lado, de modo similar a las simulaciones en Gandía, se definen, en función de la longitud del emisario, un límite exterior de la zona de baño que estará a una distancia de 710 m, así como también, una zona en la orilla de la playa a una distancia de 910 m con respecto al difusor. Estos valores son los que definen la zona de baño, desde la línea de orilla hasta unos 200 m offshore.

Finalmente, las condiciones del emisario de Cullera, que definen el Caso Real, se presentan en la tabla 5.46.

Tabla 5.46. Condiciones del emisario de Cullera para el Caso Real.

	Caso Real
Longitud del emisario (m)	910
Diámetro interior de la tubería (cm)	70
Profundidad del vertido (m)	6
Dirección (N-deg)	59
Ángulo con la vertical	0.134°
Elevación del difusor (m)	0
Número de puertos difusores	1

5.2.5.1 Simulación del Caso Real. Resultados y Discusión

Los parámetros fisicoquímicos para esta simulación se muestran en la tabla 5.47. Los datos de velocidad y dirección de las corrientes fueron medidos con un correntímetro fondeado a 7 m de profundidad en la zona del vertido del emisario. Es importante mencionar que para estas simulaciones no se cuentan con datos fisicoquímicos del efluente, por lo que serán empleados los datos de salinidad y temperatura que se usaron para las simulaciones en Gandía, teniendo una conductividad promedio de 1.69 mS/cm y una temperatura promedio de 22.4°C (Olmos, 2010). El caudal empleado será 0.175 m³/s.

Tabla 5.47. Datos fisicoquímicos para el Caso Real.

Profundidad (m)	Dirección de la corriente (N-deg)	Velocidad de la corriente (cm/s)	Salinidad (psu)	Temperatura (°C)
0	353.07	4.39	36.94	17.26
0.05	353.07	4.39	36.82	17.25
0.1	353.07	4.39	36.79	17.25
0.2	353.07	4.39	36.75	17.26
0.3	353.07	4.39	36.91	17.25
0.5	353.07	4.39	36.79	17.25
1	353.07	4.39	36.41	17.26
5	353.07	4.39	37.05	17.26

Una vez introducidos los datos en las diferentes ventanas del modelo se obtienen los resultados de la simulación para el Caso Real, los cuales se muestran en la tabla 5.48. La pluma alcanza la superficie aproximadamente a 2.5 m de distancia de la fuente (Fig. 5.50) en un tiempo de 15.73 segundos, teniendo en este punto un diámetro de 249.3 cm y la dilución que se alcanza en la superficie es de 10.83 (Fig. 5.51).

Tabla 5.48. Resultados de la simulación del Caso Real con coliformes fecales.

	Caso Real
Distancia en que llega a la superficie (m)	2.5
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	15.73
Diámetro en la superficie (cm)	249.3
Dilución media de la pluma	10.83
Concentración de Coliformes Fecales UFC/100 ml)	471.2
Número de Froude	1.02
Velocidad del efluente (m/s)	0.45

Con estos resultados también es importante observar que no se cumple el criterio que establece la instrucción de vertidos al mar sobre la velocidad del efluente, ya que en este caso es de 0.45 m/s con lo cual se puede producir sedimentación y obstrucción en el difusor.

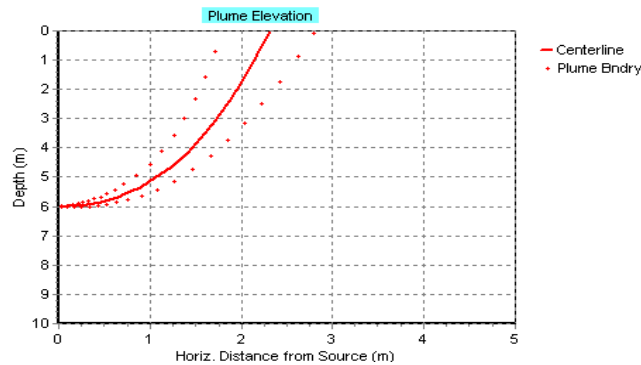


Figura 5.50. Elevación de la pluma para la simulación del Caso Real.

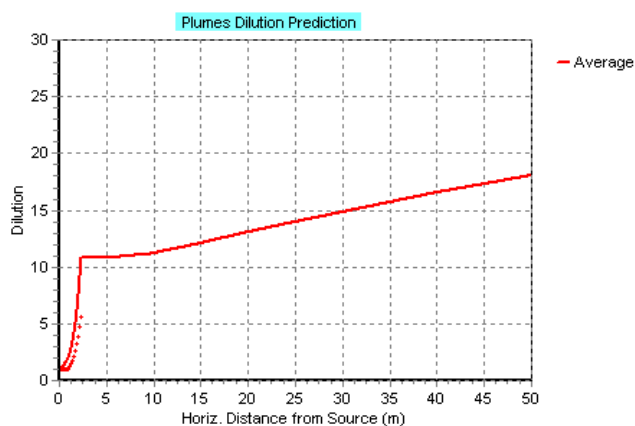


Figura 5.51. Dilución de la pluma para la simulación del Caso Real.

La concentración de coliformes fecales en la superficie es de 471.2 UFC/100 ml, mientras que a 1 m de profundidad la concentración es de 630 UFC/100 ml, siendo el valor que se reporta en los datos de campo a esta profundidad. En el límite exterior de la zona de baño, la concentración de coliformes, la cual se alcanza después de 4.4 horas, es de 0.47 UFC/100 ml, mientras que para la zona de la orilla la concentración es de 0.10 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 5.68 horas. La concentración de coliformes en estas dos zonas se encuentra por debajo de los valores límite que establece la Directiva Europea para aguas de baño, cumpliendo de esta forma con la reglamentación.

En el caso de los enterococos, la concentración que se obtiene en la superficie es de 18.36 UFC/100 ml, mientras que a la profundidad de 0.05 m la concentración es de 20.66 UFC/100 ml, siendo éste valor similar al reportado en la campaña de muestreo. Por otro lado, en el límite offshore la concentración de estas bacterias es de 0.40 UFC/100 ml y para la zona de la orilla el valor es de 0.20 UFC/100 ml. En ambos límites, la concentración es inferior al valor establecido por la normativa para aguas de baño, cumpliendo así con esta reglamentación.

Como se observa en los resultados, la concentración de bacterias en las zonas de interés es más baja que los límites de la normativa europea, siendo una posible explicación a esta situación que la velocidad de la corriente adoptada es muy pequeña (correspondiente a condiciones de escaso viento, casi de calma) y la pluma es

desplazada hacia estas zonas en un tiempo bastante grande, incluso mayor al valor del T90 de estas bacterias (2 y 4.7 horas). Por lo tanto, la mortalidad tiene mayor importancia que los procesos advectivos, reduciendo la carga contaminante antes de llegar a estas zonas. Otra posible explicación es la baja concentración inicial de bacterias que se presentan en esta campaña, lo cual podría deberse a que el efluente vertido por el emisario es agua depurada y con una concentración de bacterias baja, sobre todo si se compara con una campaña de verano como Gandía II, cuya carga contaminante es más alta y en la que se puede suponer que el agua no está depurada (o lo está pobremente) y es vertida de esta manera por el emisario submarino.

Por lo tanto, en base a estas suposiciones y con la finalidad de comprobar que con una mayor carga contaminante las bacterias podrán llegar a la zona de playas en concentraciones altas, se propone la opción de realizar una nueva simulación en la que se pueda introducir una concentración de coliformes fecales similar a la que se presenta en la campaña de verano, Gandía II, para el Caso Real de Cullera. Esta simulación se realiza con las condiciones del efluente existentes en la campaña Gandía II, cuyos datos se introducen en el modelo con las condiciones del Caso Real de Cullera.

Los resultados señalan que la dilución es la misma que se obtiene en el Caso Real, 10.83, aunque la concentración de coliformes fecales en la superficie es superior, 351995 UFC/100 ml, así como también es mayor el valor que se obtiene en las zonas a proteger, ya que para el límite offshore de la zona de baño, la concentración es de 357.76 UFC/100 ml y en el límite costero de 73.77 UFC/100 ml. En la zona offshore, la concentración supera el límite para determinar que se trate de agua de excelente calidad pero se encuentra por debajo de los límites del criterio de suficiente y buena, mientras que para la zona de la orilla, el valor es más bajo que todos los valores límite, cumpliendo así con la reglamentación. Una explicación plausible a estos resultados es que, debido a que la velocidad de la corriente sigue siendo pequeña, la pluma llega en un mayor tiempo a estas zonas, por lo tanto, nuevamente la mortalidad predomina sobre el proceso advectivo y las bacterias se mueren antes de llegar a las zonas de interés. Por lo tanto, se plantea comprobar este hecho y se proponen dos nuevas simulaciones aumentando la velocidad de la corriente a 10 y 25 cm/s (que son valores que están dentro del rango que es factible encontrar en la zona con vientos moderados), ya que a bajas velocidades el transporte es más lento ocasionando una mayor mortalidad de las bacterias.

Para la simulación con una velocidad de 10 cm/s, la dilución que se obtiene presenta un ligero aumento con respecto al Caso Real en el que se utiliza una baja velocidad, teniendo un valor de 15.28, mientras que la concentración de coliformes fecales en la superficie disminuye para tener un valor de 249026 UFC/100 ml. Para la zona offshore, la concentración que se obtiene es de 7414.93 UFC/100 ml en un tiempo de 1.9 horas, mientras que en la orilla de la playa la concentración es de 3473.06 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 2.5 horas. Ambas concentraciones son más altas que los límites de la normativa, así como también se observa que el tiempo en que la pluma es transportada hacia estas zonas es menor comparado con la simulación a baja velocidad. De esta manera se comprueba la importancia de la velocidad de la corriente con respecto al transporte del efluente y a la mortalidad de las bacterias.

En la simulación que se realiza con una velocidad de 25 cm/s el comportamiento es similar al resultado anterior, ya que la dilución aumenta para tener un valor de 45.21

y los coliformes fecales en la superficie tienen una concentración de 83875.1 UFC/100 ml, mientras que en el límite exterior de la zona de baño la concentración es de 17775.3 UFC/100 ml en un tiempo de 0.7 horas. Finalmente, en el límite costero, la concentración de coliformes es de 12369.4 UFC/100 ml en un tiempo de 1 hora. De esta manera, se comprueba, una vez más, que a mayor velocidad de la corriente, el efluente es transportado en menor tiempo hacia las zonas de interés y la mortalidad disminuye, llegando la pluma a estas zonas con una mayor carga contaminante.

5.2.5.2 *Análisis de Sensibilidad de distintos parámetros. Emisario de Cullera.*

El análisis de sensibilidad que se realiza con el modelo Visual Plumes para el emisario de Cullera, define una serie de simulaciones en las que se modificarán las siguientes variables: a) el número de puertos difusores; b) la separación entre los difusores; c) el diámetro de los difusores; d) el volumen del caudal; e) la profundidad del vertido y finalmente, f) la variación del T90, con la finalidad de obtener la máxima dilución y optimizar el vertido del emisario submarino. Todas serán representadas en función de la dilución, con excepción del T90 que será graficado con respecto a la concentración de coliformes fecales.

Como se ha mencionado anteriormente, la concentración de bacterias en la simulación del Caso Real del emisario de Cullera es muy baja comparada con la concentración que se obtiene en la campaña de verano de Gandía II. Por lo tanto, para realizar los análisis de sensibilidad se utilizará la misma concentración de coliformes fecales que en la campaña Gandía II (que corresponde a un efluente no depurado). De esta manera se podrá analizar el comportamiento de los distintos parámetros en el caso de aguas de muy baja calidad.

Las primeras simulaciones se llevan a cabo variando el número de puertos difusores en función de la dilución, utilizando 1, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 puertos difusores para el análisis. Para el caso con un solo orificio de salida se utilizan los datos del Caso Real, mientras que para las demás simulaciones se consideran los parámetros del Caso EPSAR descrito en las simulaciones del emisario de Gandía, es decir, 12 cm de diámetro para cada difusor y una separación entre ellos de 2.5 m.

Los resultados se observan en la tabla 5.49, mientras que en la figura 5.52 puede observarse que la relación entre la dilución y los difusores es directamente proporcional, ya que, a mayor número de difusores mayor será la dilución y por consiguiente, la concentración de coliformes fecales disminuye con el aumento de la dilución. Sin embargo, con ninguna de las diferentes condiciones se obtiene una dilución de 100 en la superficie (requerido por la normativa) mientras que a partir de 30 difusores ya no se cumple con el límite de velocidad de salida del difusor, pues el valor en este punto es menor a 0.6 m/s por lo que puede existir sedimentación y obstrucción en el difusor. Por lo tanto, el número de puertos difusores que para este caso asegura una mayor dilución, aproximadamente de 80 en la superficie, sin presentar velocidades bajas que puedan dar lugar a obstrucción en el difusor, será de 25 puertos difusores.

Tabla 5.49. Resultados de la simulación variando el número de puertos difusores.

	Número de puertos difusores								
	1	5	10	15	20	25	30	35	40
Distancia en llegar a la superficie (m)	2.5	6.5	4.5	3.5	3	3	3	2.5	2.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	15.73	37.69	39.74	41.25	43.71	45.21	47.7	48.62	50.34
Diámetro en la superficie (cm)	249.3	376.2	335.7	327.9	331.5	334.7	343.6	349.2	358.3
Dilución media de la pluma	10.83	46.26	56.20	64.04	72.18	78.86	86.81	92.56	99.46
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	351995	81653	67153	58904	52216	47773	43359	40656	37813
Número de Froude	1.02	16.88	8.43	5.62	4.22	3.37	2.81	2.41	2.11
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.45	3.09	1.54	1.03	0.77	0.61	0.51	0.44	0.3

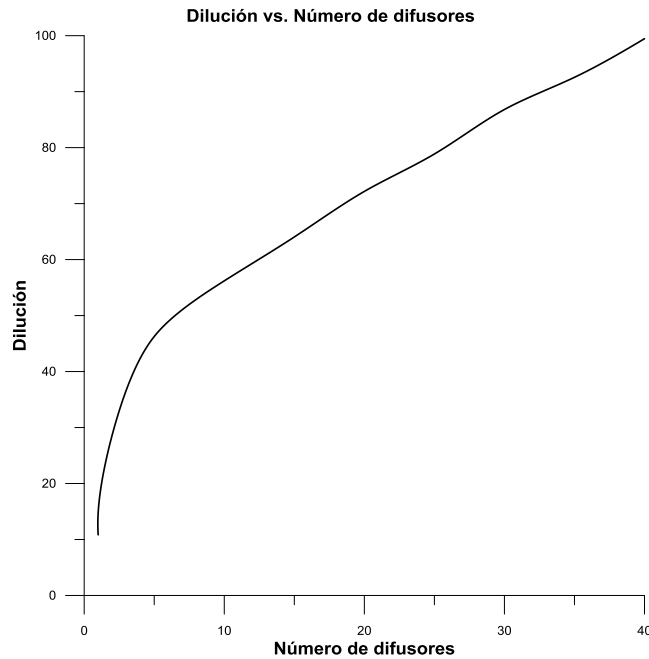


Figura 5.52. Dilución vs. Número de difusores.

