UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CANARIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

TESIS DOCTORAL

ESTUDIOS MICROBIOLÓGICOS DE LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN EL LITORAL DE TELDE Y LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

LEOPOLDO O´SHANAHAN ROCA

Las Palmas de Gran Canaria, Julio de 1988

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

" ESTUDIOS MICROBIOLOGICOS DE LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN EL LITORAL DE TELDE Y LAS PALMAS DE GRAN CANARIA "

MEMORIA presentada para aspirar al Grado de Doctor, por el Licenciado en Ciencias Biológicas Leopoldo O'Shanahan Roca.

Las Palmas de Gran Canaria, Julio de 1988.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Universidad Politécnica de Canarias

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS
REGISTRO GENERAL
12 JUL. 1988
Núm. 5409
ENTRADA

Iltmo.Sr.:

Adjunto le remito ejemplar de la tesis doctoral de D. Leopoldo Oshanahan Roca , titulada "ESTUDIOS MICROBIOLOGICOS DE LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN EL LITORAL DE TELDE Y LAS PALMAS DE GRAN CANARIA" del Departamento de Biología para que quede en depósito (y a disposición de los Sres. Doctores de esta Universidad) en esa Secretaría General para que en un plazo de 15 días a contar desde el 1 de julio, puedan ser presentadas por parte de los mismos ante dicha Comisión las sugerencias que juzguen oportunas, en cumplimiento del artículo 8º del Real Decreto 185/1985.

Las Palmas, 7 de julio de 1988
EL PRESIDENTE DE LA COMISION

UNIVERSIDAD POLITECNICA CANARIAS
El Vicerrector de Investigación

Angel Luque Escalona

ILTMO SR SECRETARIO GENERAL DE LA UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

RESUMEN DE LA MEMORIA DE TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR LEOPOLDO O'SHANAHAN ROCA, TITULADA: " ESTUDIOS MICROBIOLOGICOS DE LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES EN EL LITORAL DE TELDE Y LAS PALMAS DE GRAN CANARIA ".

El vertido de aguas residuales constituye aún un problema para las grandes poblaciones costeras. A pesar de que tecnicamente está resuelto desde hace muchos años, mediante la emisión de las aguas al litoral marino a través de los emisarios submarinos y de los sistemas de depuración de aguas, las Centrales Depuradoras Municipales, muy pocas ciudades costeras cuentan con un sistema eficaz que impida las consecuencias ecológicas y sanitarias que el vertido de las aguas residuales urbanas lleva consigo.

Teniendo en cuenta su origen, las aguas residuales presentan en su composición una gran cantidad de materia orgánica, metales pesados, detergentes, aceites, residuos sólidos y una gran variedad de microorganismos, desde virus hasta parásitos metazoos, pasando por bacterias, hongos y levaduras.

Por tanto, el vertido de estas aguas a los sistemas acuáticos naturales implica la llegada a los mismos de una

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

colección de microorganismos que aún los sistemas de depuración más eficaces no llegan a eliminar en su totalidad, con lo que, a pesar de los mecanismos de autodepuración natural, las aguas receptoras se convierten en reservorios y transmisores de estos microorganismos a la población humana que utiliza el litoral marino. De esta forma, el litoral considerado como recurso recreativo social y turístico: las playas de baño o para el cultivo de animales marinos queda deteriorado y mermado en sus posibilidades de uso.

En este trabajo se ha abordado el problema desde el punto de vista microbiológico, particularmente mediante el estudio de la presencia de bacterias patógenas o indicadoras de contaminación fecal en diversas zonas del litoral de la isla de Gran Canaria. Como patógeno se ha estudiado la presencia del Género Salmonella por su importancia epidemiológica al mismo tiempo que es utilizada como marcador o indicador de contaminación fecal junto con los parámetros indicadores clásicos: los Coliformes y Estreptococos Fecales.

