

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



E.T.S. INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE

GRUPO DE EMISARIOS SUBMARINOS E HIDRÁULICA AMBIENTAL

TESIS DOCTORAL

**ESTUDIO DE LOS EFECTOS SOBRE EL MEDIO
LITORAL DERIVADOS DE LA IMPLANTACIÓN
DE SANEAMIENTOS INTEGRALES EN LA COSTA
CANTÁBRICA**

Presentada por: BEATRIZ ECHAVARRI ERASUN

Dirigida por: JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA
GERARDO GARCÍA-CASTRILLO RIESGO

Santander, Enero de 2007

4. RESULTADOS

4.1. EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS PRODUCIDOS POR EL VERTIDO DEL EMISARIO

4.1.1. ESTUDIO DEL ESTADO TRÓFICO DE LAS AGUAS

Los parámetros descriptivos de las variables analizadas en los anillos muestreados a 300 m (L1), 800 m (L2) y 1200 metros (L3) de distancia del punto del vertido del emisario de la Virgen del Mar, así como los obtenidos en las estaciones control (L4), se detallan en la Tabla 4.1. Cabe destacar que debido a problemas técnicos y logísticos, durante el invierno de 2002, únicamente se tomaron muestras en las estaciones ubicadas en los dos primeros anillos (L1 y L2).

A nivel general, las concentraciones medias de las variables analizadas en el sistema, durante el período de estudio, permanecieron dentro de los rangos característicos analizados en la costa de Cantabria. Los promedios obtenidos en los distintos anillos fueron semejantes entre sí, mostrando poca variación respecto a los obtenidos en las estaciones control. La baja variabilidad en los valores medidos en cada anillo, mostrada en cada una de las campañas analizadas, dejó patente la escasa fluctuación espacial de las variables en el sistema.

Variables	Campañas							
	Anillos	Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Invierno 02	Primavera 03	Verano 03	
Temp. (°C)	1	$\bar{x} \pm DS$	13,4 ± 0,1	12,8 ± 0,1	15,8 ± 2,5	14,2 ± 0,0	13,3 ± 0,4	19,6 ± 1,8
		Min-Max	13,2 - 13,4	12,6 - 13,1	12,5 - 19,5	14,0 - 14,3	12,5 - 13,9	16,3 - 21,8
	2	$\bar{x} \pm DS$	13,3 ± 0,1	12,7 ± 0,1	16,9 ± 2,1	14,2 ± 0,0	13,4 ± 0,4	20,5 ± 1,2
		Min-Max	13,1 - 13,5	12,6 - 13,2	12,9 - 19,5	14,1 - 14,2	12,6 - 14,0	17,1 - 21,7
	3	$\bar{x} \pm DS$	13,3 ± 0,1	12,8 ± 0,1	17,5 ± 2,0	13,3 ± 0,4	20,6 ± 1,3
		Min-Max	13,1 - 13,4	12,6 - 13,0	13,3 - 19,5	12,7 - 13,9	17,2 - 21,8
	4	$\bar{x} \pm DS$	13,2 ± 0,1	12,8 ± 0,1	17,8 ± 1,8	13,4 ± 0,3	21,1 ± 0,7
		Min-Max	13,0 - 13,3	12,7 - 13,3	14,4 - 19,6	12,9 - 13,9	19,3 - 22,0
Salinidad (PSU)	1	$\bar{x} \pm DS$	35,4 ± 0,0	35,6 ± 0,1	35,5 ± 0,1	35,2 ± 0,1	35,5 ± 0,0	35,4 ± 0,1
		Min-Max	35,1 - 35,5	35,5 - 35,7	35,3 - 35,7	34,8 - 35,3	35,4 - 35,5	35,3 - 35,6
	2	$\bar{x} \pm DS$	35,4 ± 0,0	35,6 ± 0,1	35,5 ± 0,2	35,2 ± 0,0	35,4 ± 0,1	35,4 ± 0,1
		Min-Max	35,3 - 35,4	35,5 - 35,7	34,1 - 35,7	35,0 - 35,2	34,2 - 35,8	35,1 - 35,5
	3	$\bar{x} \pm DS$	35,4 ± 0,0	35,6 ± 0,0	35,4 ± 0,1	35,5 ± 0,1	35,4 ± 0,1
		Min-Max	35,3 - 35,5	35,6 - 35,7	35,3 - 35,7	35,4 - 35,5	35,2 - 35,5
	4	$\bar{x} \pm DS$	35,3 ± 0,1	35,6 ± 0,1	35,4 ± 0,2	35,5 ± 0,0	35,3 ± 0,1
		Min-Max	35,3 - 35,4	35,5 - 35,7	35,3 - 35,8	35,4 - 35,5	35,1 - 35,5
Chla (µg/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,8 ± 0,1	6,3 ± 1,1	1,2 ± 0,5	1,5 ± 0,2	1,7 ± 0,6	1,9 ± 1,0
		Min-Max	0,4 - 1,2	2,4 - 9,4	0,5 - 2,0	1,1 - 2,3	0,7 - 5,0	0,6 - 3,4
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,9 ± 0,1	6,8 ± 1,6	1,1 ± 0,6	1,3 ± 0,1	1,7 ± 0,8	1,5 ± 0,8
		Min-Max	0,5 - 1,3	1,6 - 12,3	0,4 - 2,2	1,2 - 1,7	0,2 - 5,5	0,5 - 3,5
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,9 ± 0,2	7,1 ± 1,9	1,0 ± 0,6	1,9 ± 0,8	1,4 ± 0,8
		Min-Max	0,4 - 1,1	1,8 - 10,9	0,5 - 2,2	0,6 - 3,9	0,6 - 2,7
	4	$\bar{x} \pm DS$	1,1 ± 0,1	6,6 ± 1,8	0,9 ± 0,5	1,5 ± 0,5	1,3 ± 0,5
		Min-Max	0,8 - 1,4	1,8 - 10,0	0,4 - 1,6	0,5 - 3,6	0,6 - 2,2
Turbidez (NTU)	1	$\bar{x} \pm DS$	4,9 ± 0,1	5,4 ± 0,3	5,0 ± 0,3	5,5 ± 0,5	7,4 ± 0,3	7,7 ± 0,3
		Min-Max	4,3 - 5,5	4,6 - 6,8	4,3 - 7,3	4,6 - 7,3	7,0 - 8,4	7,1 - 8,2
	2	$\bar{x} \pm DS$	4,9 ± 0,2	5,4 ± 0,3	5,0 ± 0,3	5,7 ± 0,5	7,4 ± 0,4	7,6 ± 0,3
		Min-Max	4,2 - 5,6	4,5 - 7,0	4,2 - 5,8	4,7 - 7,6	5,2 - 8,9	7,0 - 8,2
	3	$\bar{x} \pm DS$	4,9 ± 0,1	5,3 ± 0,3	5,1 ± 0,9	7,4 ± 0,3	7,7 ± 0,3
		Min-Max	4,3 - 5,5	4,7 - 6,0	4,2 - 12,6	7,0 - 9,0	7,1 - 8,3
	4	$\bar{x} \pm DS$	4,9 ± 0,3	5,3 ± 0,4	5,0 ± 0,3	7,4 ± 0,3	7,7 ± 0,3
		Min-Max	4,2 - 5,6	4,3 - 7,4	4,1 - 5,7	6,8 - 8,1	7,1 - 8,2
pH	1	$\bar{x} \pm DS$	8,4 ± 0,1	8,3 ± 0,1	8,4 ± 0,1	8,2 ± 0,1	8,1 ± 0,1	8,2 ± 0,0
		Min-Max	8,3 - 8,4	8,2 - 8,3	8,3 - 8,4	8,1 - 8,2	8,0 - 8,2	8,1 - 8,2
	2	$\bar{x} \pm DS$	8,4 ± 0,1	8,3 ± 0,0	8,4 ± 0,1	8,2 ± 0,1	8,2 ± 0,1	8,2 ± 0,0
		Min-Max	8,3 - 8,4	8,2 - 8,3	8,3 - 8,4	8,1 - 8,3	8,1 - 8,3	8,2 - 8,2
	3	$\bar{x} \pm DS$	8,4 ± 0,0	8,3 ± 0,1	8,4 ± 0,0	8,1 ± 0,1	8,2 ± 0,0
		Min-Max	8,3 - 8,4	8,2 - 8,3	8,3 - 8,4	8,0 - 8,2	8,2 - 8,2
	4	$\bar{x} \pm DS$	8,2 ± 0,1	8,3 ± 0,0	8,4 ± 0,1	8,1 ± 0,0	8,2 ± 0,0
		Min-Max	8,1 - 8,3	8,3 - 8,3	8,3 - 8,4	8,1 - 8,1	8,2 - 8,2
O ₂ (mg/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	8,39 ± 0,01	8,47 ± 0,02	8,00 ± 0,38	8,25 ± 0,01	8,39 ± 0,07	7,42 ± 0,25
		Min-Max	8,37 - 8,43	8,42 - 8,50	7,44 - 8,53	8,23 - 8,30	8,30 - 8,53	7,13 - 7,90
	2	$\bar{x} \pm DS$	8,40 ± 0,02	8,48 ± 0,02	7,83 ± 0,32	8,25 ± 0,00	8,39 ± 0,09	7,29 ± 0,16
		Min-Max	8,36 - 8,43	8,41 - 8,51	7,43 - 8,45	8,25 - 8,27	8,28 - 9,35	7,14 - 7,78
	3	$\bar{x} \pm DS$	8,40 ± 0,01	8,48 ± 0,02	7,73 ± 0,31	8,39 ± 0,07	7,29 ± 0,18
		Min-Max	8,38 - 8,43	8,44 - 8,51	7,44 - 8,39	8,29 - 8,50	7,13 - 7,76
	4	$\bar{x} \pm DS$	8,42 ± 0,03	8,47 ± 0,02	7,68 ± 0,27	8,38 ± 0,06	7,23 ± 0,10
		Min-Max	8,39 - 8,45	8,39 - 8,49	7,43 - 8,21	8,28 - 8,46	7,12 - 7,46
O ₂ (%)	1	$\bar{x} \pm DS$	99,5 ± 0,03	99,4 ± 0,04	99,7 ± 0,23	99,5 ± 0,04	99,5 ± 0,06	100,1 ± 0,21
		Min-Max	99,4 - 99,5	99,3 - 99,5	99,3 - 100,0	99,5 - 99,6	99,3 - 99,6	99,7 - 100,4
	2	$\bar{x} \pm DS$	99,5 ± 0,05	99,4 ± 0,04	99,8 ± 0,19	99,5 ± 0,03	99,5 ± 0,52	100,2 ± 0,16
		Min-Max	99,4 - 99,5	99,3 - 99,5	99,3 - 100,1	99,5 - 99,6	99,3 - 112,1	99,8 - 100,4
	3	$\bar{x} \pm DS$	99,5 ± 0,04	99,4 ± 0,04	99,8 ± 0,19	99,5 ± 0,05	100,2 ± 0,16
		Min-Max	99,4 - 99,5	99,3 - 99,5	99,4 - 100,1	99,4 - 99,6	99,8 - 100,4
	4	$\bar{x} \pm DS$	99,4 ± 0,05	99,4 ± 0,04	99,9 ± 0,16	99,5 ± 0,05	100,2 ± 0,11
		Min-Max	99,4 - 99,5	99,3 - 99,5	99,6 - 100,1	99,4 - 99,6	100,0 - 100,5

Tabla 4.1. Parámetros estadísticos descriptivos (\bar{x} = promedio, DS= desviación típica, Min-max= rango de variación) de las variables analizadas en cada anillo y campaña en las aguas del entorno del emisario de la Virgen del Mar. Temp.= Temperatura, Chla= clorofila "a", O₂= Oxígeno disuelto.

Variables	Campañas							
	Anillos	Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Invierno 02	Primavera 03	Verano 03	
S.Susp. (mg/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	4,00 ± 2,45	3,67 ± 1,03	4,33 ± 0,75	7,33 ± 3,92	10,68 ± 7,96	6,83 ± 2,88
		Min-Max	1,00 - 8,00	2,00 - 5,00	3,50 - 5,00	3,00 - 13,00	1,50 - 25,00	3,00 - 10,00
	2	$\bar{x} \pm DS$	3,00 ± 2,56	6,75 ± 5,01	4,63 ± 1,25	7,00 ± 1,83	16,19 ± 11,47	7,94 ± 5,32
		Min-Max	1,00 - 9,00	4,00 - 19,00	3,00 - 6,50	5,00 - 9,00	1,00 - 26,00	0,50 - 16,50
	3	$\bar{x} \pm DS$	2,50 ± 1,29	5,50 ± 0,58	3,25 ± 1,85	13,13 ± 10,02	12,00 ± 8,08
		Min-Max	1,00 - 4,00	5,00 - 6,00	1,50 - 5,50	0,50 - 23,00	1,00 - 19,00
	4	$\bar{x} \pm DS$	1,25 ± 0,50	5,25 ± 0,50	3,10 ± 1,54	12,63 ± 9,08	3,38 ± 1,75
		Min-Max	1,00 - 2,00	5,00 - 6,00	0,90 - 4,50	6,00 - 25,50	1,50 - 5,50
Fosfatos (uM-P/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,07 ± 0,04	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,04	0,13 ± 0,01	0,19 ± 0,06	0,12 ± 0,01
		Min-Max	0,03 - 0,13	0,00 - 0,05	0,01 - 0,10	0,12 - 0,16	0,13 - 0,27	0,10 - 0,14
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,04 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,04	0,13 ± 0,01	0,16 ± 0,04	0,12 ± 0,02
		Min-Max	0,03 - 0,06	0,00 - 0,04	0,00 - 0,10	0,12 - 0,14	0,13 - 0,21	0,10 - 0,15
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,05 ± 0,04	0,02 ± 0,05	0,01 ± 0,02	0,15 ± 0,04	0,11 ± 0,01
		Min-Max	0,03 - 0,11	0,00 - 0,09	0,00 - 0,04	0,12 - 0,20	0,10 - 0,12
	4	$\bar{x} \pm DS$	0,04 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,01	0,17 ± 0,03	0,11 ± 0,01
		Min-Max	0,03 - 0,07	0,00 - 0,00	0,00 - 0,01	0,14 - 0,21	0,10 - 0,12
Nitratos (uM-N/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,67 ± 0,26	2,00 ± 0,75	0,29 ± 0,43	0,58 ± 0,50	1,30 ± 1,20	0,73 ± 0,77
		Min-Max	0,44 - 1,04	1,06 - 2,97	0,04 - 1,14	0,11 - 1,16	0,06 - 2,53	0,06 - 1,96
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,72 ± 0,32	1,18 ± 0,42	0,80 ± 0,95	0,66 ± 0,43	1,15 ± 1,00	0,44 ± 0,38
		Min-Max	0,28 - 1,08	0,70 - 1,87	0,14 - 2,56	0,19 - 1,20	0,14 - 2,58	0,06 - 0,89
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,50 ± 0,48	1,25 ± 0,25	0,13 ± 0,10	0,96 ± 0,71	0,72 ± 0,45
		Min-Max	0,09 - 1,15	0,98 - 1,55	0,04 - 0,27	0,41 - 1,96	0,22 - 1,30
	4	$\bar{x} \pm DS$	0,62 ± 0,26	1,40 ± 0,53	2,20 ± 2,72	1,44 ± 0,76	1,09 ± 0,66
		Max-Min	0,37 - 0,86	1,00 - 2,14	0,53 - 6,22	0,39 - 2,11	0,24 - 1,71
Nitritos (uM-N/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,48 ± 0,50	0,08 ± 0,09	0,06 ± 0,03	0,19 ± 0,04	0,05 ± 0,02	0,04 ± 0,00
		Min-Max	0,21 - 1,49	0,01 - 0,26	0,04 - 0,11	0,11 - 0,23	0,04 - 0,08	0,04 - 0,04
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,23 ± 0,08	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,04	0,15 ± 0,04	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,00
		Min-Max	0,04 - 0,29	0,01 - 0,05	0,04 - 0,14	0,09 - 0,19	0,04 - 0,08	0,04 - 0,04
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,24 ± 0,15	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,08 ± 0,06	0,06 ± 0,02
		Min-Max	0,04 - 0,39	0,01 - 0,03	0,04 - 0,04	0,04 - 0,17	0,04 - 0,09
	4	$\bar{x} \pm DS$	0,35 ± 0,10	0,05 ± 0,03	0,04 ± 0,00	0,05 ± 0,02	0,04 ± 0,01
		Min-Max	0,29 - 0,49	0,01 - 0,07	0,04 - 0,04	0,04 - 0,08	0,04 - 0,05
Amonio (uM-N/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,50 ± 0,57	2,54 ± 1,49	2,66 ± 3,65	1,34 ± 0,88	0,47 ± 0,40	1,59 ± 1,34
		Min-Max	0,02 - 1,64	1,34 - 5,42	0,01 - 9,29	0,59 - 2,74	0,06 - 1,03	0,06 - 3,85
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,57 ± 0,44	1,42 ± 1,23	1,89 ± 1,45	1,21 ± 0,84	0,15 ± 0,13	1,37 ± 0,96
		Min-Max	0,01 - 1,46	0,09 - 3,74	0,01 - 3,36	0,39 - 2,19	0,06 - 0,39	0,21 - 2,74
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,94 ± 0,64	0,80 ± 0,54	1,87 ± 1,94	0,85 ± 1,41	0,70 ± 0,66
		Min-Max	0,41 - 1,83	0,39 - 1,57	0,01 - 4,48	0,06 - 2,96	0,06 - 1,58
	4	$\bar{x} \pm DS$	0,78 ± 1,38	0,88 ± 1,07	2,64 ± 2,22	0,61 ± 0,69	2,80 ± 2,88
		Min-Max	0,01 - 2,84	0,10 - 2,46	0,31 - 5,66	0,06 - 1,54	0,74 - 7,00
N Inorg. (uM-N/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	1,65 ± 1,26	4,61 ± 2,01	3,00 ± 4,05	2,10 ± 1,31	1,81 ± 1,18	2,36 ± 1,10
		Min-Max	0,77 - 4,17	2,9 - 8,21	0,10 - 10,47	0,86 - 3,82	0,67 - 3,50	1,08 - 3,95
	2	$\bar{x} \pm DS$	1,51 ± 0,53	2,61 ± 1,51	2,74 ± 1,47	2,02 ± 1,18	1,35 ± 0,93	1,85 ± 0,96
		Min-Max	0,59 - 2,09	0,86 - 5,18	0,19 - 4,97	0,92 - 3,10	0,28 - 2,69	0,85 - 3,67
	3	$\bar{x} \pm DS$	1,67 ± 1,16	2,06 ± 0,59	2,04 ± 2,04	1,88 ± 1,26	1,47 ± 0,66
		Min-Max	0,76 - 3,33	1,64 - 2,92	0,09 - 4,79	0,72 - 3,53	0,63 - 2,24
	4	$\bar{x} \pm DS$	1,74 ± 1,52	2,32 ± 1,52	4,87 ± 3,09	2,09 ± 1,01	3,93 ± 3,30
		Min-Max	0,67 - 3,99	1,47 - 4,61	1,84 - 8,56	1,15 - 3,44	1,39 - 8,75
AyG (mg/l)	1	$\bar{x} \pm DS$	0,09 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,04 ± 0,02	0,11 ± 0,07	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01
		Min-Max	0,08 - 0,09	0,10 - 0,14	0,02 - 0,05	0,04 - 0,17	0,01 - 0,03	0,01 - 0,02
	2	$\bar{x} \pm DS$	0,14 ± 0,07	0,17 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,04 ± 0,04
		Min-Max	0,06 - 0,23	0,13 - 0,23	0,02 - 0,04	0,06 - 0,09	0,01 - 0,05	0,01 - 0,10
	3	$\bar{x} \pm DS$	0,09 ± 0,03	0,17 ± 0,01	0,03 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,04 ± 0,03
		Min-Max	0,07 - 0,11	0,16 - 0,18	0,03 - 0,03	0,01 - 0,01	0,02 - 0,06
	4	$\bar{x} \pm DS$	0,14 ± 0,07	0,27 ± 0,25	0,03 ± 0,01	0,09 ± 0,11	0,05 ± 0,05
		Min-Max	0,09 - 0,19	0,09 - 0,45	0,02 - 0,03	0,01 - 0,17	0,01 - 0,08

Tabla 4.1 (continuación). Parámetros estadísticos descriptivos (\bar{x} = promedio, DS= desviación típica, Min-max= rango de variación) de las variables analizadas en cada anillo y campaña en las aguas del entorno del emisario de la Virgen del Mar. S.Susp.= sólidos suspendidos, AyG= aceites y grasas.

Análisis espacial de las variables

En un primer término, este estudio ha contado con un primer análisis de la varianza de cada una de las variables analizadas, con el fin de determinar la existencia de posibles diferencias espaciales achacables a la influencia del vertido del emisario.

En la Tabla 4.2 se muestran los resultados obtenidos en los ANOVA no paramétricos de rangos (*H*) realizados con los datos medidos en el perfil vertical de las estaciones, en cada una de las seis campañas, salvo en la cuarta, en la que, como se justificó en la metodología, se empleó el test estadístico de Mann-Whitney (Rank Sum Test, *T*) para dos grupos. En dichos análisis se tomó como variable independiente la distancia al vertido (anillos). Tal y como se puede apreciar, el análisis de la varianza efectuado estableció diferencias significativas entre los promedios de los diferentes nutrientes, la turbidez o los sólidos en suspensión obtenidos en los diferentes anillos, en alguna campaña aislada. Por el contrario, los valores medios de clorofila “a” y de oxígeno disuelto sí mostraron diferencias espaciales muy significativas ($p < 0,01$) en prácticamente todas las campañas.

Los análisis *a posteriori* (*post hoc*), resumidos en la Tabla 4.3, reflejaron, en el caso de las primeras variables (sólidos suspendidos, fosfatos y nitratos), que la significación de las diferencias globales, observadas en algunas campañas, no se constató en los test de comparaciones múltiples posteriormente realizados, de forma específica, entre los valores obtenidos en dichas épocas en los distintos anillos.

Por el contrario dicha confirmación *a posteriori* si se produjo para los análisis *post hoc* realizados para los registros de clorofila “a” y oxígeno disuelto, aunque no de forma homogénea para todas las campañas. De este modo, en el caso de la clorofila “a”, las diferencias entre el primer radial (L1) y los demás radiales fueron significativas en prácticamente todas las campañas, sobretodo en la primavera de 2002 y el verano de 2003, donde los valores medios de concentración a 300 m (L1) frente a los restantes anillos difirieron significativamente en todos los casos.

Variable independiente Anillos (L)	Variables																
	Clorofila "a"				Turbidez				pH				Oxígeno disuelto				
	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	
Invierno 01	611	110,28		0,000	611	1,27		0,736	22	7,99		0,051	611	134,1		0,000	
Primavera 02	626	47,83		0,000	626	7,44		0,059	22	1,52		0,677	626	24,2		0,000	
Verano 02	602	20,68		0,000	602	2,88		0,411	22	1,26		0,739	602	66,62		0,000	
Invierno 02	363		9846	0,000	363		10918	0,000	10		7,5	0,337	363		9974	0,000	
Primavera 03	688	16,52		0,000	688	1,32		0,724	22	5,8		0,122	688	2,81		0,422	
Verano 03	557	25,81		0,000	557	6,83		0,077	22	2,67		0,446	557	37,93		0,000	
Campañas	S.Susp.				Fosfatos				Nitratos				Amonio				
	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ	
	Invierno 01	22	5,92		0,115	22	3,81		0,282	22	1,25		0,741	22	4,49		0,216
	Primavera 02	22	9,44		0,023	22	4,02		0,259	22	5,05		0,168	22	6,85		0,077
	Verano 02	22	3,57		0,311	22	8,04		0,045	22	8,02		0,046	22	0,25		0,968
	Invierno 02	10		11,5	0,915	10		9,5	0,594	10		9	0,522	10		11	0,831
	Primavera 03	22	0,83		0,841	22	2,37		0,498	22	0,21		0,976	22	2,22		0,528
	Verano 03	22	4,35		0,226	22	2,92		0,404	22	3,33		0,344	22	2,42		0,489
	N. Inorgánico				Aceites y grasas												
	N	H	U	ρ	N	H	U	ρ									
Invierno 01	22	0,63		0,889	11	2,19		0,533									
Primavera 02	22	6,46		0,091	11	2,98		0,394									
Verano 02	22	2,35		0,502	11	1,52		0,678									
Invierno 02	10		12	1,000	5		2	0,564									
Primavera 03	22	1,81		0,613	11	2,02		0,567									
Verano 03	22	3,67		0,299	11	1,72		0,633									

Tabla 4.2. Resultados del test no paramétrico ANOVA de rangos (Kruskal-Wallis, H) y Rank Sum Test (Mann-Whitney, U), efectuados con los datos de las variables registradas en cada estación tomando, como factor independiente, la distancia al emisario (Anillos). Los niveles de significación que señalaron diferencias significativas ($\rho < 0,05$) se muestran en negrita. N= número de casos.

Pese a estas diferencias espaciales significativas observadas en las distintas campañas, únicamente las registradas en las campañas realizadas en el verano del 2002 y del 2003 pudieron ser achacables al vertido ya que en ambos casos, la concentración media de este pigmento fotosintético en el primer anillo (L1) fue superior a la alcanzada en los restantes anillos (L2, L3 y L4) (ver Tablas 4.1 y 4.3). De cualquier forma, los registros medios, en incluso los máximos, obtenidos no representaron valores extremos, fuera de los rangos normales de variación en cada época, y, además, las diferencias entre los promedios alcanzados en los distintos anillos no superaron los 0,6 µg/l.

Al igual que la clorofila “a”, las concentraciones de oxígeno disuelto analizadas en los distintos anillos difirieron significativamente, en la mayor parte de las campañas. Sin embargo, a pesar del grado de significación alcanzado en los test de comparación entre los pares de anillos (Tabla 4.3), el rango de variación global de los registros de oxígeno disuelto en las distintas campañas fue bajo (0,1-0,2 mg/l de diferencia entre el máximo y el mínimo registro medido en los distintos radiales por campañas) y el nivel de saturación alcanzado en las aguas muestreadas en todos los anillos en cada una de las campañas analizadas fue elevado, permaneciendo por encima del 99,3% de saturación en todo momento.

Test de Comparaciones Múltiples						
Variable dependiente: Clorofila "a"						
Test de Dunn		Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Primavera 03	Verano 03
ANILLO (L)		ρ				
1	2	*	*	n.s.	n.s.	*
	3	n.s.	*	n.s.	n.s.	*
	4	*	*	*	*	*
2	3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	4	*	n.s.	*	n.s.	n.s.
3	4	*	n.s.	n.s.	*	n.s.
Variable dependiente: Oxígeno disuelto						
Test de Dunn		Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Primavera 03	Verano 03
RADIAL		ρ				
1	2	*		*		*
	3	*		*		*
	4	*		*		*
2	3	n.s.		n.s.		n.s.
	4	*		*		n.s.
3	4	n.s.		n.s.		n.s.
Variable dependiente: Sólidos suspendidos						
Test de Dunn		Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Primavera 03	Verano 03
ANILLO (L)		ρ				
1	2		n.s.			
	3		n.s.			
	4		n.s.			
2	3		n.s.			
	4		n.s.			
3	4		n.s.			
Variable dependiente: Fosfatos						
Test de Dunn		Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Primavera 03	Verano 03
ANILLO (L)		ρ				
1	2			n.s.		
	3			n.s.		
	4			n.s.		
2	3			n.s.		
	4			n.s.		
3	4			n.s.		
Variable dependiente: Nitratos						
Test de Dunn		Invierno 01	Primavera 02	Verano 02	Primavera 03	Verano 03
ANILLO (L)		ρ				
1	2			n.s.		
	3			n.s.		
	4			n.s.		
2	3			n.s.		
	4			n.s.		
3	4			n.s.		

Tabla 4.3. Grado de significación (ρ) calculado en los análisis no paramétricos de Dunn (*post hoc*) llevados a cabo con aquellas variables que mostraron diferencias significativas en el ANOVA de rangos.

“*”= $\rho < 0,05$; “n.s.”= $\rho > 0,05$.

Análisis temporal de las variables

Tras examinar las diferencias espaciales se procedió a analizar la evolución temporal de las variables en las aguas del entorno del emisario. Para realizar dicho análisis se emplearon, como datos de partida, los promedios de los datos analizados en cada una de las estaciones muestreadas a lo largo de las diferentes campañas. Los parámetros descriptivos de las variables analizadas, así como las correlaciones lineales establecidas entre las mismas se detallan en la Figura 4.1 y en la Tabla 4.4, respectivamente.

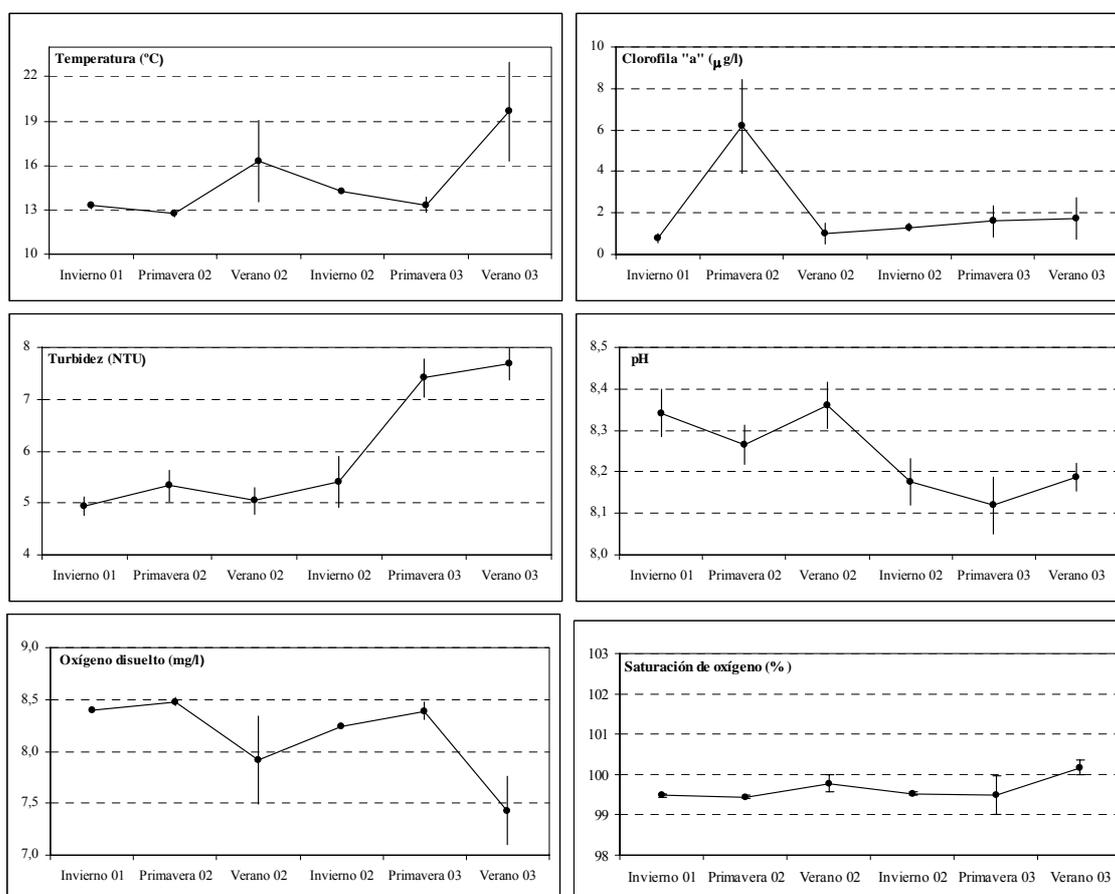


Figura 4.1. Variaciones temporales de las variables analizadas en las aguas del entorno del emisario de la Virgen del Mar. Los puntos marcan los promedios y las barras las desviaciones típicas.

Tal y como puede observarse en la Figura 4.1, los registros de las variables analizadas en el sistema mostraron, por lo general, patrones propiamente estacionales. Así, las concentraciones de oxígeno disuelto estuvieron altamente correlacionadas con la temperatura del agua ($r=1$) (Tabla 4.4), mostrando máximos durante las campañas primaverales. Por el contrario las altas temperaturas del agua registradas en los períodos estivales provocaron la disminución del contenido de oxígeno hasta alcanzar valores

mínimos de 7,2 mg/l en el verano de 2003. Pese a estos bajos valores, el porcentaje de saturación de oxígeno mínimo alcanzado, durante esta campaña, fue del 100%. La diferencia térmica hallada en el perfil vertical quedó patente durante las campañas estivales y, con ello, el aumento de la variabilidad en las concentraciones de oxígeno registradas durante esta época. Por el contrario, la baja variabilidad en los registros de temperatura y oxígeno disuelto, durante el invierno y la primavera, fue indicativa del alto grado de mezcla que se daba en la columna de agua en ambas épocas.

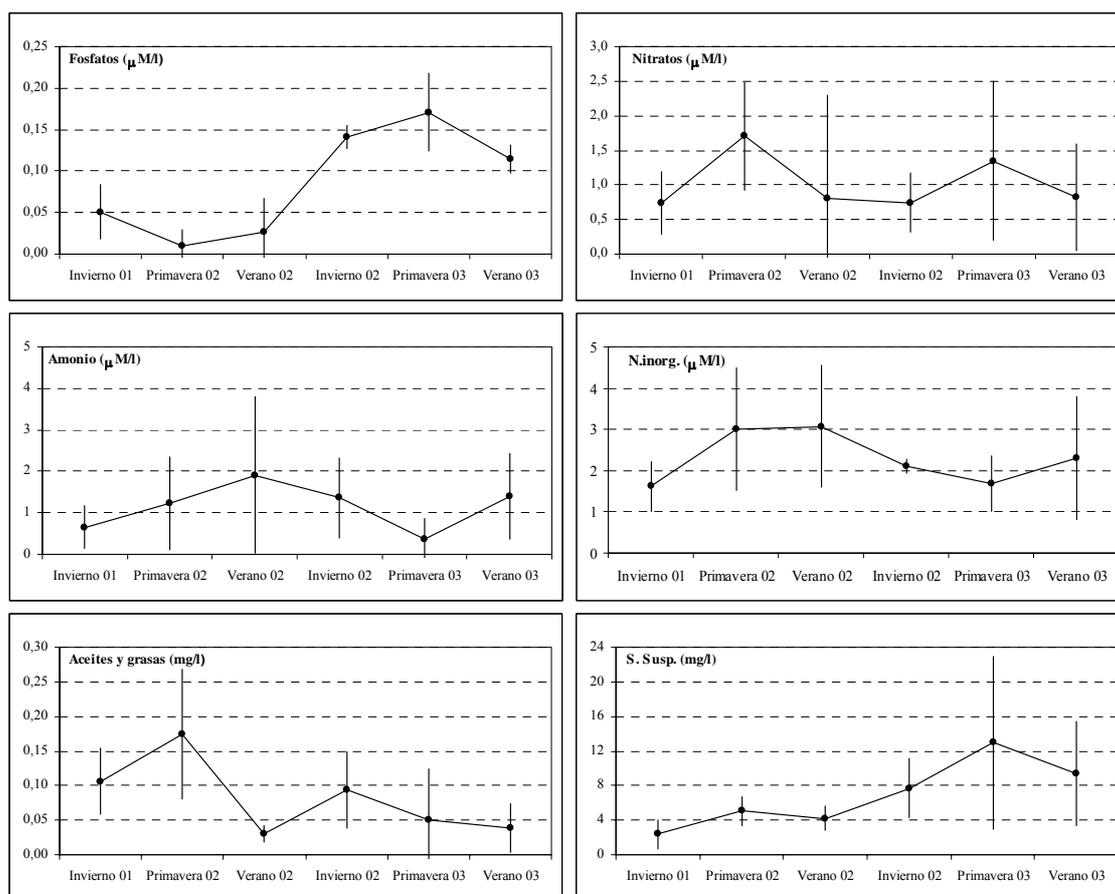


Figura 4.1 (*continuación*). Variaciones temporales de las variables analizadas en las aguas del entorno del emisario de la Virgen del Mar. Los puntos marcan los promedios y las barras las desviaciones típicas.

La clorofila “a” alcanzó valores máximos durante la época primaveral, donde las medidas alcanzaron registros máximos de 12,1 µg/l, en primavera de 2002, aunque su concentración no mostró indicios de aumentar a lo largo del tiempo. Esta variable estuvo positivamente correlacionada con la concentración de nitratos ($r=0,52$), así como con la turbidez ($r=0,52$) y los sólidos suspendidos ($r=0,45$). Esta correlación fue más evidente durante la campaña de primavera de 2002, donde el incremento de la biomasa

fitoplanctónica en la columna de agua coincidió con un leve aumento de la concentración de este nutriente en los niveles de fondo.