El siguiente parámetro que se analiza es la distancia entre los difusores. En este caso, se realiza una simulación variando la separación entre los difusores para tres condiciones distintas: i) un tramo difusor con 15 puertos; ii) un tramo difusor con 25 puertos que es similar al Caso EPSAR; y iii) un tramo difusor con 40 orificios de salida. El diámetro en todos los casos es de 12 cm, mientras que las medidas de separación que se aplican en las simulaciones son 1.5, 2, 2.5, 5 y 7.5 m. Los resultados para cada condición se muestran en las tablas 5.50, 5.51 y 5.52 respectivamente.

En todos los casos la dilución aumenta conforme aumenta la separación entre los difusores, como puede verse en la figura 5.53. Sin embargo, con 15 difusores no se obtiene una dilución de 100 en la superficie, mientras que con 25 difusores este valor se obtiene con una separación de 5 m y con 40 difusores a partir de la separación de 2.5 m. Por lo tanto, la separación óptima que asegura una dilución mayor de 100 en la superficie será de 5 m.

Tabla 5.50. Resultados de la simulación con 15 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	36.50	39.63	41.25	43.39	43.11
Diámetro en la superficie (cm)	295	316.7	328	333.4	333.7
Dilución media de la pluma	47.59	56.87	64	84.5	86.19
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	79398	66370	58904	44611	43741
Número de Froude	5.62	5.62	5.62	5.62	5.62
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.03	1.03	1.03	1.03	1.03

Tabla 5.51. Resultados de la simulación con 25 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	2.5	3	3	3	3
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	39.97	43.44	45.21	48.09	48.09
Diámetro en la superficie (cm)	306.8	325.8	334.7	331.2	325.2
Dilución media de la pluma	58.6	70	78.86	106.1	112.6
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	64404	53831	47773	35463	33418
Número de Froude	3.37	3.37	3.37	3.37	3.37
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.61	0.61	0.61	0.61	0.61

Tabla 5.52. Resultados de la simulación con 40 puertos difusores variando la separación entre ellos.

	Separación entre difusores (m)				
	1.5	2	2.5	5	7.5
Distancia para llegar a la superficie (m)	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	43.99	48.72	50.34	48.62	48.57
Diámetro en la superficie (cm)	321.9	347	358.3	323	312.4
Dilución media de la pluma	72.46	88.32	99.46	126.1	134
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	52015	42606	37813	29832	28111
Número de Froude	2.11	2.11	2.11	2.11	2.11
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38

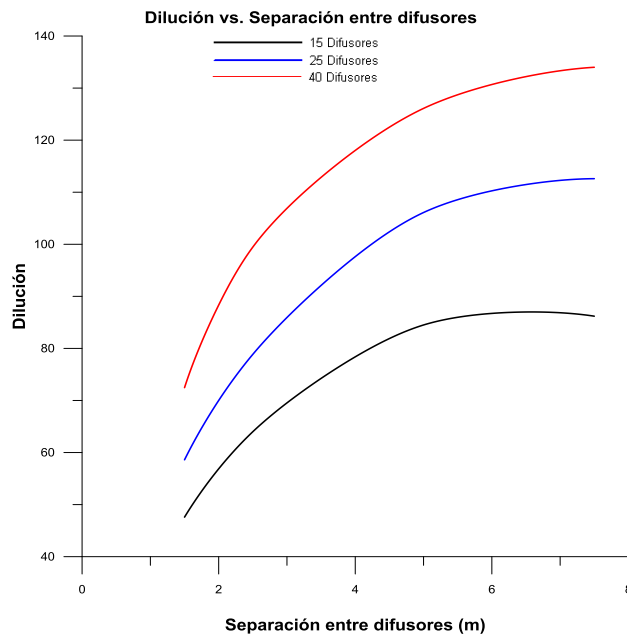


Figura 5.53. Dilución vs. Separación de los difusores con 15, 25 y 40 difusores.

Continuando con el análisis de sensibilidad, el siguiente parámetro a modificar es el diámetro de los difusores, para lo cual se utilizan las mismas tres condiciones que en la simulación anterior, tramos difusores con 15, 25 y 40 orificios y con una separación entre ellos de 2.5 m. La variación en los diámetros será de 6, 8, 12, 16, 20 y 24 cm.

Los resultados de la simulación con 15 difusores se muestran en la tabla 5.53, en la que se puede observar que la única medida con la que se alcanza una dilución de 100 en la superficie es de 6 cm, mientras que el resto de valores de dilución disminuyen con el aumento del diámetro de los difusores (Fig.5.54). Igualmente, es con esta medida que se presenta una menor concentración de bacterias coliformes, que va aumentando con el incremento en el tamaño del diámetro.

Para la simulación con 25 difusores, cuyos resultados se muestran en la tabla 5.54, se observa que, de modo similar al caso anterior, a medida que aumenta el diámetro la dilución disminuye y que con un diámetro de 6 cm se asegura una dilución mayor de 100 en la superficie. Finalmente, con 40 difusores (Tabla 5.55) las únicas medidas con las que se obtiene una dilución mayor de 100 son con 6 y 8 cm. Por lo tanto, en este caso se puede determinar que 6 cm de diámetro es la medida óptima para alcanzar una mayor dilución y una menor concentración de coliformes fecales.

Tabla 5.53. Resultados de la simulación con 15 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)					
	6	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	7	5.5	3.5	2.5	2	2
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	58.33	50.15	41.25	36.8	34.36	32.39
Diámetro en la superficie (cm)	501.8	416.6	327.9	285.7	262.7	246.3
Dilución media de la pluma	100.8	82.76	64.04	54.55	49.15	45.17
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	37212	45446	58904	69253	76933	83760
Número de Froude	31.83	15.5	5.62	2.74	1.56	0.99
Velocidad de salida del efluente (m/s)	4.12	2.32	1.03	0.58	0.37	0.25

Tabla 5.54. Resultados de la simulación con 25 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)					
	6	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	5.5	4	3	2.5	2	1.5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	59.94	49.37	45.21	41.53	38.49	36.86
Diámetro en la superficie (cm)	522.8	393	334.7	294.7	270	255.2
Dilución media de la pluma	118.2	93.92	78.86	69.57	63	59.28
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	31707	40057	47773	54218	59938	63728
Número de Froude	19.1	9.3	3.37	1.64	0.94	0.59
Velocidad de salida del efluente (m/s)	2.47	1.39	0.61	0.34	0.22	0.15

Tabla 5.55. Resultados de la simulación con 40 puertos difusores con variación en el diámetro.

	Diámetro de los difusores (cm)					
	6	8	12	16	20	24
Distancia para llegar a la superficie (m)	4.5	3.5	2.5	2.5	2	2
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	65	54	50.34	46.94	45.11	43.69
Diámetro en la superficie (cm)	604	427	358.3	317.4	295.4	282.7
Dilución media de la pluma	145	115	99.46	90	85.13	81.68
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	25835	32624	37813	41788	44254	46144
Número de Froude	11.9	5.81	2.11	1.02	0.58	037
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.54	0.87	0.38	0.21	0.13	0.09

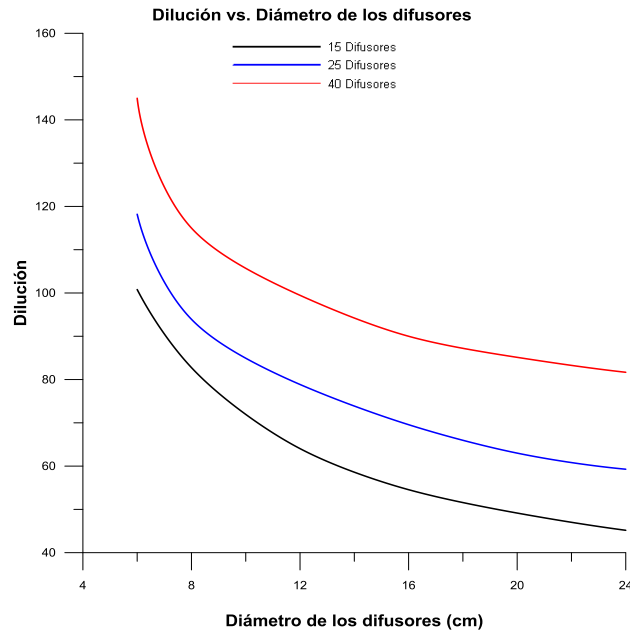


Figura 5.54. Dilución vs. diámetro de los difusores con 15, 25 y 40 difusores.

Con respecto a la variación del caudal para el análisis de sensibilidad, se establecen dos condiciones para simular junto con el Caso Real, un caso con 15 y otro con 25 puertos difusores. El diámetro de los difusores sigue siendo de 12 cm y la separación entre ellos de 2.5 m. La variación del caudal se realiza considerando un volumen de caudal 25% mayor (0.218 m³/s) al valor del Caso Real (0.175 m³/s) y la otra con un 25% menor (0.132 m³/s). Los resultados de éstas simulaciones se presentan en la tabla 5.56.

Tabla 5.56. Resultados obtenidos en las simulaciones con un volumen de caudal 25% mayor y 25% menor con 1, 15 y 25 difusores.

	Caso Real			15 difusores			25 difusores		
	0.132 m ³ /s	0.175 m ³ /s	0.218 m ³ /s	0.132 m ³ /s	0.175 m ³ /s	0.218 m ³ /s	0.132 m ³ /s	0.175 m ³ /s	0.218 m ³ /s
Dilución media de la pluma	11.77	10.83	10	72.26	64.04	59	90	78.86	72.14
Colif. Fec. (UFC/100 ml)	323778	351995	380031	52163	58904	63916	41918	47773	52250
Número de Froude	0.77	1.02	1.27	4.24	5.62	7	2.54	3.37	4.2
Velocidad del efluente (m/s)	0.34	0.45	0.56	0.77	1.03	1.28	0.46	0.61	0.77

En los tres casos simulados, el valor de la dilución que se obtiene es menor a 100 en la superficie y al aumentar el caudal la dilución disminuye, como se observa en la figura 5.55. La mayor dilución, 90, se obtiene con un caudal del 25% menos para la simulación con 25 difusores, así como también presenta la concentración más baja de coliformes fecales en la superficie. Sin embargo, con este caudal, no se cumple la reglamentación para la velocidad del efluente, ya que se obtiene un valor menor a 0.6

m/s. Por lo tanto, en el Caso Optimizado, se utiliza el caudal que, hasta este momento, se ha empleado en las simulaciones, es decir $0.175 \text{ m}^3/\text{s}$.

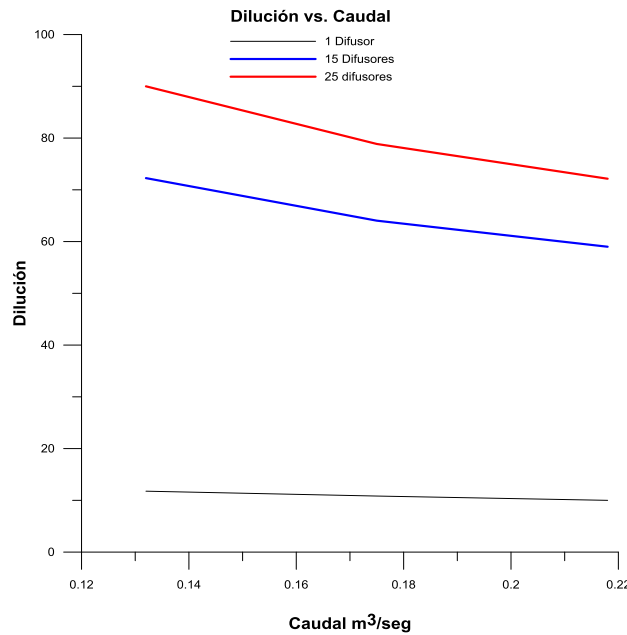


Figura 5.55. Dilución vs. Caudal con 1, 15 y 25 difusores.

El siguiente parámetro por determinar en el análisis de sensibilidad corresponde a la profundidad del vertido. Para este parámetro se realizan tres simulaciones bajo las mismas condiciones que en el caso anterior: una con los datos del Caso Real, una con 15 difusores y otra con 25 orificios a las siguientes profundidades cada una: 6, 8, 10, 12 m. Los resultados de estas simulaciones se muestran en las tablas 5.57, 5.58 y 5.59 respectivamente.

Tabla 5.57. Resultados de la simulación del Caso Real con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)			
	6	8	10	12
Distancia para llegar a la superficie (m)	2.5	2.5	3	3
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	15.73	20.92	26.82	32.63
Diámetro en la superficie (cm)	249.3	305.2	365.2	422.4
Dilución media de la pluma	10.83	15.15	20.38	25.84
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	351995	250964	186119	146481
Número de Froude	1.02	1.02	1.02	1.02
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.45	0.45	0.45	0.45

Tabla 5.58. Resultados de la simulación con 15 difusores con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)			
	6	8	10	12
Distancia para llegar a la superficie (m)	3.5	4.5	5	5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	41.25	53.9	64.65	77.71
Diámetro en la superficie (cm)	327.9	458.1	562.4	698.2
Dilución media de la pluma	64.04	81.21	96.91	114.9
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	58904	46258	38626	32438
Número de Froude	5.62	5.62	5.62	5.62
Velocidad de salida del efluente (m/s)	1.03	1.03	1.03	1.03

Tabla 5.59. Resultados de la simulación con 25 difusores con variación en la profundidad del vertido.