El estudio se fundamenta en dos experimentos básicos, comprendiendo un año de muestreo, en los que Salmonella es investigada junto con los coliformes y estreptococos, para establecer las relaciones de concentración de estos últimos con la presencia o ausencia de Salmonella. Además se determinan los serotipos y la respuesta frente a los antibióticos de una colección de cepas de Salmonella, debido a la importancia que este género bacteriano tiene en la Epidemiología humana.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Además, se estudia la evolución de la concentración de los parámetros bacterianos indicadores a los largo del período de muestreo en una zona sometida a vertidos constantes, estudiando el alcance de la contaminación producida hacia las areas de baño, las relaciones entre los coliformes y estreptococos fecales, estableciendo una serie de consideraciones respecto al indice coliformes fecales/estreptococos fecales. Se ha analizado también, dada una situación de contaminación crónica de una zona y la localización de los vertidos con respecto a las áreas de playa de baños, la influencia de los vientos reinantes, los cuales originan corrientes marinas superficiales que pueden acercar o alejar los efectos contaminantes a los puntos de muestreo.

La metodología de análisis bacteriológico, para Salmonella se ha basado en el uso de medios de enriquecimiento, medios selectivos, medios diferenciales, determinación bioquímica y serotipificación hasta llegar al nivel de serotipo. Los coliformes y estreptococos se han analizado mediante las técnicas clásicas del NMP y de las Membranas Filtrantes que permiten cuantificar su concentración.

Se ha hecho especial énfasis en el uso de métodos estadísticos en el tratamiento de las series cronológicas de datos y el establecimiento de correlaciones entre los parámetros bacteriológicos y ambientales. En el primer caso

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

se ha utilizado el método de la probabilidad logarítmico-normal que se considera ideal para establecer un diagnóstico de la situación de contaminación de las áreas de baño, en períodos suficientemente prolongados de muestreo.

Se ha podido confirmar que Salmonella se detecta en las aguas marinas contaminadas por aguas residuales. El aislamiento de Salmonella se consigue con una frecuencia del 100 % de las muestras a partir de concentraciones de 10^4 -10^5 coliformes fecales. A concentraciones de 10^3 CF/100 ml esta frecuencia se sitúa entre el 30-60 %. Si las condiciones ambientales son favorables y a pesar de que el área de baño esté relativamente alejada del punto de vertido, estos patógenos son también aislados en el agua de mar. Concentraciones de esta magnitud se encuentran muy frecuentemente en playas contaminadas por vertidos más o menos próximos.

Se aislaron hasta 16 serotipos diferentes de Salmonella a partir de 127 cepas estudiadas en muestras tomadas en el interior del Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria. La gran mayoría de ellas presentaron sensibilidad a los antibióticos salvo tres cepas de S. paratyphi B, siendo dos de ellas multirresistentes. Se encontró además que el serotipo más frecuentemente aislado, S. infantis, fue también el más aislado por otros autores en otras zonas del mundo, en aguas naturales y aguas residuales. Al mismo tiempo ese serotipo ocupa el tercer lugar en cuanto a su frecuencia de aislamiento a partir de muestras clínicas. Ello sugiere que

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

las aguas residuales constituyen una fuente importante de Salmonella a los sistemas acuáticos naturales.

Se ha podido confirmar asimismo, que los estreptococos fecales son un indicador ideal de contaminación fecal, por su mayor resistencia al ambiente marino, permitiendo detectar niveles de contaminación fecal por encima de los límites establecidos por las Normas Internacionales de Calidad de Aguas de Litoral. Su cuantificación conjuntamente con la de los coliformes fecales permite además establecer el indice CF/EF, muy útil para la comprensión de la evolución de ala contaminación de un área concreta de estudio.

Por otra parte, el estudio de las correlaciones entre la frecuencia y dirección de los vientos y los niveles de contaminación fecal observados en los puntos de muestreo reveló una estrecha relación entre ambas variables, sobre todo en puntos alejados suficientemente de los vertidos y en los que los efectos de ellos no se se dejan sentir sino en determinadas condiciones en las que la constancia del viento, en cuanto a su dirección e intensidad son patentes.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS
REGISTRO GENERAL
- 1 JUL. 1988
Núm. 5197
ENTRADA

Excmo.Sr.:

Adjunto remito a V.E. Memoria para aspirar al grado de Doctor titulada **"ESTUDIOS MICROBIOLOGICOS DE LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN EL LITORAL DE TELDE Y LAS= PALMAS DE GRAN CANARIAS".**

Lo que traslado a V.E. a los efectos oportunos.