A lo largo de las campañas, los nutrientes medidos mostraron bajas concentraciones y diferentes patrones de fluctuación. Así, los nitratos estuvieron altamente correlacionados con la clorofila “a”, mostrando máximos durante la época primaveral, mínimos en verano, para volver a aumentar posteriormente en invierno, sobre todo en las aguas del fondo. Por el contrario, el amonio mostró un patrón de distribución variable, con mayores concentraciones durante las campañas estivales, disminuyendo hacia el invierno y la primavera. Las concentraciones máximas de este nutriente se midieron durante la campaña estival de 2002. Pese a la variabilidad inherente, no se ha apreciado un aumento de las concentraciones basales de nutrientes inorgánicos nitrogenados en el sistema. Las concentraciones de nitrógeno inorgánico en las aguas de la Virgen del Mar fueron bajas y mostraron un patrón de fluctuación estacional poco habitual. De este modo, las concentraciones máximas obtenidas en el sistema se produjeron durante las campañas de primavera y verano de 2002. Mientras que el incremento registrado en primavera fue debido, mayoritariamente, a los nitratos, en verano, los niveles de concentración alcanzados fueron achacables a las mayores concentraciones de amonio presentes en las aguas.

	Temp.	Salinidad	Chla	Turbidez	pH	O ₂	S.Susp.	Fosfatos	Nitratos	Nitritos	Amonio
Salinidad	-0,51										
Chla	-0,40	0,55									
Turbidez	0,38	-0,09	0,52								
pH	-0,09	0,10	-0,47	-0,76							
O ₂	-1,00	0,50	0,39	-0,39	0,10						
S.Susp.	0,10	0,06	0,45	0,64	-0,68	-0,11					
Fosfatos	0,31	-0,37	0,04	0,57	-0,73	-0,32	0,62				
Nitratos	-0,48	0,49	0,52	0,13	-0,29	0,47	0,11	0,04			
Nitritos	-0,04	-0,51	-0,55	-0,39	0,09	0,04	-0,21	0,28	-0,19		
Amonio	0,21	0,13	0,05	-0,10	0,22	-0,22	-0,33	-0,33	0,03	-0,30	
AyG	-0,61	0,13	0,09	-0,45	0,25	0,62	-0,41	-0,46	0,23	0,12	0,08

Tabla 4.4. Coeficientes de correlación de rangos (Spearman, r) establecidos entre las variables. Las correlaciones señaladas en negrita fueron significativas a $\rho < 0,01$. Chla= clorofila “a”; O₂= oxígeno disuelto.

Por otro lado, es importante resaltar la elevada correlación alcanzada entre los fosfatos, la turbidez y los sólidos en suspensión hallada en el sistema. Estas variables, además de estar positivamente correlacionadas, mostraron un ligero incremento en su

concentración basal a lo largo de las tres últimas campañas efectuadas. Por último, las concentraciones medias de aceites y grasas oscilaron en el tiempo, mostrando valores máximos en los períodos invernales y primaverales.

Además se ha observado una disminución de la concentración de esta variable en el sistema a lo largo del tiempo, hasta alcanzar, en el verano del 2003, valores medios inferiores los 0,05 mg/l. Los aceites y grasas no mostraron correlacionarse positivamente con ninguna variable indicadora de contaminación urbana. Por el contrario, únicamente se apreciaron correlaciones negativas con los fosfatos, los sólidos suspendidos y la turbidez.

Los ANOVA efectuados para determinar el grado de significación de las diferencias temporales detectadas en las concentraciones medias de las variables se muestran en la Tabla 4.5. Se consideraron diferencias significativas aquéllas en las que $\rho < 0,05$.

ANOVA de rangos (Kruskal-Wallis, H)		Variables dependientes					
		Clorofila "a"	Turbidez	S.Susp.	Oxígeno	N inorgánico	
Var. Independiente Campañas (T)	N	58	58	58	58	58	
	H	45,9	53,5	37,5	53,5	14,6	
	ρ	0,000	0,000	0,000	0,000	0,012	
			Fosfatos	Nitratos	Amonio	AyG	
	N	58	58	58	58		
	H	50,0	25,5	27,3	37,9		
	ρ	0,000	0,000	0,000	0,000		

Tabla 4.5. Resumen de resultados de los ANOVAs de rangos (Kruskal-Wallis, *H*) efectuados con los datos medios de las variables registrados en cada estación, tomando como variable independiente las campañas analizadas. Los niveles de significación inferiores a $\rho < 0,05$ se muestran en negrita. N= número de casos.

Dichos análisis mostraron, tal y como cabía esperar, diferencias temporales muy significativas entre los promedios de las variables analizadas. Los análisis *a posteriori* (*post hoc*) llevados a cabo dejaron patentes aquellas campañas en las que los promedios de las variables difirieron entre sí significativamente. En la Tabla 4.6 se muestra el grado de significación obtenido en el análisis de comparaciones múltiples de Dunn (*post Hoc*) establecido por pares. Este análisis se efectuó tomando como datos de partida las medias de las variables analizadas en las distintas campañas.

		Comparaciones múltiples									
		<i>Variables dependientes</i>									
		Test de Dunn									
		Chla	Oxígeno	Turbidez	pH	S.Susp.	Fosfatos	Nitratos	Amonio	N.inorg	AyG
		$\rho < 0,05$									
<i>Campañas</i>	I-01	P-02	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		V-02	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.
	I-02		n.s.	n.s.	n.s.	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		P-03	*	n.s.	*	*	*	*	n.s.	n.s.	n.s.
		V-03	*	*	*	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P-02	V-02	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
		I-02	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.
	P-03		n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	n.s.	n.s.	n.s.
		V-03	n.s.	*	*	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.
	V-02	I-02	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.
		P-03	*	n.s.	*	*	*	*	*	*	n.s.
		V-03	n.s.	n.s.	*	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.
	I-02	P-03	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
		V-03	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	P-03	V-03	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tabla 4.6. Grado de significación (ρ) calculado en el análisis de Comparaciones Múltiples de Dunn por parejas llevado a cabo entre las medias de las variables analizadas en las distintas campañas. El resultado "n.s." de la prueba de Dunn indica que el grado de significación es superior a $\rho > 0,05$; el "*", $\rho < 0,05$.

De este modo, tal y como muestra la Tabla 4.6, los registros medios de clorofila “a” obtenidos en las campañas analizadas se diferenciaron entre sí de manera muy significativa, sobre todo en aquéllos medidos en los distintos períodos estacionales. Por el contrario no se observaron diferencias significativas en las concentraciones analizadas durante el mismo período estacional, ni se ha detectado, a lo largo de los dos años que ha durado el estudio, un incremento de las concentraciones medias de esta variable en el sistema.

En cuanto al oxígeno disuelto se refiere, esta variable mostró un patrón temporal muy similar al de la temperatura, con la que estuvo positivamente correlacionado, tanto espacial como temporalmente. El *post hoc* realizado para el oxígeno disuelto estableció diferencias significativas entre los promedios de la mayor parte de las campañas a excepción de los analizados durante las mismas épocas del año.

Los nutrientes inorgánicos nitrogenados apenas mostraron variaciones de concentración significativas entre las campañas analizadas, no detectándose tampoco incrementos basales significativos de estos nutrientes en el sistema. Por otro lado, las diferencias en los registros de turbidez, fosfatos y sólidos suspendidos dejaron patente un aumento significativo de estas variables en las tres últimas campañas. Los fosfatos y la turbidez mostraron un incremento más acusado, sobre todo durante la primavera y el verano de 2003. Pese al incremento detectado, las concentraciones de estas variables fueron bajas, permaneciendo dentro de los niveles característicos de la costa de Cantabria.

Por último, las concentraciones de aceites y grasas medidas en el invierno de 2001 y la primavera de 2002 mostraron diferencias significativas con las restantes campañas. Estas variaciones se debieron a la mayor concentración de estos contaminantes químicos en las aguas analizadas en ambas campañas.

Tendencias espacio-temporales de las condiciones tróficas de las aguas

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en el estudio espacial y temporal de la evolución del estado de las aguas en el entorno del emisario llevado a cabo mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP). Para la realización del tratamiento estadístico se tomaron, como datos de partida, los registros obtenidos en superficie y fondo de las variables analizadas, a lo largo de los dos años que duró el

estudio. Esta aproximación permite precisar las principales fuentes de variabilidad del sistema.

En un primer paso se efectuó un ACP preliminar en el que se consideraron todas las variables, para tratar de precisar aquéllas que contribuyeron, en mayor medida, a definir el sistema o cuales fueron redundantes o no alcanzaron un nivel de correlación óptimo con los factores provocando, consecuentemente, la disminución de la varianza explicada. De este modo, el primer ACP realizado alcanzó a describir, entre los dos primeros factores, el 59,7% de la varianza total del sistema. Los resultados obtenidos en el ACP llevaron a descartar variables como los nitratos, nitritos y el nitrógeno inorgánico total, debido a que no aportaban apenas información en la definición de la variación del estado trófico del sistema costero. Así mismo, en el análisis tampoco se contó con los aceites y grasas debido a que, únicamente, se muestrearon en superficie.

En la Figura 4.2 y en la Tabla 4.7 se muestran las correlaciones lineales entre las variables y los dos primeros factores (FI y FII) establecidas en el ACP ejecutado con los datos relativos a la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, clorofila “a”, sólidos suspendidos, turbidez, fosfatos, amonio y pH.

Partiendo de la homogeneidad de registros físicos, químicos y biológicos detectada a lo largo de las campañas en los 4 anillos establecidos y de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza efectuados previamente, se puede asumir que la variabilidad registrada en el sistema se produjo, mayoritariamente, en el espacio temporal y, en menor medida, en el plano espacial; es decir, se registraron mayores diferencias entre las distintas épocas del año que entre las estaciones muestreadas.

De este modo, el ACP realizado con las 9 variables resultantes mostró que el 63,9% de la varianza analizada estuvo explicada, prácticamente en la misma proporción, por los dos primeros factores FI y FII. Se trata de una proporción relativamente alta, que justifica la selección de estos dos primeros ejes como elementos de síntesis para la interpretación de los resultados.

El primer factor explicó el 32,7% de la variabilidad del sistema y estuvo correlacionado con la mayoría de las variables de estudio. Parámetros como la temperatura y la turbidez se correlacionaron de manera positiva con este factor a $r > 0,73$ (Tabla 4.8), mientras que

la salinidad, la clorofila “a” y el oxígeno disuelto, lo hicieron negativamente a $r > -0,5$. De esta forma, el primer factor estuvo mayoritariamente definido por la variabilidad inherente a los cambios estacionales de temperatura en el sistema y por variaciones en la salinidad y en la turbidez. Estas variaciones térmicas fueron, a su vez, las responsables de los cambios en la concentración de oxígeno disuelto en el agua, dado que la solubilidad de los gases disminuye al aumentar la temperatura. Es por ello que la temperatura y el oxígeno disuelto estuvieron inversamente correlacionados, siendo las variables que mayor coeficiente de correlación mostraron entre los pares de variables establecidos ($r = -0,98$) (Tabla 4.8).

Proyección de las variables en el plano factorial (FI vs. FII)

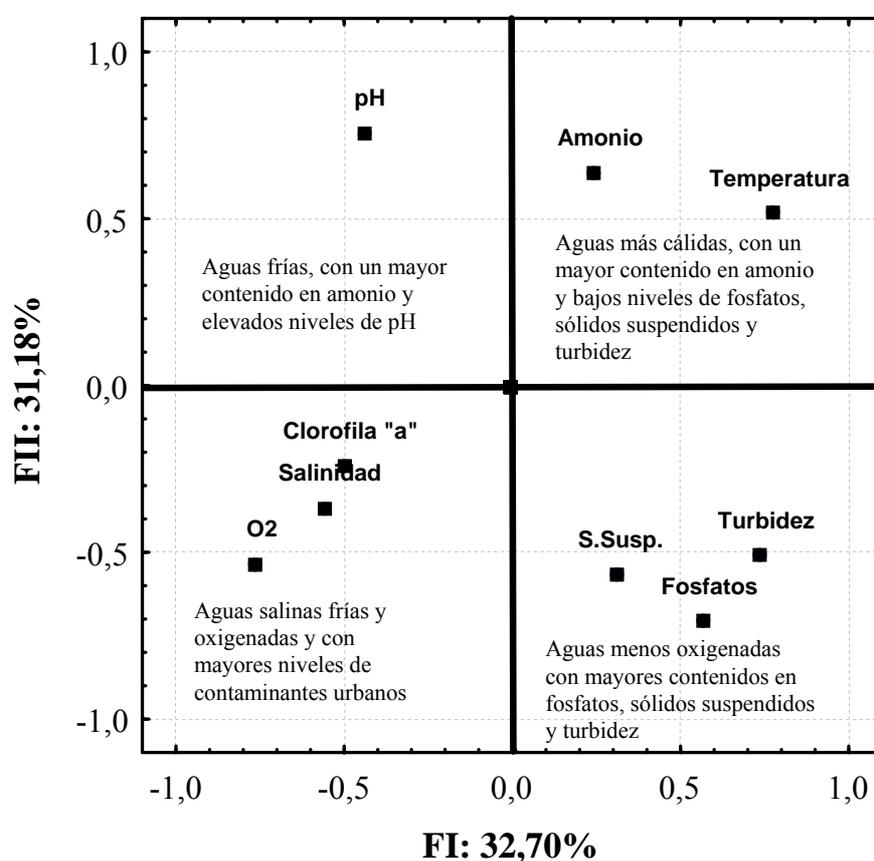


Figura 4.2. Coeficientes de correlación de las 8 variables seleccionadas con los factores FI y FII obtenidas en el ACP.

De forma análoga, el segundo factor (FII) explicó el 31,2% de la variabilidad total del sistema. Los fosfatos, los sólidos en suspensión y la turbidez, indicadores de contaminación urbana, se correlacionaron negativamente con el segundo factor a $r > -0,51$, mientras que el amonio y el pH se correlacionaron de modo positivo a $r > 0,64$.

Estas variables además se correlacionaron parcialmente entre sí. La Tabla 4.8 muestra los coeficientes de la correlación lineal entre las variables obtenidos en el ACP. De este modo, la turbidez y los fosfatos estuvieron correlacionados entre sí ($r= 0,71$) y, de forma inversa, con el pH ($r=-0,68$ y $-0,77$, respectivamente).

	FI (a)	FI (b)	FII (a)	FII (b)
Temperatura	0,77	0,20	0,52	0,09
Salinidad	-0,56	0,11	-0,37	0,05
Clorofila "a"	-0,50	0,08	-0,24	0,02
Turbidez	0,73	0,18	-0,51	0,09
pH	-0,44	0,07	0,76	0,20
Oxígeno	-0,76	0,20	-0,53	0,10
S.Susp.	0,31	0,03	-0,57	0,11
Fosfatos	0,57	0,11	-0,71	0,18
Amonio	0,24	0,02	0,64	0,15
% de la varianza explicada por cada eje	32,7		31,2	
% de la varianza total acumulada	32,7		63,9	

Tabla 4.7. Síntesis de los coeficientes de correlación entre las variables y los factores FI y FII (a). Contribuciones de las variables obtenidos en el ACP (b). Las correlaciones superiores a 0,5 se resaltan en negrita. Así mismo se muestra el % de la varianza total y acumulada por cada eje.

	Temp.	Salinidad	Chla	Turbidez	pH	O ₂	S.Susp.	Fosfatos
Salinidad	-0,43							
Chla	-0,35	0,50						
Turbidez	0,37	-0,04	-0,07					
pH	0,07	0,02	-0,10	-0,68				
O₂	-0,98	0,44	0,32	-0,38	-0,08			
S.Susp.	-0,02	0,06	-0,03	0,43	-0,40	0,08		
Fosfatos	-0,01	-0,14	-0,25	0,71	-0,77	0,03	0,44	
Amonio	0,45	-0,28	-0,08	-0,14	0,24	-0,45	-0,20	-0,27

Tabla 4.8. Correlaciones lineales entre las variables establecidas en el ACP. Las correlaciones señaladas en negrita fueron superiores a 0,6.

Considerando la interpretación establecida de ambos factores, se puede asumir que los cuatro cuadrantes del espacio definido por ellos reflejan situaciones espaciales y estacionales que se dieron en la zona costera de la Virgen del Mar. El cuadrante superior izquierdo de la Figura 4.2 representa unas condiciones ambientales en las que las aguas

estuvieron más frías y oxigenadas, y presentaron una mayor salinidad y una menor turbidez. Estas aguas se caracterizaron también por mostrar concentraciones de clorofila “a” y de amonio superiores a la media. Por otro lado, el cuadrante superior derecho mostró aguas ligeramente más turbias, menos frías y oxigenadas, con menores concentraciones de nutrientes, a excepción de amonio, y con una menor biomasa fitoplanctónica. El cuadrante inferior izquierdo albergó aguas más frías y oxigenadas con una mayor concentración de sales, de fosfatos, de clorofila “a” y de sólidos suspendidos. Por último, el cuadrante inferior derecho se caracterizó por mostrar una mayor temperatura de las aguas, y por consiguiente, una menor oxigenación y una concentración de contaminantes urbanos (sólidos en suspensión, fosfatos) superior a la media del sistema.

Una vez definido el plano factorial, se procedió a representar la variabilidad espacial (estaciones-anillos) y temporal (campañas) de la matriz de datos asumiendo los factores obtenidos en el ACP (FI y FII) como descriptores de los procesos más importantes ocurridos en la zona costera de la Virgen del Mar. La agrupación de los casos en estaciones, anillos y campañas y su localización en el plano factorial definido se realizó calculando el promedio a partir de las coordenadas (*factor coordinates*) obtenidos para cada caso en el ACP. La Figura 4.3 muestra la ordenación de las 11 estaciones muestreadas durante el período 2001-2003 en el plano factorial (FI vs. FII). Al comparar las características físicas y químicas de las aguas en las distintas estaciones, el análisis destacó una elevada homogeneidad espacial deducida de la cercanía de los puntos al origen de los ejes y del bajo rango de la escala del ACP.

No obstante, a pesar de la baja variabilidad existente, las estaciones se distribuyeron, mayoritariamente, a lo largo del segundo factor definido por las variables indicadoras de contaminación urbana. En el extremo negativo del FII del ACP se localizaron dos de las tres estaciones muestreadas en el primer radial (E1 y E2). Estas estaciones se caracterizaron por presentar aguas ligeramente más turbias y concentraciones de sólidos en suspensión y fosfatos levemente superiores a la media obtenida en el sistema.

En contraposición, uno de los controles analizados (C1) se localizó en el extremo positivo del ACP. Esta estación mostró, por el contrario, menores concentraciones de las variables mencionadas y concentraciones de amonio que se mantuvieron por encima

de la media. Así mismo, en esta estación, caracterizada por ser una de las más someras (20 m) se obtuvieron las mayores temperaturas registradas en el sistema.

Proyección de las estaciones en el plano factorial (FI vs. FII)

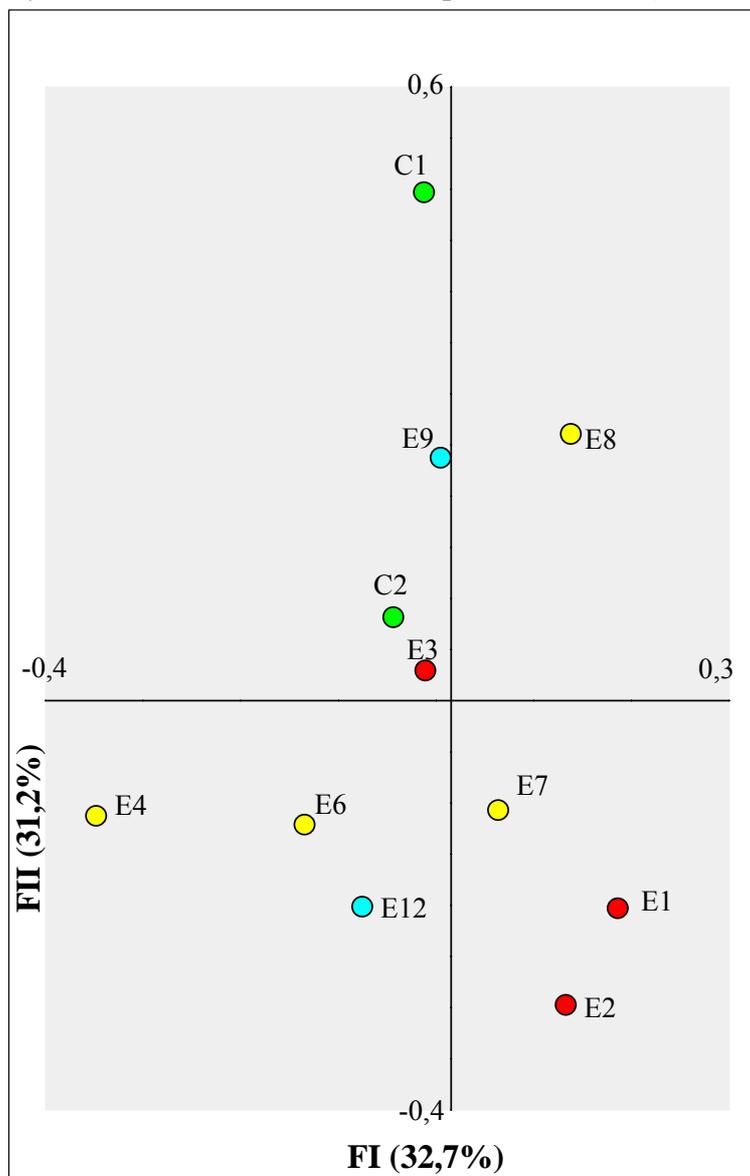


Figura 4.3. Ordenación de las 11 estaciones de muestreo en los dos primeros factores establecidos en los ACP. Las coordenadas son los *factor coordinates* medios de cada estación para el período 2001-2003. Las estaciones marcadas en color rojo permanecieron en el primer anillo, en color amarillo en el segundo anillo y en color azul en el tercer anillo. Las estaciones control se señalaron en verde.

Las restantes estaciones mostraron poca variabilidad de registros situándose cerca del origen del primer y segundo eje. Las aguas en estas estaciones mostraron concentraciones de fosfatos, sólidos suspendidos, amonio y niveles de turbidez muy cercanos a la media del sistema y a los registros de estas variables obtenidos en la estación control C2. Por el contrario la variabilidad de este grupo de estaciones aumentó

ligeramente en el primer eje debido a las diferencias de temperatura, oxígeno y, en menor medida, del amonio, medidos en las distintas estaciones. Así, las estaciones muestreadas en la zona más alejada de costa (E4, E6), con menores temperaturas y mayores salinidades y concentraciones de oxígeno disuelto y clorofila “a”, se localizaron en el extremo negativo del primer factor.

En la Figura 4.4 se muestra la ordenación de los 4 anillos en el plano factorial, calculados a partir del promediado de las coordenadas. Al igual que en la ordenación de las estaciones, los anillos mostraron una elevada homogeneidad de registros y su cercanía en la representación dejó patente la similitud de las características físicas, químicas y biológicas establecidas a lo largo de las campañas. Pese a ello, hubo ligeras diferencias, sobre todo entre las características de las zonas más próximas al vertido (L1, L2 y L3) y las del cuarto anillo considerado como control.

Proyección de los radiales en el plano factorial (FI vs. FII)

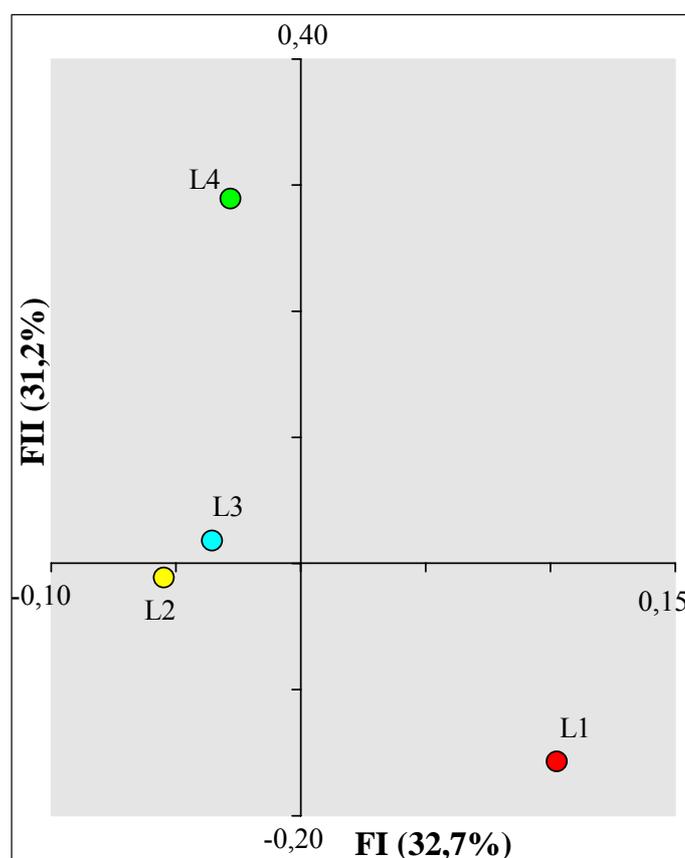


Figura 4.4. Ordenación de los valores medios de los anillos (*factor coordinates*) en los dos primeros factores establecidos en los ACP llevados a cabo con los datos de las 6 campañas analizadas (2001-2003).

Así, las aguas analizadas en las estaciones control (L4), distribuidas en el primer cuadrante, estuvieron ligeramente más frías y mejor oxigenadas, registrando, además, menores niveles de turbidez, de fosfatos y sólidos suspendidos. Por el contrario, las aguas medidas en el primer anillo, distribuidas en el cuarto cuadrante, estuvieron menos frías y oxigenadas y mostraron una mayor turbidez y mayores concentraciones de fosfatos y sólidos suspendidos. Los restantes anillos presentaron situaciones intermedias caracterizadas por la escasa variación de los registros en las aguas a lo largo del tiempo.

Proyección de las campañas en el plano factorial (FI vs. FII)

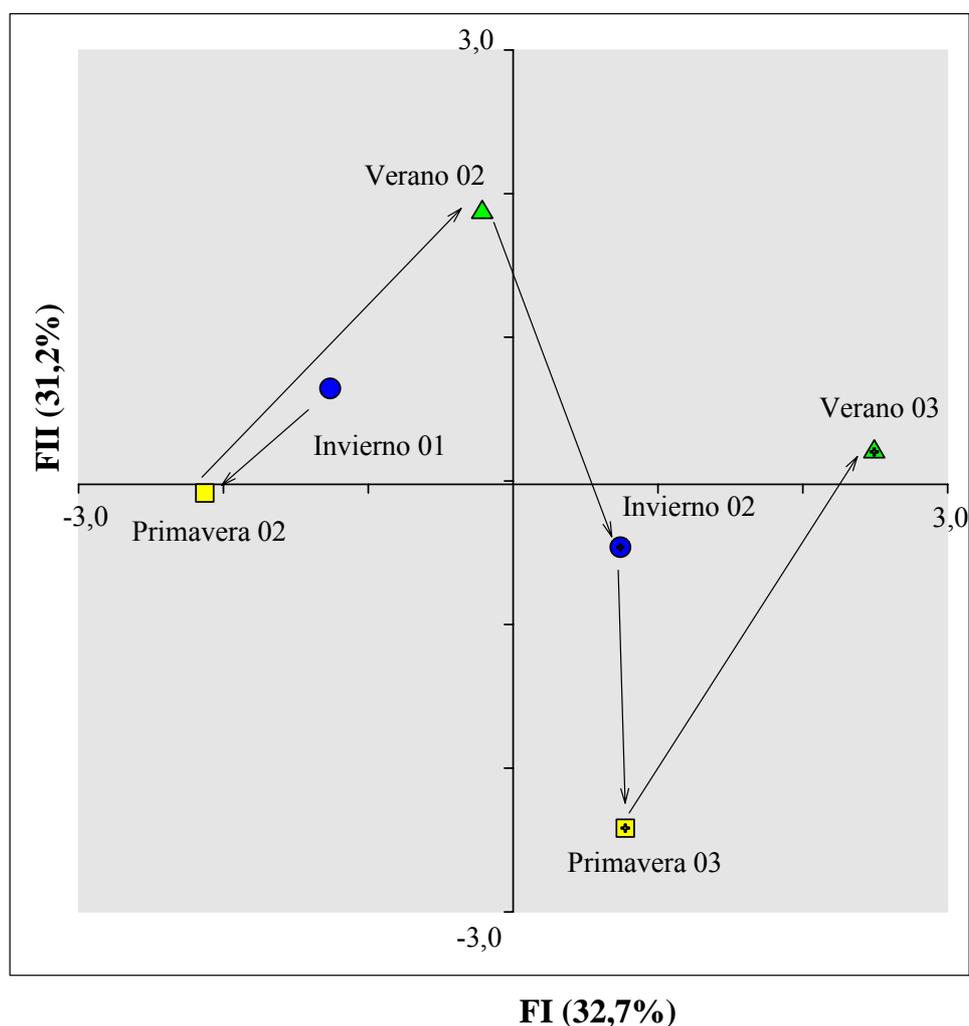


Figura 4.5. Ordenación de los valores medios de cada campaña (*factor coordinates*) en los dos primeros factores establecidos en los ACP llevados a cabo con los datos de las 6 campañas analizadas (2001-2003).

Por último, en la figura 4.5 se muestra la variabilidad temporal a nivel estacional mediante la ordenación de las 6 campañas analizadas en el plano definido por los dos primeros factores. De este modo, las características medidas en las aguas en el entorno

de la Virgen del Mar se reduce a un punto del espacio factorial, obteniéndose una visión global del estado y evolución de la calidad a lo largo de las campañas.

El primer factor distribuyó las 6 campañas analizadas a lo largo de su eje de acuerdo con las variaciones de la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto y la clorofila “a”. Dichas variables están estrechamente relacionadas con las condiciones climatológicas que se dieron a lo largo del ciclo anual.

Atendiendo a los resultados obtenidos en el ACP, en la parte izquierda (negativa) del primer eje, se distribuyeron las estaciones muestreadas en el período 2001-verano 2002, mientras que, en la zona derecha o positiva, se situaron las muestreadas en el período que abarca desde el invierno del 2002 a julio del 2003. De este modo, las campañas analizadas hasta el verano de 2002 mostraron aguas, por lo general, más frías y oxigenadas, de mayor salinidad y transparencia. Cabe destacar la localización en el plano de la campaña realizada en el verano de 2002. Durante esta época, la masa de agua analizada, pese a registrar mayores temperaturas en superficie mostró una menor turbidez y mayores concentraciones de oxígeno disuelto y amonio que las promediadas en el sistema costero a lo largo de las campañas.

Por el contrario, las campañas muestreadas a partir del invierno del 2002, mostraron aguas, por lo general, más turbias y cálidas, sobre todo en verano de 2003. Las aguas durante estas campañas se caracterizaron además, por estar menos oxigenadas y presentar mayores concentraciones de contaminantes urbanos. La correlación negativa hallada entre el segundo factor y las variables indicadoras de contaminación, junto con la distribución de las campañas a lo largo de su eje dejó patente la evolución de dichas variables en las aguas de la Virgen del Mar a lo largo del tiempo.

De este modo, durante este período, sobre todo en la primavera de 2003, se detectó un incremento de las concentraciones de fosfatos y sólidos suspendidos en el sistema, acompañado, además, por un aumento de la turbidez en la zona. Posteriormente, en el verano de 2003, las concentraciones de estos contaminantes disminuyeron hasta alcanzar los niveles medios alcanzados a lo largo del período de estudio, salvo la turbidez que permaneció por encima de la media.

4.1.2. ESTUDIO DEL ESTADO QUÍMICO DE LAS AGUAS

En primer término cabe destacar, como primer resultado obtenido en este ensayo “piloto” de bioacumulación, que, tanto las unidades de cultivo (sistema de anclaje y unidades experimentales) como los organismos empleados en el ensayo, fueron capaces de resistir las drásticas condiciones ambientales a las que se vieron sometidos (elevada profundidad e hidrodinámica, etc). Es más, los organismos transplantados presentaron solamente un 4% de mortalidad a lo largo del período de estudio y mostraron, además, un elevado crecimiento y un aparente buen estado fisiológico y morfológico.

Los resultados obtenidos en el estudio de bioacumulación realizado en las aguas afectadas por el vertido del emisario entre mayo y julio del 2004, se muestran en la Tabla 4.9. Las concentraciones medias de metales pesados medidas en la carne de los mejillones transplantados fueron bajas y permanecieron, en todo momento, por debajo o dentro del rango establecido por los niveles de referencia (I-Bc) indicadores de un buen estado de conservación, planteados por (IFREMER, 1993). Únicamente el zinc excedió, puntualmente, los niveles I-Bc establecidos.

Variables	Tiempo (días)				IFREMER			
	T0	T30	T60	T100	I-Bc	I-Mc	I-Ec	
	$\bar{x} \pm DS$	$\bar{x} \pm DS$	$\bar{x} \pm DS$	$\bar{x} \pm DS$				
Concentración en mejillón (mg/kg PS)	Zn	139,0 ± 6,8	137,2 ± 34,0	130,3 ± 27,5	120,0 ± 11,4	100-150	150-200	>200
	Cr	0,4 ± 0,0	0,4 ± 0,0	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,0	1-3		
	Pb	1,0 ± 0,2	1,0 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,0	2-4	4-6	>6
	Ni	0,3 ± 0,0	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,5 ± 0,0	4,9		
	Cu	1,9 ± 0,0	2,0 ± 0,1	1,9 ± 0,2	1,6 ± 0,1	5-10	10-15	>15
	As	8,5 ± 0,1	8,8 ± 0,3	7,4 ± 0,7	6,4 ± 0,5	10-30		
	Cd	0,5 ± 0,0	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,4 ± 0,0	1-2		
	Hg	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,2-0,3	0,3-0,4	>0,4
	PS	0,30	0,56	0,55	0,64			

Tabla 4.9. Variaciones temporales de las concentraciones medias y de las desviaciones típicas (DS) de los metales pesados (mg/kg peso seco) analizados en el tejido de los mejillones sin tratar (T0) y tratados (T30, T60 y T100). PS se refiere al promedio del peso seco de los especímenes expresado en g. I-Bc, I-Mc y I-Ec son los rangos de concentración planteados por (IFREMER, 1993), dentro de los cuales los mejillones se consideran que muestran un estado de calidad bueno (basal), malo (precaución) o extremadamente malo (peligro).

De igual modo, el correcto funcionamiento de la EDAR propició que las concentraciones de metales pesados medidas en la arqueta de salida, durante este mismo período, permaneciesen muy por debajo de los límites de sustancias peligrosas que pueden tener los vertidos desde tierra a mar propuestos por la Comunidad Autónoma de

Murcia, que, ahora mismo, representan los únicos valores de referencia disponibles en el Estado Español (Tabla 4.10). Estas concentraciones se mantuvieron ligeramente por encima de los objetivos y criterios de calidad para agua de mar establecidos en la Legislación vigente y por Belzunce *et al.* (2004), excepto el As y el Cr, que apenas superaron estas concentraciones. Es más, si consideramos la dilución 1:100 asegurada por el diseño del emisario, las concentraciones de estos metales, liberados a través del mismo, a las aguas costeras de la Virgen del Mar se van a hallar, en todo momento, por debajo los criterios y objetivos de calidad planteados.