	Profundidad del vertido (m)			
	6	8	10	12
Distancia para llegar a la superficie (m)	3	4	4.5	5
Tiempo en llegar a la superficie (seg)	45.21	58.41	73.55	85.51
Diámetro en la superficie (cm)	334.7	484.1	659.3	800.7
Dilución media de la pluma	78.86	99.87	124.9	146.1
Concentración coliformes fecales UFC/100 ml	47773	37557	29894	25449
Número de Froude	3.37	3.37	3.37	3.37
Velocidad de salida del efluente (m/s)	0.6	0.6	0.6	0.6

En los resultados del Caso Real se observa que en ningún momento se alcanza una dilución de 100 en la superficie, siendo también que la velocidad del efluente es más baja que el límite que marca la instrucción de vertidos al mar, suponiendo con esto que puede producirse obstrucción en el difusor. Por otro lado, para la simulación con 15 difusores, sólo la profundidad de 12 m alcanza una dilución mayor a 100 en la superficie, mientras que con 25 difusores a partir de la profundidad de 8 m se obtiene una dilución de 100 en la superficie. En todos los casos y como era de esperar, la dilución aumenta conforme aumenta la profundidad, como puede observarse también en la figura 5.56. Por lo tanto, la profundidad que será empleada en la simulación del Caso Optimizado será 10 m, ya que si bien con 12 m la dilución es mayor, la mejora conseguida no compensa el incremento de coste que supone la construcción de unos 450 m más de emisario (longitud necesaria para alcanzar dicha profundidad).

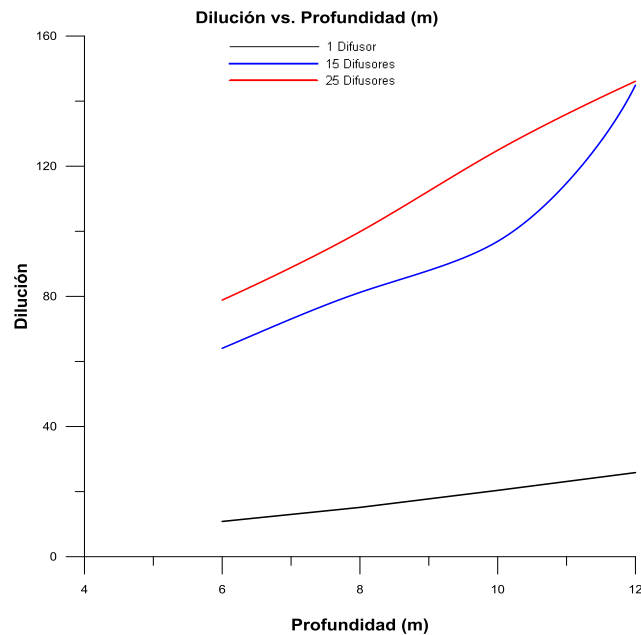


Figura 5.56. Dilución vs. Profundidad del vertido con 1, 15 y 25 difusores.

Finalmente, se realiza el análisis de sensibilidad con la variación del T90, pues como se mencionó anteriormente, la velocidad y la mortalidad juegan un papel importante en la simulación del Caso Real, por lo que se propone variar el tiempo del T90 y observar la influencia que tiene sobre la concentración de los coliformes fecales en la zona de baño. Para esto, se utilizan dos perfiles de velocidad, uno de baja velocidad (4.39 cm/s) y uno de alta velocidad (10 cm/s) que serán simulados con 1, 15 y 25 difusores cada uno y con variaciones del T90 de 2, 3, 4, 5 y 6 horas.

Los resultados de la simulación con una velocidad de 4.39 cm/s se muestran en la tabla 5.60. En estos resultados se observa que existe una relación directamente proporcional entre la concentración de coliformes y el T90, ya que la concentración aumenta con el incremento de este parámetro en ambas zonas (Fig. 5.57). Para el Caso Real, tanto el límite offshore como el límite costero, a un T90 de 2 horas, presentan una concentración de coliformes más baja que los valores que establece la normativa para aguas de baño, siendo que, para los demás casos, esta reglamentación no se cumple, ya que la concentración es más alta. Sin embargo, es también este caso el que presenta los valores de coliformes más altos comparados con los otros dos. Se comprueba que la mortalidad disminuye con el aumento del T90 (como era de esperar), mientras que a un menor tiempo (T90=2 horas) la mortalidad aumenta como consecuencia del transporte lento ocasionado por la velocidad de la corriente y que hace que la pluma tarde más en llegar a las zonas de interés.

Para la simulación con 15 difusores se repite la situación anterior, ya que, tanto en la zona offshore como en la zona de la orilla, con un T90 de 2 horas, las concentraciones cumplen con la normativa, así como también se cumple esta reglamentación en la orilla de la playa con una variación de T90 de 3 horas. El resto de

las concentraciones supera los valores límite. Finalmente, en la simulación con 25 difusores se repite el comportamiento observado en la simulación con 15 difusores. Por lo tanto, se puede concluir que cuando la velocidad es pequeña, el transporte de la pluma es más lento y por consiguiente si el T90 es pequeño la mortalidad es mayor, teniendo este parámetro más importancia que la advección. Pero si el T90 es mayor, entonces la mortalidad se reduce aumentando la concentración de bacterias en las zonas de interés.

Tabla 5.60. Resultados de la concentración de coliformes fecales con la variación T90 para la zona offshore y costera a velocidad 4.39 cm/s

Concentración de Colif. Fecales* con variación T90 para el Caso Real					
T90	2	3	4	5	6
LBO *	357	1998	4722	7912	11160
LC *	73	669	2017	3910	6079
Concentración de Colif. Fecales con variación T90 con 15 difusores					
T90	2	3	4	5	6
LBO **	113	632	1493	2502	3529
LC **	23	212	641	1242	1931
Concentración de Colif. Fecales con variación T90 con 25 difusores					
T90	2	3	4	5	6
LBO **	105	588	1393	2335	3295
LC **	21	198	599	1162	1807

*Concentración Coliformes Fecales en UFC/100 ml
 *LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 710 m del difusor)
 *LC=Línea de costa (a 910 m del difusor)
 **LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1620 m del difusor)
 **LC=Línea de costa (a 1820 m del difusor)

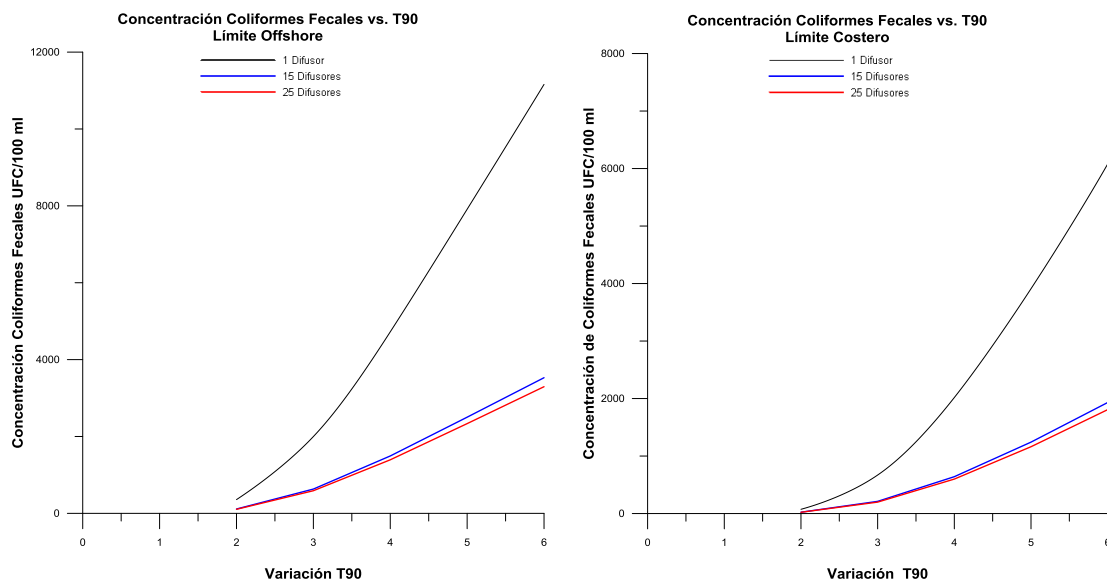


Figura 5.57. Variación del T90 vs. Concentración de Coliformes Fecales para los límites offshore (izquierda) y costero (derecha) a baja velocidad con 1, 15 y 25 difusores.

Por otro lado, los resultados de la simulación con una velocidad de 10 cm/s se muestran en la tabla 5.61. De forma similar al caso anterior, en los resultados se observa que existe una relación directamente proporcional entre la concentración de coliformes y el T90, ya que la concentración aumenta con el incremento de este parámetro (Fig. 5.58). En todas las simulaciones la concentración de coliformes fecales es más alta que los valores límite que establece la normativa, por lo que no se cumple ésta reglamentación. Por lo tanto, a diferencia de los casos a baja velocidad, cuando se tiene una velocidad alta, el transporte de la pluma es más rápido, disminuyendo la mortalidad ya que la pluma llega en menor tiempo a las zonas de interés. También, como era de esperar, la mortalidad se reduce al aumentar el valor del T90.

Tabla 5.61. Resultados de la concentración de coliformes fecales con la variación T90 para la zona offshore y costera a velocidad 10 cm/s

Concentración de Colif. Fecales* con variación T90 para el Caso Real					
T90	2	3	4	5	6
LBO *	7414	15789	23040	28904	33620
LC *	3473	9152	14858	19871	24121
Concentración de Colif. Fecales con variación T90 con 15 difusores					
T90	2	3	4	5	6
LBO **	1967	4189	6113	7670	8921
LC **	931	2456	3987	5332	6473
Concentración de Colif. Fecales con variación T90 con 25 difusores					
T90	2	3	4	5	6
LBO **	1611	3432	5011	6287	7314
LC **	766	2021	3283	4391	5331

*Concentración Coliformes Fecales en UFC/100 ml
 *LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 710 m del difusor)
 *LC=Línea de costa (a 910 m del difusor)
 **LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1620 m del difusor)
 **LC=Línea de costa (a 1820 m del difusor)

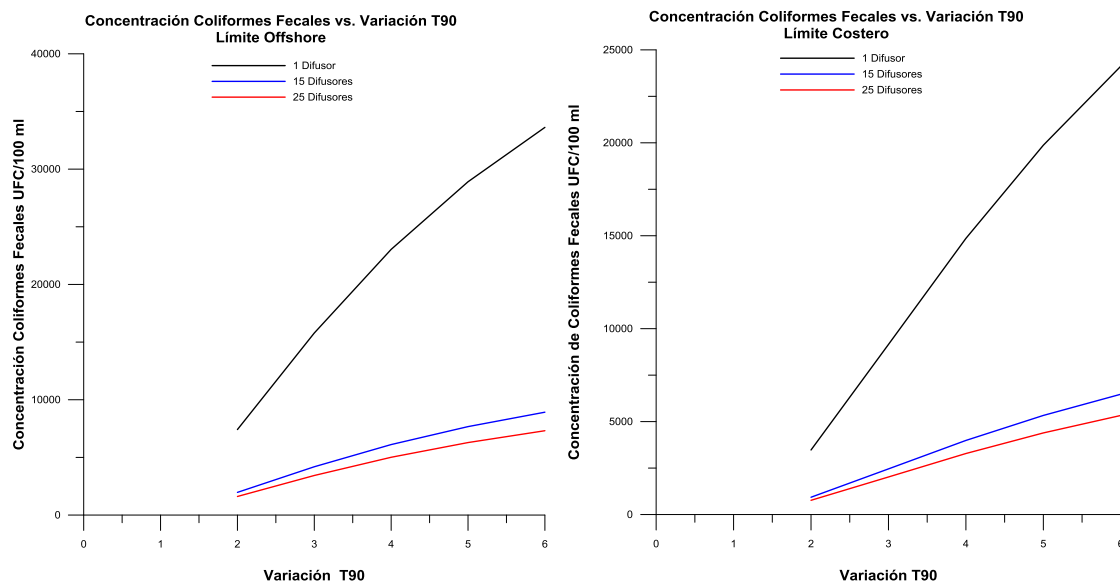


Figura 5.58. Variación del T90 vs. Concentración de Coliformes Fecales para los límites offshore (izquierdo) y costero (derecho) con alta velocidad con 1, 15 y 25 difusores.

5.2.5.3 Simulación del Caso Optimizado

Después de realizar el análisis de sensibilidad se definen los diferentes parámetros con los cuales se propone una nueva simulación a la que se nombra como Caso Optimizado, en la cual, los parámetros seleccionados son los que incrementan la dilución y disminuyen la concentración de las bacterias coliformes. Esta simulación se define con 25 puertos difusores, 6 cm de diámetro, una separación entre los difusores de 5 m, un caudal de $0.175 \text{ m}^3/\text{s}$ a una profundidad de 10 m. Si bien a una profundidad de 12 m se obtienen resultados de dilución inicial mejores, alcanzar dicha profundidad supondría prolongar el emisario 450 m. El encarecimiento de la obra que eso supone, no se justifica con la mejoría alcanzada, por lo que se opta por dejar el difusor a 10 m de profundidad. Para el T90 se sigue utilizando un tiempo de 2 horas, que es el mínimo que permite la normativa vigente en el Mediterráneo para *E. coli*.

Se realizarán 3 simulaciones en función de la velocidad, una con 4.39 cm/s, otra con 10 cm/s y finalmente con 25 cm/s, con la finalidad de observar la influencia que la velocidad tiene con una carga contaminante correspondiente a una campaña de verano y su afectación a la zona de playa, así como también comparar los resultados con las simulaciones del Caso Real. Para esta simulación, las zonas de cálculo de la concentración de bacterias se establecen a distancias de 1620 m y de 1820 (que son los límites de la zona de baño), ya que la longitud del emisario se considera, aproximadamente de 1820 m por estar ahora a una profundidad de 10 m. Los resultados de estas simulaciones se observan en la tabla 5.62.