Las Palmas, 1 de Julio de 1988

Leopoldo Oshanahan Roca

EXCMO. SR. VICERRECTOR DE INVESTIGACION DE LA UPC

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

BIBLIOTECA UNIVERSITARIA
LAS PALMAS DE G. CANARIA
Nº Documento 337.233
Nº Copia 337.239

A mi padre, en su inolvidable recuerdo.

A todos mis seres queridos.

BIBLIOTECA GENERAL
UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

D. GUILLERMO GARCIA-BLAIRZY REINA, PROFESOR TITULAR Y DIRECTOR ACCIDENTAL DEL DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA DE CIENCIAS DEL MAR DE LA UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS,

C E R T I F I C A:

Que la Tesis Doctoral titulada "Estudios microbiológicos de los vertidos de aguas residuales urbanas en el litoral de Telde y Las Palmas de Gran Canaria", que presenta el Licenciado Leopoldo O'Shanahan Roca, ha sido realizada bajo la dirección del Dr. Zoilo González Lama (Microbiología, División de Medicina, Colegio Universitario de Las Palmas), siendo el tutor nombrado por este Departamento el Dr. D. Pascual Caballero Ortega, y cumple los requisitos exigidos por la Ley para optar al Grado de Doctor.

Para que conste expido y firmo el presente Certificado en Las Palmas de Gran Canaria, Julio de mil novecientos ochenta y ocho.

Las Palmas de Gran Canaria, Julio de 1988.

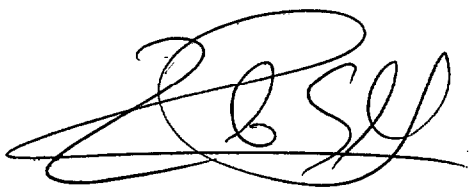
© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

D. ZOILO GONZALEZ LAMA, PROFESOR TITULAR DE MICROBIOLOGIA Y PARASITOLOGIA DEL COLEGIO UNIVERSITARIO DE LAS PALMAS (DIVISION DE MEDICINA, UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA),

C E R T I F I C A :

Que el trabajo presentado por D. Leopoldo O'Shanahan Roca titulado "Estudios microbiológicos de los vertidos de aguas residuales urbanas en el litoral de Telde y Las Palmas de Gran Canaria", para la obtención del título de Doctor ha sido realizado bajo mi dirección y se presenta con mi Vº Bº,

Las Palmas de Gran Canaria, Julio de 1988.



© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

D. PASCUAL CABALLERO ORTEGA, PROFESOR TITULAR INTERINO DEL DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA DE LA UNIVERSIDAD POLITECNICA DE CANARIAS,

C E R T I F I C A :

Que el trabajo que presenta D. Leopoldo O'Shanahan Roca con el título: " Estudios microbiologicos de los vertidos de aguas residuales urbanas en el litoral de Telde y Las Palmas de Gran Canaria" para la obtención del título de Doctor, reune los requisitos necesarios para ser presentado.

Las Palmas de Gran Canaria, Julio de 1988.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

A G R A D E C I M I E N T O

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

En primer lugar, quiero expresar mi agradecimiento al Dr. Zoilo González Lama, Director de esta Tesis Doctoral, quién continuamente me estimuló a que comenzara este trabajo, por su constante aliento y ayuda científica en la realización del mismo.

Al Dr. Pascual Caballero Ortega por haber aceptado gentilmente ser ponente de esta Tesis Doctoral y por su ayuda y consejos en la realización de la misma.

Al Dr. Carmelo Monzón Moreno, especialista en temas de Salmonella, con quién continua y estrechamente intercambié información, por la inestimable ayuda en la serotipificación de las cepas de Salmonella que realizó en el Instituto Pasteur de París, gracias a la benevolencia del Profesor L. Le Minor y del Dr. Vieu, a quién asimismo doy desde aquí mis más expresivas gracias.

Al Dr. Hugo López Orge, por su ayuda en la discusión de este trabajo. A todos los demás componentes del Departamento de Microbiología y Parasitología del Colegio Universitario de Medicina de Las Palmas de Gran Canaria.