Depuradora	$\mu\text{g/l}$	Tiempo			País Vasco CC	Directivas	Murcia*
		T0-T30	T30-T60	T60-T100			
Zn	$\bar{x} \pm \text{DS}$	27,4 \pm 8,7	23,7 \pm 15,8	41,8 \pm 46,9	20	-----	3500
	Min-Max	16,0 - 38,0	10,0 - 52,0	10,0 - 120			
Cd	$\bar{x} \pm \text{DS}$	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	0,5	2,5	200
	Min-Max	0,0 - 1,0	1,0 - 1,0	1,0 - 1,0			
Hg	$\bar{x} \pm \text{DS}$	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	0,3	0,3	50
	Min-Max	0,0 - 1,0	0,0 - 1,0	0,0 - 1,0			
Ni	$\bar{x} \pm \text{DS}$	25,9 \pm 7,3	19,2 \pm 7,9	25,0 \pm 10,7	2	-----	2000
	Min-Max	14,0 - 32,0	12,0 - 33,0	16,0 - 39,0			
Cu	$\bar{x} \pm \text{DS}$	31,5 \pm 7,6	10,5 \pm 9,7	7,2 \pm 2,3	1	-----	500
	Min-Max	24,0 - 44,0	3,0 - 23,0	5,0 - 11,0			
Pb	$\bar{x} \pm \text{DS}$	1,5 \pm 0,5	5,7 \pm 2,8	6,3 \pm 1,3	2	-----	100
	Min-Max	1,0 - 2,0	2,0 - 9,0	5,0 - 8,0			
As	$\bar{x} \pm \text{DS}$	1,5 \pm 0,5	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	8	-----	3000
	Min-Max	1,0 - 2,0	0,0 - 1,0	0,0 - 1,0			
Cr	$\bar{x} \pm \text{DS}$	14,4 \pm 1,3	5,2 \pm 2,6	6,8 \pm 2,1	12	-----	1500
	Min-Max	12,0 - 16,0	2,0 - 9,0	5,0 - 11,0			

Tabla 4.10. Parámetros estadísticos (\bar{x} =promedio; DS= desviación típica; min y max= rango de variación) de los metales pesados ($\mu\text{g/l}$) medidos en la arqueta de salida de la depuradora de San Román, durante los períodos T0-T30, T30-T60 y T60-T100 (días) de la colocación de los mejillones en verano del 2004 y objetivos de calidad asignados por las Directivas 82/176/CEE y 83/513/CEE y por Belzunce *et al.* (CC, 2004). Así mismo se muestran los valores límite de las características y sustancias peligrosas que pueden tener los vertidos desde tierra a mar establecidos por la Administración Autonómica de Murcia.

Durante los tres meses que duró el estudio, las concentraciones de metales pesados en los mejillones transplantados fueron similares a las medidas en los controles (T0). Los análisis de la varianza (ANOVA), realizados para contrastar la evolución temporal de la concentración de metales en los mejillones recogidos a tiempo T0, T30 T60 y T100,

mostraron que, tanto las concentraciones de Hg, como las del Ni, el Cu, el Pb y el As analizadas difirieron significativamente a lo largo del tiempo (Tabla 4.11).

ANOVA (Fisher, F)		<i>Variable dependiente</i>				
		As	Cd	Cr	Cu	
<i>Variable Independiente</i>	Tiempo (T)	gl	10	10	10	10
		F	17,630	0,682	0,334	0,391
		ρ	0,000	0,583	0,800	0,010
			Hg	Ni	Pb	Zn
	gl	10	10	10	10	
	F	10,6	9,2	4,2	0,4	
	ρ	0,002	0,003	0,037	0,748	

Tabla 4.11. Análisis de la varianza (Fisher, *F*) efectuado con los datos de las concentraciones de metales pesados analizados en la carne de los mejillones, tomando como variable independiente el tiempo de permanencia (días) en el lugar de transplante (T0, T30, T60 y T100). Los niveles de significación inferiores a $\rho < 0,05$ se muestran en negrita. gl= grados de libertad.

Test de Tukey (HSD)						
<i>Tratamientos</i>		<i>Variables dependientes</i>				
		Cu	Hg	Ni	Zn	Pb
		$\rho < 0,05$				
T0	T30	0,900	0,002	0,017	0,902	0,999
	T60	0,119	0,003	0,656	0,120	0,108
	T100	0,003	0,019	0,009	0,003	0,489
T30	T60	0,013	0,957	0,042	0,014	0,041
	T100	0,000	0,250	0,956	0,000	0,316
T60	T100	0,064	0,472	0,019	0,064	0,555

Tabla 4.12. Grado de significación (ρ) calculado en el análisis a posteriori de Tukey llevado a cabo entre las medias de los metales analizados a tiempo 0 (sin tratamiento) y a los 30, 60 y 100 días del transplante (tratamiento). Los niveles de significación $\rho < 0,05$ se resaltan en negrita.

Los análisis *a posteriori* realizados (Test de Tukey, Tabla 4.12) dejaron patente que dichas diferencias de concentración fueron debidas al decremento de las concentraciones de estos metales con el tiempo, a excepción de las observadas con el níquel (Tabla 4.9). En este caso las diferencias de concentración de Ni obtenidas fueron debidas a las fluctuaciones temporales de este metal, registrando máximos en los mejillones muestreados a T30 y T100 y mínimos a T0 y T60.

4.1.3. ESTUDIO DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE BAÑO

Tal y como se planteó en la metodología, este estudio incluyó tres aspectos diferentes cuyos resultados se analizan a continuación: 1) la variabilidad espacial de la contaminación bacteriológica en el entorno del vertido, 2) la calidad bacteriológica de las aguas de baño en las playas de San Juan de la Canal y Virgen del Mar, y 3) la variación de dicha calidad a lo largo de un ciclo diario.

En la Figura 4.6 se muestran las concentraciones de *Escherichia coli* (UFC/100 ml) durante la campaña estival de 2003. Dado que las concentraciones de este indicador, obtenidas a ambas profundidades (superficie-fondo) en las distintas estaciones, fueron muy similares, se muestra únicamente el mapa de interpolación generado a partir de las muestras de superficie.

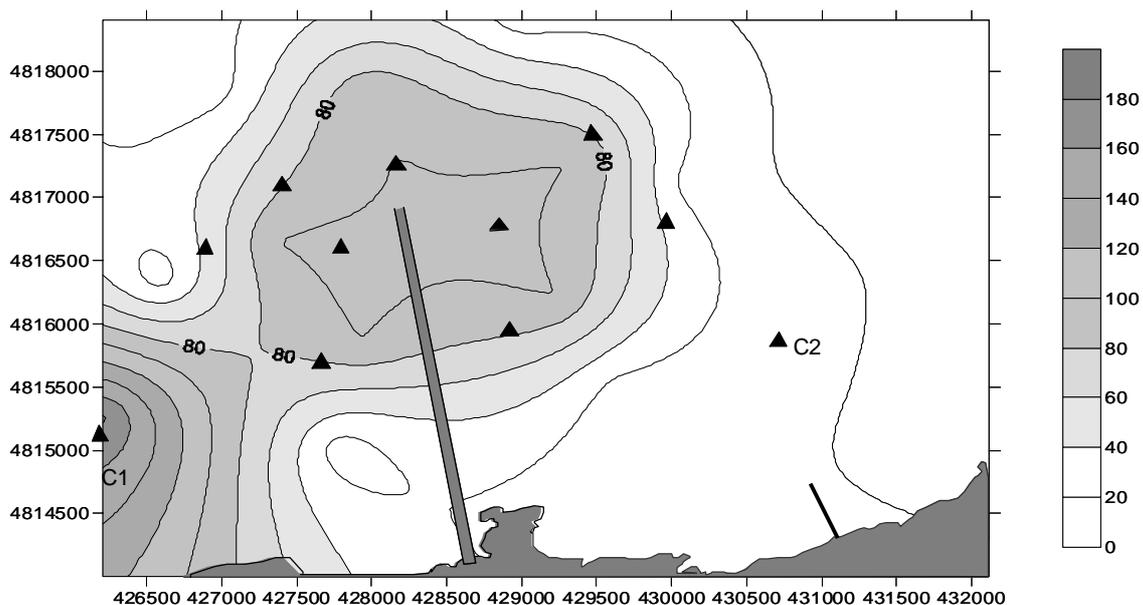


Figura 4.6. Malla de concentraciones de *Escherichia coli* (UFC/100ml) interpoladas a partir de los datos obtenidos en las muestras de superficie a lo largo de la temporada de baño del 2003

Tal y como se puede observar en la figura 4.6, los niveles de *E. coli* en el entorno del emisario fueron muy bajos, permaneciendo, en todo momento, por debajo de 200 UFC/100 ml. Las concentraciones de *E.coli* más elevadas se obtuvieron en la estación control, localizada al oeste del emisario (C1), frente a la playa de Covachos, con valores máximos de dicho indicador en las aguas de fondo (189 UFC/100 ml). Por el contrario, los niveles de *E.coli* registrados en las estaciones localizadas en el primer y segundo

radial, a 300 y 800 metros del emisario, no superaron las 100 UFC/100ml. De igual modo, en las estaciones ubicadas a 1200 metros del emisario, prácticamente no se detectó la presencia de este indicador en las aguas (10 UFC/100 ml). Cabe destacar que durante esta época, los niveles medios de partida alcanzados, entre las 9:00 y 13:00 horas, en la arqueta de salida de la depuradora que conduce al emisario, permanecieron entre 10^4 y 2×10^5 UFC/100 ml.

Por otro lado, las concentraciones de *Escherichia coli* obtenidas a lo largo de la temporada de baño (frecuencia semanal) en las playas de San Juan de la Canal y la Virgen del Mar se muestran en la figura 4.7. y en la Tabla 4.13. Tal y como se indica en dicha tabla, los niveles del percentil 95 obtenidos en todas las estaciones muestreadas en ambas playas, permanecieron por debajo de los 250 UFC/100 ml (criterio de calidad “excelente” según el Anejo I de la Directiva 2006/7/CE). El valor máximo de dicho percentil se obtuvo en la estación SJ1 (217 UFC/100 ml), mientras que, en el resto de estaciones, dicho valor no superó las 150 UFC/100 ml.

<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)			
Estación	Percentil 90	Percentil 95	Calidad excelente
SJ1	128	217	250
SJ2	86	142	
VM1	66	120	
VM2	79	143	

Tabla 4.13. Percentiles 90 y 95 para la concentración de *Escherichia coli* correspondientes a las aguas de baño de San Juan de la Canal (SJ) y la Virgen del Mar (VM), a lo largo de la temporada de baño del 2003, calculados de acuerdo a lo dispuesto en la Directiva 2006/7/CE.

De forma complementaria, los resultados obtenidos en el muestreo semanal mostraron que las concentraciones de *E. coli* obtenidas en ambas playas, a lo largo de la temporada de baño, fueron, por lo general, poco significativas, variando en torno a rangos parecidos. A partir de los gráficos de probabilidad de no superación de los criterios de calidad excelente establecidos en la Directiva 2006/7/CE, obtenidos a partir de los datos de cada una de las dos playas analizadas, se estimó que existe cerca de un 85% de probabilidad de que no se superen concentraciones de 100 UFC/100 ml de *E.coli* en las aguas de dichas playas (Figura 4.7).

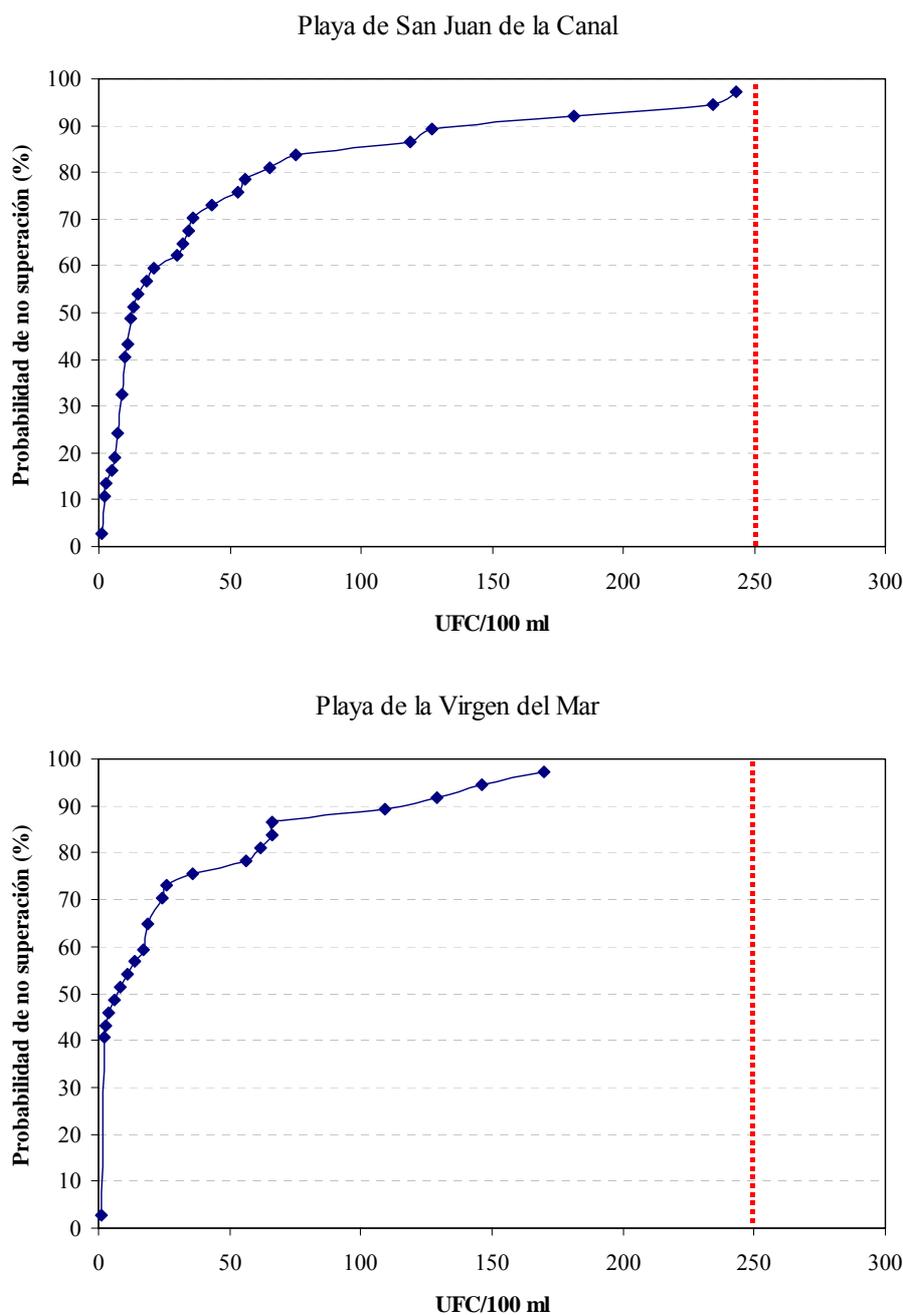


Figura 4.7. Gráficos de probabilidad de no superación (%) de las concentraciones de *Escherichia coli* (UFC/100 ml) establecidas en la Directiva 2006/7/CE obtenidos a partir de los datos recopilados en San Juan de la Canal (SJ) y la Virgen del Mar (VM) a lo largo de la temporada de baño del 2003.

Por último, en relación con el estudio de un ciclo de variación diario de la calidad bacteriológica en la playa de San Juan de la Canal, en la Figura 4.8 se representan las concentraciones de *Escherichia coli* registradas a lo largo de las 13 horas que duró el estudio (7am-8pm, realizado el 23 de Septiembre de 2003). Tal y como se puede observar, estas concentraciones permanecieron, en todo momento, por debajo de 250 UFC/100 ml. Las mayores concentraciones de este indicador se obtuvieron a las 7:00

horas (110 UFC/100 ml). Así mismo, a primera hora de la mañana (7:00) es cuando se registró la mayor variabilidad de concentraciones de *E.coli* en las aguas de baño (DS=98 UFC/100 ml). En los restantes muestreos realizados a lo largo del día, las concentraciones alcanzadas permanecieron mayoritariamente por debajo de los 100 UFC/100 ml, y la variabilidad en los registros disminuyó en gran medida.

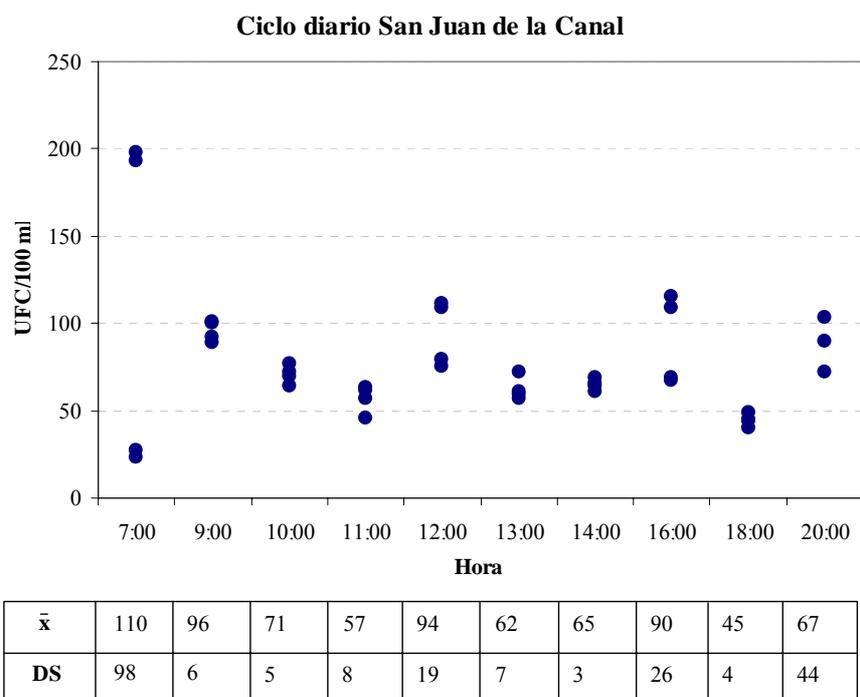


Figura 4.8. Concentraciones de *Escherichia coli* (UFC/100ml) analizadas en las réplicas de las estaciones localizadas en San Juan de la Canal a lo largo de un ciclo diario en la temporada de baño del 2003 ($n=40$). En la tabla inferior del gráfico se expone el promedio (\bar{x}) y desviación típica (DS) de las concentraciones obtenidas a cada hora.

Tal y como ocurría en la temporada de baño, el valor del percentil 95 calculado en ambas estaciones durante el ciclo diario analizado estuvo muy por debajo del umbral de calidad “excelente” establecido en la Directiva 2006/7/CE (250 UFC(100 ml) (Tabla 4.14).

<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)			
Estación	Percentil 90	Percentil 95	Calidad excelente
SJ1	106	123	250
SJ2	138	162	

Tabla 4.14. Percentiles 90 y 95 para la concentración de *Escherichia coli* correspondientes a las aguas de baño de San Juan de la Canal (SJ) a lo de un ciclo diario, a lo largo de la temporada de baño del 2003, calculados de acuerdo a lo dispuesto en la Directiva 2006/7/CE .

4.1.4. ESTUDIO DE LOS FONDOS SEDIMENTARIOS

En las figuras 4.9 y 4.10 se muestran los parámetros estadísticos descriptivos de las variables físicas y químicas de los sedimentos muestreados en los cuatro anillos preestablecidos (1-4) a 50, 100, 200 y 300 metros del difusor, respectivamente, así como los obtenidos en los controles designados fuera de la zona de estudio (5).

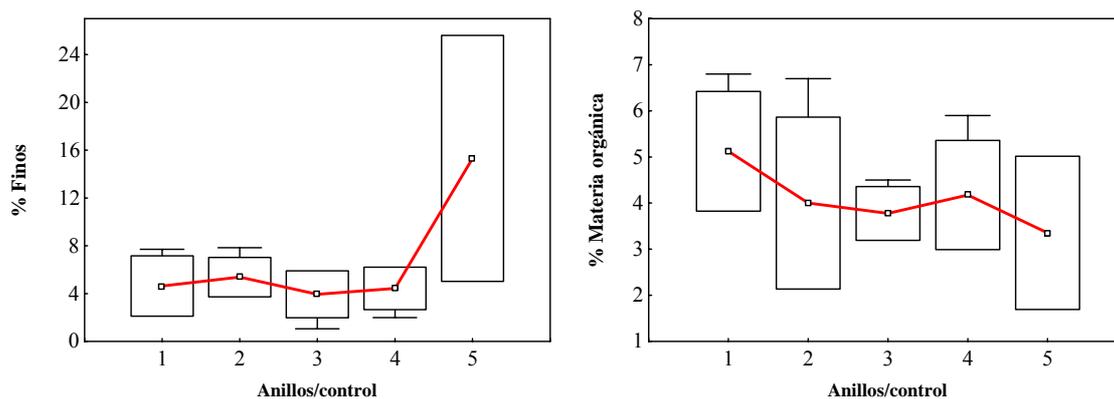


Figura 4.9. Representación esquemática en diagramas de caja (*box and whisker-plots*) de los estadísticos descriptivos (media (\square); la desviación típica (\square) y valores mínimos y máximos obtenidos en cada anillo (1)) calculados para el porcentaje de finos ($<63\mu\text{m}$) y de materia orgánica presentes en el sedimento de las estaciones de muestreo de la Virgen del Mar (anillos 1, 2, 3 y 4) y de las estaciones control (5).

Un año después del inicio de los vertidos (verano 2002), el contenido de materia orgánica en los sedimentos del entorno del emisario fue variable aunque, por lo general, se mantuvo dentro de límites próximos a los medidos en los controles (Figura 4.9), detectándose una ligera tendencia a la acumulación del material orgánico en los primeros metros en torno al emisario. Los sedimentos localizados a 50 y 100 metros del emisario fueron los que mostraron mayor variabilidad de registros, alcanzando, puntualmente, concentraciones máximas de materia orgánica cercanas al 7% y mínimas próximas al 2%. Pese a ello, los porcentajes medios alcanzados en los distintos anillos fueron relativamente constantes sobre todo en los anillos 2, 3 y 4, permaneciendo entre los 3,9 y 5,2%.

De forma análoga, el promedio del porcentaje de finos en el sedimento de la zona de estudio fue bajo y constante en todas las estaciones muestreadas, permaneciendo entre el 4 y 6% del volumen total de sedimento (figura 4.9). Es más, los mayores porcentajes de esta variable se alcanzaron en una de las estaciones control ubicada en la desembocadura del río Asón (Santoña), donde se obtuvo un porcentaje de finos superior

al 24%. En el entorno del emisario, el mayor acúmulo de finos se registró, al igual que lo ocurrido con la materia orgánica, dentro de los primeros 100 metros, alcanzando en esta zona valores máximos cercanos al 8%. Sin embargo, la correlación entre ambas variables no fue significativa (Tabla 4.16, $r=0,42$).

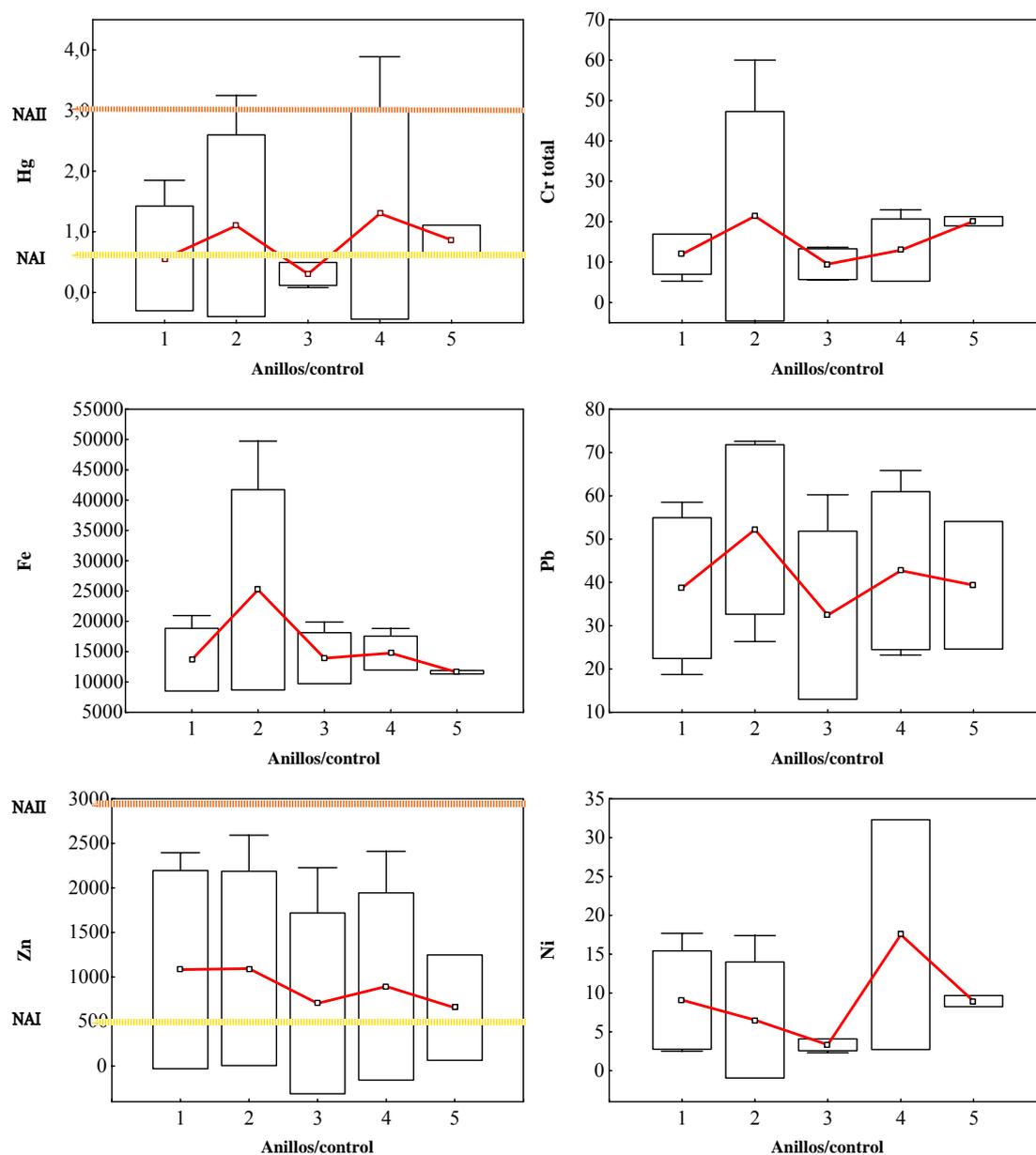


Figura 4.10. Representación esquemática en diagramas de caja (*box and whisker-plots*) de los estadísticos descriptivos (media (\square); la desviación típica (\square) y valores mínimos y máximos obtenidos en cada anillo (1)) calculados para los metales pesados (mg/kg) presentes en el sedimento de las estaciones de muestreo de la Virgen del Mar (anillos 1, 2, 3 y 4) y de las estaciones control (5). Las líneas amarilla y roja indican los umbrales de calidad establecidos por el CEDEX (1994).

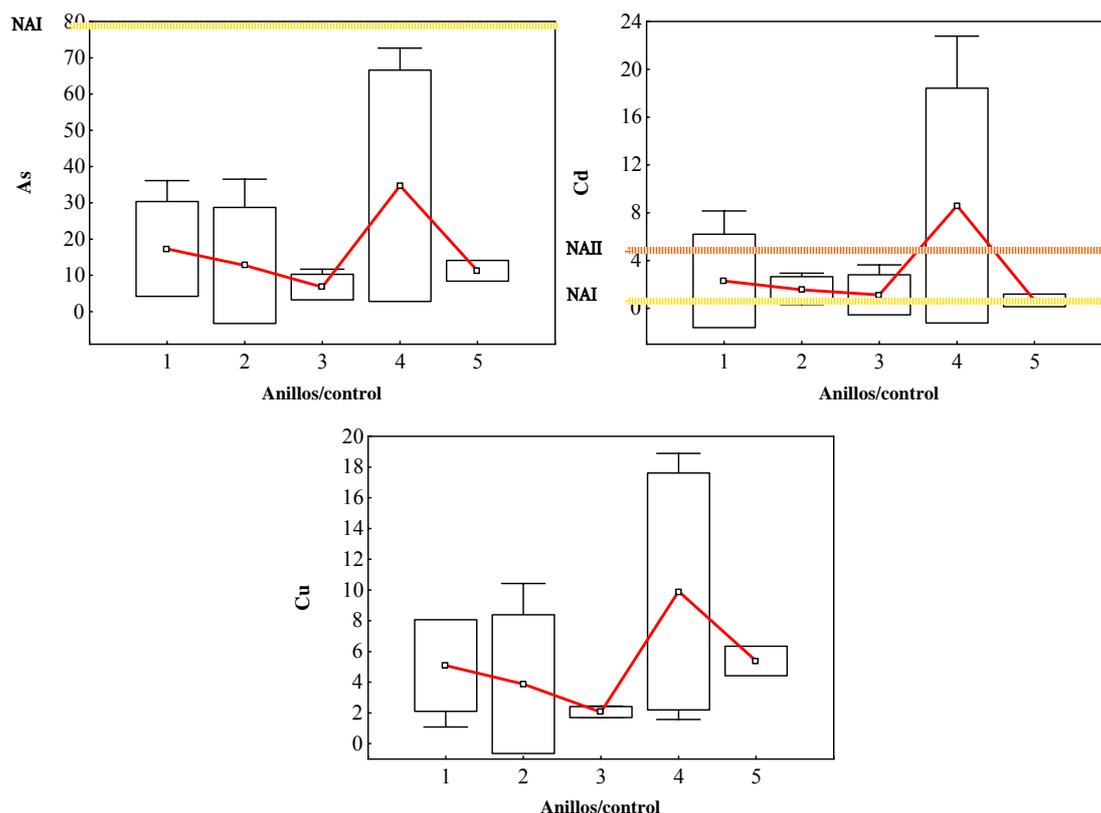


Figura 4.10 (cont.). Representación esquemática en diagramas de caja (*box and whisker-plots*) de los estadísticos descriptivos (media (\square); la desviación típica (\square) y valores mínimos y máximos obtenidos en cada anillo (I)) calculados para los metales pesados (mg/kg) presentes en el sedimento de las estaciones de muestreo de la Virgen del Mar (anillos 1, 2, 3 y 4) y de las estaciones control (5). Las líneas amarilla y roja indican los umbrales de calidad establecidos por el CEDEX (1994).

Las concentraciones de metales pesados presentes en los sedimentos de la Virgen del Mar fueron relativamente bajas, excepto las del cadmio, mercurio y zinc. Así, las concentraciones medias de estos tres metales superaron los niveles de acción NAI y, puntualmente, los del NAII (salvo el Zn) establecidos por el CEDEX (1994) y los umbrales establecidos por la NOAA (ERL, ERM: Long *et al.*, 1995) (Tabla 4.15), tanto en las estaciones muestreadas en torno al emisario, así como en los controles. Cabe destacar que los umbrales establecidos por la NOAA se corresponden a la fracción total del sedimento, por lo que es más difícil que se cumplan. De cualquier forma, el dato más significativo fue que los metales analizados en los sedimentos adyacentes al vertido mostraron una elevada variabilidad de concentraciones. Pese a esta variabilidad, los sedimentos analizados en el primer, segundo y cuarto anillo, mostraron, en general, las mayores concentraciones de metales observadas en el sistema. Por el contrario, las concentraciones de metales medidas en los sedimentos muestreados a 200 metros del

emisario (tercer anillo) fueron bajas, incluso, en muchos casos, inferiores a las obtenidas en los sedimentos no perturbados de los controles.

mg/kg PS	NOAA ^a		C.E.D.E.X ^b	
	ERL	ERM	NAI	NAII
Cd	5	9	1	5
Cr	80	145	200	1000
Cu	70	390	100	400
Pb	35	110	120	600
Hg	0,15	1,3	0.6	3
Ni	30	50	100	400
Zn	120	270	500	3000
As	33	85	80	200

Tabla 4.15. Niveles de referencia de metales pesados en sedimento establecidos por la NOAA ((Long *et al.*, 1995)) y por el CEDEX (1994). ERL (*effects range-low*)= representa el valor de concentración del metal en el sedimento (fracción total) a partir del cual se observan fenómenos de toxicidad en las especies más sensibles y ERM (*effects range-median*)= es la media de la concentración del metal en la fracción total del sedimento a partir de la cual se observan fenómenos de toxicidad en la fauna; NAI= nivel de acción I; NAII= nivel de acción I. a=concentraciones en fracción total de sedimento; b=concentraciones en fracción fina (<63µm).

Los metales analizados en los sedimentos de la Virgen del Mar mostraron distintos patrones de distribución, pero ninguno de ellos estuvo claramente asociado al contenido en materia orgánica del sedimento. Por un lado, las concentraciones de hierro y de cromo total presentaron una correlación positiva ($r=0,88$; Tabla 4.16) y aparecieron, en mayor medida, en el segundo anillo, a 100 metros del emisario. Los valores medios de estos metales fueron similares o incluso inferiores a los observados en los controles, excepto en este segundo anillo donde los máximos llegaron a triplicarlos.

Por otro lado, las concentraciones de plomo, mercurio y zinc se distribuyeron de forma semejante en los sedimentos del entorno del emisario ($r>0,36$). La distribución espacial de estos metales en los sedimentos fue variable, alcanzando concentraciones máximas a 100 y 300 metros del emisario. De este modo, las concentraciones de mercurio, alcanzadas en torno al emisario, llegaron a triplicar, puntualmente, el valor medio registrado en los controles que, ya de por sí, era superior al NAI (0,6 mg/kg). De forma análoga, los promedios de zinc, tanto en las estaciones muestreadas en torno al emisario como en los controles, superaron, ampliamente, el NAI (100 mg/kg).

Por otro lado, el níquel, el cobre, el arsénico y el cadmio mostraron, también, concentraciones máximas a 50, 100 y 300 metros del emisario, que sobrepasaron los rangos establecidos en los controles. Sin embargo, los valores medios, además de estar

fuertemente correlacionados entre sí ($r > 0,45$), fueron similares a los obtenidos en los controles, salvo en el cuarto anillo (300 m). Por último, cabe destacar que el cadmio superó, ampliamente, las concentraciones establecidas en el NAII (5 mg/kg), llegando a alcanzar, puntualmente, concentraciones superiores a los 22 mg/kg en el sedimento muestreado a 300 m del emisario (4).

	<63 um	Fe	Zn	Ni	Cu	Pb	Cd	As	Hg	Cr total
Fe	0,59									
Zn	0,40	0,20								
Ni	0,27	0,21	0,06							
Cu	0,42	0,29	0,19	0,96						
Pb	0,53	0,45	0,64	0,15	0,27					
Cd	0,39	0,05	0,47	0,62	0,78	0,34				
As	0,17	0,19	-0,08	0,97	0,88	0,08	0,45			
Hg	0,29	0,02	0,51	0,35	0,48	0,36	0,78	0,17		
Cr total	0,57	0,88	0,03	0,30	0,39	0,53	0,11	0,28	-0,03	
% mat. Org.	0,42	0,30	-0,28	0,44	0,42	0,11	-0,01	0,51	-0,27	0,54

Tabla 4.16. Correlaciones lineales establecidas entre las variables analizadas en el sedimento (fracción inferior a 63µm) de las estaciones del entorno del emisario de la Virgen del Mar. Los coeficientes de correlación (r , Pearson) señalados en negrita fueron significativos a $\rho < 0,05$.

Además del análisis de metales pesados, se efectuó un estudio de BPCs (bifenilpoliclorados) en los sedimentos en torno al vertido del emisario. De los 7 congéneres analizados en la fracción fina de los sedimentos adyacentes al vertido, ninguno superó concentraciones superiores a los límites de detección establecidos en el método analítico utilizado, registrándose en todas las estaciones concentraciones inferiores a los 0,5 µg/kg p.s.

Una vez establecidos los patrones generales de distribución de los metales y el grado de acumulación en los sedimentos del entorno del emisario, procedemos a la descripción conjunta de la variabilidad espacial de los parámetros físicos y químicos en los sedimentos.

El estudio espacial de la calidad de los sedimentos se llevó a cabo mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para llevar a cabo el tratamiento estadístico se tomaron como datos de partida las concentraciones de las variables medidas en el

sedimento de la Virgen del Mar y las analizadas en las dos estaciones control establecidas en la zona costera adyacente. Como medida de asociación se ha utilizado la matriz de correlaciones.

En un primer análisis se consideraron todas las variables analizadas, a excepción de los BPCs debido a la ausencia de este tipo de compuestos en los sedimentos, alcanzando a explicar, entre los dos primeros factores, el 54,8% de la varianza total. La escasa variabilidad aportada por el contenido en finos del sedimento llevó a desestimar también esta variable en el análisis posterior.

En la Figura 4.11 y en la Tabla 4.17. se muestran las correlaciones lineales entre las variables y los dos primeros factores (FI y FII) establecidas en el ACP. De este modo, el ACP resultante, realizado con los datos de los 9 metales analizados junto con los registros de materia orgánica, mostró que el 65,3% de la varianza analizada estuvo explicada por los dos primeros factores (FI y FII).

El primer factor (FI) explicó el 42,4% de la varianza total de los datos. Metales como el cobre, níquel, arsénico y cadmio fueron las variables cuyas concentraciones variaron en mayor medida en el sedimento de la Virgen del Mar y zonas adyacentes, correlacionándose de modo inverso con el primer factor (FI) a $r > -0,76$. Más aún, se observó una fuerte correlación entre las distribuciones de estos metales en el sistema sedimentario ($r > 0,45$), establecida en la matriz de correlaciones. Además de estos metales, tanto el mercurio, como el cromo total y el plomo estuvieron correlacionados de forma inversa con el primer factor a $r > -0,5$.