Los resultados de la simulación del Caso Optimizado con una velocidad de 4.39 cm/s revelan que la dilución es mayor al valor obtenido en el Caso Real (10.83) para estas mismas condiciones (Tabla 5.63). También se observa que la concentración de coliformes fecales es menor comparada con la concentración del Caso Real a esta velocidad (351995 UFC/100 ml). Para el límite exterior de la zona de baño, en esta simulación, los coliformes tienen una concentración de 3.84×10^{-2} UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 10.2 horas, mientras que para la orilla de la playa, la concentración es de 8.47×10^{-3} UFC/100 ml en un tiempo de 11.4 horas. Ambas concentraciones son menores a los límites que establece la normativa para aguas de baño, debido a que la velocidad de la corriente es baja, permitiendo un transporte más lento de la pluma que ocasiona un aumento en la mortalidad de las bacterias, disminuyendo la concentración al llegar a estas zonas.

Por otro lado, en la simulación con 10 cm/s, la dilución también es mayor a la dilución del Caso Real, como se observa en la tabla 5.62, mientras que la concentración de coliformes fecales en el límite exterior es de 21.88 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 4.4 horas. Para la zona de la orilla, la concentración es de 10.97 UFC/100 ml que se alcanza en un tiempo de 5 horas. En ambas zonas, la concentración de coliformes fecales es mayor que en la simulación anterior, aunque menor a los límites de la normativa, cumpliendo con la reglamentación a pesar de que la pluma, al ser transportada por la corriente, llega más rápido a estas zonas. Sin embargo, el tiempo que tarda en llegar es superior al T90, con lo cual la mortalidad aumenta y la concentración de bacterias disminuye al llegar a estas zonas.

Tabla 5.62 Resultados obtenidos en la simulación del Caso Optimizado.

	Caso Optimizado		
	4.39 cm/s	10 cm/s	25 cm/s
Distancia en que llega a la superficie (m)	7	15	45
Tiempo en alcanzar la superficie (seg)	100.8	120.4	184
Diámetro en la superficie (cm)	1063.6	1386.9	1480.3
Dilución media de la pluma	249.7	478	1100
Conc. Colif. Fec. (UFC/100 ml)	14817	7690	3271
Número de Froude	19.1	19.1	19.1
Velocidad del efluente (m/s)	2.47	2.47	2.47

Finalmente, para la simulación con una velocidad de 25 cm/s la dilución que se obtiene es mayor a todos los casos anteriores, como se observa en las tablas 5.62 y 5.63, mientras que la concentración de coliformes fecales en la superficie es de 3271.7 UFC/100 ml, el cual también es un valor bajo comparado con la simulación del Caso Base para esta velocidad (Tabla 5.63). En el caso de los límites offshore y costero, la concentración de coliformes fecales en estos puntos es respectivamente de 306.8 UFC/100 ml, que se alcanza en un tiempo de 1.7 horas, y de 227.9 UFC/100 ml en un tiempo de 1.9 horas. La concentración en el límite offshore es menor a los límites de la normativa europea para la clasificación de aguas en el criterio de suficiente y buenas, sin embargo es mayor al criterio de aguas excelentes para este tipo de bacterias. Por otro lado, la concentración de coliformes fecales en la orilla de la playa es menor que los valores límite cumpliendo con la reglamentación. Estos valores superiores pueden deberse a que, con una velocidad mayor, el transporte de la pluma es más rápido y el tiempo que tarda en llegar a estas zonas es más corto que el T90. A pesar de ello, al llegar a estas zonas la concentración es menor que los límites de la normativa, cumpliendo así con la reglamentación.

Tabla 5.63. Comparación de resultados para los Casos Real y Optimizado con diferentes velocidades de corrientes.

	Caso Real						Caso Optimizado					
	0.43		10		25		0.43		10		25	
Vel *	0.43		10		25		0.43		10		25	
Dilución	10.83		15.28		45.21		249		478		1100	
Colif. Fec.*	351995		249026		83875		14817		7690		3271	
	LBO*	LC*	LBO	LC	LBO	LC	LBO**	LC**	LBO	LC	LBO	LC
Colif. Fec.*	357	73	7414	3473	17775	12369	0.038	0.008	21	10	306	227

*Velocidad en cm/s

*Concentración en UFC/100 ml

*LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 710 m del difusor)

*LC=Línea de costa (a 910 m del difusor)

**LBO=Límite Offshore de la zona de baño (a 1620 m del difusor)

**LC=Línea de costa (a 1820 m del difusor)

Con este análisis se concluye que, para un efluente con una concentración de bacterias tan alta como la que se presenta en la campaña de verano Gandía II (correspondiente a un efluente poco o nada depurado), es posible realizar un diseño del emisario que garantice una dilución mayor y, sobre todo, que cumpla con la normativa europea para la calidad de las aguas de baño.

CAPÍTULO 6

6 CONCLUSIONES Y TRABAJO FUTURO

La problemática que ha sido la base fundamental de este trabajo es la situación que enfrentan las zonas costeras del Mediterráneo en general y la Comunidad Valenciana en particular, al generar grandes cantidades de agua residual urbana, principalmente durante la época estival, que son vertidas a través de los emisarios submarinos al medio ambiente marino/costero. Esta carga de contaminantes es tan grande que, en ocasiones, el medio receptor es incapaz de asimilarla a corto plazo, provocando episodios de polución que afectan de forma negativa la calidad de las aguas de baño.

El objetivo principal de este proyecto fue realizar un estudio experimental y numérico que permitiera analizar los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en la dinámica de los ambientes costeros y la calidad del agua en tres zonas afectadas por el vertido de los emisarios submarinos de Pinedo, Cullera y Gandía, con el fin de mejorar la gestión de dichos vertidos en la zona de estudio. De forma concreta, los resultados obtenidos han permitido evidenciar que la introducción de agua residual en estas zonas someras, con hidrodinámica suave y diferentes condiciones de vertido, generan una serie de afecciones significativas a corto-medio plazo sobre éste ecosistema costero. Asimismo, los datos que han sido analizados se plantean como una reconstrucción de los hechos variables en el tiempo y el espacio, representados como una fotografía instantánea, ya que no fueron tomados al mismo tiempo y, por lo tanto, los resultados son “intuiciones” de lo que pudo estar sucediendo en la zona.

6.1 Conclusiones sobre las Campañas de Muestreo

Uno de los principales problemas que se presentaron en todas las campañas, es la falta de datos, ya que por cuestiones metodológicas y de presupuesto, el número de muestras y de estaciones fue limitado. Esto dio lugar a que las interpolaciones realizadas con pocos datos constituyeran solo una aproximación a la realidad y que la discusión de estos gráficos tuviera que ser considerada hasta una profundidad que fuera confiable. Esta falta de datos también fue generada por problemas con los equipos de detección, como por ejemplo en las campañas Gandía IV y V, donde no se registraron valores con el CTD y, por consiguiente, no se obtuvieron valores de temperatura y densidad en ambas campañas. Un caso similar fue el de la campaña Gandía III, donde los coliformes fecales no fueron determinados debido a problemas con la estufa bacteriológica limitando los datos a analizar.

Otro de los problemas en las campañas fue la falta de datos hidrodinámicos, ya que sólo en las campañas Gandía IV y Gandía V se contó con medidas de viento y corrientes, que son fundamentales en el desarrollo de una metodología experimental de dispersión de contaminantes. El resto de las campañas sólo tuvieron medidas de viento proporcionados por diferentes instituciones cercanas a la zona de estudio.

En el caso de Cullera, las campañas de muestreo formaron parte del proyecto europeo ECOSUD (2002-2004), el cual ha generado una serie de publicaciones y de informes técnicos con resultados que revelan, la influencia de la descarga del emisario en combinación con la descarga del río Júcar en la calidad del agua, controlada por parámetros como la concentración de nutrientes y la salinidad y ya fueron analizados en trabajos anteriores (Cupul et al., 2006a, 2006b; Sánchez-Arcilla et al., 2007; Mösso et al., 2007; Sierra et al., 2007; Falco et al., 2007; Romero et al., 2007). Por lo tanto, en este trabajo solo fueron considerados los análisis bacteriológicos en esta zona, para analizar a través del modelado las posibilidades de mejora del vertido.

En todas las campañas se representan gráficos de distribución superficial de los diferentes parámetros en estudio, en los cuales se distingue un transporte en superficie ocasionado por la acción del viento. Con respecto a las corrientes, se han obtenido la velocidad y dirección para diferentes profundidades en las campañas que cuentan con este dato, Gandía IV y V.

Por otro lado, en todos los muestreos de Gandía y Pinedo, las altas concentraciones en la superficie fueron encontradas en las estaciones cercanas al punto de vertido, con lo cual se comprueba que la presencia de los diferentes contaminantes en el medio receptor se debe a que fueron liberados a través del efluente vertido por el emisario submarino y que no hay otras fuentes importantes de contaminación en dichas zonas.

En la campaña Pinedo I, fue posible determinar una pluma de agua residual que ascendía a la superficie, mientras que en la campaña Pinedo II, que fue realizada en época estival, se presenta una estratificación estacional por diferencias de temperatura, con una columna de agua parcialmente estratificada, dando lugar a que los contaminantes quedaran atrapados en el fondo, formando una masa de agua más densa que la capa superficial y que no pudo ascender a la superficie.

En el caso de Gandía, solamente en las campañas Gandía II y III se puede intuir la presencia de una pluma procedente del vertido. En el resto de las campañas, la pluma no se localizó en la zona muestreada. Sin embargo, se puede observar en la superficie altas concentraciones de los diferentes parámetros en estudio y específicamente en las estaciones con mayor influencia del vertido. No se detectaron indicios de estratificación en estas campañas, a pesar de que se cubrieron diferentes épocas del año.

Con respecto a los nutrientes, el aporte directo y difuso de altas concentraciones al medio receptor, combinados con una hidrodinámica suave en la zona, dio lugar a elevadas concentraciones puntuales de amonio, nitrito, nitrato, fosfatos, ácido ortosilícico y clorofila *a*, que reflejan el grado de afectación que presentan las aguas, cerca de la zona de vertido. El amonio, nitrito y nitrato, siempre mantuvieron una relación directa entre ellos, así como también una distribución espacial inversa a la salinidad, con concentraciones que aumentaron o disminuyeron a lo largo de la columna

de agua. Un factor importante en relación con los nutrientes, fueron los procesos biológicos que se consideraron presentes en la zona. Esta relación se basa en una serie de condiciones oxidativas (oxidación, remineralización), que aumentan la concentración de los nitratos disminuyendo la concentración de amonio y nitrito. De esta manera, en puntos donde se observan bajas concentraciones de nitrato, las concentraciones de amonio y nitrito son mayores y viceversa. Sin embargo, esta relación no pudo ser comprobada de manera directa, debido a que no se tomaron datos de concentración de oxígeno en las diferentes campañas.

Uno de los parámetros con mayor variabilidad fue la concentración de clorofila *a*. Este compuesto fotosintético mantiene una relación directa con la concentración de nutrientes, más que con el propio vertido, ya que la abundancia de éstos permite el crecimiento poblacional del fitoplancton, con lo cual es posible diferenciar zonas pobres en nutrientes y clorofila (oligotróficas) de las enriquecidas (eutróficas). En todas las campañas se determinaron bajas concentraciones de clorofila *a* en las estaciones cercanas al vertido, mientras que en puntos con mayor concentración de este compuesto se observaron altas concentraciones de nitrato, lo cual pone de manifiesto una posible relación biomasa-nutriente.

Por otro lado, los resultados obtenidos en el análisis de la calidad bacteriológica (coliformes fecales, coliformes totales y enterococos) de la zona de influencia del vertido, para las diferentes campañas, han demostrado que, la introducción incontrolada de este tipo de efluentes, provoca severos cambios en la calidad de las aguas costeras.

Los resultados obtenidos del análisis de bacterias coliformes, en la zona de influencia del vertido, han sido comparados con los valores que establece la Directiva Europea 76/160/CEE para aguas de baño, ya que en el momento en que se realizaron las campañas era la normativa que se encontraba vigente. Actualmente, la Comunidad Europea ha adoptado una nueva Directiva 2006/7/C en relación a la calidad ambiental para la clasificación de las aguas de baño, en la que se considera como indicadores a los Enterococos y la *Escherichia coli*.

En todas las campañas que se realizaron y en las estaciones cercanas al punto de vertido, las altas concentraciones de coliformes fecales y enterococos han sido superiores a los límites permisibles que establece la directiva europea para aguas de baño, por lo que su entrada al medio es a través del efluente liberado por el emisario submarino. Los valores más altos se midieron por debajo de la capa superficial, por el efecto que la radiación solar ejerce en la superficie sobre las bacterias, disminuyendo su concentración.

Las concentraciones más altas de coliformes fecales fueron observadas en la campaña Gandía II, en la estación que tiene la mayor influencia del vertido, con un rango de valores entre 21000 – 95000 UFC/100 ml, mientras que las concentraciones más bajas se determinaron en la campaña Pinedo II, en donde la presencia de la estratificación hizo que las concentraciones se quedaran atrapadas en el fondo sin poder ascender a la superficie. Sin embargo, debido a la falta de datos en fondo no fue posible determinar las concentraciones de estas bacterias por debajo de los 5 m de profundidad.

En el caso de los enterococos, la mayoría de los valores a lo largo de todas las campañas fueron reportados como “no detectados” siendo excluidos de los gráficos. Sin

embargo, concentraciones como las observadas en la campaña Gandía III, superan (en la zona del vertido) el límite impuesto por la directiva para este tipo de bacterias.

La franja horaria en la que se llevó a cabo el muestreo es otro factor importante a considerar en el análisis de la calidad bacteriológica, ya que pudo influir en los resultados debido a las variaciones en la intensidad de la radiación solar y a las diferencias de concentración de los patógenos microbianos en algunas estaciones a lo largo de la columna de agua.

En Cullera, la salinidad fue uno de los parámetros más importantes que se determinaron debido a la influencia de la descarga del Río Júcar, siendo en la zona del cabo Cullera donde la concentración fue más alta. Para las campañas de verano (Ecosud 2 y Ecosud 3 en julio y Ecosud 4 en agosto), la entrada de agua a la bahía provenía directamente del emisario ya que el caudal del Río Júcar, en estos meses, es casi nulo ($4 \text{ m}^3/\text{s}$). En el resto de las campañas el aporte de agua dulce pudo provenir tanto del emisario como del río.