De forma análoga, el segundo factor (FII) explicó el 22,9% de la variabilidad total del sistema. La materia orgánica, el zinc y el mercurio fueron, en este caso, las variables que mayor carga aportaron al segundo eje. Estas variables estuvieron fuertemente correlacionadas, de forma negativa, con el segundo factor, exceptuando el porcentaje de materia orgánica que lo hizo de forma positiva a $r = 0,72$. Tanto el zinc como el mercurio estuvieron correlacionados entre sí, mientras que la materia orgánica, al contrario de lo que cabía esperar, no se correlacionó de forma significativa con ningún metal (excepto con el Cr total y el As).

	Factor 1 (a)	Factor 1 (b)	Factor 2 (a)	Factor 2 (b)
Fe	-0,48	0,05	0,28	0,03
Zn	-0,36	0,03	-0,73	0,23
Ni	-0,88	0,18	0,20	0,02
Cu	-0,95	0,21	0,06	0,00
Pb	-0,51	0,06	-0,34	0,05
Cd	-0,76	0,14	-0,46	0,09
As	-0,80	0,15	0,35	0,05
Hg	-0,53	0,07	-0,69	0,21
Cr total	-0,53	0,07	0,42	0,08
% M.O.	-0,40	0,04	0,72	0,23
<hr/>				
% de la varianza explicada por cada eje		42,4		22,9
% de la varianza total acumulada		42,4		65,3

Tabla 4.17. Síntesis de los coeficientes de correlación entre las variables y los factores FI y FII (a) y de contribuciones de las variables (b) obtenidos en el ACP. Se resaltan las correlaciones (a) superiores a 0,5. Así mismo se muestra el % de la varianza total y acumulada por cada eje.

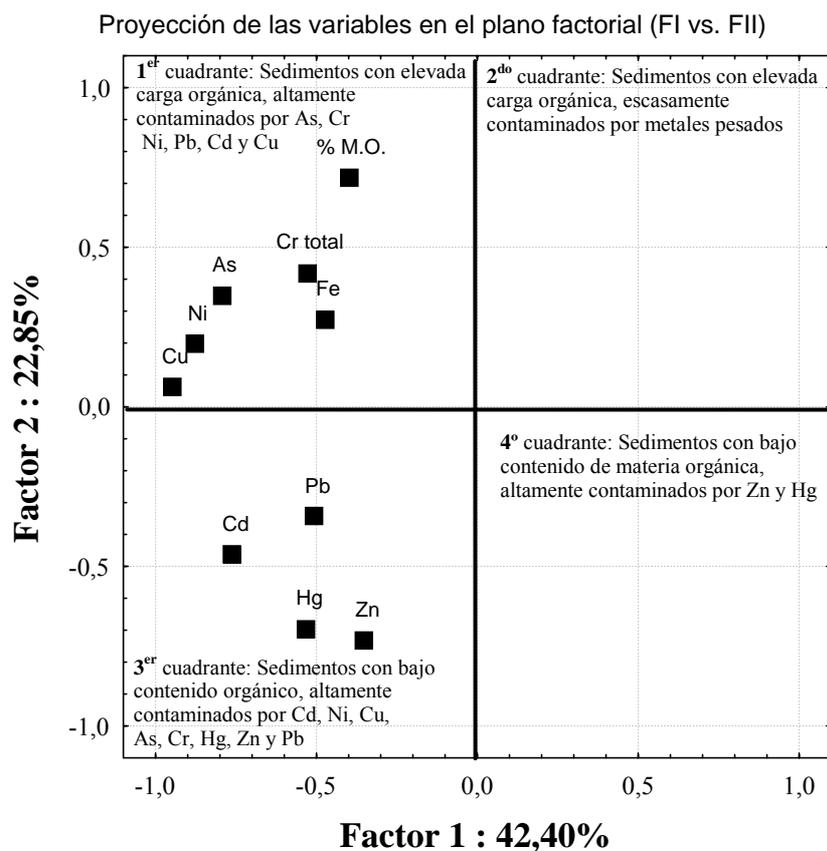


Figura 4.11. Representación de los coeficientes de correlación de las 10 variables analizadas con los factores FI y FII.

Una vez definidas las variables que mayor variabilidad aportaron al ACP, se procedió a la ordenación de las estaciones muestreadas en el plano factorial previamente definido..

Tal y como muestra la figura 4.12. las estaciones de muestreo se ordenaron en el plano factorial según la calidad de los sedimentos. Siguiendo este criterio, las estaciones se distribuyeron a lo largo del primer eje atendiendo al contenido en cobre, níquel, cromo total, arsénico, mercurio, cadmio y plomo. Aquellas estaciones localizadas en la zona negativa del primer eje mostraban, por tanto, un alto contenido de estos metales en los sedimentos.

De modo general, los sedimentos de las estaciones muestreadas en el entorno del emisario se ordenaron en el ACP de manera aleatoria, sin mostrar una clara tendencia en la distribución espacial de los contaminantes. Las estaciones muestreadas a 50 (.1) y 300 metros del emisario (.4) en dirección NE (T2), NW (T1) y SW (T3) se ordenaron en la zona negativa del primer factor. Entre estas estaciones se encontraba la estación T2.4, muestreada a 300 m del emisario en dirección NE, que se caracterizó por mostrar las mayores concentraciones de Cu, Ni, As, Cr, Cd, Pb, Zn y Hg de cuántas analizadas.

Por otro lado, los sedimentos de las estaciones localizadas en la zona positiva del primer eje se caracterizaron por una menor contaminación. Entre estas estaciones se encontraban los controles, las estaciones muestreadas en el transecto T4 (SE) y aquellas recogidas a 200 metros del emisario. Únicamente, cabe destacar que las estaciones T3.2 y T2.2, muestreadas a 100 metros del emisario, en dirección SW (T3) y NE (T2), respectivamente, y localizadas en la parte positiva de este eje, mostraron un elevado contenido de Zn y Hg en el sedimento.

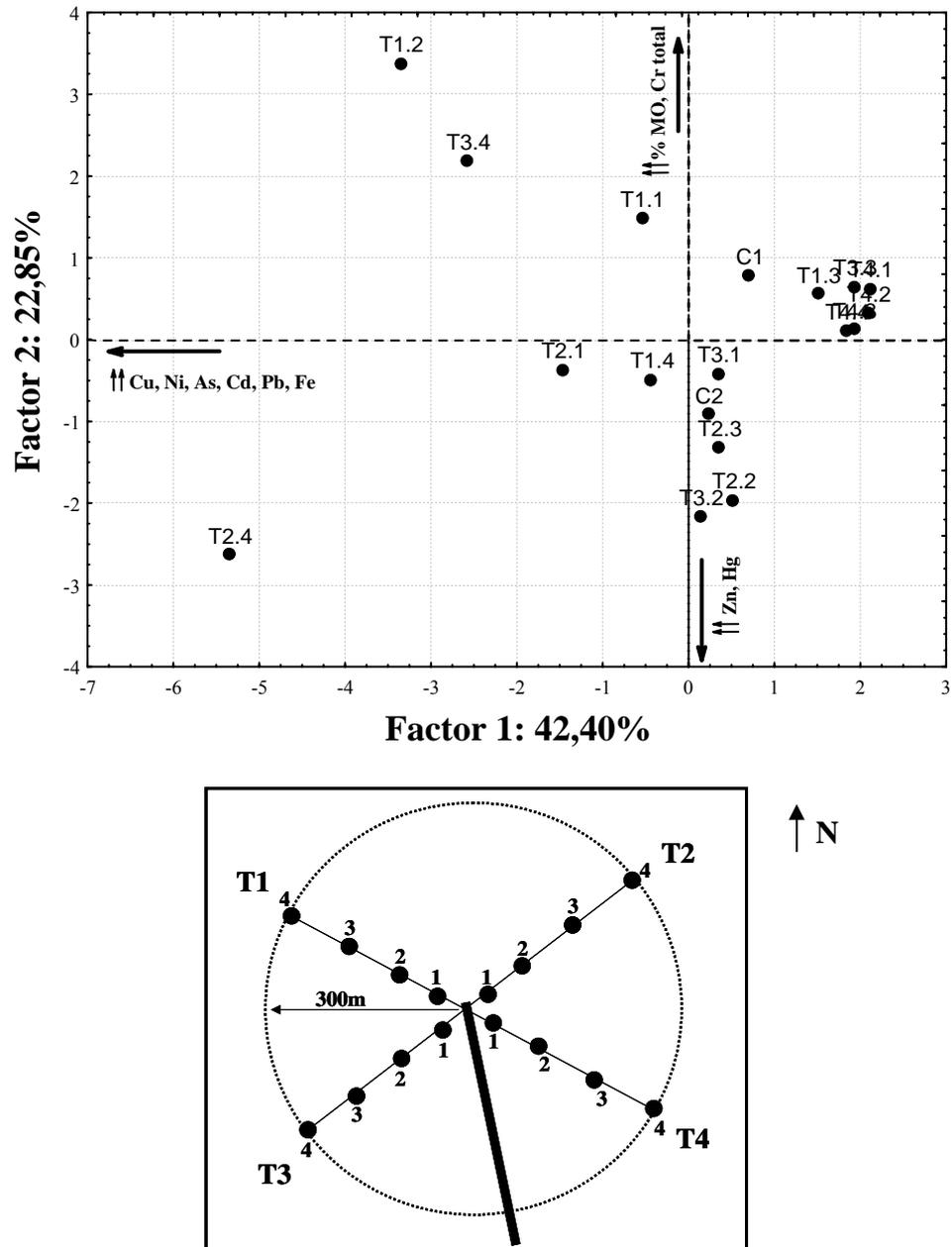


Figura 4.12. Representación gráfica de las estaciones de muestreo a partir de las coordenadas (*factor coordinates*) con respecto a los dos primeros factores establecidos en los ACP. En la figura inferior se indica el plano de situación de las estaciones de la zona del vertido.

4.1.5. ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS DE FONDO DURO

A continuación se muestran los resultados obtenidos en el estudio de la afección ocasionada por los vertidos del emisario sobre las comunidades bentónicas que colonizan el fondo rocoso adyacente.

El estudio realizado sobre los fondos aledaños al emisario antes y después del inicio del vertido constató una elevada riqueza y variabilidad de especies presentes en las comunidades bentónicas. Los fondos en esta zona estuvieron conformados por lastras rocosas, revestidas por una matriz orgánica constituida por incrustaciones de tubos de sabellariidos coloniales (*Sabellaria alveolata*), restos de algas rojas incrustantes, arena y cascajo, que se encontraban parcialmente recubiertas por una fina capa de sedimentos.

Los análisis univariantes mostraron que la riqueza específica fue variable a lo largo de las campañas (Tabla 4.18). Tras dos años de vertido se identificaron un total de 213 especies en la zona de estudio. Las comunidades asentadas mostraron riquezas mayores durante el período 2003-2004, en donde se alcanzaron valores medios cercanos a las 42 especies por muestra (año 2004), mientras que las registradas en el estudio preoperacional permanecieron en torno a las 24 especies. Durante este período (2003-2004), el número de especies de fauna permaneció relativamente constante, aunque con una tendencia al aumento del número de especies a medida que nos distanciamos del emisario, mostrando máximos de riqueza en la estación localizada a 200 metros. Por el contrario, pese a la constancia temporal del número de especies vegetales halladas tras el inicio del vertido (2003) en relación con los valores de referencia de 1998, la riqueza de macrófitos disminuyó en las cercanías del emisario durante el 2004, mostrando la práctica ausencia de estas especies en la escollera del emisario.

La abundancia de individuos siguió un patrón similar al de la riqueza faunística, mostrando comunidades más densamente pobladas tras el inicio de los vertidos, sobre todo a medida que nos alejamos del vertido. Esta mayor densidad poblacional fue debida, en parte, a la presencia y dominancia del cirrípedo *Verruca stroemia*.

Año	Distancia a difusores	2003			2004		1998
		50m	200m	Escollera	50m	200m	Preoperacional
<i>S</i>	$\bar{x} \pm DS$	37 ± 11	46 ± 17	31 ± 15	46 ± 12	48 ± 13	24 ± 9
	Min-Max	21 - 48	34 - 65	22 - 49	32 - 56	39 - 57	9 - 40
<i>S_n</i>	$\bar{x} \pm DS$	25 ± 9	32 ± 8	19 ± 9	35 ± 9	26 ± 10	14 ± 7
	Min-Max	12 - 33	26 - 41	25 - 42	25 - 42	19 - 33	2 - 25
<i>N</i>	$\bar{x} \pm DS$	4260 ± 2939	6805 ± 1250	4955 ± 4352	7595 ± 5259	9472 ± 5521	237 ± 199
	Min-Max	2384 - 8624	5952 - 8240	832 - 9504	1920 - 12304	5568 - 13376	8 - 740
<i>H'_n</i>	$\bar{x} \pm DS$	2,1 ± 0,8	2,2 ± 0,6	2,2 ± 0,6	2,6 ± 0,3	1,8 ± 0,4	2,7 ± 0,9
	Min-Max	1,3 - 3,0	1,6 - 2,7	1,6 - 2,9	2,2 - 2,8	1,5 - 2,1	0,8 - 4,3
<i>J'_n</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,8 ± 0,2
	Min-Max	0,4 - 0,6	0,4 - 0,6	0,4 - 0,8	0,4 - 0,6	0,4 - 0,4	0,3 - 1,0
<i>Si_n</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,2
	Min-Max	0,3 - 0,8	0,4 - 0,7	0,5 - 0,8	0,5 - 0,7	0,4 - 0,5	0,2 - 0,9
<i>S_b</i>	$\bar{x} \pm DS$	7 ± 5	8 ± 3	1 ± 1	2 ± 2	11 ± 1	6 ± 2
	Min-Max	0 - 13	5 - 11	0 - 1	0 - 3	10 - 11	0 - 9
<i>B</i>	$\bar{x} \pm DS$	4,50 ± 8,35	1,00 ± 1,00	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,20 ± 0,01	0,82 ± 1,70
	Min-Max	0,00 - 16,90	0,10 - 2,32	0,00 - 0,02	0,00 - 0,05	0,16 - 0,18	0,00 - 6,75
<i>H'_b</i>	$\bar{x} \pm DS$	1,0 ± 0,8	1,3 ± 1,3	0,0 ± 0,0	0,9 ± 0,8	3,4 ± 0,1	1,5 ± 1,1
	Min-Max	0,0 - 1,9	0,6 - 2,8	0,0 - 0,0	0,0 - 1,6	3,3 - 3,5	0,0 - 3,2
<i>J'_b</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,5	0,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	0,6 ± 0,4
	Min-Max	0,0 - 0,7	0,2 - 1,0	0,0 - 0,0	0,0 - 1,0	1,0 - 1,0	0,0 - 1,0
<i>Si_b</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,1	0,9 ± 0,0	0,5 ± 0,3
	Min-Max	0,0 - 0,6	0,1 - 0,9	0,0 - 0,0	0,0 - 0,7	0,9 - 0,9	0,0 - 0,9

Tabla 4.18. Parámetros estadísticos (\bar{x} = Media; DS= desviación típica; min= mínimos; max= máximos) correspondientes a los distintos índices biocenóticos univariantes estimados a partir de las muestras de las comunidades bentónicas. *S*= riqueza específica de especies; *S_n* y *S_b*= riqueza específica de especies de fauna y de algas; *N*= número de individuos.m⁻²; *B*= biomasa algal (g PS.m⁻²); *J'_n* y *J'_b*=equitatividad de Pielou; *H'_n* y *H'_b*= diversidad de Shannon (log₂); *Si_n* y *Si_b*= dominancia de Simpson (1-λ). Los resultados obtenidos en el estudio preoperacional se consideraron como referencia.

Esta especie estuvo poco representada durante los muestreos realizados en 1998, pero dominó las comunidades asentadas en el entorno del emisario durante el período 2003-2004, sobre todo en la estación ubicada a 200 metros del mismo. No obstante, durante el 2004 se detectó un aumento en la abundancia de individuos presentes en el entorno del emisario, pese a la relativa constancia temporal de las poblaciones de *Verruca* en la zona. Cabe destacar que tanto la riqueza de especies faunísticas como sus abundancias, tras el inicio del vertido, se correlacionaron de manera muy significativa con la abundancia relativa de las especies del poliqueto tubícola del género *Sabellaria* a $\rho < 0,01$, tal y como indica el Test de rangos de correlación de Spearman realizado ($R = 0,68$ y $R = 0,73$, respectivamente).

Por otro lado, las algas presentes en los fondos rocosos del entorno de la Virgen del Mar mostraron, a estas profundidades, bajas biomásas, apenas representativas en muchas de las estaciones muestreadas. Los valores de biomasa vegetal oscilaron ampliamente a lo largo del tiempo y de unas estaciones a otras, observándose, durante el período 2003-2004, la práctica ausencia de colonización de la escollera de protección por parte de las macroalgas.

Los índices de diversidad calculados a partir de las matrices de abundancia faunística y biomasa de algas dieron una idea del estado de desarrollo de las comunidades asentadas antes y tras el inicio de los vertidos. Según el índice de Shannon (H'_n), las comunidades asentadas en el entorno del emisario fueron muy heterogéneas y, por lo general, altamente diversificadas ($\overline{H'_n}=2,3$). La diversidad faunística de las comunidades estudiadas permaneció, en todo momento, entre los 0,8 y 4,3 bits. Estas variaciones se dieron tanto entre las réplicas de una misma estación, como entre estaciones y campañas realizadas. Las estaciones con menor biodiversidad se correspondieron con aquellas donde la abundancia del cirrípedo *Verruca stroemia* fue máxima. Tanto el índice de dominancia de Simpson (Si_n) como la equitatividad de Pielou (J'_n) desvelaron, a su vez, resultados similares, en consonancia con los valores del índice de Shannon. Por lo general, los valores de ambos índices no mostraron especies faunísticas que claramente dominasen las comunidades analizadas a lo largo de las campañas, aunque las estaciones con densas poblaciones de *Verruca* si presentaron los índices más bajos.

En cuanto a las comunidades de algas presentes, los índices calculados mostraron, tanto antes como tras el inicio de los vertidos, una baja presencia y biomasa de algas, representadas por especies de escaso porte, y algunas de ellas consideradas como efímeras. Durante este período, los índices más bajos se dieron tras el inicio de los vertidos en las estaciones muestreadas en la escollera y a 50 metros del emisario. Estos índices verificaron, en algunos casos, la ausencia de algas en las réplicas de la escollera y en la estación localizada a 50 metros del vertido. Por el contrario, las comunidades algales establecidas a 200 metros fueron las más diversificadas, sobre todo durante el año 2004.

Las biocenosis asentadas en estos fondos rocosos, tras el inicio de los vertidos (2003-2004), mostraron una composición taxonómica semejante a las establecidas anteriormente (Figura 4.13). Las comunidades faunísticas que colonizaron estos

“arrecifes” estuvieron dominadas por los artrópodos, con un total de 70 especies, seguidos por los moluscos (60 especies) y por los anélidos poliquetos (54 especies). Estas asociaciones estuvieron compuestas a su vez por organismos sésiles como briozoos, hidroideos, esponjas, antozoos, ascidias y por especies móviles, como equinodermos y sipuncúlidos. Por otra parte, la riqueza absoluta de especies de macrófitos alcanzó un total de 32 especies en el entorno del emisario, siendo las algas rojas incrustantes y de pequeño porte las que dominaron estas condiciones.

Por lo general, durante las campañas efectuadas tras el inicio de los vertidos se cuantificó un mayor número de especies representativas de todos los filos, viéndose incrementados en riqueza a medida que nos alejamos del punto de vertido (Figura 4.13). Mientras tanto, las comunidades asentadas en la escollera del emisario mostraron una disminución, tanto del número de filos representados, como del número de especies presentes de cada filo.

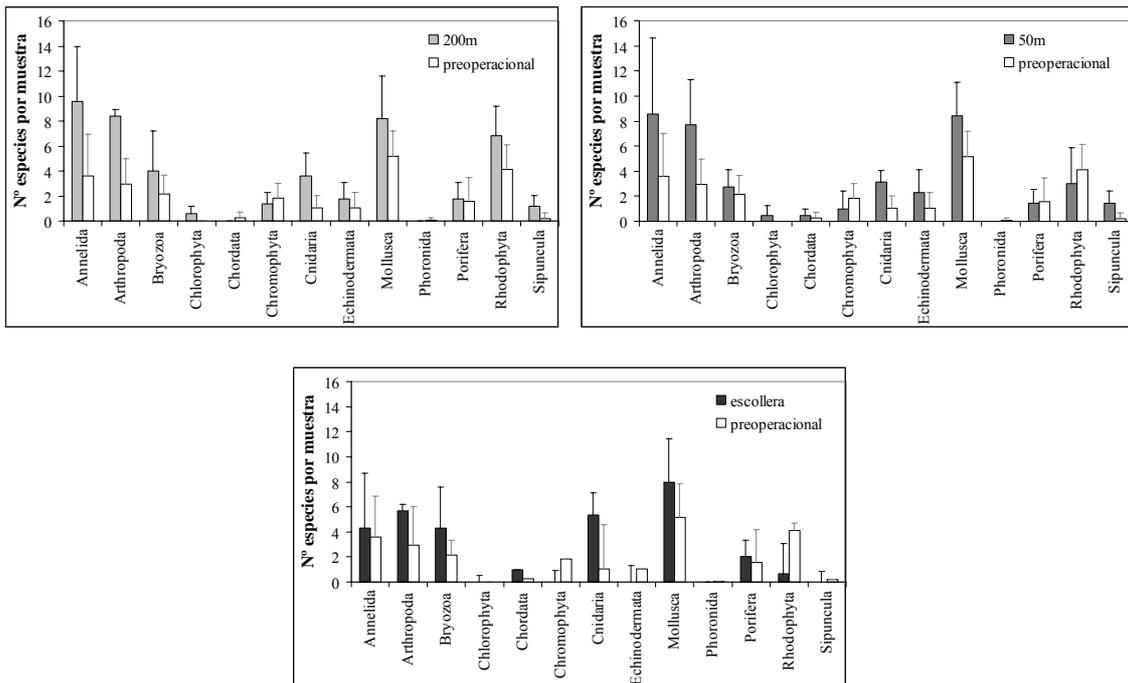


Figura 4.13. Valor medio y desviación típica del número de especies por filo (*phylum*) en las muestras analizadas en las distintas áreas establecidas (a 200, 50 y 0 metros del emisario) en comparación con las obtenidas en el estudio preoperacional.

Además de la disminución de la representación de las especies predominantes en esta zona, otros filos como equinodermos, sipuncúlidos, algas clorofíceas y feofíceas, así como prácticamente todas las especies de algas rojas, no estuvieron caracterizados en los bloques de la escollera. En contraste, la colonización de esta estructura artificial

estuvo a cargo de numerosas especies de filtradores, como briozoos, hidroideos, esponjas y tunicados del tipo de las ascidias, promoviendo un aumento de la representación de estos filos en la zona.

Análisis de las variaciones espaciales y temporales de las comunidades

El estudio de la afección del vertido del emisario sobre las comunidades asentadas en el entorno de la Virgen del Mar estuvo basado en el análisis de los cambios estructurales y de composición de las comunidades bentónicas de fondo duro. Para ello se realizaron análisis comparativos entre las comunidades establecidas antes (estudio preoperacional) y después del vertido, en las estaciones situadas a 0, 50 y 200 metros del emisario. Con este fin, se realizaron dos grupos de análisis de Similitud (SIMPER), uno dirigido a la detección de cambios temporales (antes-después) y otro encaminado a la evaluación de las diferencias espaciales una vez se realiza el vertido (distancia al punto de vertido: 0, 50 y 200 m). Con relación a las diferencias temporales, en primer lugar se determinaron globalmente las especies responsables de las similitudes dentro de las biocenosis de los grupos o tratamientos establecidos (antes-después) y de las disimilitudes entre los mismos. Así mismo, se llevaron a cabo análisis comparativos específicos entre las comunidades asentadas antes del vertido con las obtenidas en cada una de las estaciones analizadas (R1, 0 m; A1, 50 m; A2, 200 m) (Tabla 4.19).

De este modo, los resultados del SIMPER global (Tabla 4.19-A) mostraron una alta disimilaridad en la composición de especies de los dos grupos (84%). Pese a ello, la mayor parte de las especies presentes en el estudio preoperacional estuvieron representadas tras el inicio de los vertidos. En este análisis temporal se observó que únicamente el 4,1% de las especies representativas encontradas antes del inicio de los vertidos (aquéllas representadas en más de un 20% de las muestras) no estuvieron representadas posteriormente. Así, especies como *Cliona celata*, *Dictyopteris membranacea*, *Gregariella semigranata* o *Molgula* sp, entre otras, estuvieron únicamente presentes antes del inicio de los vertidos. Por el contrario, el 13,5% de las especies representativas de los fondos rocosos de la Virgen del Mar, tras el vertido no estuvieron presentes durante las campañas preoperacionales. Especies como *Unciola crenatipalma*, *Phascolosoma granulatum*, entre otras únicamente estuvieron representadas tras el inicio de los vertidos.

4. Resultados

Taxón	Promedio abundancia		Taxón	Promedio abundancia	
	antes	después		antes	después
Promedio disimilaridad = 84,05			Promedio disimilaridad = 81,63		
(A) Global			(B) antes-después (200 m)		
<i>Syllidae</i>	0,7	0,8	<i>Unciola crenatipalma</i>	0	1
<i>Pododesmus squama</i>	0,1	0,7	<i>Ampelisca spinipes</i>	0	0,8
<i>Nassarius incrassata</i>	0,2	0,7	<i>Haliclona</i> sp	0,2	1
<i>Unciola crenatipalma</i>	0	0,7	<i>Phascolosoma granulatum</i>	0	0,8
<i>Sertularella gaudichaudi</i>	0,3	0,8	<i>Tervia irregularis</i>	0	0,8
<i>Phascolosoma granulatum</i>	0	0,7	<i>Sabellaria alveolata</i>	0,3	1
<i>Sabellaria alveolata</i>	0,3	0,7	<i>Syllidae</i>	0,7	1
<i>Modiolula phaseolina</i>	0,4	0,9	<i>Anthura gracilis</i>	0,1	0,8
<i>Halopteris filicina</i>	0,7	0,5	<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>	0,1	0,8
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>	0,1	0,6	<i>Pododesmus squama</i>	0,1	0,6
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0,5	0,1	<i>Marphysa fallax</i>	0,3	0,8
<i>Marphysa fallax</i>	0,3	0,6	<i>Galathea machadoi</i>	0	0,6
<i>Musculus costulatus</i>	0,6	0,4	<i>Polysiphonia</i> sp	0	0,6
<i>Lysidice ninetta</i>	0,4	0,5	Paguridae	0	0,6
<i>Anthura gracilis</i>	0,1	0,5	<i>Caryophyllia smithii</i>	0,1	0,6
<hr/>					
Taxón	Promedio abundancia		Taxón	Promedio abundancia	
	antes	después		antes	después
Promedio disimilaridad = 84,53			Promedio disimilaridad = 86,99		
(C) antes-después (50 m)			(D) antes-después (0 m)		
<i>Phascolosoma granulatum</i>	0	0,9	<i>Eudendrium album</i>	0	1
<i>Sertularella gaudichaudi</i>	0,3	1	<i>Alvania punctura</i>	0	1
<i>Syllidae</i>	0,7	0,9	<i>Aetea anguina</i>	0	1
<i>Unciola crenatipalma</i>	0	0,7	Tunicata	0,1	1
<i>Cucumaria</i> sp	0	0,7	<i>Pododesmus squama</i>	0,1	1
<i>Nassarius incrassata</i>	0,2	0,7	<i>Nassarius incrassata</i>	0,2	1
<i>Apseudes talpa</i>	0	0,7	<i>Halopteris filicina</i>	0,7	0
<i>Pododesmus squama</i>	0,1	0,6	<i>Syllidae</i>	0,7	0,3
<i>Modiolula phaseolina</i>	0,4	1	Stenothoidae	0	0,7
<i>Marphysa fallax</i>	0,3	0,7	Rissoidae	0	0,7
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>	0,1	0,6	<i>Notoplites evocata</i>	0	0,7
<i>Halopteris filicina</i>	0,7	0,4	<i>Maja</i> sp	0	0,7
<i>Sycon ciliatum</i>	0,1	0,6	Foraminifera	0	0,7
<i>Anthura gracilis</i>	0,1	0,6	<i>Pomatoceros lamarckii</i>	0,1	0,7
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0,5	0	<i>Sycon ciliatum</i>	0,1	0,7

Tabla 4.19. Resultados del SIMPER en el que se comparan las comunidades establecidas en el entorno del emisario antes y después del inicio de los vertidos, a nivel global (A), y de forma específica (B, C, D) entre las estaciones muestreadas antes (preoperacional) y cada una de las estaciones muestreadas a distintas distancias del vertido (0 m (escollera), 50m y 200m).

Por otra parte, los SIMPER específicos realizados (Tabla 4.19-B, C y D) mostraron también elevadas disimilaridades, que aumentaron de forma poco significativa con la cercanía al emisario (81,6-87,0%). Pese a las diferencias observadas, únicamente el 3,6% de las especies representativas de los controles no aparecieron en las estaciones ubicadas a 200 metros (A2), mientras que el 29,1% de las especies presentes en estas

estaciones no estuvieron representadas antes del vertido, dejando evidencia de una mayor riqueza en la estación A2. Las especies que contribuyeron, en mayor medida, a definir estas diferencias fueron los anfípodos *Unciola crenatipalma* y *Ampelisca spinipes*, las esponjas del género *Haliclona*, el sipuncúlido *Phascolosoma granulatum*, o el briozoo *Tervia irregularis*, todas ellas ampliamente representadas a 200 metros del vertido y, prácticamente, ausentes en el estudio preoperacional.

De forma análoga las biocenosis asentadas a 50 metros del emisario (A1) mostraron grandes diferencias de composición respecto a las del estudio previo. Pese a la elevada disimilaridad entre ambas comunidades, tan solo un 4% de las especies presentes antes del vertido no estuvieron representadas en la estación A1, y las presentes se hallaron en distinta proporción. Especies como *Phascolosoma granulatum*, *Sertularella gaudichaudi*, Syllidae, *Unciola crenatipalma* o *Cucumaria* sp fueron las especies que contribuyeron a acentuar estas diferencias.

Por último, la comunidad asentada sobre la escollera (R1) mostró una composición de especies característica, divergente de las restantes comunidades. Con una disimilaridad del 87%, esta comunidad albergó el 91,7% de las especies presentes antes del vertido. La mayor parte de las especies no representadas en los bloques de la escollera fueron algas. De este modo, especies incrustantes como *Mesophyllum lichenoides*, o de bajo porte, como *Acrosorium uncinatum*, *Dictyopteris membranacea* y *Pterosiphonia parasitica*, ampliamente representadas en el estudio preoperacional no lo estuvieron en la escollera. Por el contrario, una amplia gama de especies sésiles suspensívoras, como *Eudendrium album*, *Aetea anguina*, *Notoplites evocata*, foraminíferos, o esponjas del tipo *Sycon*, colonizaron este ambiente, provocando la segregación del mismo, y la disimilaridad con el estudio preoperacional.

Una vez definidas las diferencias temporales, se efectuó el análisis espacial entre las comunidades establecidas, tras el inicio del vertido, a distintas distancias (0, 50 y 200 metros) tratando de valorar las posibles diferencias registradas en dicho gradiente (Tabla 4.20). De este modo, la mayor parte de las especies halladas en esta época estuvieron ampliamente representadas en las muestras recogidas a 200 y 50 metros del emisario. Pese al solapamiento de especies en ambas comunidades, los taxones presentes mostraron distinta tasa de aparición, provocando un aumento de la disimilaridad entre las mismas cercana al 65% (Tabla 4.20-A). Especies como la

esponja *Haliclona* sp, los crustáceos *Ampelisca spinipes* y *Galathea machadoi*, el molusco *Musculus costulatus* o el poliqueto *Lysidice ninetta*, ampliamente representados a 200 metros, estuvieron presentes, en menor medida, a 50 metros del emisario. Así mismo, las algas rojas *Polysiphonia* sp y *Gelidium sesquipedale* y el alga parda *Halopteris filicina* mostraron también una menor presencia en esta estación.

Taxón	Promedio abundancia		Taxón	Promedio abundancia	
Promedio disimilaridad = 64,83			Promedio disimilaridad = 79,27		
(A) Distancia al vertido	200 (m)	50 (m)	(B) Distancia al vertido	200 (m)	0 (m)
<i>Haliclona</i> sp	1	0,3	<i>Unciola crenatipalma</i>	1	0
<i>Ampelisca spinipes</i>	0,8	0,1	Tunicata	0	1
<i>Pododesmus squama</i>	0,6	0,6	<i>Eudendrium album</i>	0	1
<i>Musculus costulatus</i>	0,8	0,3	<i>Haliclona</i> sp	1	0
<i>Polysiphonia</i> sp	0,6	0	<i>Pododesmus squama</i>	0,6	1
<i>Apseudes talpa</i>	0,2	0,7	<i>Ampelisca spinipes</i>	0,8	0
<i>Galathea machadoi</i>	0,6	0,1	<i>Aetea anguina</i>	0,2	1
<i>Halopteris filicina</i>	0,8	0,4	<i>Phascolosoma granulatum</i>	0,8	0
Paguridae	0,6	0,3	<i>Marphysa fallax</i>	0,8	0
<i>Gelidium sesquipedale</i>	0,6	0	<i>Halopteris filicina</i>	0,8	0
<i>Lysidice ninetta</i>	0,8	0,4	<i>Tervia irregularis</i>	0,8	0
<i>Ophiothrix fragilis</i>	0,6	0,3	<i>Musculus costulatus</i>	0,8	0
<i>Cucumaria</i> sp	0,4	0,7	<i>Anthura gracilis</i>	0,8	0
<i>Sycon ciliatum</i>	0,2	0,6	Syllidae	1	0,3
<i>Caryophyllia smithii</i>	0,6	0,4	<i>Modiolula phaseolina</i>	1	0,3
<hr/>					
Taxón	Promedio abundancia				
Promedio disimilaridad = 74,50					
(C) Distancia al vertido	50 (m)	0 (m)			
<i>Eudendrium album</i>	0	1			
<i>Alvania punctura</i>	0	1			
<i>Phascolosoma granulatum</i>	0,9	0			
<i>Modiolula phaseolina</i>	1	0,3			
<i>Unciola crenatipalma</i>	0,7	0			
<i>Cucumaria</i> sp	0,7	0			
<i>Marphysa fallax</i>	0,7	0			
<i>Apseudes talpa</i>	0,7	0			
<i>Aetea anguina</i>	0,3	1			
Syllidae	0,9	0,3			
Rissoidae	0	0,7			
<i>Notoplites evocata</i>	0	0,7			
<i>Maja</i> sp	0	0,7			
Foraminifera	0	0,7			
Tunicata	0,4	1			

Tabla 4.20. Resultados del SIMPER entre las comunidades establecidas en el entorno del emisario después del inicio de los vertidos. Los análisis comparativos se realizaron entre las estaciones muestreadas a distintas distancias del vertido (0 m (R1), 50m (A1) y 200m(A2)).

De forma inversa, el tanaidaceo *Apseudes talpa*, la esponja *Sycon ciliatum* o la holoturia *Cucumaria* sp estuvieron mayoritariamente representadas a 50 metros del emisario. Al contrario de lo ocurrido con las restantes estaciones muestreadas tras el inicio del vertido (A2 y A1), las comunidades establecidas en la escollera (R1) mostraron grandes diferencias con las características de los restantes ambientes, debidas mayoritariamente a la amplia tasa de aparición de especies de tunicados, hidroideos y briozoos (Tabla 4.20-B y C). De este modo, especies sésiles suspensívoras halladas en los bloques de la escollera, como *Eudendrium album*, *Aetea anguina*, *Notoplites evocata* y *Crisia aculeata*, apenas estuvieron representadas a 50 y 200 metros del emisario. Los moluscos *Pododesmus squama*, *Albania punctura* fueron parte de los componentes de la comunidad en esta estación (R1). Por el contrario, cabe destacar la baja representación de macrófitos y de la mayor parte de los grupos de crustáceos, como los anfípodos, los isópodos y los tanaidáceos, en los bloques de la escollera.

Además del análisis de similitud realizado, la detección de cambios espaciales y temporales en la estructura de las comunidades establecidas, antes y después del vertido, se realizó mediante la ordenación de las estaciones muestreadas durante el estudio atendiendo a la composición de especies de las comunidades asentadas (presencia-ausencia), así como a la abundancia de la fauna y a la biomasa de algas presentes. Para ello se efectuaron dendrogramas y MDS, calculados a partir de las matrices de similitud de Bray-Curtis, entre muestras obtenidas de las matrices de datos sin normalizar, previa transformación ($\sqrt{\sqrt{x}}$). Debido a los elevados valores de estrés obtenidos en los tres MDS al reducir la dimensionalidad de la ordenación, las agrupaciones establecidas fueron definidas a partir de los resultados de los dendrogramas.

En las figuras 4.14 y 4.15 se muestran dichos análisis (dendrograma y MDS) realizados de acuerdo a la composición de especies utilizando un criterio cualitativo de presencia-ausencia de especies de flora y fauna. Los resultados obtenidos dejaron patente una elevada variabilidad en la asociación de especies, determinada a partir de la baja similitud observada entre las estaciones y entre las réplicas de las mismas, tanto antes como después de los vertidos. De este modo, el primer grupo establecido (I) estuvo conformado por parte de las muestras del estudio preoperacional tomadas durante las dos campañas de 1998. En el segundo grupo (II) se incluyeron, mayoritariamente, las

muestras tomadas tras el inicio de los vertido segregadas, a su vez, en varios subgrupos. Por un lado, las muestras tomadas sobre la escollera, durante el año 2004, se agruparon con un 36% de similaridad en el subgrupo IIa (Figura 4.14). Por otro lado, las muestras de las comunidades asentadas a 50 y 200 metros del vertido se segregaron en el subgrupo IIb, mostrando una similaridad del 30%. Estas muestras se agruparon a su vez entre sí dentro del clúster según el año en que fueron recogidas (2003-2004) (ver Figura 4.14). Finalmente las restantes muestras control obtenidas en 1998 se agruparon también por campañas en los subgrupos IIc y IId. En ambos subgrupos la similaridad entre réplicas fue baja, dejando patente la elevada variabilidad en la composición de especies presentes en una misma estación. De forma análoga, en el análisis de ordenación (Figuras 4.16 y 4.17), efectuado a partir de la abundancia de especies faunísticas (n° individuos/m²), las muestras se distribuyeron siguiendo un patrón similar al determinado en el anterior análisis, mostrando una mayor similaridad entre las muestras de las agrupaciones previamente establecidas en el anterior análisis. Cabe destacar que en estos análisis únicamente se contemplaron las especies de fauna “contable”, es decir, aquéllas que son cuantificables a nivel de individuo, descartando por tanto aquéllas como briozoos, hidroideos o esponjas.

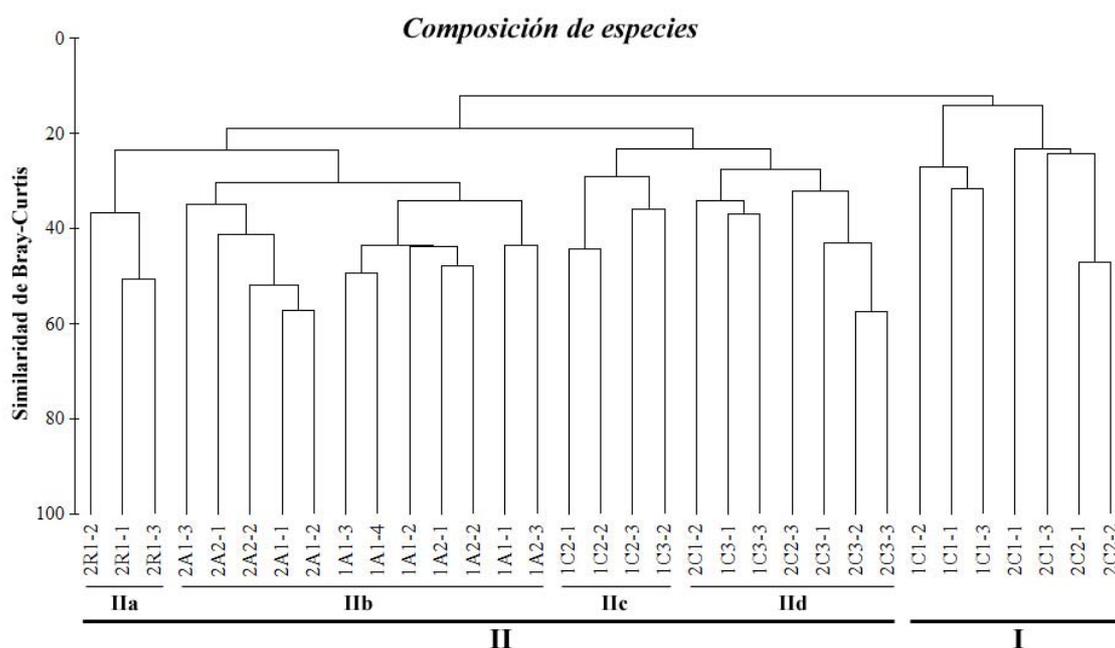


Figura 4.14. Clasificación de las muestras de la Virgen del Mar establecida a partir de la matriz de composición de especies (transformación \sqrt{x}). R1; A1 y A2= 0,50 y 200 metros del vertido; C1, C2 y C3= estaciones preoperacionales. El primer número del código de cada estación corresponde con la campaña analizada.

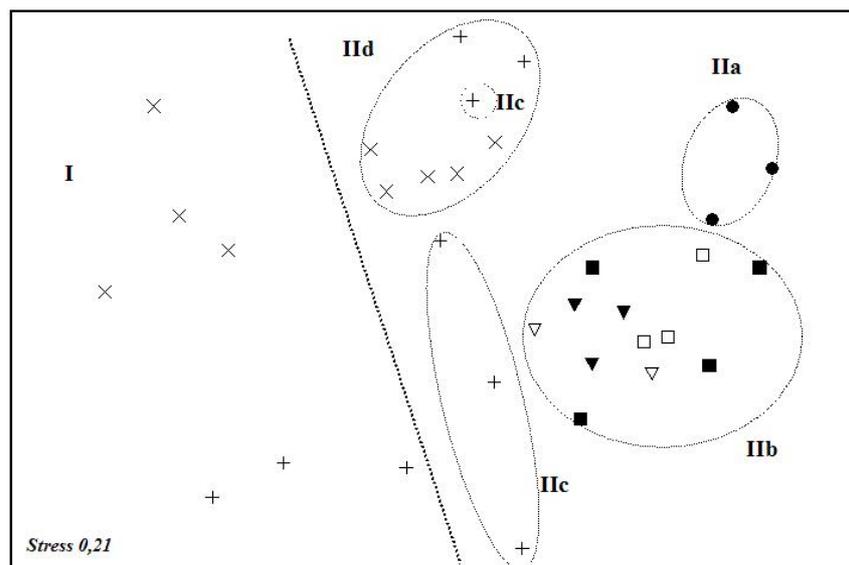


Figura 4.15. Representación espacial (MDS) de las muestras de la Virgen del Mar establecido a partir de la matriz de composición de especies (transformación \sqrt{x}). Simbología: Muestras campañas preoperacionales en 1998 (+, x); muestras obtenidas tras el inicio de los vertidos a 50 metros del emisario en 2003 (■) y 2004 (□); muestras recogidas a 200 metros del emisario durante 2003 (▼) y 2004 (▽); y muestras recogidas en 2004 sobre la escollera del emisario (●).

De este modo, tanto el dendrograma como el MDS mostraron, en primer lugar, la segregación de parte de las muestras preoperacionales (1998) que constituyen el grupo I. Estas muestras, tomadas en las estaciones C1 y C2, albergaron las comunidades faunísticas con menor número de individuos de cuantas analizadas. Por otro lado, las demás muestras se agruparon con una similitud del 20% en el grupo II. Dentro de este grupo se establecieron, a su vez, tres subgrupos. En el subgrupo IIa se congregaron, con una similitud superior al 40%, las réplicas obtenidas tras el cese de los vertidos a 50 y 200 metros del emisario. Dentro de este subgrupo las muestras también se segregaron entre sí por campañas (Figura 4.16). El subgrupo IIb estuvo conformado por las réplicas extraídas en los bloques de la escollera del emisario durante la campaña de 2004 y por una réplica tomada a 50 metros del emisario en el 2003. Por último, con una similitud cercana al 25%, el subgrupo IIc reunió las restantes muestras tomadas antes de la introducción del vertido.

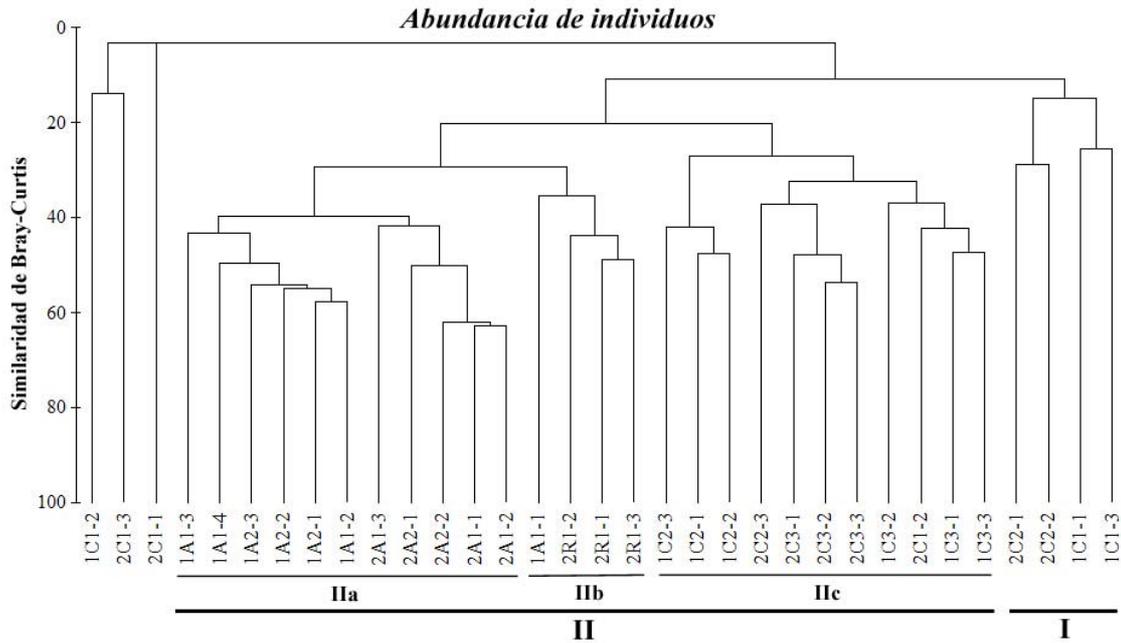


Figura 4.16. Clasificación de las muestras de la Virgen del Mar establecida a partir de la matriz de abundancia de especies (transformación $\sqrt{\sqrt{x}}$). R1; A1 y A2= 0,50 y 200 metros del vertido; C1, C2 y C3= estaciones preoperacionales. El primer número del código de cada estación corresponde con la campaña analizada.

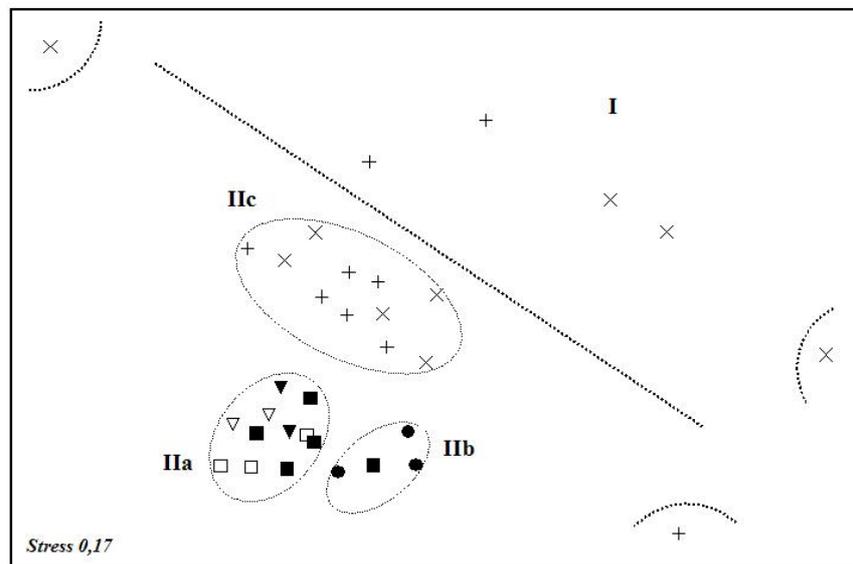


Figura 4.17. Representación espacial (MDS) de las muestras de la Virgen del Mar establecido a partir de la matriz de abundancia de especies (transformación $\sqrt{\sqrt{x}}$). Simbología: Muestras campañas preoperacionales en 1998 (+, x); muestras obtenidas tras el inicio de los vertidos a 50 metros del emisario en 2003 (■) y 2004 (□); muestras recogidas a 200 metros del emisario durante 2003 (▼) y 2004 (▽); y muestras recogidas en 2004 sobre la escollera del emisario (●).

Siguiendo los mismos procedimientos, en las figuras 4.18 y 4.19 se representan la clasificación y ordenación espacio-temporal de las muestras antes y después del vertido, teniendo en cuenta la matriz de biomasa de macroalgas (gPS/m²). La agregación de las muestras obtenida en este análisis no siguió el mismo patrón establecido en los anteriores; además, dada la ausencia de algas en algunas de las muestras analizadas, el análisis no incluyó todas las réplicas muestreadas. De este modo, en los resultados obtenidos únicamente se pudieron establecer claras diferencias discriminatorias entre las muestras recogidas en 1998 y las muestreadas tras el vertido, en 2003 y 2004. Los grupos I y III reunieron las muestras de las estaciones control, agrupándolas por campañas. Así, mientras las réplicas tomadas en la primavera de 1998 se agrupaban en los subgrupos IIIa y IIIb, las recogidas durante en verano de ese mismo año se segregaban y agrupaban con un 25% de similaridad en el subgrupo IIIc. Por otro lado, el grupo II reunió las muestras tomadas en el entorno del emisario una vez puesto en marcha el saneamiento y las segregó en dos subgrupos, sin un claro patrón de ordenación ni espacial ni estacional.

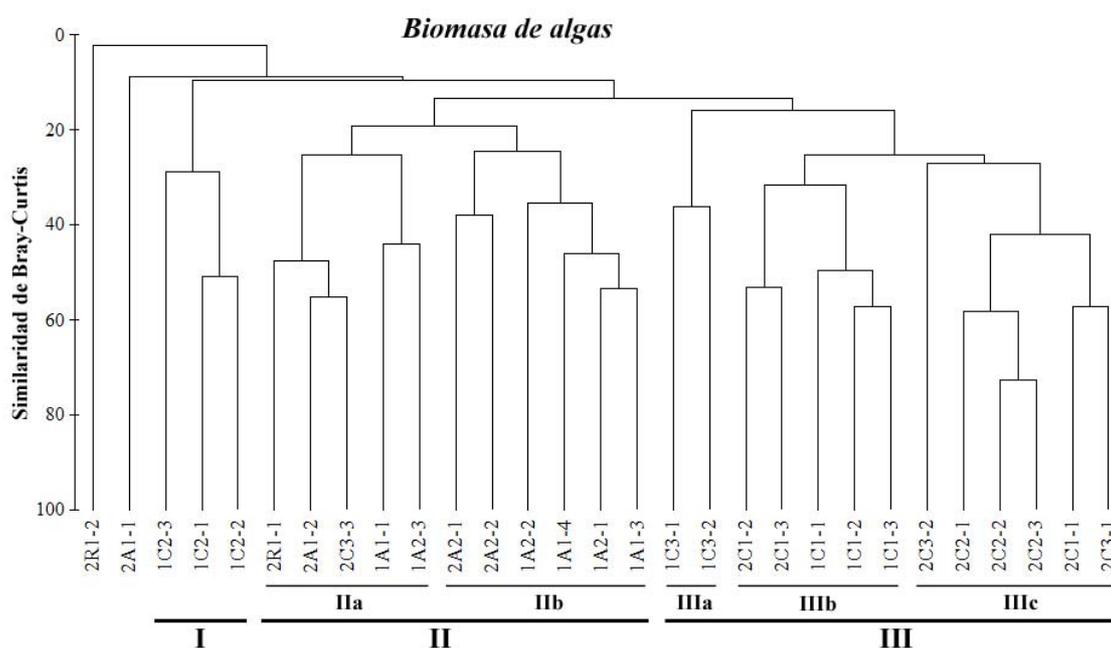


Figura 4.18. Clasificación de las muestras de la Virgen del Mar establecida a partir de la matriz de biomasa de especies de algas (transformación \sqrt{x}). R1; A1 y A2= 0,50 y 200 metros del vertido; C1, C2 y C3= estaciones preoperacionales. El primer número del código de cada estación corresponde con la campaña analizada.

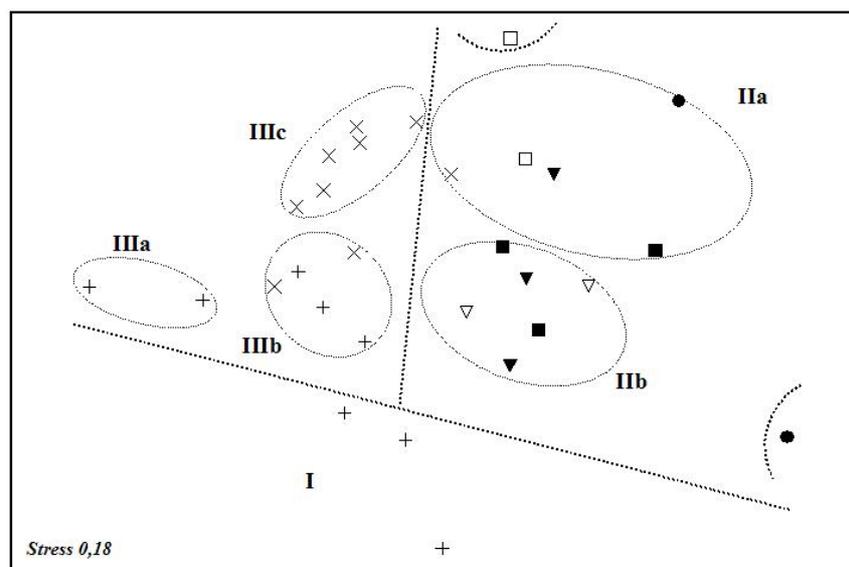


Figura 4.19. Representación espacial (MDS) de las muestras de la Virgen del Mar establecido a partir de la matriz de biomasa de especies de algas (transformación $\sqrt{\sqrt{x}}$). Simbología: Muestras campañas preoperacionales en 1998 (+, ×); muestras obtenidas tras el inicio de los vertidos a 50 metros del emisario en 2003 (■) y 2004 (□); muestras recogidas a 200 metros del emisario durante 2003 (▼) y 2004 (▽); y muestras recogidas en 2004 sobre la escollera del emisario (●).

En el subgrupo IIa se agruparon la mayor parte de las muestras tomadas a 50 metros del emisario, junto con una de las muestras de la escollera y una de las réplicas preoperacionales. De forma análoga, el análisis segregó las réplicas tomadas a 200 metros del vertido y las ordenó, junto con dos de las réplicas tomadas a 50 metros, en el subgrupo IIb (similitud del 25%).

Además de la aplicación de métodos multivariantes de ordenación basados en la similitud de la composición, abundancia y biomasa de las especies, en este estudio se contrastaron dichos resultados con los obtenidos a niveles taxonómicos superiores (género y familia). De este modo, dichas comparaciones se realizaron mediante un análisis de correlación (R de Spearman) entre diferentes matrices de similitud obtenidas (Tabla 4.21) los cuales mostraron un alto nivel de correlación entre todos los niveles taxonómicos ($R > 0,76$). Estas correlaciones disminuyeron ligeramente a medida que aumentaba el rango jerárquico aplicado. De este modo, todos los tests de significación formal aplicados sobre los datos de composición, abundancia y biomasa confirmaron, estadísticamente, las mismas diferencias establecidas entre las distintas zonas y tratamientos (antes-después), incluso a nivel de familia.

<i>Composición</i>			<i>Abundancia</i>			<i>Biomasa</i>		
RG	0,933		AG	0,964		BG	0,936	
RF	0,865	0,902	AF	0,931	0,944	BF	0,765	0,791
	RE	RG		AE	AG		BE	BG

Tabla 4.21. Resultados de las correlaciones (R de Spearman) entre las matrices de similaridad derivadas de los datos de composición, abundancia y biomasa de especies y agregadas a nivel de diferentes niveles taxonómicos (especie, género y familia). RE, RG y RF: composición de especies, géneros y familias; AE, AG y AF: abundancia de especies, géneros y familias de fauna presente y BE, BG y BF: biomasa de especies, géneros y familias de algas presentes.

Por otra parte, las correlaciones establecidas entre las matrices de similaridad a partir de los datos de la abundancia faunística y de la composición de especies fueron más significativas que las obtenidas a partir de la biomasa de macroalgas. Por el contrario, las correlaciones obtenidas para las matrices de biomasa fueron las más bajas, sobre todo a nivel de familia ($R=0,76$), indicando un menor ajuste de las similitudes entre los pares de muestras a este nivel, respecto a las alcanzadas a nivel de género y especie. Pese a ello, el MDS de biomasa agregado a nivel de familia reflejó, en gran medida, el patrón de ordenación obtenido a nivel de especie (Figura 4.20), aunque en este caso el análisis expresó mayores similitudes entre las comunidades presentes en los fondos asentados antes y después de los vertidos.

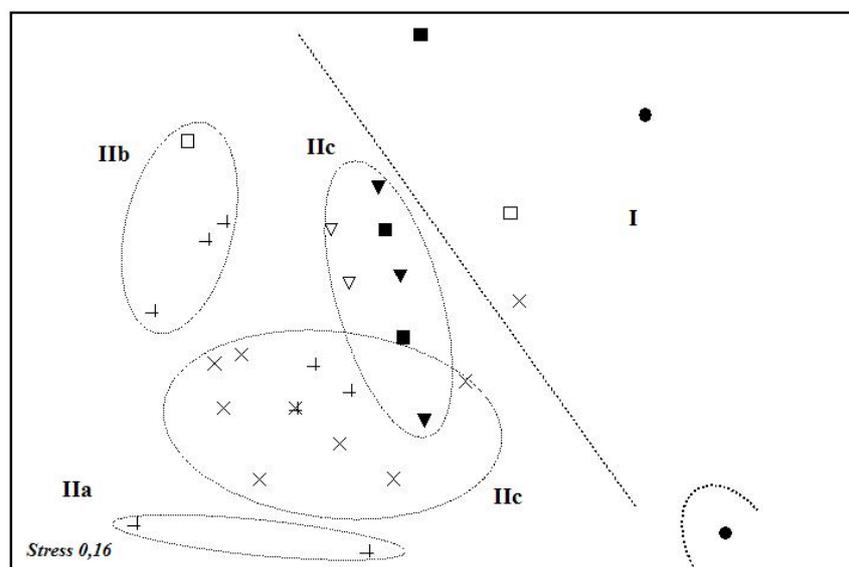


Figura 4.20. MDS de las comunidades presentes en las muestras de la Virgen del Mar establecido a partir de la matriz de biomasa de familias de algas presentes (transformación $\sqrt[3]{x}$). Simbología: Estaciones control muestreadas en primavera (+) y verano de 1998 (x) y muestras obtenidas tras el inicio de los vertidos a 50 metros del emisario en 2003 (■) y 2004 (□); muestras recogidas a 200 metros del emisario durante 2003 (▼) y 2004 (▽); y muestras recogidas en 2004 sobre la escollera del emisario (●).

Todas las muestras analizadas en el estudio preoperacional permanecieron en el lado izquierdo del MDS, mientras que las recogidas tras el inicio de los vertidos se ordenaron en el centro y en el lado derecho del gráfico. Dentro de este último grupo de muestras, las tomadas en la escollera, prácticamente carentes de vegetación, se situaron desplazadas a los extremos del gráfico, mientras que en el centro del mismo se localizaron las muestras recogidas a 50 y 200 metros del vertido, dejando patente una mayor similitud con los datos del estudio preoperacional.

Por último, el estudio de la afección del vertido sobre los organismos bentónicos contempló el análisis de la variabilidad relativa entre las estaciones control y las muestreadas tras el inicio de los vertidos. Para ello se procedió al cálculo de un índice de dispersión multivariante (IDM) entre todos los pares de agrupaciones establecidas a partir de las matrices de similitud, con el objeto de contrastar el promedio del rango de similitudes obtenidos entre las muestras tomadas tras el inicio de los vertidos (sobre la escollera, a 50 y 200 metros del emisario) con el promedio de rangos obtenido en 1998.

Análisis Global (IDM)		Composición de especies		Abundancia fauna		Biomasa algas	
		Dispersión	Comparaciones pareadas (estaciones señaladas vs. Control)	Dispersión	Comparaciones pareadas (estaciones señaladas vs. Control)	Dispersión	Comparaciones pareadas (estaciones señaladas vs. Control)
Estaciones	Preoperacional (antes)	1,23		1,29		1,04	
	Emisario (después) - Global	0,66	(-) 0,58	0,58	(-) 0,71	0,98	(-) 0,06
	0 m	0,17	(-) 0,92	0,15	(-) 0,93	1,83	0,84
	50m	0,48	(-) 0,67	0,2	(-) 0,78	1,11	0,1
	200m	0,27	(-) 0,86	0,4	(-) 0,95	0,74	(-) 0,26

Tabla 4.22. Valores del Índice de Dispersión Multivariante (IDM) entre los pares de agrupaciones o tratamientos establecidos calculados a partir de las matrices de especies, abundancia y biomasa.

En la Tabla 4.22. se muestran los resultados obtenidos en el cálculo del índice IDM para las estaciones de la Virgen del Mar. Cuando los valores del IDM para cada uno de los grupos contrastados (global, 0, 50 y 200 m) son cercanos a (-)1 indica que las similitudes halladas entre las muestras analizadas tras el inicio del vertido de aguas residuales son superiores a las halladas entre las muestras del preoperacional; mientras

que, en el caso opuesto, los valores de IDM son próximos a (+)1. Así mismo, los valores cercanos a cero implican la semejanza en la dispersión de las muestras obtenidas en ambos tratamientos (antes-después (global, 0, 50 y 200 m)).

Al comparar el promedio de similitudes en la zona afectada antes y tras el inicio del vertido, los valores de IDM fueron, en casi todos los casos, negativos, especialmente en las comparaciones referentes a la composición global de especies y abundancia de la fauna, alcanzándose valores de -0,58 y -0,71, respectivamente. Por el contrario, el valor del índice calculado para las algas a partir de la matriz de biomasa se aproximó a cero (IDM= -0,06).

De forma análoga, los IDM calculados de manera específica, a partir de la composición y de la abundancia de especies, entre las estaciones muestreadas en las distintas zonas estudiadas tras los vertidos y antes del inicio de éstos fueron negativos en todos los casos. Así la variabilidad de especies y abundancia hallada entre las comunidades muestreadas a 0, 50 y 200 metros, fue inferior a la medida en las estaciones preoperacionales, superando, en todos los casos, valores negativos de IDM inferiores a -0,67. Por el contrario, la variabilidad en la biomasa de algas fue superior tras el inicio de los vertidos en las estaciones próximas al vertido (R1 y A1) mientras que en la estación localizada a 200 metros del emisario esta variabilidad fue inferior a la observada en el estudio de 1998 (IDM= -0,26).

4.2. ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS MASAS DE AGUA ESTUARINAS

4.2.1. ANÁLISIS DEL ESTADO TRÓFICO DE LAS AGUAS ESTUARINAS

En la Tabla 4.23 se muestran los rangos, promedios y desviaciones típicas de las variables medidas en el sistema estuarino antes y después del cese de los vertidos. De dichos resultados, destacan las importantes variaciones registradas, principalmente, en aquellas variables asociadas a los vertidos de aguas residuales urbanas, aspecto que constituye el objetivo principal de análisis realizado. En este sentido, tal y como muestran los resultados, las concentraciones medias de sólidos en suspensión, aceites y grasas y parte de los nutrientes inorgánicos (fosfatos, amonio y nitritos) registradas en las aguas de la Bahía siguieron un patrón de distribución espacial y temporal semejante. De este modo, al mes del cese de los vertidos (junio de 2001) estas variables sufrieron una drástica reducción, que fue más patente en la zona del frente urbano, sobre todo en la estación P16, localizada en los alrededores de los antiguos vertidos continuos de mayor caudal. Por el contrario, las aguas de la canal y de las rías mostraron una menor concentración de estas variables. Además, la variabilidad de datos detectada entre las estaciones establecidas, en cada una de las zonas de estudio, disminuyó en gran medida. A los dos meses del cese de vertidos continuos, las concentraciones de estas variables fueron relativamente homogéneas en todo el sistema estuarino y evolucionaron, posteriormente, siguiendo los mismos patrones estacionales en las distintas zonas.

En las figuras 4.21, 4.22 y 4.23 se muestra, para cada variable, la distribución temporal de la concentración en las distintas zonas de la Bahía seleccionadas. De este modo, observamos que los sólidos suspendidos alcanzaron concentraciones 30 veces inferiores a las iniciales en las estaciones antiguamente afectadas por los vertidos de mayor caudal (91,6 mg/l, P16). Tras la reducción inicial sufrida en junio y julio de 2001, los sólidos en suspensión se mantuvieron relativamente constantes en el sistema, permaneciendo los promedios por debajo de los 10 mg/l en las sucesivas campañas.

Variables	<i>Cese de los vertidos</i>		<i>Campañas</i>					
	Marzo 01	Junio 01	Julio 01	Abril 02	Julio 02	Abril 03	Julio 03	
Temp. (°C)	$\bar{x} \pm DS$	13,9 ± 0,2	17,9 ± 0,2	20,4 ± 0,2	13,2 ± 0,3	18,9 ± 1,1	14,5 ± 0,5	22,3 ± 0,6
	Min-Max	13,7 - 14,7	17,5 - 18,4	19,5 - 20,9	12,9 - 13,8	16,0 - 21,6	13,8 - 15,9	21,2 - 23,3
Salinidad (PSU)	$\bar{x} \pm DS$	34,4 ± 0,7	34,6 ± 0,1	34,7 ± 0,2	35,4 ± 0,1	35,3 ± 0,2	35,3 ± 0,1	34,7 ± 1,1
	Min-Max	28,5 - 34,8	34,4 - 34,8	34,2 - 35,1	34,9 - 35,6	34,5 - 35,7	34,8 - 35,4	29,0 - 35,4
Chla (µg/l)	$\bar{x} \pm DS$	2,7 ± 0,8	2,2 ± 0,5	2,8 ± 0,3	4,0 ± 1,7	1,1 ± 0,3	2,9 ± 1,0	5,1 ± 2,1
	Min-Max	1,1 - 4,9	1,4 - 3,6	1,8 - 3,7	1,2 - 8,6	0,6 - 3,2	1,7 - 6,8	2,1 - 9,9
Turbidez (NTU)	$\bar{x} \pm DS$	8,7 ± 1,8	10,1 ± 4,4	9,8 ± 1,4	7,0 ± 1,1		8,9 ± 1,4	11,7 ± 1,9
	Min-Max	6,5 - 15,3	5,2 - 28,1	6,7 - 12,8	5,4 - 10,4		7,2 - 13,5	8,6 - 17,6
pH	$\bar{x} \pm DS$	8,3 ± 0,1	8,2 ± 0,00	8,2 ± 0,1	8,3 ± 0,1	8,3 ± 0,04	8,2 ± 0,04	8,2 ± 0,05
	Min-Max	8,1 - 8,4	8,2 - 8,2	8,1 - 8,4	8,1 - 8,4	8,2 - 8,4	8,1 - 8,3	8,1 - 8,2
O₂ (mg/l)	$\bar{x} \pm DS$	8,1 ± 0,7	7,1 ± 0,1	7,4 ± 0,8	8,4 ± 0,0	7,5 ± 0,2	8,2 ± 0,1	7,1 ± 0,1
	Min-Max	6,4 - 9,1	6,8 - 7,4	5,8 - 8,4	8,3 - 8,5	7,2 - 8,0	8,0 - 8,3	7,0 - 7,3
S.Susp. (mg/l)	$\bar{x} \pm DS$	8,6 ± 18,9	12,4 ± 9,4	4,4 ± 3,7	2,9 ± 2,0	5,9 ± 3,2	5,1 ± 3,2	5,5 ± 2,5
	Min-Max	0,8 - 91,6	1,0 - 35,0	1,0 - 17,0	0,1 - 8,0	0,1 - 13,0	0,5 - 14,0	1,0 - 10,5
Fosfatos (µM-P/l)	$\bar{x} \pm DS$	0,4 ± 1,3	0,03 ± 0,00	0,03 ± 0,00	0,06 ± 0,04	0,05 ± 0,04	0,15 ± 0,06	0,15 ± 0,05
	Min-Max	0,0 - 6,4	0,03 - 0,03	0,03 - 0,04	0,00 - 0,14	0,00 - 0,17	0,10 - 0,34	0,11 - 0,25
Nitratos (µM-N/l)	$\bar{x} \pm DS$	2,5 ± 4,3	4,9 ± 6,1	1,6 ± 1,0	1,0 ± 1,2	3,0 ± 1,5	0,9 ± 0,7	0,9 ± 1,8
	Min-Max	0,0 - 15,9	1,6 - 23,4	0,1 - 3,4	0,1 - 4,4	0,3 - 6,9	0,1 - 3,1	0,1 - 8,6
Nitritos (µM-N/l)	$\bar{x} \pm DS$	0,6 ± 1,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
	Min-Max	0,1 - 5,7	0,1 - 0,9	0,0 - 0,5	0,0 - 0,3	0,0 - 0,3	0,0 - 0,4	0,0 - 0,5
Amonio (µM-N/l)	$\bar{x} \pm DS$	23,8 ± 79,0	5,1 ± 4,0	1,6 ± 1,9	1,7 ± 2,2	2,4 ± 1,6	1,5 ± 1,4	1,3 ± 1,8
	Min-Max	0,6 - 376,8	2,8 - 16,6	0,1 - 8,1	0,0 - 7,6	0,1 - 7,8	0,0 - 6,2	0,1 - 7,4
AyG (mg/l)	$\bar{x} \pm DS$	5,1 ± 16,5	0,09 ± 0,03	0,07 ± 0,03	0,08 ± 0,04	0,04 ± 0,04	0,08 ± 0,19	0,03 ± 0,03
	Min-Max	0,1 - 54,7	0,06 - 0,15	0,03 - 0,12	0,03 - 0,16	0,02 - 0,17	0,01 - 0,69	0,01 - 0,12

Tabla 4.23. Estadísticos descriptivos de las variables analizadas por campaña en las aguas estuarinas
Temp.= Temperatura, Chla= clorofila "a", O₂= Oxígeno disuelto, \bar{x} = promedio, DS= desviación típica,
Max y mín= máximo y mínimo

De forma análoga, los aceites y grasas mostraron, al mes del cese de los vertidos, una drástica reducción de más del 180% en las aguas del frente urbano. La concentración media de esta variable en esta zona permaneció, en las restantes campañas, por debajo de 0,1 mg/l. Por el contrario, el contenido medio de aceites y grasas en las aguas analizadas en la canal y en las rías apenas fue apreciable, manteniéndose tanto antes como después del cese por debajo de los 0,15 mg/l. Las concentraciones de nutrientes analizadas en las aguas de la Bahía también se vieron fuertemente influenciadas por el cese de los vertidos urbanos al sistema. Tanto las concentraciones de fosfatos como de amonio y nitritos, nutrientes indicadores de contaminación antropogénica, fueron elevadas en la zona del frente urbano, donde alcanzaron, durante la campaña previa al cese de los vertidos, registros puntuales de 6,3 µM-P/l, 377 µM-N/l y 5,7 µM-N/l, respectivamente.