La distribución superficial de las bacterias coliformes y los enterococos presentan una mayor concentración en la zona del cabo Cullera, principalmente en la época de verano, con valores de 1800 UFC/100 ml y 566 UFC/100 ml respectivamente, en la zona de playas, siendo éstas concentraciones superiores a los valores impuestos por la Directiva para aguas de baño. La localización de estas altas concentraciones, sugieren la existencia de otras potenciales fuentes contaminantes además de emisario (por ejemplo, vertidos clandestinos que se filtran a través del macizo del Cabo Cullera). Igualmente, la zona cercana al punto de descarga del emisario submarino, así como también algunas estaciones a lo largo de la costa, presentaron valores de concentración muy altos en la época de verano, cuando el caudal del río Júcar es mínimo y cuando aumenta la población estival, generando y descargando grandes cantidades de agua residual al interior de la bahía, que afectan la calidad del agua. Esta distribución bacteriológica está muy relacionada con la hidrodinámica en el interior de la bahía ya que la circulación superficial está influenciada por los vientos locales, ocasionando un transporte de las sustancias contaminantes, desde la zona de la descarga del emisario submarino hacia la zona del cabo, pudiendo ocasionar la presencia de altas concentraciones de bacterias en los puntos de muestreo a lo largo de la costa.

6.2 Conclusiones sobre el Modelado Numérico

Los análisis de simulación numérica que se realizaron en la zona de Cullera, como parte del proyecto ECOSUD, han aportado resultados en los que se establece que la porción norte de la bahía, la zona del cabo, actúa como una trampa de las aguas que son arrastradas por la influencia del viento, ocasionando frecuentes problemas de eutrofización con consecuencias desagradables.

Por otro lado, en este trabajo, la calibración de los modelos numéricos ROMS (Regional Ocean Model System), LIMMIX y Visual Plumes se realizó con los datos de campo correspondientes a la campaña Gandía IV, limitando la simulación a los emisarios de Gandía y Cullera, ya que no se cuentan con datos de corrientes para el emisario de Pinedo.

En el caso del modelo ROMS, se realizó un estudio de sensibilidad de este modelo con diferentes parámetros físicos (condiciones de contorno, batimetría, rugosidad, coeficientes de arrastre de viento, etc.) y numéricos (intervalo de tiempo, tamaño de la malla, etc.) para conocer su comportamiento en diversas situaciones. Sin embargo, en la capa superficial, el ajuste de estos datos no fue muy bueno, estableciendo que en la superficie existe una concatenación de procesos que el modelo no puede reproducir debido a la complejidad de las interacciones entre los mismos. Por lo tanto, en base a lo que sí se pudo comparar, se consideró aceptable la simulación con un mejor ajuste en profundidad.

Para la simulación con el modelo LIMMIX, se definió un Caso Base con las condiciones reales del emisario de Gandía (un solo puerto difusor a 17 m de profundidad), para después realizar simulaciones variando parámetros como el número de difusores, profundidad del vertido, etc, y observar la influencia de estas variables sobre la dispersión del vertido y las dimensiones de la pluma. Sin embargo, los resultados revelaron un comportamiento no esperado, ya que, una cantidad excesiva de partículas se dispersaba a lo largo de la columna de agua a los pocos minutos de iniciar la simulación.

Otra estrategia que se utilizó (para comparar resultados con este modelo) fue calcular la dilución inicial con las expresiones de la norma española. Sin embargo, los resultados arrojaron valores muy bajos en los diferentes casos a simular, pues en éstas formulaciones no se considera la velocidad de la corriente, la flotabilidad de la pluma ni la tasa de decaimiento bacteriano. Por lo tanto, se aplicó una comparación de los resultados de la simulación del Caso Base con formulaciones analíticas, pero los resultados también fueron más bajos, a pesar de que mantenían una relación adecuada entre las diferentes variables (e.g., a mayor profundidad mayor dilución, a mayor caudal menor dilución, etc). Por lo tanto, los resultados obtenidos revelan que el modelo LIMMIX no es capaz de reproducir la zona del campo cercano en los diferentes casos a simular que se proponen en este trabajo, ya que los valores de dilución obtenidos son muy bajos (menores que en las expresiones analíticas).

Con el modelo VISUAL PLUMES, las simulaciones que se realizaron para reproducir el campo cercano y asegurar una dilución mayor de 100, en el momento en que la pluma alcanzara la superficie, fueron hechas con los datos de las campañas Gandía II, IV y V, así como también, en Cullera 6. En todas las simulaciones se obtuvo la concentración de bacterias coliformes fecales y enterococos en la zona de playas, comparando estos valores con los límites de la Normativa Europea para aguas de baño que se encuentra vigente actualmente. Los tres casos principales fueron el Caso Real, con las condiciones reales del emisario (un solo puerto difusor a una profundidad de 17 m), el Caso EPSAR (con un tramo difusor y 25 orificios), así como también, se llevó a cabo un Análisis de Sensibilidad del modelo en el que se seleccionaron los parámetros de diseño que aseguraron una mayor dilución y con ellos se definió el Caso Optimizado.

Para las campañas Gandía IV y V, en todas las simulaciones, las concentraciones de coliformes fecales y enterococos, que fueron obtenidas en la zona de baño, son menores a los límites que establece la normativa para aguas de baño, siendo que la simulación del Caso Optimizado presentó la dilución más alta y la menor concentración de bacterias en esta zona para ambas campañas. Por lo tanto, ésta simulación se

estableció como una alternativa de mejora para el diseño y el vertido del emisario submarino de Gandía.

En el caso de la campaña Gandía II, que es una campaña de verano con una mayor carga contaminante de bacterias coliformes, las simulaciones se realizaron en función de la velocidad de la corriente, con un perfil de alta y baja velocidad. Los resultados concluyen que la velocidad juega un papel muy importante en relación con el tiempo y con la mortalidad de las bacterias coliformes, ya que a mayor advección la mortalidad disminuye, ya que la pluma llega en menor tiempo a la zona de baño y, por consiguiente, lo hace con una gran carga contaminante. Por otro lado, con una menor advección la mortalidad aumenta, por llegar la pluma en un mayor tiempo a la zona de baño, permitiendo la disminución de su carga bacteriana contaminante. Por lo tanto, con un perfil de alta velocidad, la concentración de coliformes fecales y enterococos, en la zona de baño, es superior a los límites que establece la Directiva Europea para aguas de baño. A baja velocidad, solo en la simulación del Caso Real la concentración de estas bacterias, en la zona de baño, cumplen con la normativa para el criterio de calidad de agua suficiente y buena, ya que en las demás simulaciones la normativa si se cumple en los tres criterios.

Con la simulación del Caso Optimizado, la cual se definió con 10 puertos difusores, los resultados revelaron una dilución mayor en comparación con los resultados de las otras simulaciones. Sin embargo, la concentración de coliformes en la zona de baño fue superior a los límites de la normativa, por lo que se realizó una simulación con 40 difusores que aseguraba una mayor dilución y por consiguiente la concentración de bacterias, en la zona de interés, fue más baja, cumpliendo así con la normativa vigente. Nuevamente, con estas simulaciones se concluye que, a pesar de que el efluente está poco a nada tratado, es posible encontrar una alternativa de mejora para el diseño y el vertido del emisario submarino de Gandía.

Las simulaciones que se realizaron en el emisario de Cullera fueron similares a las simulaciones de la campaña Gandía IV. Los resultados del Caso Real, que considera los datos reales del emisario (un difusor a 6 m de profundidad), no cumplen el criterio que establece la instrucción de vertidos al mar sobre la velocidad del efluente, pudiendo provocar la existencia de sedimentación y obstrucción en el difusor, debido a la poca profundidad a la que se encuentra ubicado el emisario. Para la concentración de coliformes fecales y enterococos, en la zona de baño, los valores fueron inferiores a los valores límite de la Directiva Europea, cumpliendo con ésta reglamentación.

En la simulación que se realizó con un efluente que tenía una carga contaminante similar a la que presentó la campaña Gandía II (que puede considerarse poco a nada tratado), se consideró a la velocidad de la corriente como un factor importante en la mortalidad de las bacterias. Por lo tanto, se aplicaron dos diferentes velocidades (10 y 25 cm/s) que estuvieran dentro del rango que fuera factible encontrar en la zona con viento moderado. Los resultados comprueban que, nuevamente, a mayor velocidad la concentración, en la zona de baño, es superior a los límites de la normativa, mientras que a velocidades más bajas, el transporte es más lento ocasionando una mayor mortalidad de las bacterias y, por consiguiente, la concentración es más baja que los límites de la normativa, cumpliendo con la reglamentación.

Por otro lado, en el análisis de sensibilidad para este emisario, un parámetro importante fue la profundidad del vertido, en donde se determinó que, la profundidad que asegura una mayor dilución es 12 m, sin embargo, no compensa el incremento de coste que supone la construcción de unos 450 m más de emisario para poder alcanzar dicha profundidad. Por lo tanto, fue empleada la profundidad de 10 m en la simulación del Caso Optimizado. Los resultados que se obtuvieron fueron una mayor dilución en la superficie así como también una menor concentración de bacterias en la zona de baño. De esta manera, se concluye que, para un efluente con una concentración de bacterias tan alta como la que se presenta en la campaña de verano Gandía II (correspondiente a un efluente poco o nada depurado), es posible realizar un diseño del emisario que garantice una dilución mayor y, sobre todo, que cumpla con la normativa europea para la calidad de las aguas de baño.

6.3 Trabajo Futuro

A lo largo de este trabajo de tesis se ha realizado un estudio experimental y numérico para analizar los procesos, tanto físicos como bioquímicos, que influyen en la dinámica de las zonas costeras y la calidad del agua de tres emisarios submarinos, con diferentes condiciones de vertido, en la costa valenciana. El trabajo experimental fue centrado en la obtención y el análisis de un conjunto de datos científicos y prácticos que describieran la hidrodinámica de la zona y la calidad del agua de los vertidos a través de los emisarios submarinos. En lo referente a la parte numérica, el estudio se enfoca a la calibración y validación de los modelos ROMS, LMMIX y VISUAL PLUMES utilizados en el diseño y estudio de los efectos causados por los vertidos al mar, a través de los emisarios submarinos, con el objetivo de minimizarlos. Sin embargo, a pesar de haber sido un estudio integral para mejorar la gestión de dichos vertidos en la zona de estudio, las líneas de investigación, que se han seguido durante esta tesis, continúan abiertas.

Con respecto a la parte experimental, es necesario recalcar que la falta de datos, tanto muestras de agua como datos hidrodinámicos, son un factor limitante cuando se pretende realizar una reconstrucción de los hechos variables en el tiempo y el espacio, por lo tanto se debe contar con un diseño metodológico experimental que permita la obtención de estos datos que son indispensables para la dispersión de los contaminantes. Sería interesante poder ampliar el número de muestras de agua así como también contar con los equipos de campo (CTD, sondas multiparamétricas, correntímetros, etc.) al momento de realizar los muestreos.

Por otro lado, con el modelo LMMIX, no fue posible reproducir el campo cercano en la zona del vertido del emisario submarino de Gandía, a pesar de que éste modelo se ha utilizado con éxito en muchos casos para simular la dispersión de contaminantes en el campo lejano. Por lo tanto, es necesario introducir mejoras en el mismo (en la flotabilidad, en la mortalidad, en el cálculo de la concentración) para reproducir adecuadamente el campo cercano.

Continuando con el modelado sería también importante utilizar estas herramientas, en concreto el modelo ROMS, para simular el transporte y dispersión de nutrientes vertidos por los emisarios submarinos, con la finalidad de observar su impacto sobre el medio.

Con el modelo VISUAL PLUME, se ha podido establecer una alternativa de mejora para el diseño del vertido del emisario submarino de Gandía y Cullera. Por lo tanto, se podría continuar con la aplicación del análisis de sensibilidad en otros emisarios submarinos para mejorar su diseño, utilizando campañas de verano, cuando la población aumenta en las playas y el vertido del emisario generalmente contiene una carga de bacterias coliformes más elevada.

Finalmente, la gestión adecuada de la calidad de las aguas costeras, requiere de una prevención de los potenciales episodios contaminantes. Para ello es preciso establecer un sistema operacional de predicción de la contaminación en las zonas del litoral. Un sistema de este tipo debería contar con datos de predicción meteorológica para poder simular las corrientes en la zona de interés (con el modelo ROMS). Una vez conocida la previsión de las corrientes, y con estimaciones de los vertidos a realizar por el emisario, con el modelo VISUAL PLUME se podría determinar la dilución inicial y el tamaño y posición de la pluma en el campo cercano. Aunque con este modelo también podrían estimarse las concentraciones de bacterias en la zona de baño, sería mejor (con el campo de corrientes previamente calculado) efectuar la simulación de la dispersión en el campo lejano con el modelo ROMS o el modelo LIMMIX. De este modo, se podrían prever los episodios contaminantes en la zona de baño, de modo que las autoridades pudieran tomar las medidas oportunas con vistas a evitar problemas sanitarios.

BIBLIOGRAFÍA

Abbott, M.B. and Basco, D.R., (1989). *Computational fluid dynamics: an introduction for engineers*. Longman Scientific & Technical, Harlow.

Acevedo-Merino, A., Garrido-Pérez, C., Nebot-Sanz, E., Sales-Márquez, D., (2005). *Fenómenos de dilución y autodepuración de un vertido de aguas residuales urbanas en un ecosistema litoral: El caso del estuario del Río Iro (suroeste de España)*. *Ciencias Marinas* (2005), 31(1B): 221–230.

Alkan, U., Elliot, D.J. and Evison, L.M., (1994). *Significance of the effect of solar radiation, adsorption and sedimentation on the decline of enteric bacterial population in marine waters*. Proc. IAWQ Int. Special. Conf. on Marine Disposal systems, pp. 45-67.

AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente), (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Copenhagen.

Alonso, R.J., (2005). *Oceanografía Ambiental: "Física de la Difusión Turbulenta en el Océano"*. Centro Andaluz Superior de Estudios Marinos. Universidad de Cádiz. Departamento de Física Aplicada. Ed. Tebar, Flores. Primera edición.