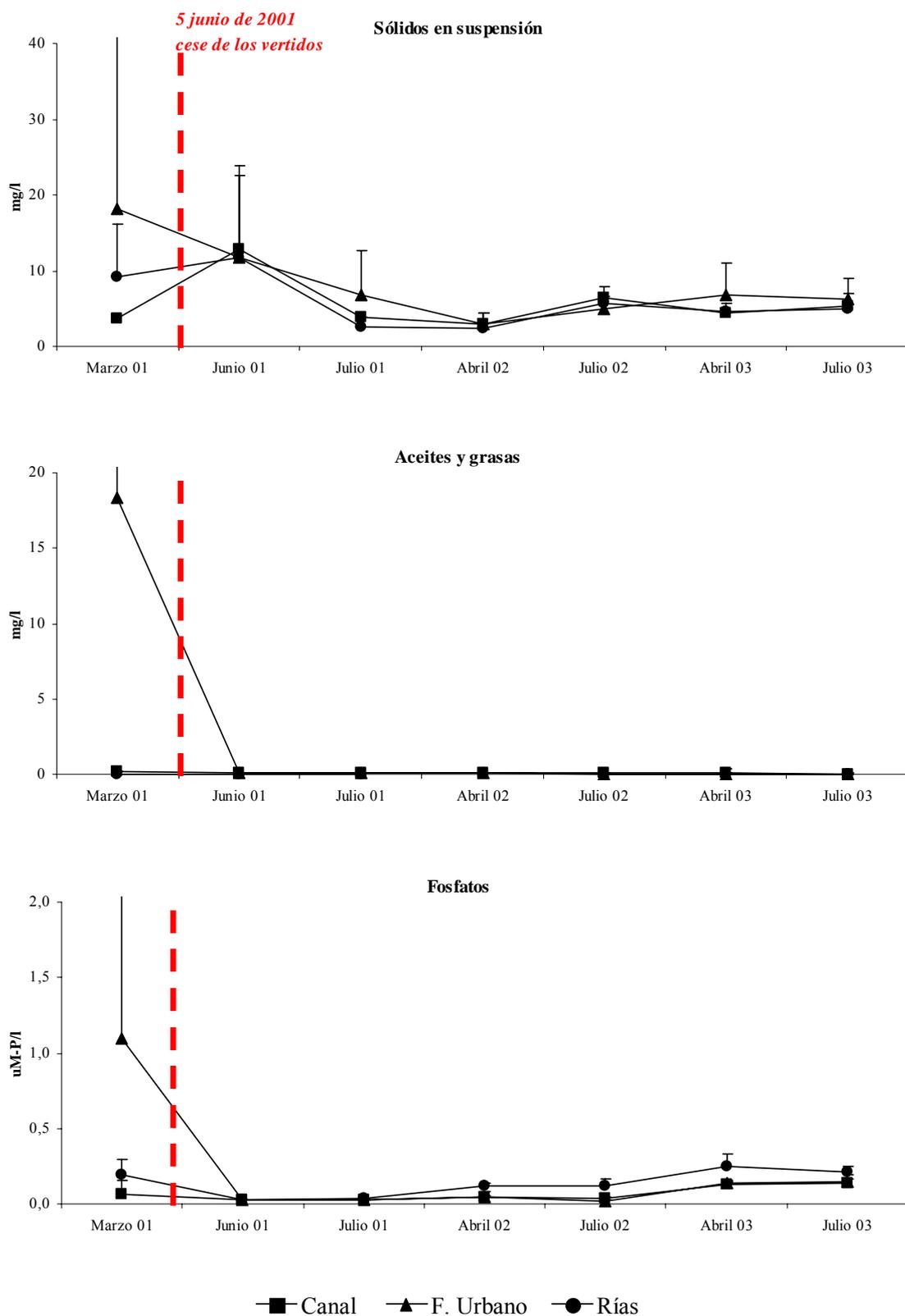


Figura 4.21. Variación temporal de las concentraciones de las variables analizadas ($\bar{x} \pm SD$) analizadas en las distintas zonas seleccionadas antes y después del cese de los vertidos.

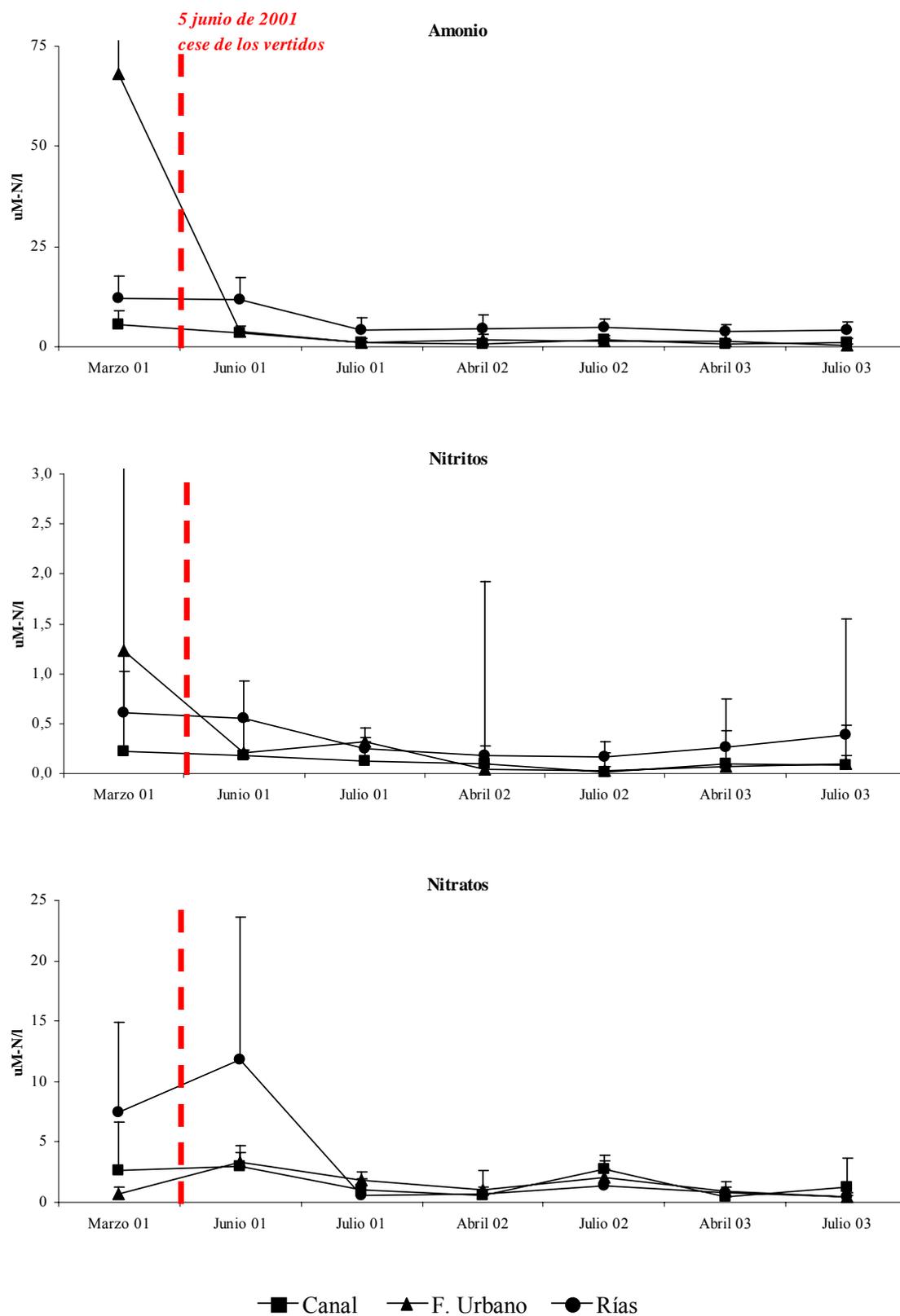


Figura 4.22. Variación temporal de las concentraciones de las variables analizadas ($\bar{x} \pm SD$) analizados en las distintas zonas seleccionadas antes y después del cese de los vertidos.

Del mismo modo, estas variables también mostraron valores más altos en las rías, durante esta época, que las observadas en la canal (0,2 $\mu\text{M-P/l}$, 12,2 $\mu\text{M-N/l}$ y 0,61 $\mu\text{M-N/l}$).

Al mes del cese de los vertidos, las concentraciones de estos nutrientes en las aguas del frente urbano disminuyeron hasta alcanzar concentraciones similares a las obtenidas en las aguas de la canal (0,3 $\mu\text{M-P/l}$ y 3,4 $\mu\text{M-N/l}$ y 0,18 $\mu\text{M-N/l}$). Por el contrario, tras la reducción inicial, las aguas de las estaciones situadas en la zona de las rías mostraron, a lo largo de las sucesivas campañas, concentraciones homogéneas y ligeramente superiores a las halladas en las restantes zonas. Dado que las concentraciones de las variables indicadoras de contaminación urbana (sólidos en suspensión, fosfatos, amonio, nitritos y aceites y grasas) estuvieron ampliamente influenciadas, en la mayoría de los casos, por la presencia de vertidos, el cese de los mismos acarreó, por tanto, que la evolución de las mismas estuviese fuertemente correlacionada a $r > 0,68$ (Tabla 4.24).

Por otro lado, la evolución de las concentraciones de nitratos en el sistema estuarino fue semejante a la de los demás nutrientes analizados, aunque su distribución espacial siguió un patrón distinto, que no estuvo significativamente correlacionado con ninguna de las restantes variables. Así, los nitratos mostraron concentraciones máximas durante las dos primeras campañas, concretamente en la zona de las rías (15,7 $\mu\text{M-N/l}$ en P10). Posteriormente, en la campaña de julio de 2001 las concentraciones de esta variable se homogeneizaron (DS=1 $\mu\text{M-N/l}$) hasta alcanzar valores medios cercanos a los 1,6 $\mu\text{MN/l}$.

Por último, la clorofila “a” y el oxígeno disuelto siguieron un patrón estacional a lo largo de las diferentes campañas. Así el oxígeno se correlacionó mayoritariamente, y de modo inverso, con la temperatura ($r = -0,76$), mostrando máximos de concentración durante las campañas primaverales, sobre todo en la zona de la canal y del frente urbano, donde se alcanzaron las temperaturas más bajas. Durante las tres primeras campañas efectuadas en el 2001, la concentración de oxígeno disuelto en el sistema mostró una gran variabilidad de registros aunque las concentraciones permanecieron por encima de los 6 mg/l en todo momento. En posteriores campañas, la variabilidad de registros disminuyó hasta el punto de igualar la concentraciones en las tres zonas analizadas.

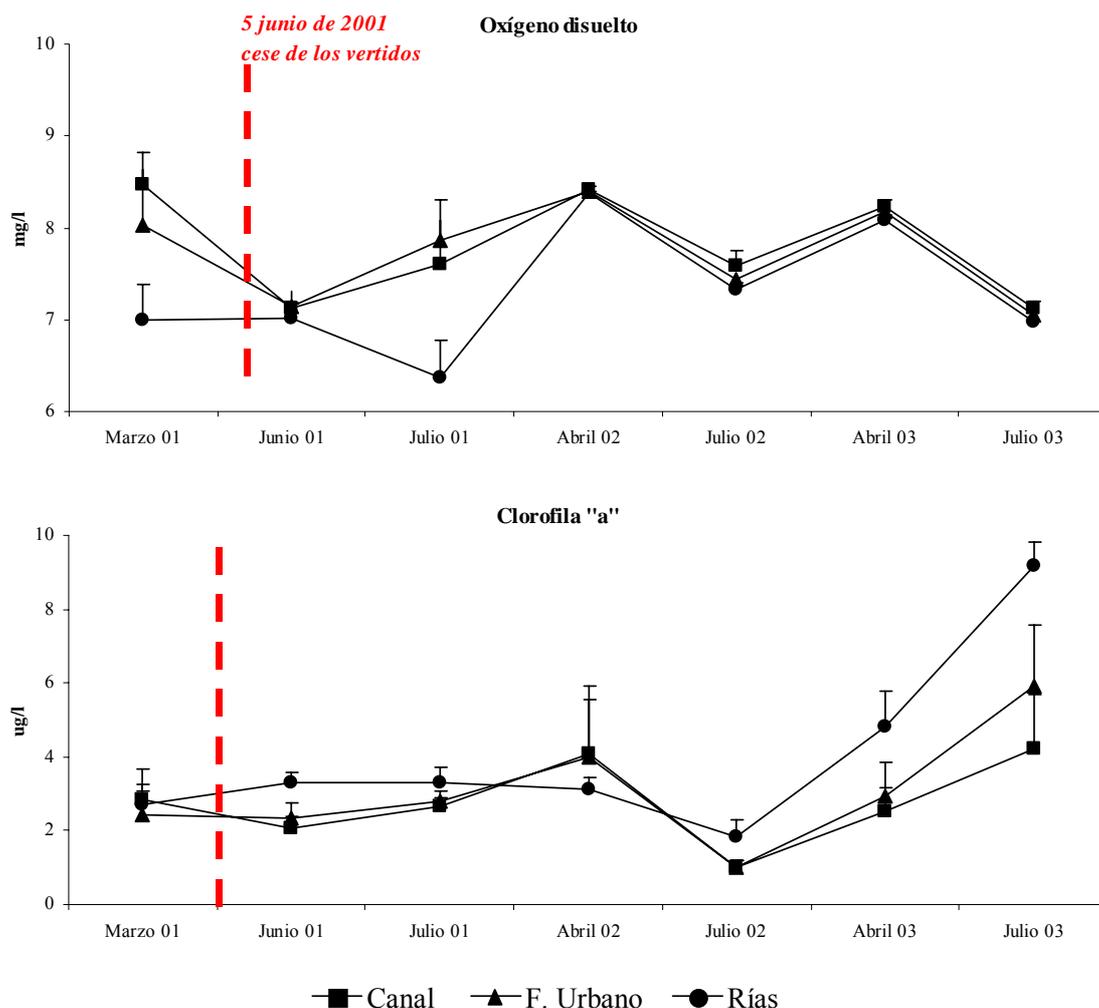


Figura 4.23. Variación temporal de las concentraciones de las variables analizadas ($\bar{x} \pm SD$) analizadas en las distintas zonas seleccionadas antes y después del cese de los vertidos.

La clorofila "a" permaneció a lo largo del tiempo por debajo de los 10 $\mu\text{g/l}$. Al contrario de lo que cabía esperar, este indicador de la biomasa fitoplanctónica no estuvo correlacionado, de manera significativa, con ninguna de las variables analizadas y, además, mostró concentraciones en el sistema dentro de los rangos naturales, tanto antes del cese de los vertidos ($<4 \mu\text{g/l}$) como en las restantes campañas analizadas en el 2001. Posteriormente, las aguas de la Bahía registraron un incremento de la concentración media de este indicador biológico, que alcanzó máximos durante las campañas de primavera de 2002 y 2003 y, sobre todo, durante el mes de julio de 2003. Este aumento fue más acusado en la zona de las rías, donde se alcanzaron concentraciones medias superiores a 9 $\mu\text{g/l}$ durante esta época. Así mismo, las aguas en el frente urbano mostraron mayores registros que las de la canal, aunque el promedio en esta zona no superó los 6 $\mu\text{g/l}$.

	Temp.	O ₂	Salinidad	Chla	S.Susp	pH	Fosfatos	Nitratos	Nitritos	Amonio
O₂	-0,76									
Salinidad	-0,18	0,33								
Chla	0,24	-0,11	-0,03							
S.Susp	-0,01	-0,15	-0,17	-0,11						
pH	-0,31	0,41	0,40	-0,38	-0,01					
Fosfatos	-0,17	0,05	-0,06	0,02	0,68	-0,09				
Nitratos	0,02	-0,27	-0,27	-0,27	0,02	-0,06	-0,13			
Nitritos	-0,13	-0,10	-0,38	0,05	0,74	-0,14	0,78	0,08		
Amonio	-0,16	-0,01	-0,20	-0,04	0,80	0,01	0,80	-0,03	0,93	
AyG	-0,14	0,00	-0,14	-0,04	0,81	0,02	0,81	-0,07	0,91	0,99

Tabla 4.24. Correlaciones establecidas en el ACP entre las variables analizadas en las aguas estuarinas de la Bahía de Santander antes y después del cese de los vertidos. Chla= clorofila "a"; Temp.= temperatura; O₂= oxígeno disuelto; S. Susp.= sólidos en suspensión. Las correlaciones señaladas en negrita fueron superiores a 0,6.

4.2.1.1. EVOLUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LAS CONDICIONES TRÓFICAS DE LAS AGUAS ESTUARINAS

Una vez observadas las diferencias espaciales y temporales de cada una de las variables analizadas, procedemos al análisis conjunto de la evolución espacial y temporal de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas estuarinas. Para analizar la evolución de la calidad de las aguas, en función de los parámetros que gobernaron el sistema antes y después del cese de los vertidos, se procedió al empleo de técnicas multivariantes de ordenación (Análisis de Componentes Principales, ACP). Para llevar a cabo este análisis estadístico se tomaron, como datos de partida, los registros de las variables analizadas en el agua promediados en el perfil vertical de cada estación en cada una de las 7 campañas. Esta aproximación permite determinar las fuentes de variabilidad y los parámetros o variables responsables de la misma. El ACP realizado contempló todas las variables analizadas a excepción de la turbidez, dado que este indicador no se midió durante la campaña de julio de 2002 por lo que se le descartó en el análisis. En la Figura 4.24 y en la Tabla 4.25 se muestran las correlaciones lineales entre las variables y los tres primeros factores (FI, FII y FIII) establecidas en el ACP. El análisis realizado con las 11 variables resultantes mostró que el 61,7% de la varianza analizada estuvo explicada por los dos primeros factores y el 74,6% por los tres primeros factores. Pese a que los dos factores consiguen explicar una proporción que podría ser considerada como suficiente, se consideró la selección de los tres primeros

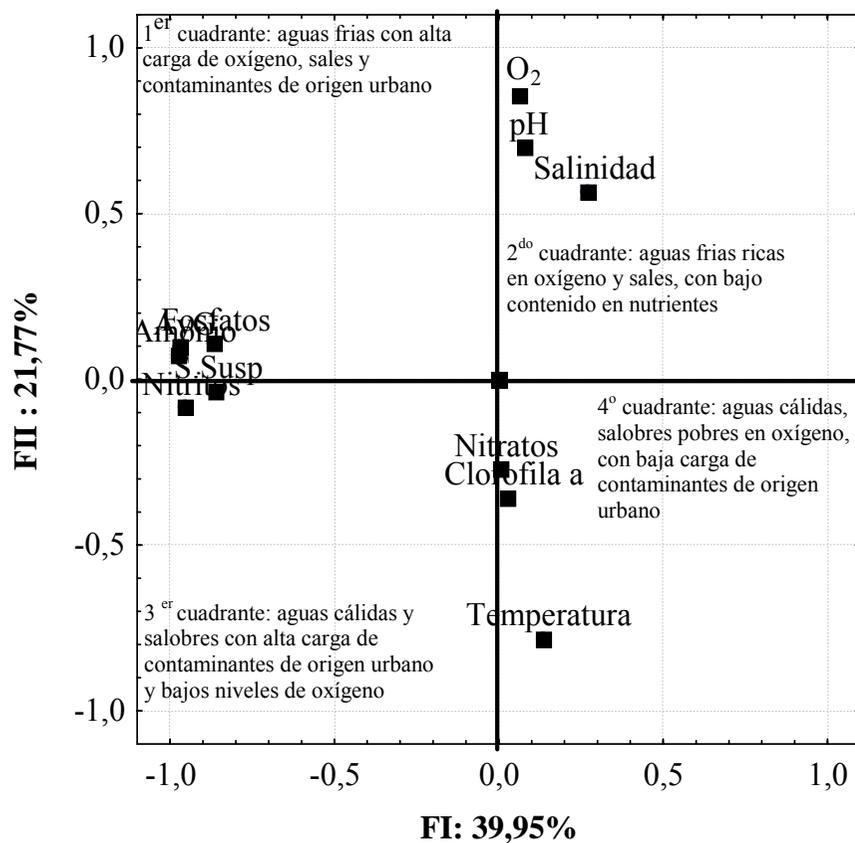
factores como elementos de síntesis para la interpretación de los resultados, dada la importancia ecológica de las variables que gobiernan el tercer componente.

	FI (a)	FI (b)	FII (a)	FII (b)	FIII (a)	FIII (b)
Temperatura	0,13	0,00	-0,78	0,26	0,12	0,01
O ₂	0,06	0,00	0,86	0,31	0,14	0,01
Salinidad	0,27	0,02	0,57	0,13	0,29	0,06
Clorofila a	0,03	0,00	-0,36	0,05	0,76	0,40
S.Susp	-0,86	0,17	-0,03	0,00	-0,08	0,00
pH	0,08	0,00	0,70	0,20	-0,24	0,04
Fosfatos	-0,87	0,17	0,11	0,00	0,17	0,02
Nitratos	0,01	0,00	-0,27	0,03	-0,79	0,44
Nitritos	-0,95	0,21	-0,08	0,00	-0,03	0,00
Amonio	-0,98	0,22	0,07	0,00	0,00	0,00
AyG	-0,97	0,21	0,10	0,00	0,05	0,00
% de la varianza explicada por cada eje	39,95		21,77		12,90	
% de la varianza total acumulada	39,95		61,72		74,62	

Tabla 4.25. Matriz de los coeficientes de correlación entre las variables y los factores FI, FII y FIII (a) y de las contribuciones de las variables (b) obtenidos en el ACP (en negrita se indican las correlaciones superiores a 0,7, el % de la varianza total y acumulada por cada eje).

El ACP mostró que las variables indicadoras de contaminación urbana (sólidos suspendidos, fosfatos, amonio, nitritos y aceites y grasas) gobernaron mayoritariamente el sistema correlacionándose negativamente y de modo significativo con el primer factor ($r > -0,86$). Este primer factor explica el 39,9% de la varianza de los datos (Figura 4.19). El segundo factor explicó el 21,8% de la variabilidad del sistema, siendo la salinidad, el oxígeno disuelto, el pH y la temperatura los parámetros que mejor se correlacionaron con el mismo. Mientras la salinidad, el oxígeno disuelto y el pH se correlacionaban de forma positiva con este factor ($r > 0,57$), la temperatura lo hacía de manera negativa ($r = -0,78$). Por último, el tercer factor explicó el 12,9% de la varianza residual y estuvo mayoritariamente definido por la variabilidad espacial y temporal de los nitratos y la clorofila “a” en el sistema. De este modo, los nitratos se correlacionaron de forma negativa con el tercer factor ($r = -0,79$) mientras que la clorofila se relacionaba positivamente ($r = 0,76$).

Proyección de las variables en el plano factorial (I vs.II)



Proyección de las variables en el plano factorial (FI vs. FIII)

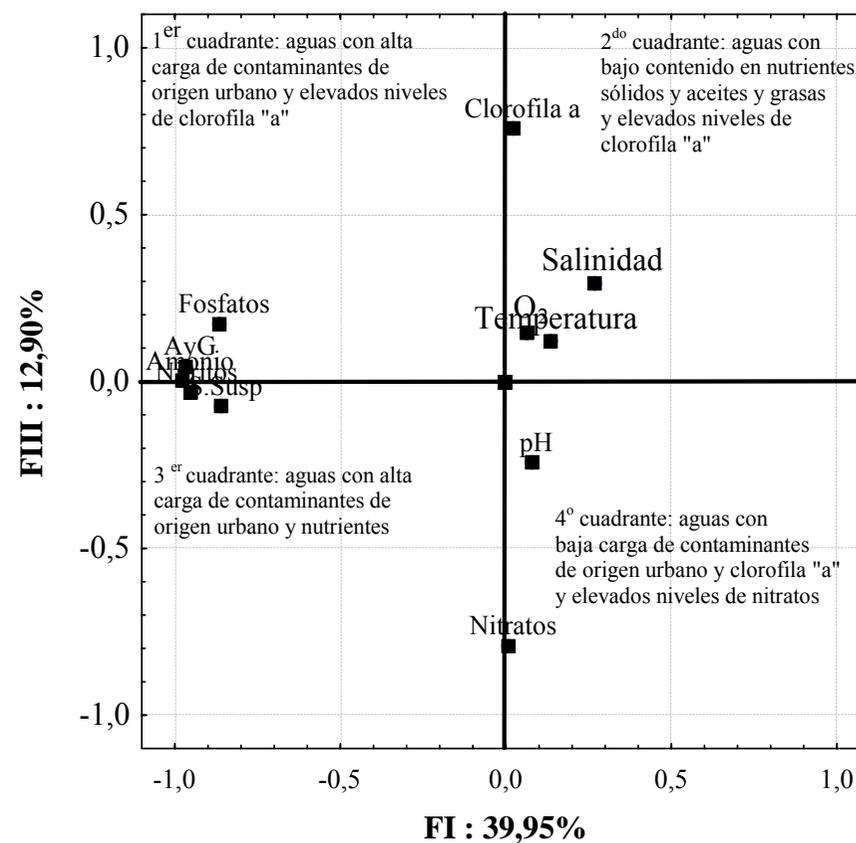


Figura 4.24. Coeficientes de correlación de las 11 variables empleadas en este análisis con los factores FI vs. FII y FI vs. FIII obtenidas en el ACP.

Considerando la interpretación establecida de los dos primeros factores, se puede asumir que los cuatro cuadrantes del espacio definido por ellos reflejan situaciones espaciales y estacionales que se dieron en el estuario a lo largo del tiempo. De este modo, la proyección de las estaciones de muestreo en el plano factorial FI vs. FII a partir del promediado de las coordenadas se muestra en la figura 4.25. En el cuadrante superior izquierdo de dicha representación se ordenó la estación P16, localizada frente a uno de los antiguos puntos de vertido de mayor caudal. Las condiciones físicas y químicas agrupadas en este cuadrante reflejaron una baja calidad de las aguas, conferida por la elevada concentración de contaminantes de origen urbano (fosfatos, amonio, nitritos, sólidos suspendidos y aceites y grasas). A pesar de ello, los niveles de oxígeno disuelto en esta estación permanecieron por encima de la media del sistema. En el segundo cuadrante se localizaron las estaciones de la canal, a excepción de las localizadas en la zona más interna de la canal (P8) y la ubicada en las cercanías de la desembocadura del río Cubas (P28). De este modo, las estaciones de la canal mostraron aguas más frías, bien oxigenadas y con baja concentración de nutrientes. Además de las estaciones de la canal, en este cuadrante se ordenó la estación P14 localizada en la parte externa del frente urbano, más influenciada por el intercambio mareal y por la desembocadura del Cubas.

En el tercer cuadrante y cerca del origen del primer eje, se localizaron las estaciones muestreadas en las rías interiores (P10 y P12). En esta zona, las aguas salobres estuvieron ligeramente enriquecidas por nutrientes y contaminantes de origen urbano. La mayor temperatura de las aguas acarrió la disminución de las concentraciones de oxígeno en esta zona hasta alcanzar los valores mínimos del sistema. Estas variaciones estuvieron, además, acompañadas por una disminución del pH en las aguas. Por último, en el cuarto cuadrante, y próximas al origen de los ejes, se ordenaron las estaciones P8 y P28 junto con la estación más interna del frente urbano (P17). Las aguas analizadas en estas estaciones apenas mostraron variabilidad de registros respecto a los valores medios de los parámetros en el estuario. Únicamente se detectó una ligera tendencia al aumento de la temperatura en las aguas y una disminución del contenido en sales y en las concentraciones de contaminantes de tipo urbano.

Por otro lado, la ampliación de la representación de las estaciones al plano factorial FI vs. FIII y su distribución a lo largo del tercer eje dependió del contenido de nitratos y

clorofila “a” en la aguas (Figura 4.25). La cercanía de las estaciones al origen del tercer eje dejó constancia de la baja variabilidad de ambos parámetros en el sistema. Pese a ello, las estaciones ordenadas en la parte positiva del tercer eje mostraron niveles de clorofila “a” ligeramente superiores a la media y una disminución de las concentraciones de nitratos. Así, aquellas estaciones más influenciadas por el aporte mareal (P4, P3 y P6) junto con dos de las estaciones del frente urbano (P16 y P17) y una de las rías (P12) se ordenaron en esta zona. Mientras tanto, las estaciones más afectadas por la desembocadura del río Cubas (P28, P14 y P31) se ubicaron en la zona negativa junto con las estaciones P8 y P10, ésta última localizada en el interior de las rías. Las aguas en estas estaciones presentaron menores concentraciones de clorofila “a” y una mayor concentración de nitratos.

Al promediar las coordenadas de los casos (*factor coordinates*) de cada una de las estaciones analizadas en las distintas zonas obtenemos una visión del estado trófico general en las distintas zonas (Figura 4.25). De este modo, mediante este análisis observamos que las aguas muestreadas en la zona del frente urbano fueron las que mostraron una mayor concentración de variables indicadoras de contaminación urbana. Por el contrario, las aguas de la canal, fueron las que menores concentraciones de estas variables, así como de nitratos y de clorofila “a”, registraron, mostrando además, junto con el frente urbano, las mayores salinidades y concentraciones de oxígeno disuelto. Por último, la zona de las rías, se caracterizó por presentar aguas de mayor temperatura, con concentraciones medias de nitratos y clorofila “a” similares a la media del sistema y bajos registros de salinidad y de oxígeno disuelto. La evolución temporal de la calidad de las aguas en el medio estuarino se muestra en la figura 4.26. La proyección de las campañas en el plano factorial FI vs. FII se realizó atendiendo a las características globales del medio en las distintas épocas muestreadas. De este modo, las campañas ordenadas en la parte negativa del primer factor dejaron patente una peor calidad de las aguas. Así, la campaña realizada en marzo de 2001 se ubicó en este cuadrante, debido a que las aguas, antes del cese de los vertidos, registraban elevadas concentraciones de contaminantes urbanos (sólidos suspendidos, amonio, fosfatos, nitritos, aceites y grasas) muy superiores a las medidas en las restantes campañas.

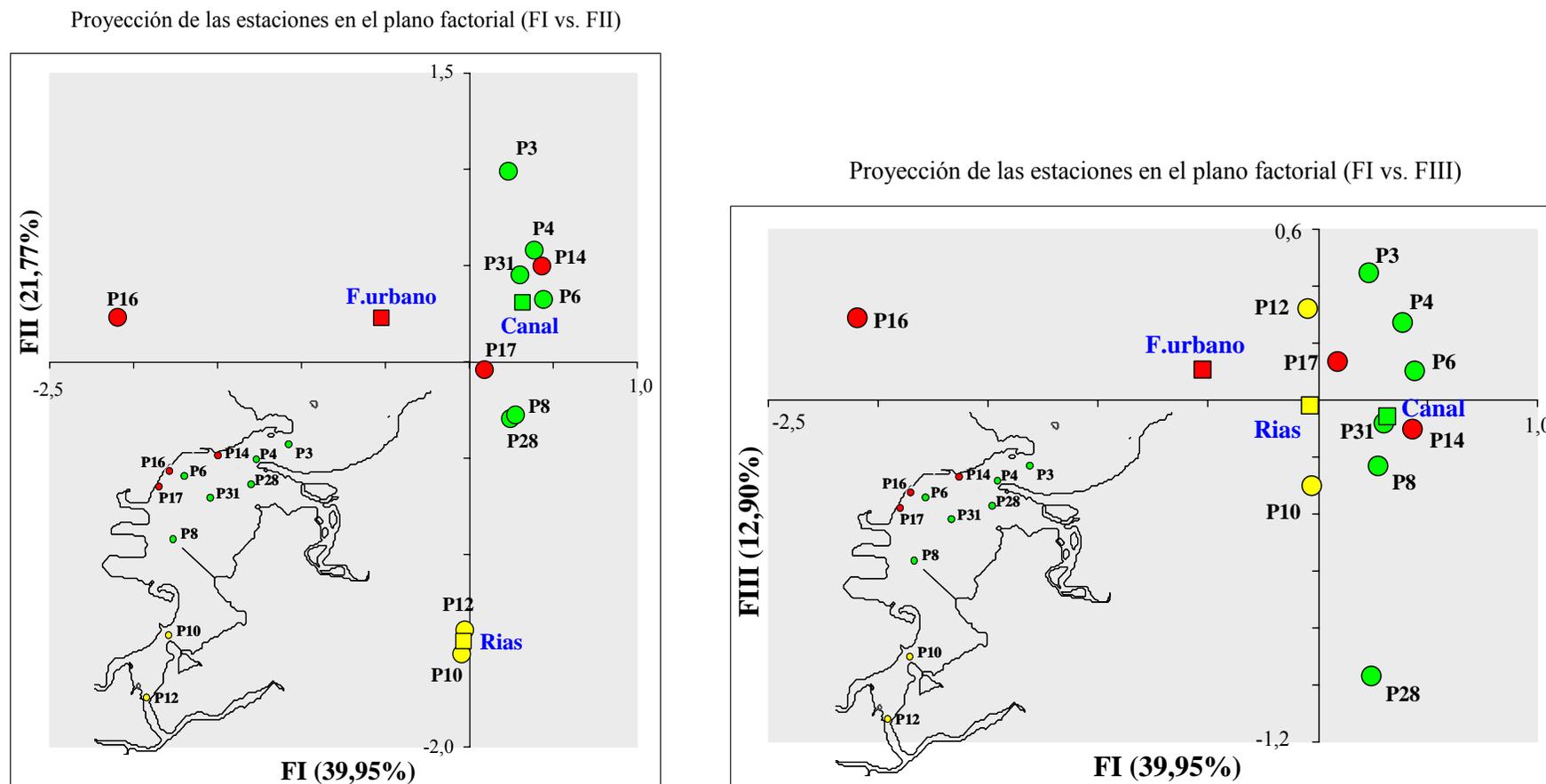


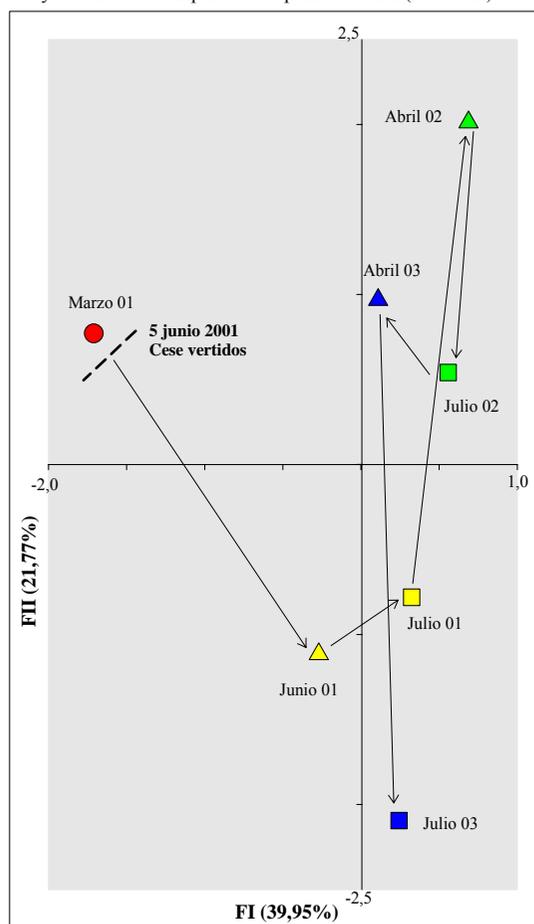
Figura 4.25. Ordenación de las 11 estaciones de muestreo en los tres primeros factores establecidos en los ACP. Las coordenadas son los *factor coordinates* medios de cada estación (○) y zona (□) para el período 2001-2003. Las estaciones del frente urbano, canal y rías se señalaron en color rojo, verde y amarillo, respectivamente.

Por el contrario, al mes del cese de los vertidos (junio 2001), la concentración de estos contaminantes disminuyó hasta acercarse al promedio registrado a lo largo de las sucesivas campañas, tal y como reflejó la posición de dicha campaña en el ACP, cercana al origen del primer eje. Las restantes campañas se agruparon en la parte positiva del primer eje mostrando una menor concentración de las variables indicadoras de contaminación urbana.

El segundo eje del ACP, cuyas variables descriptoras fueron la temperatura, el oxígeno disuelto, la salinidad y el pH, ordenó las campañas siguiendo un modelo estacional. De este modo, las campañas realizadas en primavera permanecieron en el lado positivo de este eje. Durante esta época las aguas estuvieron más frías y oxigenadas y mostraron concentraciones de sales y niveles de pH superiores a los detectados en otras épocas. Pese a que la temperatura de las aguas registrada durante el mes de marzo del 2001 fue inferior a la detectada en abril del 2003, el ACP ordenó esta primera campaña más cerca del segundo eje dada la menor oxigenación de las aguas en esta época. De forma análoga, en esta zona del plano también se ordenó la campaña efectuada durante julio de 2002, esta vez debido a las bajas temperaturas de las aguas registradas durante esta época. Por el contrario, las campañas efectuadas durante la época estival de los años 2001 y 2003 se distribuyeron en la zona negativa del segundo eje. De este modo, las campañas que registraron mayor temperatura y menor oxigenación de las aguas se localizaron en los límites del segundo eje (Julio 2003).

Por último, la proyección de las campañas en el plano factorial FI vs. FIII se realizó atendiendo al contenido de nitratos y clorofila “a” en las aguas durante estas épocas. De este modo, en la zona positiva del tercer eje se agruparon las campañas primaverales de 2002 y 2003 y la campaña estival de 2003, durante las cuales se detectaron las máximas concentraciones de clorofila “a”. Durante estas campañas se apreció una menor concentración de nitratos en el sistema, pese a que ambas variables no estuvieron significativamente correlacionadas ($r=-0,27$). En contraste, las restantes campañas estivales, se agruparon en la zona negativa, conjuntamente con la campaña previa al cese de los vertidos (marzo de 2001), dejando patente mayores concentraciones de nitratos y menores niveles de este pigmento fotosintético en éstas épocas.

Proyección de las campañas en el plano factorial (FI vs. FII)



Proyección de las campañas en el plano factorial (FI vs. FIII)

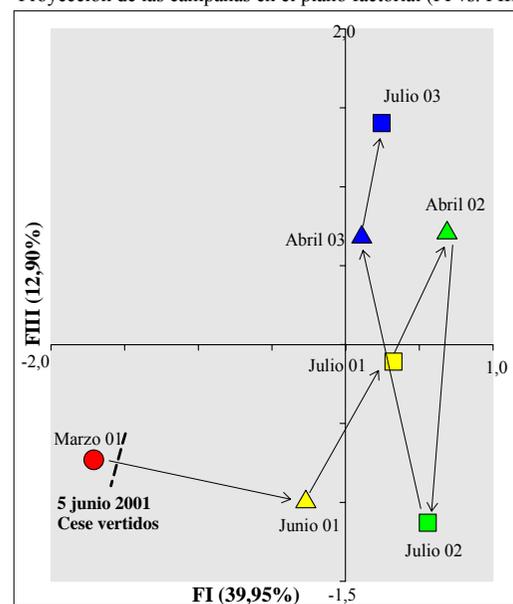


Figura 4.26. Ordenación de los valores medios de cada campaña en los tres primeros factores establecidos en los ACP llevados a cabo con los datos de las 7 campañas analizadas (2001-2003). La campaña marcada en rojo se realizó antes del cese de los vertidos (antes). Las demás campañas se efectuaron tras el cese de los mismos. Estas campañas se señalaron en amarillo (2001), verde (2002) y azul (2003). Los símbolos cuadrados indicaron que la recogida de muestras se efectuó en verano y los triángulos en primavera.

4.2.2. ANÁLISIS DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE BAÑO

Los parámetros descriptivos de la concentración de coliformes fecales (UFC/100 ml) en las aguas de baño de las playas del interior de la Bahía (Peligros y Biquinis) y del Abra del Sardinero (Sardinero I) antes y después del cese de los vertidos se muestra en la Tabla 4.26. Tal y como se puede observar, las concentraciones de este indicador de contaminación fecal registraron una gran disminución en las aguas de baño tras el cese de los vertidos continuos a la Bahía.

Playas	Campañas	Cese de los vertidos continuos 5 junio 2001	
		1998	2006
Sardinero I	$\bar{x} \pm DS$	190 \pm 321	43 \pm 120
	Min-Max	0 - 1464	0 - 490
Peligros	$\bar{x} \pm DS$	997 \pm 1797	161 \pm 251
	Min-Max	25 - 10000	2 - 700
Biquinis	$\bar{x} \pm DS$	496 \pm 688	18 \pm 20
	Min-Max	17 - 3000	1 - 73

Tabla 4.26. Parámetros estadísticos descriptivos (\bar{x} = promedio; DS= desviación típica; min-max= rango de variación) de la concentración de coliformes fecales en las aguas de baño de las playas del municipio de Santander, antes y después del cese de los vertidos. Todas las concentraciones se expresan en UFC/100 ml.

De este modo, la playa del Sardinero I registró, antes del cese de los vertidos, concentraciones medias de coliformes fecales en las aguas de baño que oscilaban en torno a las 190 UFC/100 ml, mientras que en el 2006, este promedio disminuyó significativamente ($p < 0,05$), hasta alcanzar concentraciones que rondaron las 43 UFC/100 ml (Tabla 4.27).

De forma análoga, las aguas de baño de las playas del interior de la Bahía registraron un descenso mucho más significativo ($p < 0,001$) en las concentraciones de coliformes fecales tras el cese de los vertidos continuos (Tabla 4.27). Así, las aguas de baño de las playas de Peligros y Biquinis mostraron una mejoría en la calidad de las aguas, registrando concentraciones inferiores a las observadas antes del cese de los mismos en un 84% y 96,3%, respectivamente.

ANOVA-1 vía

Fuente de variación	Playas	df	MS	F	p
<i>Campañas (T)</i>	Sardinero I	1	4,1	6,6	0,014*
	Peligros	1	9,7	20,2	0,000***
	Biquinis	1	20,7	69,5	0,000***

Tabla 4.27. Análisis de la varianza (ANOVA de 1 vía) aplicados sobre los datos transformados ($\text{Log}_{10}(x)$) de la concentración de coliformes fecales (UFC/100 ml) en las aguas de baño de las playas del municipio de Santander, antes (1998) y después del cese de los vertidos (2006). *** = $p < 0,0001$; * = $p < 0,05$.

En la Tabla 4.28, se muestra el número de incumplimientos de los criterios de calidad establecidos en la Directiva 76/160/CEE en las tres playas. Tal y como se observa, el número de incumplimientos en todas las playas se ha visto reducido considerablemente tras el cese de los vertidos continuos, tanto de los criterios Guía como de los Imperativos. Es más, las aguas analizadas en estas playas de Santander durante el 2006 no mostraron, en ningún momento, la superación del Criterio Imperativo para coliformes fecales impuesto en dicha Directiva (2000 UFC/100 ml).

Calidad aguas de baño	Playas	1998			2006		
		Nº observ.	G	I	Nº observ.	G	I
Incumplimientos	Sardinero I	41	14	0	17	2	0
	Peligros	41	32	5	16	4	0
	Biquinis	41	30	2	16	0	0
Porcentajes de incumplimiento	Sardinero I	41	34	0	17	12	0
	Peligros	41	78	12	16	25	0
	Biquinis	41	73	5	16	0	0

Tabla 4.28. Número y porcentaje de incumplimiento de los Criterios Guía (CG) e Imperativo (CI) establecidos en la Directiva 76/160/CEE para coliformes fecales, en las playas del municipio de Santander analizadas. CG=100 UFC/100 ml; CI= 2000 UFC/100 ml.

A nivel individual, el porcentaje de incumplimientos de los criterios Guía (100 UFC/100 ml) registrado en la playa del Sardinero I se vio reducido de un 34,1% a un 11,8% en el 2006. Pese a los dos incumplimientos, la concentración de coliformes fecales en las aguas en esta playa permanecieron por debajo de este criterio en menos del 20% de las muestras permitido en la normativa (12%).

Por otro lado, las playas del interior de la Bahía también registraron una mejoría en la calidad de las aguas. Así, la playa de Biquinis pasó de incumplir el criterio Guía en un 73% de las muestras a no incumplirlo en ninguna de las muestras. Así mismo, la playa de Peligros mostró un drástico descenso en los incumplimientos del valor Guía, pasando de un 78% de incumplimiento a un 25%, valor que, no obstante, supera el límite permitido (20%).

4.2.3. ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS ESTUARINOS

La evolución espacial (estaciones seleccionadas) y temporal (campañas P-01 a P-03) de los parámetros físicos y químicos del sedimento en las zonas del frente urbano y de la canal principal de la Bahía de Santander, se expone en la Tabla 4.29. La campaña llevada a cabo en el 2001 (P-01) muestra el estado de los sedimentos antes del cese de los vertidos (junio), mientras que las campañas de 2002 (P-02) y 2003 (P-03) representan su estado uno y dos años después del cese de los mismos.

En cuanto al porcentaje de la materia orgánica, esta variable mostró una elevada variabilidad espacial y temporal de registros en los sedimentos anóxicos de la Bahía de Santander (Tabla 4.29). La distribución de esta variable estuvo fuertemente correlacionada con el porcentaje de finos así como con el nitrógeno y fósforo totales presentes en el sedimento ($r > 0,6$) (Tabla 4.30). Los porcentajes de materia orgánica fueron, en general, relativamente elevados, oscilando entre el 2,5%, valor obtenido en la canal, y el 10% registrado en los sedimentos del frente urbano, concretamente en torno a uno de los anteriores puntos de vertido de mayor caudal (P15). El análisis de la evolución de esta variable dejó patente una amplia oscilación en los porcentajes obtenidos tanto en los sedimentos anóxicos de las estaciones de la canal como en el frente urbano, sin mostrar una tendencia clara, salvo en la estación P15, donde los porcentajes permanecieron constantes en el tiempo. De forma análoga, las concentraciones de nitrógeno y fósforo total en los sedimentos de la Bahía fueron, por lo general, elevadas y mostraron una amplia variabilidad de registros a lo largo del tiempo (Tabla 4.29). El análisis de la evolución de las concentraciones de estas variables no mostró un patrón definido. De este modo, la concentración de nitrógeno total (NT) en los sedimentos de la Bahía fue parcialmente elevada, sobre todo en el frente urbano, variando entre los 140 y los 1576 mg/kg obtenidos en la estación P15 en 2003 (valores puntuales superiores al nivel 3 establecido por el IFREMER (Grall *et al.*, 2003) . Esta variable incrementó sus concentraciones a lo largo del tiempo, siendo este aumento más notable en el frente urbano.

Variables	P14			P15			P16			P17		
	P-01	P-02	P-03	P-01	P-02	P-03	P-01	P-02	P-03	P-01	P-02	P-03
	mg/kg	F	F	mg/kg	F	F	mg/kg	F	F	mg/kg	F	F
Fe	18955	1,4 ↑↑	1,3 ↑↑	20975	1,5 ↑↑	1,3 ↑↑	15995	1,9 ↑↑	1,5 ↑↑	20255	1,6 ↑↑	1,0 ⇒
Mn	348,6	0,8 ↓↓	0,8 ↓↓	291	1,2 ↑↑	0,9 ⇒	315,9	1,2 ↑↑	0,7 ↓↓	383,4	1,1 ⇒	0,7 ↓↓
Zn	505,5	1,0 ⇒	0,7 ↓↓	1307,5	0,8 ↓↓	0,3 ↓↓	683,3	0,8 ↓↓	0,7 ↓↓	627	1,0 ⇒	0,5 ↓↓
Ni	16,5	0,8 ↓↓	0,8 ↓↓	17,2	0,8 ↓↓	0,8 ↓↓	14,3	0,9 ⇒	0,9 ⇒	15,9	0,8 ↓↓	0,6 ↓↓
Cu	15,6	1,2 ↑↑	1,5 ↑↑	36,5	1,0 ⇒	0,5 ↓↓	16,4	1,5 ↑↑	1,4 ↑↑	17,5	1,2 ↑↑	0,8 ↓↓
Pb	97,1	2,4 ↑↑	1,1 ⇒	232,1	0,9 ↓↓	0,4 ↓↓	121,2	0,8 ↓↓	0,9 ↓↓	121,1	0,9 ⇒	0,5 ↓↓
Cd	2,9	0,3 ↓↓	0,3 ↓↓	4,1	0,7 ↓↓	0,3 ↓↓	3,2	0,3 ↓↓	0,4 ↓↓	3,1	0,4 ↓↓	0,3 ↓↓
As	17,7	0,7 ↓↓	0,7 ↓↓	28,1	0,7 ↓↓	0,4 ↓↓	12,6	1,1 ⇒	0,9 ↓↓	21,9	0,7 ↓↓	0,5 ↓↓
Hg	0,7	2,1 ↑↑	0,4 ↓↓	1,7	0,8 ↓↓	0,1 ↓↓	0,5	1,8 ↑↑	0,4 ↓↓	0,6	1,1 ⇒	0,3 ↓↓
Cr total	18,6	1,5 ↑↑	1,4 ↑↑	27,1	1,6 ↑↑	1,1 ⇒	17,3	1,9 ↑↑	1,6 ↑↑	20,5	1,7 ↑↑	1,1 ⇒
% Finos	15,8	1,3 ↑↑	0,7 ↓↓	65,2	0,8 ↓↓	1,2 ↑↑	50,0	0,9 ⇒	1,1 ⇒	39,0	1,4 ↑↑	0,6 ↓↓
% M.O.	4,4	1,7 ↑↑	0,7 ↓↓	9,8	1,1 ⇒	1,0 ⇒	6,8	1,2 ↑↑	1,7 ↑↑	7,2	1,3 ↑↑	0,6 ↓↓
NT	219	2,6 ↑↑	1,7 ↑↑	670	1,7 ↑↑	2,4 ↑↑	594	1,5 ↑↑	2,5 ↑↑	406	2,3 ↑↑	1,2 ↑↑
PT	548	0,7 ↓↓	0,6 ↓↓	500	1,3 ↑↑	1,0 ⇒	482	1,5 ↑↑	2,0 ↑↑	411	1,7 ↑↑	1,3 ↑↑

Variables	P13			P8			P5			CEDEX (mg/kg b.s)		
	P-01	P-02	P-03	P-01	P-02	P-03	P-01	P-02	P-03	NAI	NAII	
	mg/kg	F	F	mg/kg	F	F	mg/kg	F	F			
Fe	15353,2	1,4 ↑↑	0,7 ↓↓	24394,4	1,1 ⇒	1,1 ⇒	19280	0,9 ⇒	1,3 ↑↑			
Mn	356,7	0,7 ↓↓	0,4 ↓↓	541,1	1,0 ⇒	0,5 ↓↓	458,4	0,5 ↓↓	0,4 ↓↓	Zn	500	3000
Zn	580,6	0,9 ⇒	0,3 ↓↓	368,3	0,9 ⇒	0,8 ↓↓	513,8	0,4 ↓↓	0,4 ↓↓	Ni	100	400
Ni	14,5	0,7 ↓↓	0,4 ↓↓	11,1	1,1 ⇒	1,2 ↑↑	15,3	0,5 ↓↓	0,8 ↓↓	Cu	100	400
Cu	12,6	3,0 ↑↑	0,7 ↓↓	15,6	1,0 ⇒	0,9 ⇒	12	0,7 ↓↓	0,8 ↓↓	Pb	120	600
Pb	99	0,6 ↓↓	0,3 ↓↓	38,9	1,4 ↑↑	2,2 ↑↑	82,4	0,1 ↓↓	0,6 ↓↓	Cd	1	5
Cd	2,9	0,3 ↓↓	0,6 ↓↓	2,9	0,2 ↓↓	0,4 ↓↓	2,9	0,1 ↓↓	0,2 ↓↓	As	80	200
As	15	0,7 ↓↓	0,5 ↓↓	11,8	1,0 ⇒	1,2 ↑↑	17,8	0,4 ↓↓	0,6 ↓↓	Hg	0,6	3
Hg	0,7	1,0 ⇒	0,1 ↓↓	0,4	0,7 ↓↓	0,3 ↓↓	0,8	0,1 ↓↓	0,1 ↓↓	Cr total	200	1000
Cr total	17,9	1,3 ↑↑	0,7 ↓↓	23,8	1,4 ↑↑	1,1 ⇒	17,2	1,0 ⇒	1,5 ↑↑			
% Finos	10,0	1,7 ↑↑	0,3 ↓↓	88,0	1,0 ⇒	1,0 ⇒	55,8	1,6 ↑↑	0,4 ↓↓	IFREMER (mg/kg b.s)		
% M.O.	2,7	2,6 ↑↑	0,8 ↓↓	7,4	2,6 ↑↑	1,2 ↑↑	2,5	1,7 ↑↑	1,2 ↑↑	3	2	
NT	309	1,6 ↑↑	0,5 ↓↓	435	1,9 ↑↑	2,3 ↑↑	218	1,2 ↑↑	1,8 ↑↑	C _{NTK}	<600	600-2100
PT	304	1,3 ↑↑	0,6 ↓↓	391	1,2 ↑↑	1,0 ⇒	212	1,5 ↑↑	1,1 ⇒	C _{PT}	<500	500-800

Tabla 4.29. Síntesis de la evolución de las concentraciones de metales pesados (mg/kg bs fracción fina) y nutrientes (NT y PT, mg/kg fracción total) analizadas en los sedimentos de la Bahía antes (P-01) y después del cese de los vertidos (P-02 y P-03). Los registros de las variables analizadas en P-02 y P-03 se presentan en forma de factor de aumento o disminución de dichas concentraciones (F) relativo a la primera campaña ($F \cdot 100 = \%$). La tendencia temporal de los valores de las variables se indica con flechas (↑ aumento; ↓ disminución; → no variable). Los registros de los metales y de los nutrientes que superaron los niveles de acción I establecidos por el CEDEX (1994) y por el IFREMER (Grall *et al.*, 2003) se señalan en rojo.

El fósforo total (PT) mostró también elevadas concentraciones, sobre todo en la zona del frente urbano. Los valores de esta variable oscilaron ampliamente a lo largo del tiempo, permaneciendo entre los 182 y los 959 mg/kg registrados en la estación P16 en 2003 (Tabla 4.29). Las concentraciones observadas en el frente urbano permanecieron en la mayoría de los casos dentro del rango del nivel 3 establecido por IFREMER ($C_{PT} < 500$ mg/kg).

	% finos	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	Cd	As	Hg	Cr total	% M.O.	NT
Fe	0,4												
Mn	0,4	0,3											
Zn	0,1	0,2	0,2										
Ni	0,0	0,2	0,4	0,7									
Cu	0,0	0,4	0,0	0,7	0,3								
Pb	-0,1	0,3	0,0	0,8	0,6	0,6							
Cd	-0,1	-0,3	0,5	0,0	0,3	-0,3	-0,2						
As	0,1	0,1	0,3	0,8	0,8	0,5	0,7	0,2					
Hg	-0,1	0,2	0,2	0,9	0,5	0,7	0,8	0,1	0,7				
Cr total	0,3	0,9	0,3	0,4	0,3	0,5	0,4	-0,4	0,2	0,3			
% M.O.	0,6	0,6	0,4	0,3	0,2	0,4	0,2	-0,4	0,1	0,2	0,7		
NT	0,5	0,6	0,0	0,2	0,2	0,4	0,3	-0,4	0,0	0,0	0,7	0,7	
PT	0,2	0,5	0,1	0,4	0,3	0,5	0,3	-0,3	0,2	0,2	0,6	0,6	0,7

Tabla 4.30. Correlaciones lineales entre las variables establecidas en el ACP. Las correlaciones señaladas en negrita fueron superiores a 0,6.

A nivel general, las concentraciones medias de los metales pesados analizadas en las estaciones establecidas en ambas zonas fueron puntualmente elevadas y muy variables, alcanzando los niveles máximos de concentración durante las campañas de 2001 y 2002. Durante esta época, algunos metales pesados, como Zn, Pb, Cd y Hg, superaron los niveles de acción I (NAI) del CEDEX (500, 120, 1 y 0,6 mg/kg peso seco sobre fracción fina, respectivamente), en prácticamente todas las estaciones analizadas, sobre todo en las localizadas en el frente urbano. El incumplimiento de estos valores límite (NAI) se extendió parcialmente a la segunda campaña (2002). Las estaciones P13, P14 y P17 sobrepasaron, algunos de los límites de Zn, Pb, Cd y Hg durante esta época. Por el contrario, los sedimentos muestreados en la tercera campaña, apenas incumplieron los niveles de referencia establecidos, salvo el impuesto para el Cd, cuyas concentraciones superaron el NAI para este metal en las estaciones P8, P13, P15 y P16. A pesar de los incumplimientos puntuales mencionados, los metales pesados disminuyeron globalmente a lo largo de las campañas en los sedimentos de la Bahía. Únicamente el

Cromo total mostró un incremento gradual tras el cese de los vertidos, aunque los niveles alcanzados estuvieron siempre por debajo del NAI. Otros metales, como el Cu y el Fe, permanecieron relativamente constantes en el tiempo llegando a aumentar ligeramente y de modo puntual en algunas de las estaciones del frente urbano y de la canal.

Una vez establecido el grado de acumulación de los contaminantes en los sedimentos de la Bahía de Santander antes y después de los vertidos incontrolados, así como los patrones de distribución de los mismos en el frente urbano y en la canal, se procedió a la descripción conjunta de la variabilidad espacial y temporal de los parámetros físicos y químicos analizados. Dado el carácter multivariante del análisis de los sedimentos, el estudio espacio-temporal se llevó a cabo mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para realizar el tratamiento estadístico se tomaron, como datos de partida, las concentraciones de las variables medidas en el sedimento durante el período 2001-2003. Como medida de asociación se utilizó la matriz de correlaciones.

En la Figura 4.27 se muestran las correlaciones lineares entre las variables y los dos primeros factores (FI y FII) establecidas en el ACP. De este modo, el ACP resultante, realizado con los datos de los 10 metales analizados, junto con el porcentaje de finos ($<63\mu\text{m}$), los registros de materia orgánica, y el contenido en nitrógeno y fósforo total, mostró que el 63,6% de la varianza analizada estuvo explicada por los dos primeros factores (FI y FII).

El primer factor del ACP explicó el 41,3% de la variabilidad del sistema. Metales fuertemente correlacionados entre sí como el zinc, plomo, cobre, mercurio, arsénico o níquel ($r > 0,5$; Tabla 4.30), así como el hierro y el cromo total, fueron junto con la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo total, los que mayor variabilidad registraron en el sistema, correlacionándose negativamente y de modo significativo con el primer factor.

De forma análoga, el segundo factor del ACP explicó el 22,3% de la varianza explicada. El arsénico junto con el cadmio y el mercurio, y de forma inversa, el nitrógeno total (NT) junto con el hierro y la materia orgánica fueron los principales responsables de la variabilidad del segundo factor, aunque el resto de las variables consideradas también contribuyeron, aunque en menor medida, aportando variabilidad al mismo.

Proyección de las variables en el plano factorial (FI vs. FII)

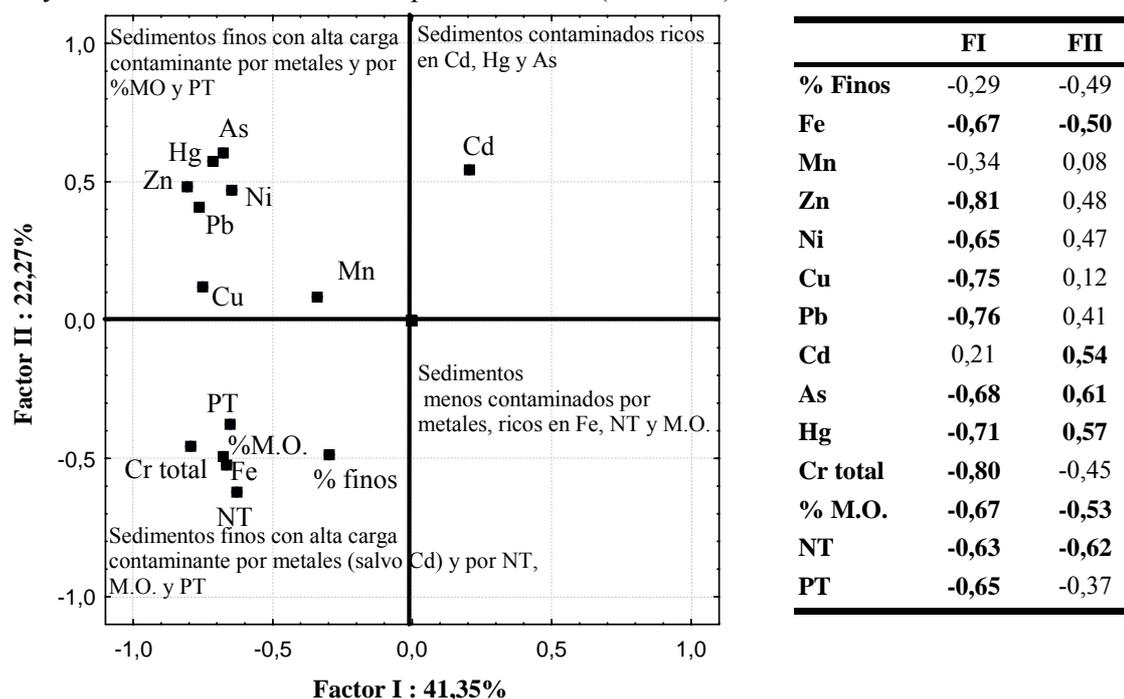


Figura 4.27. Matriz de correlaciones entre las variables y los factores FI y FII obtenidos en el ACP. Se resaltan las correlaciones (a) superiores a 0,5. Así mismo se muestra el % de la varianza total por cada eje.

Considerando la interpretación establecida de ambos factores, se puede asumir que los cuatro cuadrantes del espacio factorial reflejaron distintas situaciones físicas y químicas que se dieron en los sedimentos en la Bahía de Santander.

De este modo, en el cuadrante superior izquierdo de la Figura 4.27 se localizaron las muestras que presentaban sedimentos altamente contaminados por metales, sobre todo por Zn, Hg, As, Pb, Ni, Cu, y, en menor medida por Mn. Así mismo, en estos sedimentos se registraron elevadas concentraciones de Cd, Cr total, y Fe así como altos porcentajes de materia orgánica, nitrógeno y fósforo total. De forma análoga, el cuadrante inferior izquierdo indicó aquellas estaciones muestreadas en sedimentos finos con una elevada carga de materia orgánica, nitrógeno y fósforo total altamente contaminados por metales pesados Fe, Cr total y, en menor medida, por Zn, Pb, Ni, Cu, Hg y As. El cuadrante superior derecho albergó estaciones donde los sedimentos empobrecidos en materia orgánica, NT y PT mostraron una menor carga de metales pesados a excepción del Cd, Hg y As. Por último, el cuadrante inferior derecho agrupó aquellas estaciones de sedimentos ricos Fe, en materia orgánica, NT y PT, y con una menor carga contaminante de los restantes metales.

Una vez definido el plano factorial, procedemos a representar la variabilidad espacial (estaciones-zonas) y temporal (campañas) de la matriz de datos, asumiendo los factores obtenidos en el ACP (FI y FII) como descriptores de la calidad de los sedimentos. En la Figura 4.28, se muestra la ordenación de las estaciones de muestreo en el plano factorial (FI vs. FII). Tal y como se puede observar, los sedimentos de las estaciones analizadas en el frente urbano y en la canal de la Bahía de Santander mostraron una elevada variabilidad de concentraciones de metales pesados, materia orgánica, PT y NT y se distribuyeron en el plano atendiendo a sus características químicas. De este modo, las estaciones muestreadas en la zona del frente urbano mostraron, por lo general, mayores concentraciones de metales pesados, materia orgánica, así como de NT y PT, sobretodo durante las dos primeras campañas, localizándose en la parte negativa del primer factor.

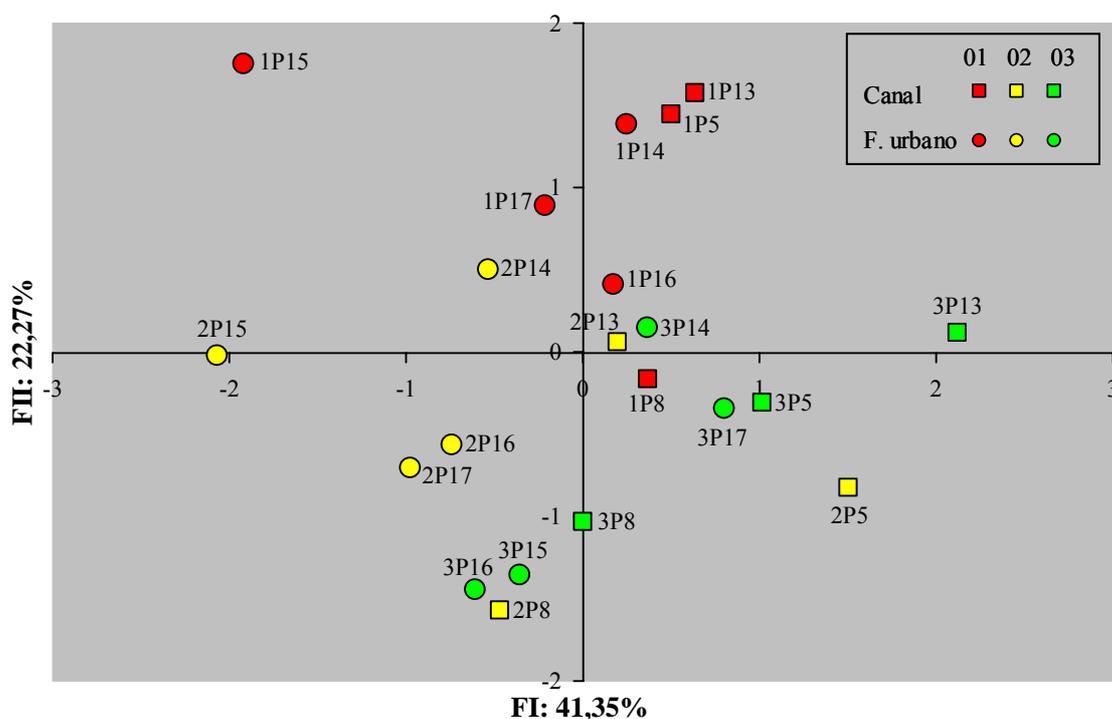


Figura 4.28. Representación gráfica de las estaciones de muestreo de sedimento en la Bahía de Santander y ordenación de las mismas en los dos primeros factores establecidos en los ACP. Las coordenadas son los *factor coordinates* de cada estación obtenidos en el ACP. Las tres campañas (2001, 2002 y 2003) analizadas se indican en rojo, amarillo y verde, respectivamente. Canal (■); Frente urbano (●).

Las estaciones muestreadas dos años después de los vertidos (2003) presentaron menores concentraciones de estos contaminantes y nutrientes, y se localizaron cercanas al origen del primer factor, llegando a situarse, en algunos casos, en la zona positiva de dicho eje.

Por el contrario, las estaciones muestreadas en la canal mostraron menores concentraciones de estos nutrientes y de metales, salvo de arsénico mercurio y cadmio. De esta manera, las estaciones de la canal muestreadas en la zona externa registraron, sobre todo durante la campaña previa al cese de los vertidos, elevadas concentraciones de estos metales en sus sedimentos (estaciones P13 y P5). Posteriormente, las concentraciones de estos compuestos en las estaciones de la canal fueron disminuyendo paulatinamente, hasta alcanzar concentraciones mínimas en el 2003. Cabe destacar la mayor acumulación de metales como el Fe y el Cr total en las muestras de las estaciones más internas de la Bahía (P8, P17 y P16), mayoritariamente localizadas en el cuarto cuadrante, y la escasa fluctuación de los mismos a lo largo del tiempo.

4.2.4. ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS DE FONDO BLANDO

Una vez definida la evolución de los sedimentos en el frente urbano y en la canal, se procedió a caracterizar la evolución temporal de las comunidades faunísticas asentadas en los mismos y a analizar su relación con la variación obtenida en la calidad del sedimento en ambas zonas.

Así, el análisis temporal de los índices biocenóticos univariantes de las comunidades infaunales de las zonas del frente urbano y de la canal constató riquezas, abundancias y biomasa de especies ligeramente bajas y una elevada variabilidad de especies presentes durante el período de estudio (Tabla 4.31). Los índices obtenidos en las muestras del frente urbano, antes del cese de los vertidos (2001), dejaron patente que las comunidades infaunales en esta zona fueron poco diversas ($\bar{s} = 11$ especies) y que mostraron un elevado número de individuos de baja biomasa. En la campaña del 2002, estos tres índices señalaron una disminución, tanto de la riqueza como de la abundancia de especies, para, posteriormente, volver a aumentar durante la campaña del 2003, hasta alcanzar valores superiores, cercanos a los obtenidos en la zona de la canal, durante esta misma época. Por otro lado, el incremento temporal de los índices de diversidad ($H'n$, $J'n$ y $Si'n$) en esta zona reflejaron una ligera mejoría en la abundancia proporcional de especies en las comunidades presentes, alcanzando los valores máximos en la campaña del 2003.

De forma análoga, las comunidades presentes en la canal de la Bahía, antes del cese de los vertidos incontrolados, también estuvieron poco diversificadas ($\bar{s} = 7$ especies), registrando, además, una baja abundancia de especies ($\bar{N} = 39$ individuos), aunque las presentes, mostraron mayores biomasa que las obtenidas en el frente urbano. La evolución de los índices biocenóticos de las comunidades infaunales que colonizan la zona de la canal fue similar a la obtenida en el frente urbano, aunque ligeramente más acusada. Dos años después del cese de los vertidos, la riqueza, la abundancia y la biomasa prácticamente se duplicaron en esta zona ($\bar{s} = 15$; $\bar{N} = 55$ individuos). Del mismo modo, los índices de diversidad calculados aumentaron con el tiempo, alcanzando máximos en la campaña de 2003.

cese de los vertidos

Año		2001		2002		2003		
		F.urbano	Canal	F.urbano	Canal	F.urbano	Canal	
<i>Fauna</i>	<i>Sn</i>	$\bar{x} \pm DS$	11 ± 1	7 ± 3	7 ± 4	8 ± 3	15 ± 5	16 ± 2
		Min-Max	10 - 12	5 - 10	3 - 11	5 - 11	10 - 21	13 - 17
	<i>N</i>	$\bar{x} \pm DS$	92 ± 21	39 ± 43	14 ± 7	18 ± 3	53 ± 33	55 ± 4
		Min-Max	63 - 110	10 - 88	8 - 24	16 - 21	30 - 101	52 - 60
	<i>B</i>	$\bar{x} \pm DS$	7,2 ± 3,9	7,4 ± 5,3	2,3 ± 0,8	6,9 ± 4,2	12,5 ± 17,6	15,0 ± 1,7
		Min-Max	3,6 - 12,6	1,9 - 12,4	1,2 - 2,9	2,1 - 9,9	2,6 - 38,8	13,1 - 16,2
	<i>J'n</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,9 ± 0,0	0,8 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1
		Min-Max	0,4 - 0,8	0,3 - 0,8	0,9 - 0,9	0,7 - 0,9	0,7 - 0,9	0,8 - 0,9
	<i>H'n</i>	$\bar{x} \pm DS$	1,7 ± 0,9	1,7 ± 0,9	2,3 ± 0,7	2,6 ± 0,9	3,0 ± 0,7	3,3 ± 0,5
		Min-Max	1,2 - 3,0	0,8 - 2,6	1,4 - 3,0	1,5 - 3,2	2,4 - 3,7	2,8 - 3,7
	<i>J'n</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,9 ± 0,0	0,8 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1
		Min-Max	0,4 - 0,8	0,3 - 0,8	0,9 - 0,9	0,7 - 0,9	0,7 - 0,9	0,8 - 0,9
	<i>Si'n</i>	$\bar{x} \pm DS$	0,5 ± 0,3	0,6 ± 0,3	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,1
		Min-Max	0,3 - 0,9	0,2 - 0,8	0,7 - 0,9	0,5 - 0,9	0,7 - 0,9	0,8 - 0,9

Tabla 4.31. Parámetros estadísticos (\bar{x} =media; DS= desviación típica; min y max= rango de variación) correspondientes a los distintos índices biocenóticos estimados a partir de las muestras de las comunidades infaunales analizadas. *Sn*= riqueza de especies; *N*= nº individuos; *B*= biomasa de especies (g Peso fresco escurrido PFE); *J'n*= equitatividad de Pielou; *H'n*= diversidad de Shannon (Log₂); *Si'n*= dominancia de Simpson (1-λ).

Conjuntamente con los índices univariantes, este estudio contó con el análisis de los gráficos de distribución de la abundancia y biomasa presente en las comunidades del frente urbano y de la canal. La comparación entre las curvas de abundancia y biomasa o curvas ABC (Abundance-Biomass Comparison method) dio una idea del grado de perturbación de las comunidades analizadas obtenido a partir de la distribución de las mismas entre las distintas especies.

En la Figura 4.29 se muestran los gráficos de distribución de la abundancia y biomasa de las especies dominantes de las comunidades asentadas en la canal, obtenidos a lo largo de las tres campañas analizadas. Tal y como se puede observar, en la primera gráfica correspondiente a la campaña de 2001 (antes del cese de los vertidos) mostró que la primera especie del ranking dominó ampliamente, aportando el 70% de los individuos a la comunidad establecida en esta época. Del mismo modo, las dos siguientes especies en el ranking alcanzaron cerca del 90% de la abundancia acumulada. Por el contrario, la biomasa estuvo ligeramente más repartida entre las cinco especies

dominantes. De este modo, la curva de la abundancia superó, parcialmente, a la curva de la biomasa, dando a entender el moderado a elevado grado de perturbación hallado en las comunidades durante esta época.