Anderson, I.C., Rhodes, M. and Kator, H., (1979). *Sublethal stress in Escherichia coli: a function of salinity*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 38, 1147-1152.

Antiñolo, J.S., (1995). *Alternativas de Gestión de las Aguas Residuales*. Centro de Estudios de Puertos y Costas (CEDEX), Madrid.

Anónimo, (1966). *International Oceanographic Tables. Joint panel on oceanographic tables and standards*. UNESCO Publications Center, New York.

APHA (American Public Health Association) (1998). *Standard Methods: for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.

Arrhenius, E., (1992). *Protecting Tropical and Subtropical Coastal Waters: A Resource for Future Generations*. *Ambio* 21(7), 488-490.

Arrigo, K., (2004). *Marine microorganisms and global nutrient cycles*. *Nature* 437 (7057):349-355.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. and Snozzi, M., (2001). *Guidelines: the current position*. In: *Water Quality: Guidelines, Standards and Health, Assessment of risk and risk*

management for water-related infectious diseases. Fewtrell L, Bartram J (eds.) IWA-Publishing, London UK, 440pp.

AZTI, (Centro Tecnológico de Investigación Marina), (2002). *Aplicación de las herramientas de simulación en los cálculos de los procesos de dilución*. <http://www.azti.es>

Balls, P.W., (1994). *Nutrient inputs to estuaries from nine Scottish east coast rivers. Influence of estuarine processes on inputs to the North Sea*. Estuar. Coast. Shelf Sci., 39(4), 329-352.

Baumgartner, D., Frick, W., Roberts, P., (1994). *Dilution Models for Effluent Discharges (3rd Ed)*. EPA/600/R-94/086, U.S. Environmental Protection Agency, Pacific Ecosystems Branch, Newport, Oregon.

Brooks, N.H., (1988). *Seawater intrusion and purging in tunneled outfalls: a case of multiple flor state*. Schweizer Ingenieur and Architekt 6(4), 156-160.

Brooks, N.H., (1960). *Diffusion of sewage effluent in an ocean current*. Proceedings of the First Conference on Waste Disposal in the Marine Environment. Ed. E.A. Pearson. Pergamon Press. New York. 246-267 pp.

Bendschneider, K. and Robinson, R.J., (1952). *A New Spectrophotometric Determination of Nitrite in Sea Water*. Journal of Marine Research, 2:87-96.

Bissett, W.P., Walsh, J.J., Dieterle, D.A., and Carder, K.L., (1999). *Carbon Cycling in the Upper Waters of the Sargasso Sea: I. Numerical Simulation of Differential Carbon and Nitrogen Fluxes*. Deep-Sea Res., 46, 205-269.

Biswas, T.K., Higginson, F.R. and Shannon, I., (1999). *Effluente nutrient management and resource recovery in intensive rural industries for the protection of natural waters*. Water Science and Technology, 40(2), 19-27.

Bottelli, D.N., (2011). *Methodology applied for the design of Outfall Systems for different types of effluents*. International Symposium on Outfall Systems, Mar de Plata, Argentina. Mayo 2011.

Bortone, S.A., (2005). *Estuarine Indicators*. CRC Press, Marine Science Series.

Buceta, J., (1995). *Contaminación del Litoral. Efectos y Consecuencias*. Jornadas sobre Proyecto, Construcción y Vigilancia de Emisarios Submarinos. CEDEX-MOPTMA, Madrid, España.

Budgell, W.P., (2005) *Numerical simulation of Ice-Ocean Variability in the Barents Sea Region*. Ocean Dynamics, DOI 10.1007/s10236-005-0008-3.

Carrión, B. Y., (2006). *Los emisarios submarinos, una alternativa viable para el manejo ambiental de las aguas residuales costeras*. Senderos Ambientales, 1(1), 19-24. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad del Bosque, Colombia.

- Carter, R.W.G., (1999). *Coastal Environments. An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*. Environmental Science, University of Ulster, Coleraine Co. Derry, Northern Ireland.
- Clayson, C.A. and Kantha, L.H., (2000). *Numerical Models of Ocean and Oceanic Processes*. Academic Press, London.
- CEE (Comunidad Económica Europea), (1994). *Propuesta Directiva del Consejo relativa a la calidad de las aguas de baño (94/C112/03). Determination of the Requirement to Include Water Quality Standards-Based Limits in CDPS Permit Based on Reasonable Potencial. Procedure Guidance*. Diario oficial de la Comunidad Europea, No. C112/3. Colorado WQCD.
- Cederwall, K., (1968). *Hydraulics of marine waste water disposal*. Hydraulics Division Report No. 42, pp. 273. Chalmers Institute of Technology, Göteborg Sweden.
- CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas), (1995). *Jornadas sobre proyecto, construcción y vigilancia de emisarios submarinos*. Madrid, España.
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente), (1988). *Evaluación de Impacto Ambiental: Ubicación y Diseño de Emisarios Submarinos*. Inf. # 43. Un documento de EIA.
- Cifuentes, J.L., and Torres-García, P., (2005). *La actividad de las aguas oceánicas: la energía del oleaje*. 3era. edición, (Ed.). Fondo de Cultura, México, D. F.
- Charlton, J., (1985). *Sea outfalls* In: *Developments in hydraulic engineering-3*, Novak, P. (ed.), Elsevier Applied Science Pub., England.
- Christodolou, G.C., Ioakeim, I. and Ioannou, K., (1995). *Modelling of Pollution from the Wastewater Discharge of the city of Limasol*. Water Science & Technology, 32 (9-10), 197-204.
- Clark, R. B., (1992). *Marine Pollution*, 3rd. ed., Clarendon Press., Oxford, UK.
- Cloern, J.E., (2001). *Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem*. Marine Ecology Progress Series, 210, 223-253.
- Coakley, W.A., (1981). *Handbook of automated analysis. Continuous flow analysis*. Marcel Dekker, New York.
- Cognetti, G., Sara, M. and Magazzú, G., (2001). *Biología marina*. Ed. Ariel, Barcelona.
- Comisión Técnica de Prevención y Reparación de Daños Medioambientales, (2001). *Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental*. Secretaria de Estado de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Abril, 2011.

Cooper, S.R., (1995). *Chesapeake Bay watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities*. Ecological Applications, 5(3), 703-723.

Cortezón, J.A., Juanes, J.A., López, M., Álvarez C. and R. Medina, (2002). *Monitoring Programs Design in Coastal Zones Affected by Combined Sewer Overflows and Outfall Discharges*. Resumen 2nd. International Conference on Marine Wastewater Discharges. Istanbul.

Dale, V.H., Beyeler, S.C., (2001). *Challenges in the development and use of ecological indicators*. Ecol. Indicators, 1 (2001), pp. 3–10

Davis, L.R., (1999). *Fundamentals of Environmental Discharge Modeling*. CRC Press, Boca Raton, FL.

De Luque, M., García F., Palacio C., (2011). *Determinación del T90 en la Bahía de Santa Marta, Colombia*. Dyna, año 78, Num. 167, pp. 122-131. Medellín. ISSN 0012-7353.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 75/440/CEE, de 16 de Junio de 1975. *Relativa a la calidad de aguas para las aguas superficiales destinadas a la producción de aguas potables en los estados miembros. (DOCE 194/ L de 25-07-75)*.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 78/659/CEE, de 18 de Julio de 1978. *Relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces*.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 76/160/CEE, de 8 de Diciembre de 1975. *Relativa a la calidad de aguas de baño (D.O. No. L 31/1 de 5-02-76)*.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 2000/60/CEE, de 23 de Octubre de 2000. *Se establece un Marco Comunitario de Actuación en el Ámbito de la Política de Aguas (D.O. No. L 327 de 22-12-00)*.

Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo 2006/7/CEE, de 15 de febrero de 2006 relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE Diario Oficial de la Unión Europea L 64/37.

Di Lorenzo, E., (2003). *Seasonal Dynamics of the Surface Circulation in the Southern California Current System*. Deep-Sea Res., Part II (50), 2371-2388.

Dinniman, M.S., Klinck, J.M. and Smith Jr., W.O., (2003). *Cross Shelf Exchange in a Model of the Ross Sea Circulation and Biogeochemistry*. Deep-Sea Res., Part II (50), 3103-3120.

Diez G.J., (1981). *Emisarios Submarinos*. Revista de Obras Públicas. Univ. Polit. De Valencia, pp. 247-254.

Doneker, R.L. and Jirka, G.H., (1991). *Expert Systems for Design and Mixing Zone Analysis of Aqueous Pollutant Discharges*. J. Water Resources Planning and Management, 117, No.6, 679-697.

- Duedall, I.W., (1990). *A brief history of ocean disposal*. *Oceanus* 33, 29-38.
- EA, (Ecologistas en Acción), (2005). *Ecosistemas litorales en peligro de extinción*. Informe Anual Ecologistas en Acción, Banderas Negras.
- EEA (Agencia Europea de Medio Ambiente), (1998). *Europe's Environment: The Second Assessment, Chemicals*, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- El-Sharkawi, F., El-Attar, L., Gawad, A.A. and Molazem, S., (1989). *Some environmental factors affecting survival of fecal pathogens and indicator organisms in seawater*. *Wat. Sci. & Tech.*, 21 (1), 115-120.
- Emarsa-Depuradora de Pinedo (2006). emarsa@emarsa.com
- Emde, W., Fleckseder, H., Matsche, N., Plahl, Wabnegg, F., Spatzierer, G., Stalzer W. and Wenninger, U., (1993). *Sources of nitrogen and phosphorus in the catchment area of Neusiedlersee/Ferto, Austria/Hungary*. *Water Science & Technology*, 28(3-5), 101-110.
- Epstein, P.R. and Rapport, D.J., (1996). *Changing Coastal Marine Environments and Human Health*. *Ecosystem Health*, 2(3), 166-176.
- Essbio, (2010). *Estudio Dilución, Dispersión y Calculo del T90 para el proyecto de mejoramiento de planta de tratamiento preliminar de aguas servidas central Tomé*. Universidad Católica de la Santísima Concepción, Chile.
- Estevan, M.T., (1989). *Evaluación del Impacto Ambiental*. Ed. Fundación MAPFRE. 2da. ed. Madrid, España.
- Evison, L.M., (1989). Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and sea water. *Wat. Sci. & Tech.*, 20, 309-315.
- Falco S., Hermosilla, Z., Romero, I., Martínez, R., Sierra, J.P., Mösso, C. and Mestres, M., (2005) *Spatial and Temporal Patterns of Water Quality in Cullera Bay*. *Journal of Coastal Research*, Special Issue.
- Falco, S., Hermosilla, Z., Romero, I., Martínez, R., Sierra, J.P., Mösso, C. and Mestres, M., (2007). *Spatial and Temporal Patterns of Water Quality in Cullera Bay*. *Journal of Coastal Research*, SI(47), 41-47. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Falkowski, P. and Davis, C., (2004). *Natural proportions*. *Nature a-z index* 431(7005):131.
- Fedorov, Y.A., (2000). *Monitorización espacial de los objetos acuáticos de la Tierra*. Ecología y preservación de las aguas naturales. Y.A. Fedorov y A.M. Vladimirov (Eds). Universidad Hidrometeorológica Estatal de Rusia, San Petersburgo, 12 pp.

Fennel, K., Wilkin, J., Levin, J., Moisan, J., O'Reilly J. and Haidvogel, D., (2006). *Nitrogen Cycling in the Middle Atlantic Bight: Results from a Three-Dimensional Model and Implications for the North Atlantic Nitrogen Budget*. Global Biogeochem. Cycles, 20, GB3007, doi:10.1029/2005GB002456.

Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartners, D.J., George, G.P., (2001). "VISUAL PLUMES MANUAL: "Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes)". Environmental Research Division, NERL, ORD. U.S. Environmental Protection Agency.

Frick1, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J., George, K.P., (2003). *Dilution Models for Effluent Discharges. 4th Edition, Visual Plumes*. United States National Exposure EPA/600/R-03/025 Environmental Protection Research Laboratory March 2003.

Fick, W.E., (2004). *Visual Plumes mixing zone modeling software*. Environmental Modelling and Software 19(2004). 645-654. U.S. Environmental Protection Agency Papers.

Fisher, H.B., List, E.J., Koh, R.C., Imberger, J. and N.H., Brooks, (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York.

Fundación Valencia, Turismo Valencia Convention Bureau, (2007). Ayuntamiento de Valencia, España.

Gameson, A.L.H. and Gould, D.J., (1974). *Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea water*. En: *Discharge of sewage from sea outfalls*. A.H.L. Gameson (ed). Pergamon Press. Oxford. Pp. 209-217.

Generalitat Valenciana (2002). *Estrategia Valenciana para la Gestión Integrada de la Costa*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports.

Goldberg, E.D., (1995). *Emerging Problems in the Coastal Zone for the Twenty-First Century*. Marine Pollution Bulletin, 31(4-12), 152-158.

González, B. and Winter, G., (2000). *A Methodology of Optimising the Determination of Multiple Waste Disposal sites in Offshore Waters using Genetic Algorithms*. Invited paper to the Computational Methods in Applied Sciences and Engineering. Eccomas.

González, M.I., Torres T. and Nolasco, T., (2000). *Indicadores de Contaminación y Bacterias Patógenas*. En: Serie Salud Ambiental No. 4. Ecimed, Cuba, pp. 127-135.

González, M., Gysseil, P., Mader, J., Borja, A., Galparsoro I. and Uriarte, A., (2002). *La Modelización Numérica de la Dispersión de Productos de Desecho Vertidos desde Explotaciones de Acuicultura: una Herramienta para la Adecuada Gestión Medioambiental del Sector*. Boletín Instituto Español de Oceanografía, ISSN: 0074-0195, 18(1-4), p. 59-65.

Grace, R.A., (2005). *Marine Outfall Performance. I: Introduction and Flow Restoration*. Journal of Performance of Constructed Facilities, 19(4), 347-358.