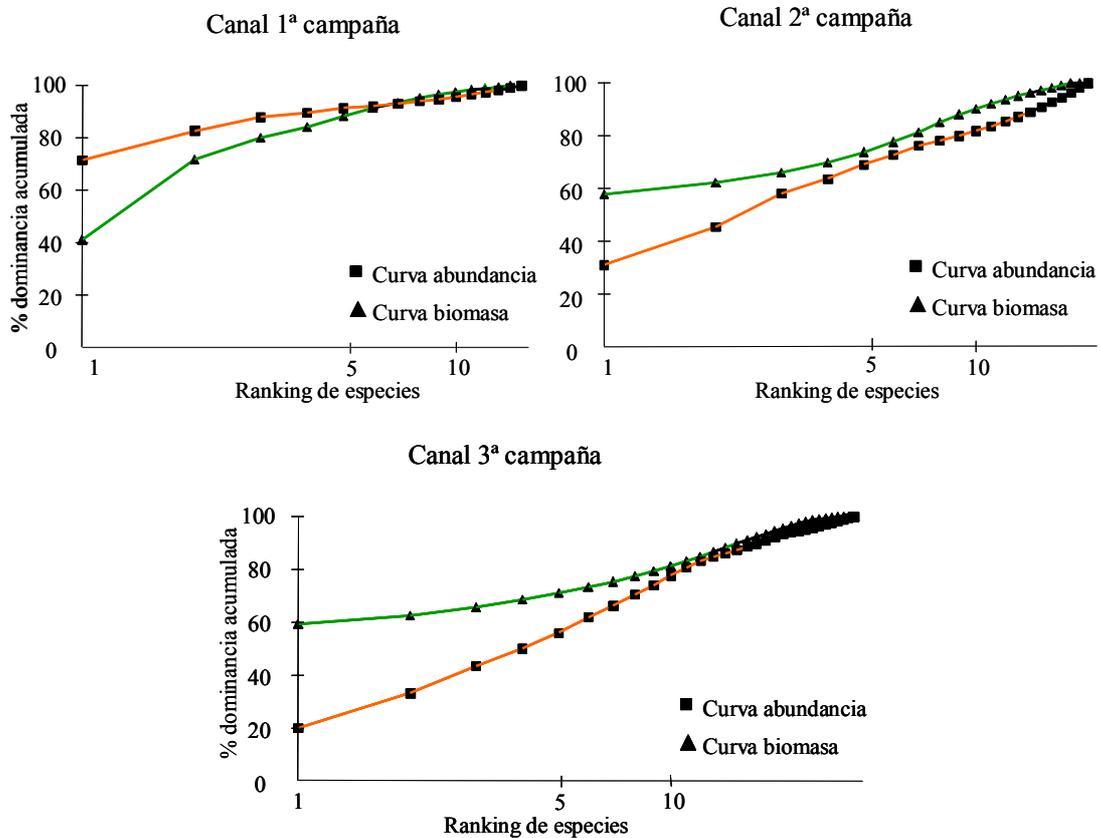


Figura 4.29. Curvas ABC promediadas para la zona de la canal (3 estaciones) a lo largo de las tres campañas analizadas (2001-2003). El ranking de especies (eje x) se expresa en escala logarítmica. Las curvas de abundancia y biomasa se señalaron en naranja y verde, respectivamente.

En la segunda campaña, los porcentajes acumulados por las cinco primeras especies descendieron a acerca del 65% de la abundancia acumulada y al 70% de la biomasa, invirtiendo la posición de las curvas. Esta reducción de los porcentajes fue atribuible a un descenso de las poblaciones del capitélido *Notomastus latericeus*, así como del maldánido *Euclymene oersedii* y del decápodo *Upogebia* spp. Además de la disminución de los porcentajes de abundancia y biomasa de las especies dominantes, el número de especies que contribuyó a aumentar las dominancias acumuladas hasta alcanzar el 100% fue superior que en 2001.

Por último durante el 2003, las curvas ABC determinaron un menor grado de perturbación en las comunidades infaunales de la canal. El porcentaje de la abundancia acumulada correspondiente a las cinco primeras especies del ranking siguió

disminuyendo hasta cerca del 50%. Por el contrario, la curva de la biomasa apenas varió respecto al 2002. En esta campaña, las poblaciones de las especies que dominaron el ranking apenas variaron, llegando incluso a aumentar en número, tal y como ocurrió con el poliqueto oportunista *Notomastus latericeus*. Por el contrario, fueron las restantes especies, menos representadas anteriormente, las que aumentaron el número de individuos de sus poblaciones, incrementando, tal y como ocurrió anteriormente, la equitatividad. Este aumento de la abundancia proporcional de especies provocó que el número de especies que contribuyó a aumentar las dominancias acumuladas hasta alcanzar el 100% fuese, incluso superior al de las restantes campañas.

En la Figura 4.30 se muestran las curvas ABC de las comunidades establecidas a lo largo del período 2001-2003 en el frente urbano. Al igual que lo ocurrido en la canal durante la campaña realizada antes del cese de los vertidos, la curva de la abundancia de organismos superó a la de la biomasa, dando una idea del elevado nivel de perturbación de las comunidades aquí establecidas. Tal y como muestra el gráfico realizado con los datos de las comunidades obtenidas en el 2001, la primera especie de ranking dominó la comunidad, aportando, durante esta campaña, más del 40% de la abundancia de las especies presentes. De igual forma, las tres siguientes especies aportaron cerca de un 30% a la abundancia acumulada. Las restantes especies del ranking mostraron bajas abundancias, contribuyendo, de forma gradual y proporcional, a aumentar la dominancia acumulada.

Un año después del cese de los vertidos (2002), la abundancia total de individuos en las comunidades estuvo más repartida entre las primeras especies del ranking. Las poblaciones de las especies presentes disminuyeron en gran medida, sobre todo las especies dominantes (*Notomastus latericeus*, *Euclymene oerstedii*, *Upogebia* spp). Del mismo modo, el porcentaje de la biomasa disminuyó entre el ranking de las primeras especies, esta vez debido al menor número de especies de gran porte, como el decápodo *Upogebia* spp.

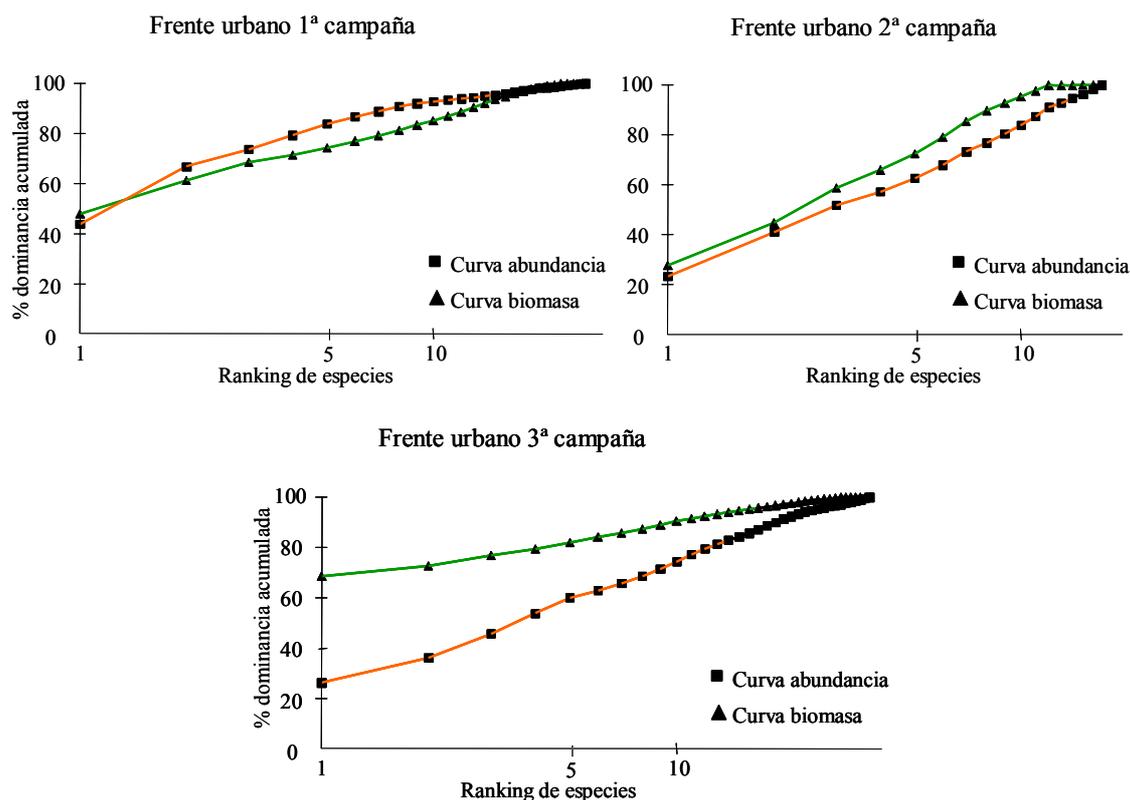


Figura 4.30. Curvas ABC promediadas para la zona del frente urbano (4 estaciones) a lo largo de las tres campañas analizadas (2001-2003). Los resultados del eje x (ranking de especies) se expresan en escala logarítmica. Las curvas de abundancia y biomasa se señalaron en naranja y verde, respectivamente.

Por último, en la tercera campaña analizada, el estado de perturbación de las comunidades infaunales en esta zona disminuyó. Durante esta época se observó un aumento de la abundancia total de organismos en la comunidad. Pese a este incremento, la curva de la abundancia apenas varió, dado que dicho incremento se produjo, de forma generalizada, entre todas las especies presentes en la comunidad. Por el contrario, la curva de la biomasa osciló respecto a anteriores campañas mostrando una clara dominancia de la primera especie (*Upogebia* spp), a la que se le atribuyó cerca del 70% de la biomasa total.

Una vez descrita la estructura espacial y temporal de las comunidades, así como su grado de perturbación, se procedió a analizar la evolución de las comunidades asentadas en las zonas estuarinas de la Bahía antes y después del cese de los vertidos continuos. El análisis de la evolución de las comunidades partió de la definición de las especies representativas así como del grado de semejanza de las comunidades establecidas en la canal y en el frente urbano, antes y después del cese de los vertidos. Este estudio se realizó mediante un análisis de Similitud (SIMPER). Los resultados de este análisis global, que se muestra en la Tabla 4.32, determinaron las especies responsables de las

similitudes dentro de las biocenosis de los grupos o tratamientos establecidos en la canal y en el frente urbano (antes-después) y de las similitudes observadas entre ambas zonas a lo largo del tiempo (2001-2003). Dicho análisis se ejecutó a partir de las matrices de abundancia y biomasa de especies.

El SIMPER obtenido mostró que, a nivel general, las comunidades asentadas en el frente urbano durante los años 2001 y 2002 mostraron una mayor similaridad que las establecidas en la canal. De este modo, tal y como puede observarse, las similaridades de las comunidades halladas en las estaciones de la canal, antes del cese de los vertidos, fueron generalmente bajas, mostrando pocas semejanzas, tanto al considerar la abundancia (10,9%) como la biomasa (16,2%). Estas biocenosis estuvieron conformadas, predominantemente, por las especies *Notomastus latericeus*, *Upogebia* spp y *Lepton squamosum*. Las dos primeras especies contribuyeron en un 71,2% a la abundancia y 85,1% a la biomasa, siendo éstas las mayores responsables de la similitud entre estaciones de la canal, durante esta época. Así mismo, el bivalvo *Lepton squamosum* contribuyó ampliamente a definir las asociaciones a partir de la matriz de abundancia.

Un año después del cese de los vertidos, la similaridad entre estaciones establecida a partir de las matrices de abundancia y biomasa aumentó ligeramente (21,9 y 19%, respectivamente). Las especies dominantes apenas variaron, siendo el decápodo *Upogebia* spp y el capitélido *Notomastus latericeus* algunas de las especies que más contribuyeron, tanto a nivel de abundancia (40,6 y 24,7%, respectivamente) como de biomasa (89,9 y 2,9%). Junto a estas especies estuvieron otros poliquetos de la familia Capitellidae y el glicérido *Glycera rouxii*.

Por último, en la primavera-verano de 2003 (dos años después del cese de los vertidos) las estaciones de la canal mostraron las comunidades más semejantes. Así las similaridades establecidas a partir de la matriz de abundancia de especies alcanzaron el 32,3%, mientras que la biomasa de especies superaba el 57%. Las especies mejor representadas fueron, una vez más, el capitélido *Notomastus latericeus* y la *Upogebia* spp. Ambas especies mostraron una contribución cercana al 30% de la similitud entre estaciones calculada a partir de la matriz de abundancia. Ambas especies estuvieron acompañadas por otras como *Lepton squamosum*, *Euclymene oerstedii*, *Prionospio cirrifera*, *Corbula gibba*, *Notomastus exertilis*, especies de las familias Maldanidae y

Spionidae, *Melinna palmata* y *Glycera rouxii*, hasta obtener el 100% de la contribución. Por el contrario, la carga aportada por el decápodo *Upogebia* spp calculada a partir de la matriz de biomasa fue muy superior (81,7%), lo que provocó la reducción de las contribuciones aportadas por las demás especies representadas. Tal y como ocurrió en la canal, el SIMPER calculado con los datos biocenóticos de las estaciones del frente urbano dejó patente mayores similitudes entre las especies que componían las comunidades establecidas una vez cesaron los vertidos. De igual forma, la especie *Notomastus latericeus* fue la principal responsable de la similitud, a nivel de abundancia, junto con el poliqueto *Euclymene oerstedii* tanto antes como tras el cese de los vertidos. Por el contrario, el decápodo *Upogebia* spp fue el que mayor contribución aportó a nivel de biomasa. De este modo, las comunidades asentadas antes del cese de los vertidos en esta zona estuvieron dominadas, a nivel de abundancia y biomasa, por las especies *Notomastus latericeus*, *Euclymene oerstedii*, *Upogebia* spp, *Johnstonia clymenoides*, *Notomastus* spp, Maldanidae, Nemertea, *Euclymene santanderensis* y *Lepton squamosum*, entre otras, aportando cerca del 100% de la contribución a la similitud entre estaciones. En esta época las comunidades establecidas en las distintas estaciones alcanzaron un 25,9% de similaridad al considerar la abundancia de organismos y un 40% considerando la biomasa.

Una vez cesaron los vertidos, las comunidades estuvieron básicamente representadas por las mismas especies principales (*Euclymene oerstedii*, *Notomastus latericeus* y *Upogebia* spp), variando únicamente su porcentaje de contribución, sobre todo el de la biomasa, y las especies acompañantes. De este modo las especies que acompañaron pasaron a ser los poliquetos de pequeño porte *Polydora* spp, *Capitella capitata*, *Paraonis lyra*, *Euclymene santanderensis* y el bivalvo comensal *Lepton squamosum*. En esta época, la menor biomasa del decápodo *Upogebia* spp favoreció el aumento de la contribución de las demás especies. Pese a este aumento de la equitatividad en las contribuciones, la similaridad obtenida de la matriz de biomasa disminuyó hasta el 18,9%.

Canal								
2001			2002			2003		
Taxón	% contribución		Taxón	% contribución		Taxón	% contribución	
Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa	Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa	Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa
	10,92	16,25		21,89	19,01		32,35	57,09
<i>Notomastus latericeus</i>	37,4	10,83	<i>Upogebia spp</i>	40,6	89,86	<i>Notomastus latericeus</i>	27,8	1,78
<i>Upogebia spp</i>	33,8	74,3	Capitellidae	26,9	3,24	<i>Upogebia spp</i>	22,2	81,71
<i>Lepton squamosum</i>	23,1	4,42	<i>Notomastus latericeus</i>	24,7	2,91	<i>Lepton squamosum</i>	16,8	3,23
<i>Nassarius incrassata</i>	5,8	10,45	<i>Glycera rouxii</i>	7,8	3,99	<i>Euclymene oerstedii</i>	7,4	3,8
						<i>Prionospio cirrifera</i>	7,2	1,46
						<i>Corbula gibba</i>	5,6	2,53
						<i>Notomastus exertilis</i>	5,5	2,63
						Maldanidae	1,9	0,4
						Spionidae	1,8	
						<i>Melinna palmata</i>	1,8	1,17
						<i>Glycera rouxii</i>	1,8	1,29
Frente urbano								
2001			2002			2003		
Taxón	% contribución		Taxón	% contribución		Taxón	% contribución	
Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa	Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa	Promedio similaridad	Abundancia	Biomasa
	25,9	39,99		24,61	18,95		31,71	16,64
<i>Notomastus latericeus</i>	61,1	3,78	<i>Euclymene oerstedii</i>	52,9	25,1	<i>Notomastus latericeus</i>	66,4	1,78
<i>Euclymene oerstedii</i>	12,2	2,11	<i>Notomastus latericeus</i>	16,3	40,0	<i>Upogebia spp</i>	5,5	81,71
<i>Upogebia spp</i>	11,4	71,02	<i>Upogebia spp</i>	10,4	28,9	<i>Prionospio cirrifera</i>	4,4	
<i>Johnstonia clymenoides</i>	5,9	5,66	<i>Polydora spp</i>	5,9	0,0	<i>Abra nitida</i>	4,0	
<i>Notomastus spp</i>	5,0	15,22	<i>Capitella capitata</i>	4,1	0,0	<i>Notomastus exertilis</i>	3,7	2,63
Maldanidae	0,8	0,82	<i>Paraonis lyra</i>	3,5	0,0	<i>Euclymene oerstedii</i>	3,6	3,80
Nemertea	0,8		<i>Euclymene santanderensis</i>	3,5	0,0	<i>Prionospio spp</i>	2,8	1,46
<i>Euclymene santanderensis</i>	0,8	0,99	<i>Lepton squamosum</i>	3,5	5,9	<i>Corbula gibba</i>	1,6	2,53
<i>Lepton squamosum</i>	0,7	0,39				<i>Polydora antennata</i>	1,5	
<i>Euclymene spp</i>	0,6	0,01				<i>Abra alba</i>	1,4	
<i>Hydractinia echinata</i>	0,6	0,01				Capitellidae	1,3	
						Spionidae	0,8	
						<i>Prionospio malmgreni</i>	0,8	
						<i>Lepton squamosum</i>	0,8	3,23
						Cirratulidae	0,8	
						<i>Polydora spp</i>	0,7	

Tabla 4.32. Resultados del análisis de similitud (SIMPER) entre las comunidades establecidas en la Bahía de Santander en las zonas de la canal y del frente urbano antes (2001) y tras el cese de los vertidos continuos (2002-2003). En la tabla se muestra el porcentaje de contribución de las especies a la similitud de las comunidades de cada zona en términos de abundancia y biomasa. Las especies más representativas se señalan en negrita.

Por último, dos años tras el cese de los vertidos, la similaridad en la composición y abundancia de especies hallada entre las estaciones del frente urbano aumentó hasta el 31,7%, mientras que la similaridad en la composición y biomasa disminuía, ligeramente, hasta el 16,4%. Una vez más, las especies *Notomastus latericeus* y *Upogebia* spp fueron las principales responsables de la similaridad entre estaciones, junto con los poliquetos *Prionospio cirrifera*, *Notomastus exertilis*, *Euclymene oerstedii*, *Prionospio* spp y *Polydora antennata* y los bivalvos *Abra nitida*, *Corbula gibba*, *Abra alba* y *Lepton squamosum*.

Una vez caracterizadas las especies representativas de las comunidades de la canal y frente urbano a lo largo del período de estudio, se efectuó un análisis combinado entre las comunidades específicas de cada zona a lo largo de las tres campañas analizadas, así como entre las comunidades establecidas en ambas zonas a lo largo del tiempo. En la Tabla 4.33 se muestran las similaridades obtenidas con el SIMPER realizado a partir de las matrices de datos de abundancia y biomasa.

Las comunidades que colonizan la zona de estudio en la Bahía, antes y después del cese de los vertidos continuos, mostraron una elevada heterogeneidad en su composición, abundancia y biomasa. A nivel de la abundancia de organismos, las comunidades establecidas a lo largo del tiempo en la canal (Similaridad (Sd)>18,7) mostraron similaridades más elevadas que las establecidas en el frente urbano (Sd>11,7). Más aún, estas semejanzas aumentaron cuando las comparaciones se realizaron a partir de la matriz de biomasa (Sd>24,5 (Canal); >17,5 (F. Urbano)).

La evolución de las comunidades de la canal establecidas antes del cese de los vertidos a las asentadas dos años después, mostró que durante la primera campaña el 63% de las especies presentes en la comunidad establecida en el 2003 no estuvieron representadas en esta época mientras que, por el contrario, el 82% representadas en el 2001 si estuvieron ampliamente caracterizadas en el 2003. Del mismo modo, la evolución de las comunidades en el frente urbano, dos años después del cese de los vertidos, dejó patente que el 47% de las especies representadas durante esta época (2003) no lo estuvieron antes del cese de los vertidos (2001), por el contrario, el 75% de las registradas en 2001 si estuvieron representadas en las comunidades asentadas en 2003.

Una vez considerada la evolución de las comunidades bentónicas de cada zona se realizó un análisis comparativo entre ambas zonas. De este modo, las mayores similitudes, extraídas de la matriz de abundancia por el análisis SIMPER, se dieron entre las comunidades asentadas en el 2003 en el frente urbano y en la canal (36,6%). Durante esta época, únicamente el 25% de las especies representadas en la canal durante el 2003 no lo estuvieron en el frente urbano, más aún el 66% de la especies representadas en el frente urbano también lo estuvieron en la canal.

Por el contrario, el SIMPER elaborado a partir de la biomasa de especies mostró que la mayor semejanza se produjo entre las comunidades asentadas en el frente urbano antes del cese de los vertidos y las establecidas en la canal durante 2003 (40,3%). No obstante, en este caso, las comunidades en la canal mostraron estar, durante esta época, más diversificadas y mejor representadas que las asentadas en el frente urbano.

SIMPER		Canal			F.urbano			
		1C	2C	3C	1F	2F	3F	
Canal	1C		24,5	30,5	29	17,7	16,2	% Similitud Biomasa
	2C	18,7		36,2	30,1	13,6	12,9	
	3C	22,7	23,6		40,3	15,4	22,6	
F.urbano	1F	23,8	12,6	22,5		19,8	17,5	
	2F	13,1	18,8	21,6	11,7		19,4	
	3F	20,4	23,8	36,6	22	16,6		
% Similitud Abundancia								

Tabla.4.33. Similitudes combinadas obtenidas en el análisis SIMPER entre las comunidades establecidas en la canal (C) y el frente urbano (F) a lo largo de las tres campañas realizadas (1-3).

El estudio continuó con la realización de un análisis conjunto de toda la información analizada en la Bahía, antes y después del cese de los vertidos urbanos. Para ello se aplicó a los datos un análisis de ordenación multidimensional no paramétrico (MDS) basado en la matriz de similitudes de las muestras analizadas. El cálculo de la similitud entre pares de muestras se realizó mediante el coeficiente de Bray-Curtis, a partir de los datos de abundancia y biomasa, previamente transformados mediante la raíz cuarta ($\sqrt[4]{x}$). Este tipo de transformación disminuye la importancia de las especies muy abundantes, de modo que

las menos dominantes, o incluso las especies raras, se tengan en cuenta la hora de determinar la similitud entre dos muestras. Debido a los elevados valores de estrés obtenidos en ambos MDS al reducir la dimensionalidad de la ordenación, las agrupaciones establecidas fueron definidas a partir de los resultados de los análisis de clasificación estadística de las muestras (dendrogramas).

En la Figura 4.31 se muestra el MDS calculado a partir de los datos de abundancia de especies. Tal y como se puede observar, el MDS obtenido segregó las muestras sin un patrón espacial ni temporal definido (excepto las muestras correspondientes al año 2003), conformando dos grupos principales. El primer grupo reunió, con un 44% de similitud, dos de las muestras recogidas en las estaciones de la canal (1P5 y 2P8) que mostraron una baja abundancia y riqueza de organismos. El segundo grupo segregó las restantes muestras con un 23% de similitud. Este grupo se subdividió a su vez en tres subgrupos. El subgrupo IIa segregó una parte de las muestras recogidas en las estaciones del frente urbano más próximas a los antiguos puntos de vertidos continuos (2P15, 2P16 y 3P16) con un 23% de similitud. Estas muestras también mostraron baja riqueza y abundancia de especies. Los organismos mejor representados fueron el bivalvo *Abra alba* y los anélidos poliquetos *Euclymene oerstedii* y *Notomastus latericeus*.

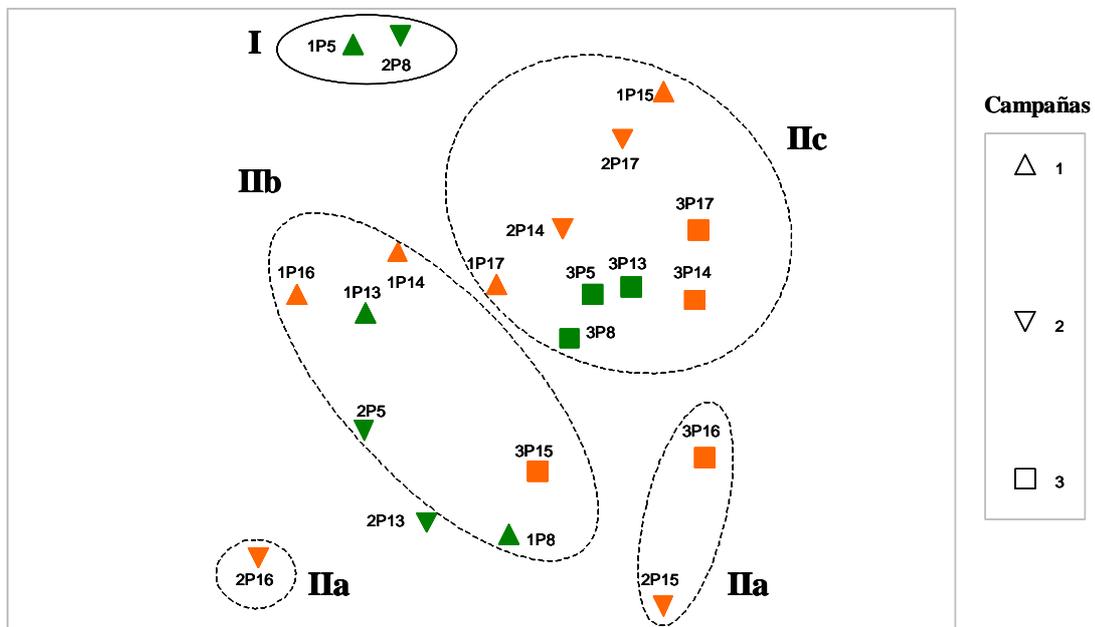


Figura 4.31. Análisis de ordenación (MDS) de las comunidades presentes en las muestras de la Bahía de Santander establecido a partir de la abundancia de especies (transformación $\sqrt{\sqrt{x}}$). Las estaciones muestreadas en la canal y en el frente urbano se indican en color verde y naranja, respectivamente. Estrés:0,23.

El segundo subgrupo (Ib), reunió otra parte de las muestras recogidas del frente urbano durante la primera campaña (1P14, 1P16) y las agrupó con un 30% de similaridad junto con algunas de las muestras localizadas en la canal en esta misma campaña (1P8 y 1P13) y con las muestras 2P5 y 3P15. Las muestras de este subgrupo mostraron comunidades más diversificadas que las anteriormente mencionadas aunque, todas ellas estuvieron también dominadas por el poliqueto *Notomastus latericeus* y por el decápodo *Upogebia* spp. Por último, el tercer subgrupo (Ic) reunió, con un 36% de similaridad, la mayor parte de las muestras analizadas durante el 2003 en la canal y en el frente urbano y las muestras de la estación P17 analizadas a lo largo de las tres campañas. Éstas presentaron una mayor riqueza y diversidad de cuantas analizadas, siendo las especies predominantes el bivalvo comensal *Lepton squamosum*, el decápodo *Upogebia* spp, y poliquetos capitélidos como *Notomastus latericeus*, maldánidos como *Euchymene oerstedii* y especies de la familia Cirratulidae.

El MDS realizado con los datos de biomasa reflejó un patrón de distribución de las muestras semejante al obtenido con los datos de abundancia (Figura 4.32), tal y como refleja el resultado de la correlaciones entre los pares de matrices de similaridad (RELATE) obtenidas a partir de los datos abundancia y biomasa de especies $R=0,896$ (R , Spearman).

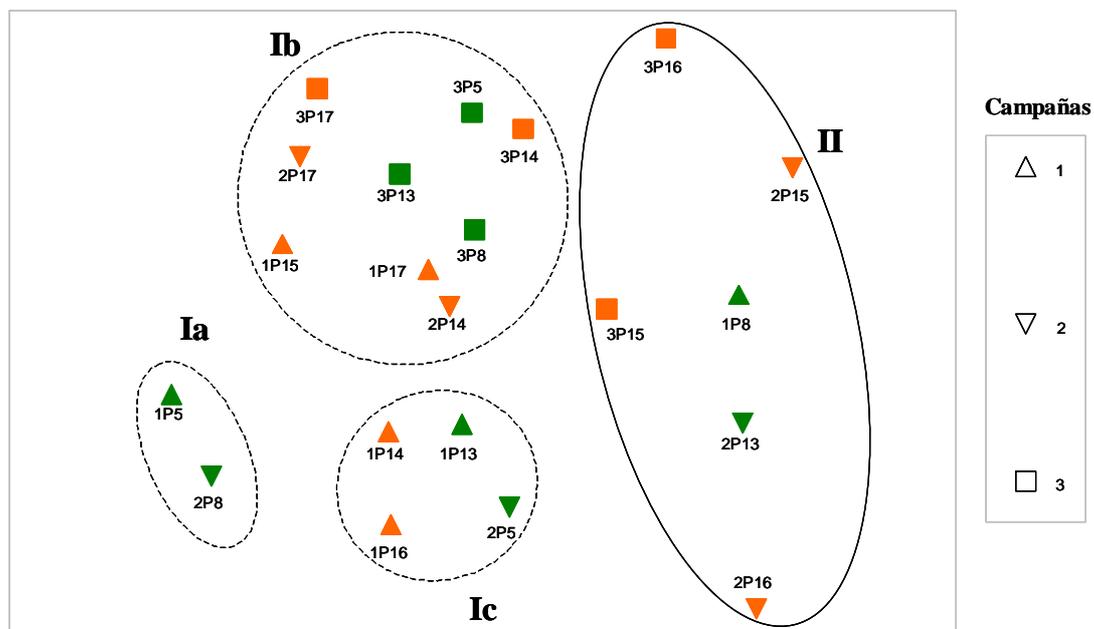


Figura 4.32. Análisis de ordenación (MDS) de las comunidades presentes en las muestras de la Bahía de Santander establecido a partir de la biomasa de especies (transformación \sqrt{x}). Las estaciones muestreadas en la canal y en el frente urbano se indican en color verde y naranja, respectivamente. Estrés:0,21.

Las agrupaciones obtenidas en el MDS de biomasa tampoco mostraron un patrón estacional o espacial definido, únicamente las muestras analizadas en 2003 se segregaron de manera conjunta (salvo las estaciones P15 y P16). De este modo, el MDS agrupó las muestras en dos grupos principales. El primer grupo reunió las muestras en tres subgrupos. El subgrupo Ia segregó con un 47% de similaridad las muestras 1P5 y 2P8, ambas recogidas en la canal. Entre las pocas especies dominantes presentes en este subgrupo se encontraban el decápodo *Upogebia* spp, los moluscos *Nassarius incrassata* y *Corbula gibba*, así como los poliquetos *Lysidice ninetta* y *Melinna palmata*.

En el subgrupo Ib se concentraron, con un 39% de similaridad, la mayor parte de las muestras analizadas, entre las que se incluyen prácticamente todas las muestras analizadas durante el 2003 en las estaciones de la canal y en dos de las estaciones del frente urbano menos afectadas por el antiguo vertido (P14 y P17). Asimismo en este subgrupo se segregaron las comunidades analizadas en la estación P17 a lo largo de las otras dos campañas efectuadas (2001 y 2002), así como las asentadas en las muestras 1P15 y 2P14. Las especies que dominaron las comunidades en estas muestras fueron el bivalvo *Lepton squamosum*, el decápodo *Upogebia* spp y los poliquetos *Euclymene oerstedii*, *Euclymene santanderensis* y el *Notomastus latericeus*.

Por otro lado, las muestras analizadas en el 2001 en las estaciones P14, P16 y P13 se agruparon, junto con la muestra 2P5, en el tercer subgrupo (Ic) (36% similaridad). Las comunidades establecidas en estas 4 muestras fueron poco diversas, mostrando además una baja biomasa total pese al gran porte de sus especies dominantes (*Upogebia* spp, *Nassarius incrassata* y *Notomastus latericeus*).

Por último, las estaciones P16 y P15 agruparon sus muestras analizadas durante los años 2002 y 2003, con algunas de las muestras de la canal analizadas en 2001 y 2002 (1P8 y 2P13, respectivamente). Estas muestras albergaron comunidades dominadas por el poliqueto *Notomastus latericeus*, *Abra alba* y *Upogebia* spp.

Una vez examinada la estructura y evolución de las comunidades bentónicas asentadas en la Bahía, en el último punto del presente capítulo se abordó el análisis de las relaciones establecidas entre el patrón de distribución de las comunidades biológicas y el de las variables ambientales medidas en el sedimento (metales pesados, nutrientes, % de finos), mediante el procedimiento BIO-ENV (Tabla 4.34). Este análisis permite seleccionar la

combinación de variables ambientales capaces de maximizar las correlaciones entre las matrices de (dis)similaridad bióticas (abundancia y biomasa) y abióticas.

BIOENV Biota (abundancia) y/o variables ambientales (matching)								
<i>k</i>	Combinaciones de variables (ρ_s)							
1	PT	NT	% finos	Zn	As	Fe	Mn	Hg
	0,118	0,111	0,091	0,089	0,079	0,063	0,024	0,009
	Cr	Cu	% M.O.	Ni	Cd	Pb		
	0,07	0,04	-0,02	-0,07	-0,054	-0,144		
2	% finos, PT	As, Cr	Zn, PT	NT, PT	Zn, Cr	Zn, NT	% finos, Cr	
	0,13	0,116	0,115	0,115	0,115	0,112	0,111	
3	% finos, As, Cr		% finos, Zn, Cr		% finos, Zn, Fe		% finos, Fe, As	
	0,136		0,132		0,129		0,128	
4	% finos, Zn, Fe, PT		% finos, Cr, Zn, PT		% finos, Zn, Fe, Cr			
	0,148		0,137		0,136			

BIOENV Biota (biomasa) y/o variables ambientales (matching)								
<i>k</i>	Combinaciones de variables (ρ_s)							
1	Zn	Cu	As	NT	PT	Cr	Fe	% finos
	0,123	0,105	0,095	0,088	0,082	0,071	0,035	0,027
	Hg	% M.O.	Mn	Cd	Ni	Pb		
	0,021	-0,022	-0,027	-0,065	-0,074	-0,118		
2	Zn, Cr	Zn, Cu	Cu, As	Zn, As				
	0,137	0,133	0,128	0,123				
3	Cu, As, Cr		Zn, Cu, Cr		Zn, As, Cr			
	0,136		0,136		0,135			
4	Zn, Cu, Cr, As		% finos, Zn, As, Cr					
	0,146		0,129					

Tabla 4.34. Combinaciones optimizadas de las 14 variables ambientales, emparejadas en K veces, para la obtención de las mejores correlaciones (ρ_s) entre las matrices de similaridad bióticas (abundancia y biomasa) y abióticas para cada K (BIO-ENV). % M.O.= porcentaje materia orgánica; NT= nitrógeno total; PT= fósforo total; Cr= cromo total.

En la Tabla 4.34 se muestran las correlaciones obtenidas entre las matrices bióticas de similaridad y las combinaciones de las k variables medidas en el sedimento que mejor se relacionan. El coeficiente de rango no paramétrico de Spearman (ρ_s) fue aplicado, por tanto, para establecer las correlaciones entre los parámetros biológicos y las características del sedimento

Por lo general, apenas se hallaron relaciones entre las diferencias en la estructura de las comunidades bentónicas y el gradiente de contaminación en el sedimento de cada estación. Las correlaciones establecidas entre variable o combinación de variables ambientales y las matrices de similaridad biológica fueron muy bajas. No obstante, la variable que mejor se ajustó al MDS biótico establecido a partir de la matriz de abundancia fue el fósforo total ($\rho_s=0,118$), seguido del nitrógeno total ($\rho_s=0,111$) y el porcentaje de finos ($<63\mu\text{m}$) ($\rho_s=0,091$). De forma análoga, la combinación de variables que mejor se adaptó al MDS de abundancia fue la generada por el % finos, el Zn, el Fe y el PT ($\rho_s=0,148$).

Por el contrario fue la distribución obtenida por el MDS biológico establecido a partir de la matriz de biomasa de especies la que mejor se correlacionó con las características físicas y químicas del sedimento en cada estación. La variable abiótica del sedimento que mejor se adaptó al MDS biótico establecido a partir de la matriz de biomasa fue el zinc ($\rho_s=0,123$), seguido por cobre ($\rho_s=0,105$) y el arsénico ($\rho_s=0,095$). Más aún, la combinación del Zn, Cu, Cr y As fue la que marcó mayores correlaciones de cuántas analizadas ($\rho_s=0,146$).