- Grasshoff, K., (1976). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie: Weinstein, New York.
- Grifoll, M., Fontán, A., Ferrer, L., Mader, J., González, M., Espino, M., (2009). *3D hydrodynamic characterization of a meso-tidal harbour: the case of Bilbao harbour (northern Spain)*. Coastal Engineering 56, 907–918.
- Grifoll, M., Jordà, G., Borja, A., Espino, M., (2010). *A new risk assessment method for water quality degradation in harbour domains, using hydrodynamic models*. Marine Pollution Bulletin 60, 69–78.
- Grifoll, M., Jordà, G., G.-Sotillo, M., Ferrer, L., Espino, M., Sánchez-Arcilla, A., Álvarez-Fanjul, E., (2012). *Water circulation forecasting in Spanish harbours*. Scientia Marina 76S1, 45-61.
- Grifoll, M., Del Campo, A., Espino, M., Mader, J., González, M., Borja, Á., (2013). *Water renewal and risk assessment of water pollution in semi-enclosed domains: Application to Bilbao Harbour (Bay of Biscay)*. Journal of Marine Systems 109-110, S241-S251.
- Gualtieri, C. and López-Jiménez, P.A., (2012). *Sustainability indicators for river water quality management in urban areas*. International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs). International Congress on E. Leipzig-Germany.
- Gunnerson, C.G. and French, J.A., (1996). *Wastewater Management for Coastal Cities. The Ocean Disposal Option*. Second edition. Springer.
- Gutiérrez, J., (2001). *Importancia del factor de dilución específico en el cálculo de la dilución inicial en emisarios submarinos*. Proc. III Convención Internacional del Medio Ambiente y Desarrollo. La Habana, Cuba.
- Gyssels, P., Corral, M., Rodriguez, A., Patalano, A. y Fernández, R., (2011). *Estudio de la Dilución en el Campo Cercano de Vertidos Cloacales para el diseño de un Emisario Submarino En Mar Del Plata*. International Symposium on Outfall Systems, May 15-18, 2011, Mar del Plata, Argentina.
- Hansen, I., (1991). *Transport of pollutants in the near field (I)*. Short course on Computer Modelling in Ocean Engg. Spain.
- Haidvogel, D.B., Arango, H.G., Hedstrom, K., Beckmann, A., Malanotte-Rizzoli, P. and Shchepetkin, A.F., (2000). *Model Evaluation Experiments in the North Atlantic Basin: Simulations in Nonlinear Terrain-Following Coordinates*. Dyn. Atmos. Oceans, 32, 239-281.
- Huang, H., Fergen, R.E., Proni, J.R., and Tsai, J.J. (1998). *Initial dilution equations for buoyancy-dominated jets in current*. J. Hydraul. Eng. 124: 105–108.
- Hunter, J., (1987). *The application of Lagrangian particle-tracking techniques to modeling dispersion in the sea*. Elsevier Science Pub. B.V., Amsterdam, pp. 257-269.

Instrucción para el Proyecto de Conducciones de Vertidos desde Tierra al Mar. BOE de 27 de julio de 1993.

Jeffrey, S.W. and Humprey, G.F., (1975). *New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, and c in higher plants, algae and natural phytoplankton*. Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 167:191-194.

Jirka, G.H. and Lee, J., (1994). *Waste disposal in the ocean*. In: Water quality and its control. Hydraulic Structures Design Manual 5, A.A. Balkema, Rotterdam (NL), 193-242.

Jirka, G.H. and Bleninger, T., (2004). *Diseño de Emisarios Submarinos con Difusores para la Protección de la Calidad del Agua Costera*. Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Asociación Internacional de Investigaciones e Ingeniería Hidráulica (AIH), Sao Pedro, Brasil. Ed. A. M. Genovese.

Jirka, G.H., Bleninger, T., Burrows, R. and Larsen, T., (2004). *Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directives: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources*. European Water Management Online (EWMO), <http://www.ewpca.de/journal/online.htm>

Jirka, G.H., Doneker, R.L. and Hinton, S.W., (1996). *User's Manual for CORMIX: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters*. U.S. Environmental Protection Agency. Tech. Rep., Environmental Research Lab, Athens, Georgia, USA.

Johnson, K.S., Riser, S.C., Karl, D.M., (2010). *Nitrate supply from deep to near-surface waters of the North Pacific subtropical gyre*. Nature 465(7301):1062-1065.

Kirkwood, D., Aminot, A. and Pertillä, M., (1991). *Report on the results of the fourth intercomparison exercise for nutrients in sea water*. ICES Cooperative Research Report n° 174.

Koh, R. and Brooks, N., (1975). *Fluid mechanics of wastewater disposal in the ocean*. Ann. Rev. Fluid Mech., 7, 187-211.

Kowalewski, M., Avila Serrano, G.E., Flessa, K.E. and Goodfriend, G.A., (2000). *Dead Delta's former productivity: two trillion shells at the mouth of the Colorado River*. Geology, 28, 1059-1062.

La Verdad, (2003b). *Alargan el emisario submarino de la Albufereta para evitar los vertidos de todos los veranos*. 11/06/03, En: *Destrucción a toda costa*. Versión electrónica: http://www.greenpeace.org/espana_es

Lee, J.H.W. and Cheung, V. (1991). *Mixing of buoyancy-dominated jets in a weak current*. Proc. Inst. Civ. Eng., Part 2, 91:113-129.

Lennox, S.D., Foy, R.H., Smith, R.V., Unsworth, E.F. and Smyth, D.R., (1998). *A comparison of agricultural water pollution incidents in Northern Ireland with those in England and Wales*. Water Research, 32(3), 649-656.

Leppe, Z.A., (2002). *La huella ecológica de un emisario submarino: los casos de Penco y Tome*. Memorias Técnicas del XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 2002.

Levante-EMV, (2012). *El emisario submarino ensucia la Bahía de Cullera*. Versión electrónica: <http://www.levante-emv.com>

Lewis, R., (1997). *Dispersion in Estuaries and Coastal Waters*. Ed. John Wiley & Sons Inc. England, 312 pp.

Libes, S.M., (1992). *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. Department of Marine Science. University of South Carolina-Coastal Carolina College. Ed. John Wiley & Sons Inc.

Llop, S., Ibarlucea, J., Sunyer, J., Ballester, F., (2012). Estado actual sobre la exposición alimentaria al mercurio durante el embarazo y la infancia y recomendaciones en salud pública. Gaceta Sanitaria. Soc. Española Salud Pública y Admon. Sanitaria. In. Press.

Macdonald, A.M., Edwards, A.C., Pugh, K.B. and Balls, P.W., (1995). *Soluble nitrogen and phosphorus in the river Ihtan system, U.K.: annual and seasonal trends*. Water Research, 29, 837-846.

Mackenny, P., (2007). *Análisis del comportamiento de la pluma de dispersión de la descarga de agua salobre en punta totoral. Proyecto El Morro, III Región Costasur Ltda*. Diciembre, 2007.

Mateo, R.A., (1995). *Cálculos de la Dilución, Dispersión y Autodepuración para el Dimensionamiento Ambiental de los Emisarios Submarinos*. Jornadas sobre proyecto, construcción y vigilancia de emisarios submarinos. Centro de Estudios de Puertos y Costas, CEDEX, Madrid.

McDowell and Capuzzo, J.E., (1990). *Effects of wastes on the ocean: The coastal example*. Oceanus, 33, 39-44.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente), (1999). *El Medio Ambiente Marino*. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica, Madrid, España.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente), (2000). *Indicadores Ambientales: Una propuesta para España*. Series Monográficas. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.

Mancini, J.L., (1978). *Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions*. Journal of the Water Pollution Control Federation 11, 2477-2484.

Marchesiello, P., McWilliams, J.C. and Shchepetkin, A., (2003). *Equilibrium Structure and Dynamics of the California Current System*. Journal Physical Oceanography, 33, 753-783.

Mateos, P.F., (2001). *Microbiología y Genética*. Universidad de Salamanca. Versión electrónica: <http://edicion-micro.usal.es/web/educativo/micro2/tema31.html>

Ménesguen, A., Guillaud, J., Aminot, A. and Hoch, T., (1995). *Modeling the eutrophication process in a river plume: the seine case study (France)*. Ophelia, 42, 205-225.

Mestres, M. (2002). *Three-dimensional simulation of pollutant dispersion in coastal waters*. PhD. Thesis, Technical University of Catalonia, Barcelona (Spain).

Mestres, M., Sierra, J.P., Sánchez-Arcilla, A., González del Río, J., Wolf, T., Rodríguez A., Ouillon, S., (2003). *Modelling of the Ebro river plume. Validation with field observations*. Scientia Marina, 67, 379-391.

Mestres M., J.P. Sierra, A. Sánchez-Arcilla, J. González del Río, T. Wolf, A. Rodríguez and S. Ouillon (2003). *Numerical simulation of the Ebro river plume*. Scientia Marina 67(4), 379-391.

Mestres M., A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, C. Mösso, J. González del Río and M. Rodilla, (2004). *Basis and tools for a sustainable development of estuarios and coastal áreas. A case study fom Cullera Bay*. Management of Environmental Quality: An International Journal, 15(1), 25-32.

Mestres, M., Sánchez-Arcilla, A., Sierra, J.P., Mösso, C., Tagliani, P., Möller O., Niencheski, L.F., (2006). *Coastal bays as a sink for pollutants and sediments*. Journal of Coastal Research, SI39, 1546-1550.

Mestres, M., Sánchez Arcilla, A. and Sierra, J.P., (2007). *Modeled Dynamics of a Small-scale River Pluma under Different Forcing Conditions*. Journal of Coastal Research, SI(47), 84-96. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.

Mestres, M., Sierra, J.P., Pascual, A., Mösso, C., González del Río, J., Rodilla, M., (2009). *Bacterial pollution in Cullera Bay (Spanish Mediterranean Coast)*. Journal of Coastal Research, SI56, 861-865.

Mestres, M., Sierra, J.P., Mösso, C., Sánchez-Arcilla, A., (2010a). *Modelling the sensitivity to various factors of shipborne pollutant discharges*. Environmental Modelling & Software, 25, 333-343.

Mestres, M., Sierra, J.P., Mösso, C., Sánchez-Arcilla, A., (2010b). *Sources of contamination and modelled pollutant trajectories in a Mediterranean harbour (Tarragona, Spain)*. Marine Pollution Bulletin, 60, 898-907.

Minowa, H., Toya, D. and Mishima, N., (1982). *Model experiment illustrating sedimentation by microcomputer*. Eur. J. Phys. 3, 239-244.

Mitchell, R. and Chamberlin, C., (1974). *Factors Influencing the Survival of Enteric Microorganisms in the Sea: An Overview*. In: *Discharge of Sewage from Sea Outfalls*. A.H.L. Gameson (ed). Pergamon Press. Oxford. pp. 237-247.

Moeller, J. and Adams, E., (1994). *Comparison of Eulerian-Lagrangian, Random-walk and hybrid methods of modelling pollutant transport*. Proc. 3rd Int. Conf. Estuarine and Coastal Modelling. ASCE, 609-623.

Montoya, L.J. and Toro M.B., (2006). *Calibración de un Modelo Hidrodinámico para el Estudio de los Patrones de Circulación en el Golfo de Urabá, Colombia*. Avances en Recursos Hidráulicos, Número 13, Medellín, Colombia. ISSN 0121-5701, pp. 37-53.

Mostaghimi, S., Park, S.W., Cooke, R.A. and Wang, S.Y., (1997). *Assessment of management alternatives on a small agricultural watershed*. Water Research, 31, 1867-1878.

Mösso, C., Sánchez Arcilla, A., Sierra, J.P., Mestres, M., González, D. and González del Río, J., (2002). *Tools for a sustainable development of estuaries and coastal areas*. Proceedings of the International Workshop on beaches of the Mediterranean and the Black Sea, Kusadasi, Turkey, 155-164.

Mösso, C., Cateura, J., Sierra, J.P., Cupul, L., González-Marco D. and Puigdefábregas, J., (2004). *Campañas de Campo ECOSUD. Informe de Vientos, Corrientes y Calidad del Agua*. Report LIM/AHC-04-02, 45 pp.

Mösso C., Sierra, J.P., Mestres, M., Cupul, L., Falco, S., Rodilla, M., Sánchez-Arcilla A. and González del Río, J., (2005). *Topography Influence on the Wind-Induced Hydrodynamics in Cullera Bay*. Journal of Coastal Research, Special Issue.

Mösso, C., Sierra, J.P., Mestres, M., Cupul, L., Falco, S., Rodilla, M., Sánchez-Arcilla, A., and González del Río, J., (2007). *The Influence of Topography on Wind-induced Hydrodynamics in Cullera Bay*. Journal of Coastal Research, SI(47), 17-30. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.

Mouthaan, E.E.A., Heemink, A.W. and Robaczewska, K.B., (1994). *Assimilation of ERS-1 altimeter data in a tidal model of the continental shelf* Deutsche Hydrographische Zeitschrift. 34(4), pp. 285-319.

Muellenhoff, W.P., Soldate, A.M., Baumgartner, D.J., Schuldt, M.D., Davis, L.R. and Frick, W.E., (1985). *Initial mixing characteristics of municipal ocean outfall discharges: Volume 1. Procedures and Applications*. EPA/600/3-85/073a. (November 1985).

Mukhtasor, L.M. and Sharp, J.J., (2002). *A new approach to modelling initial dilution of a buoyancy-dominated jet in moving water*. J. Environ. Eng. Sci. 1:101-111 (2002).

Mullin, J.B. and Riley, J.P., (1955). *The Spectrophotometric Determination of Silicate-Silicon in Natural Waters with Special Reference to Seawater*. Analytical Chemical Acta, 12:162-170.

- NRC (National Research Council), (2000). *Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy of Science. National Academic Press, Washington, D.C., U.S.A. 405 pp.
- Naudin, J.J., Cauwet, G., Fajon, C., Oriol, L., Terzic, S., Devenon, J.L. and Broche, P., (2001). *Effect of Mixing on Microbial Communities in the Rhone River plume*. Journal of Marine Systems, 28:203-227.
- Navarro, E., Schneider, W. and Letelier, J., (2002). *Advección Superficial derivada de Imágenes de Satelitales de Temperatura Superficial del Mar*. Departamento de Física de la Atmósfera y del Océano (DEFAO), Universidad de Concepción, Chile.
- Neber, T.S. and Deutsch, C., (2010). Ocean nutrient ratios governed by plankton biogeography. Nature 467(7315):550-554.
- Niemeijer, D., R.S. de Groot, (2008). *A conceptual framework for selecting environmental indicator sets*. Ecological indicators Vol. 8 (2008) 14–25.
- Norris, R. and Hawkins, C., (2000). *Monitoring river health*. Hydrobiología 435, 5-17.
- Noye, B., (1986). *Time-splitting the one-dimensional transport equation*. In: *Numerical Modelling-Applications to Marine Systems*. Noye B. (ed.), Elsevier Science Pub. B. V., Amsterdam, pp. 270-295.
- Nguyen, K., Noonan, J., Galbally, I. and Physick, W., (1997). *Predictions of plume dispersion in complex terrain: Eulerian versus Lagrangian models*. Atmos. Env., 31(7), 947-958.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico), (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD, París.
- Olalla, E.P., (2001). *Los proyectos de los emisarios de Santander y de Mompás*. ALATEC. División de Obras Marítimas. VI Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos.
- O'Connor, B. and Nicholson, J., (1988). *A three-dimensional model of suspended particulate sediment transport*. Coastal Engg., 12, 157-174.
- Olmos, P., (2010). *Estudio del estado de contaminación marina en la zona costera de Gandía (Valencia) bajo la influencia de los vertidos del emisario submarino de Gandía*. Proyecto Final de Carrera, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Universitat Politècnica de Valencia. Director: Inmaculada Romero Gil.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), (1979). *Principles and Guidelines for the discharge of wastes in the marine environment*. Copenhagen.
- Olivos, Ortiz A., (2000). *Nutrientes inorgánicos disueltos en aguas litorales próximas al Mar Catalán*. Universidad de Barcelona, España. Tesis de Doctorado, 134 pp.

- Palomar, P., Lara, J.L., Losada, I.J., Rodrigo, M., Álvarez, A., (2012). *Near field brine discharge modelling part 1: Analysis of commercial tools*. Desalination 290 (2012) 14–27
- Palomar, P., Lara, J.L., Losada, I.J., (2012). *Near field brine discharge modeling part 2: Validation of commercial tools*. Desalination. Volume 290, 30 March 2012, Pages 28–42
- Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M., (1984). *A manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, London.
- Pascual, A., Mösso, C., Sierra, J.P., Mestres, M., Romero, I., González del Río, J., Falco, S. and Rodilla, M., (2008). *Bacterial pollution due to marine outfalls in the coast of Valencia (Spain)*. Proceedings of the 5th International Conference of Marine Waste Water Discharge and Coastal Environment. Cavtat, Dubrovnik, Croatia, 128-129.
- Pascual, A., Mösso, C., Sierra, J.P., Mestres, M., Romero, I., González del Río, J., Falco, S. and Rodilla, M., (2008). *Monitoring the discharge of marine outfalls in the coast of Valencia (Spain)*. Proceedings of the 5th International Conference of Marine Waste Water Discharge and Coastal Environment. Cavtat, Dubrovnik, Croatia, 176-177.
- Peliz, A., Dubert, J., Haidvogel, D.B. and Le Cann, B., (2003). *Generation and Unstable Evolution of a Density-Driven Eastern Poleward Current: The Iberian Poleward Current*. J. Geophys. Res., 108(C8), 3268, doi:10.1029/2002JC001443.
- Pérès, J.M., (1980). *La polución de las aguas marinas*. Barcelona, Spain: Ediciones Omega, S.A., pp. 247.
- Prim, L.E., García, L.B. and Castillo, L.U., (1998). *Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente*. Ed. Teide.
- Powell, T.P., Lewis, C.V.W., Curchitser, E.N., Haidvogel, D.B., Hermann, A.J., Dobbins, E.L., (2006). *Results from a Three-Dimensional, Nested Biological-Physical Model of the California Current System and Comparisons with Statistics from Satellite Imagery*. J. Geophys. Res., 111, C07018, doi:10.1029/2004JC002506.
- Ragas, A.M.L., (2000). *Uncertainty in Environmental Quality Standards*. Ph.D. Thesis. University of Nijmegen, The Netherlands.
- Revilla, J.A., Álvarez, C., García, A., Medina, R. and Juanes, J.A., (2002). *Environmental design of submarine outfall according to the European Water Framework Directive*. Proc. 2nd Int. Conf. on Marine Waste Water Discharges.
- Riley, J. and Chester R., (1971). *Introduction to marine chemistry*. Academic Press, London Uk.
- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. and Baumgartner, D.J., (1989). *Ocean outfalls I: submerged wastefield formation*. ASCE Journal of Hydraulic Engineering. 115. No. 1. pp 1-25.

- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. and Baumgartner, D.J., (1989). *Ocean outfalls II: spatial evolution of submerged wastefield*. ASCE Journal of Hydraulic Engineering. 115. No. 1. pp 26-48.
- Roberts, P.J.W., Snyder, W.H. and Baumgartner, D.J., (1989). *Ocean outfalls III: effect of diffuser design on submerged wastefield*. ASCE Journal of the Hydraulic Engineering. 115. No. 1. pp 49-70.
- Roberts, P., (1994). *Jets and plumes and ocean outfall design*. In: Recent Advances in the Fluid Mechanics of Turbulent Jets and Plumes. Davies P. and Valente Neves M. (eds.), NATO ASI Series, Kluwer Academic Pub., pp. 441-464.
- Rodier, J., (1981). *Análisis de las Agua. Aguas naturales, Aguas residuales y Agua de Mar: Química, Fisicoquímica, Bacteriología, Biología*. Omega, Paris.
- Romero, I., Moragues, M., González del Río, J., Hermosilla, Z., Sánchez Arcilla, A., Sierra, J.P. and Möso, C., (2007). *Nutrient Behavior in the Júcar Estuary and Plume*. Journal of Coastal Research, SI(47), 48-55. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Romero, M., (2010). Proceso de evaluación de afluentes y su prevención por medio de tratamientos de efluentes. Revista Ingeniería Primero. Num. 17 pp 64-74. ISSN: 2076-3166.
- Salas, J.H., (1997). *Historia y aplicación de normas microbiológicas de calidad de agua en el medio marino*. OPS/CEPIS/PUB/97.30.
- Salas, J.H., (2000). *Submarine Outfalls General Overview, Basic Design Concepts and Data Requirements for Latin America and the Caribbean*. OPS/CEPIS/PUB/00.58. 11 pp.
- Sánchez-Arcilla, A., Möso, C., Mestres, M., Cupul, L., Sierra, J.P., Rodilla, M., Romero, I. and González del Río, J., (2007). Hydrodynamics of a Coastal Bay: Natural and Man-made Barriers. *Journal of Coastal Research*, SI(47), 2-16. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.
- Schiller, C., Soler, B.D., Martínez, D.E., Delgado, N.J., Vivas N.A. and Fernández, B.M.L., (2005). *Indicadores Ambientales en el contexto Europeo*. Revista: La Biología.org, series Monográficas # 12.
- Schnoor, J.L., (1996). *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil*. Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc.
- Servicio de Protección del Medio Ambiente (2007). *La calidad del agua en las zonas de baño del concejo de Gijón*. Temporada oficial de baño 2007. Gijón, noviembre 2007
- Shinn, M.B., (1941). *Colorimetric Method for the Determination of Nitrite*. Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition, 13:33-35.

Sierra, J.P., Mösso, C., González del Río, J., Mestres, M., Cupul, L., Sánchez-Arcilla, A., Rodilla, M., Falco, S., Romero, I., González-Marco, D., Puigdefábregas, J., (2007). *Sources and sinks of nutrients and pollutants in Cullera Bay*. Journal of Coastal Research, SI(47), 31-39. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.

Signell, R., (2004). *Predicting the Impact of Relocating Boston's Sewage Outfall: Effluent Dilution Simulations in Massachusetts Bay*. US Department of the Interior US Geological Survey. Eastern Publications Group. Coastal & Marine Geology Program. USGS Fact Sheet pp. 185-197.

Soler, E., Del Río, J.G. and Díez González, J.J., (1988). *Study of the variation of an eutrophic ecosystem from the Spanish Mediterranean littoral: data to have in mind in the nutrient dumping to the sea*. Coastal Engineering, 3, 2615-2625.

Solic, M. and Krstulovic, N., (1992). *Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity and pH on the survival of faecal coliforms in seawater*. Mar. Poll. Bull., 24(8), 411-416.

Spaulding, M. and Pavish, D., (1984). *A three-dimensional numerical model of particulate transport for coastal waters*. Continental Shelf Res., 3(1), 55-67.

Song, Y. and Haidvogel, D.B., (1994). *A Semi-Implicit Ocean Circulation Model Using a Generalized Topography-Following Coordinate System*. J. Comp. Phys., 115(1), 228-244.

Stefan, H., (1984). *Lake and reservoir eutrophication: prediction and protection*. In *Water Quality and Control*. Hino M. (ed). Hydraulic Structures Design Manual 5, A. A. Balkema, Rotterdam (NL), pp. 45-76.

Strickland, J.D.H and Parsons, T.R., (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Queens Printer, Ottawa.

Summer, M., (2004). *Agonía y reto "Crisis Marina Global"*. Ökoteccum, Kiel, Germany.

Tartowski, S.L. and Howarth, R.W. (2001). Nitrogen, nitrogen cycle. Encyclopedia of Biodiversity 1-12.

Tetra, Tech, (1984). *Technical review of the Sand Island wastewater treatment plant section 301(h) application for modification of secondary treatment requirements for discharge into marine waters*. Prepared by Tetra Tech, Inc. Technical Support Document. Prepared for US Environmental Protection Agency (USEPA), (1994). Amended Section 301(h) Technical Support Document (EPA 842-B-94-007, September, 1994).

Thomann, R. and Mueller, J., (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper and Row Publishers, New York, USA.

Tejero, J.I., Suárez, J., Sánchez, C. and Izquierdo, J.M., (1992). *Desaparición bacteriana tras el vertido de agua residual al mar mediante emisarios submarinos*. Inf.

Inédito. Grupo sobre emisarios submarinos, Fundación Leonardo Torres Quevedo, Universidad de Cantabria.

Tompson, A. and Gelhar, L., (1990). *Numerical Simulation of Solute Transport in Three Dimensional, Randomly Heterogeneous Porous Media*. Water Resource Research, 26(10), 2541-2562.

Toro, F., (2004). *Sistemas de Soporte de Decisiones para la Creación de Modelos Numéricos Hidrodinámicos*. Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín, Colombia, ISSN 1794-1237 Número 2 pp. 53-65. Agosto, 2004.

Treguer, P. and Le Corre, P., (1975). *Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer*. Université de Bretagne Occidentale, Brest.

Trillo, M.J.D., (1995). *El saneamiento de las aguas residuales en la Comunidad Valenciana: Ley y lan Director*. Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, No 31, 1995, Saneamiento I.

Trott, L.A. and Alongi, D.M., (2000). *The impact of Shrimp Pond Effluente of Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary*. Marine Pollution Bolletin 40(11):947-951.

UNEP/MAP, (1996). *United Nations Environment Program. Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities*. MAP Technical Reports Series 112, Athens, Greece.

UNEP/WHO, (1996). *Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities*. MAP Technical Reports Series 112, UNEP, Athens.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency), (1986). *Ambient water quality criteria for bacteria*. EPA 440/5-84-002. Federal Register, 51(45), pp. 8012. Washington D. C.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency), (1997). *Protecting Coastal Waters from Nonpoint Source Pollution*. In: U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA. 841-F-96-004E.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency), (2005). *Office of Water and Office of Research and Development National Exposure Research Laboratory*. Cincinnati, OH 45268. EPA/600R-04/023.

Valderrama, J.C., (1981). *The Simultaneous Analysis of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Natural Waters*. Marine Chemistry, 10: 109-122.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., (1997b). *Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences*. Ecological Applications, 7:3, 737-750.

WL/Delft Hydraulics, (2001). *User Manual Delft3D-FLOW, Delft-D-WAQ and Delft3D-PART*. WL/delft hydraulics, Delft.

- Warner, J.C, Sherwood, C.R., Arango, H.G. and Signell, R.P., (2005a). *Performance of Four Turbulence Closure Methods Implemented Using a Generic Length Scale Method*. *Ocean Modelling*, 8, 81-113.
- Warner, J.C., Geyer, W.R. and Lerczak, J.A., (2005b). *Numerical Modeling of An Estuary: A Comprehensive Skill Assessment*. *J. Geophys. Res.*, 110, C05001, doi: 10.1029/2004JC002691.
- Warner, J.C., Sherwood, C.R., Signell, R.P., Harris, C. and Arango, H.G., (2006). *Development of a Three-Dimensional, Regional, Coupled Wave-, Current-, and Sediment-Transport Model*. Submitted.
- WHO (World Health Organization), (1982). *Waste discharge into the marine environmental; principles and guides for the Mediterranean Action Plan*. Pergamon Press, Oxford, UK.
- WHO (World Health Organization), (2000). *Monitoring Bathing Waters. A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmers*. 350 pp.
- WMEP (Wastewater & Marine Environment Program), (2005). *Macaulay and Clover Point*. Annual Report. Capital Regional District (CRD). Marine Programs Scientific Programs Division.
- Wilkin, J.L., Arango, H.G., Haidvogel, D.B., Lichtenwalner, C.S., Durski, S.M. and Hedstrom, K.S., (2005). *A Regional Ocean Modeling System for the Long-term Ecosystem Observatory*. *J. Geophys. Res.*, 110, C06S91, doi:10.1029/2003JC002218.
- Wilkinson, D.L. and Wareham, D.G., (1996). *Optimization Criteria for Design of Coastal City Wastewater Disposal Systems*. Proc. Clean Seas 96, Toyohashi.
- Wood, I.R., Bell, R.G. and Wilkinson, D.L., (1993). *Ocean Disposal of Wastewater*. Adv. Series on Ocean Eng., 8. World Scientific, Singapore.
- Yang, L., (1995). *Review of Marine Outfall System in Taiwan*. *Water Science & Technology* 32(2), 257-264.
- Zannetti, P., (1990). *Air pollution Modeling*. Comp. Mech. Pub., Van Nostrand Reinhold, New York.