Al Prof. D. Angel Luque Escalona, que siendo director del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Politécnica de Canarias me brindó todo

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

tipo de facilidades en la presentación de esta Tesis Doctoral, agradecimiento que extiendo a todos los demás miembros del Departamento.

A la Dra. Isabel Alamo y el Dr. Agustín González, del Laboratorio de Microbiología de la Residencia Ntra. Sra. del Pino (Las Palmas de Gran Canaria) por la serotipificación de parte de las cepas de Salmonella.

Al Dr. José María Limiñana, del Departamento de Bioestadística del Colegio Universitario de Las Palmas de Gran Canaria, por su ayuda en el tratamiento estadístico de los datos.

A D. Fortunato de Benito, Físico y Director del Observatorio Meteorológico del Aeropuerto de Gran Canaria, por la cesión de los datos de viento, que han sido muy útiles para este trabajo.

Al Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria.

A Prudencio Guzmán Naranjo, Director del Centro de Tecnología Pesquera del Cabildo Insular de Gran Canaria, porque en todos estos años me ha facilitado y apoyado continuamente en mi tarea, y por su amistad.

A Sebastián Alvarez Pastrana, colaborador y amigo, por su ayuda incondicional en la ejecución de todos los aspectos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

que completan este trabajo y, particularmente, por la realización de toda la iconografía del mismo.

A Enrique Moreno, Alicia Ojeda, Ricardo Castillo , José Gómez , Andrés Ezquerra y Fernando Bordes por su amistad y compañerismo.

A Elena Mireles, Bibliotecaria, por su constancia y tesón en la defensa de nuestro patrimonio bibliográfico, que tanto me ha servido en la elaboración de esta tesis.

A José Carrillo y José Antonio González, por compartir benevolamente horas de discusión informática y un preciado tesoro en la precariedad: el ordenador.

A Antonio Alamo y José Betancort, por la realización de las medidas de salinidad, en el laboratorio de Química del Centro, mediante la gentileza de Octavio LLinás y María José Rueda.

A todos los demás compañeros del Centro de Tecnología Pesquera del Cabildo Insular de Gran Canaria, que de una forma u otra me han ayudado en la realización del trabajo.

Asimismo quiero mostrar mi recuerdo cariñoso a la Dra. Josefina Castellví Piulachs, maestra e iniciadora en la Bacteriología relativa al mar, por los años que pasé en el

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

laboratorio de Bacteriología del entonces llamado Instituto de Investigaciones Pesqueras de Barcelona, y en donde se originaron mis actuales conocimientos sobre la Oceanografía y mi interés sobre los temas de contaminación marina. Al resto de antiguos compañeros de Pesqueras.

Finalmente, a antiguos compañeros del Centro con quién trabajé algunos años en el laboratorio de Bacteriología, Pilar Castellano, Susi Medina y Cristina Santana, quienes también han contribuído a este trabajo.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

I N D I C E

I N T R O D U C C I O N

** OBJETIVO 1

** REVISION Y ANTECEDENTES 4

- El concepto de indicador bacteriano de contaminación fecal 5
- Coliformes 7
- Estreptococos fecales 9
- Fundamentos de la investigación sobre contaminación fecal en aguas naturales..... 10
- Salmonella y su caracter de patógeno bacteriano indicador de contaminación fecal.- El Género Salmonella: Descripción..... 16
  Salmonella como indicador de contaminación fecal 20
- Antecedentes de la presencia de Salmonella en aguas naturales 26
- El problema de la transferencia de resistencia a los antibióticos entre bacterias de origen fecal 39

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

M A T E R I A L Y M E T O D O S

** MICROORGANISMOS 44

** MEDIOS DE CULTIVO PARA EL AISLAMIENTO E IDENTIFICACION DE SALMONELLA 44

- Medio de enriquecimiento selectivo: Caldo de Rappaport-Vassiliadis (RV) 44

** MEDIOS DE AISLAMIENTO 47

- Agar para Salmonella-Shigella 47
- Agar Sulfito de Bismuto 49
- Agar entérico de Hektoen 51
- Agar con Verde Brillante 52

** MEDIOS DIFERENCIALES 54

- Agar con hierro de Kligler 54

** OTROS MEDIOS DE CULTIVO 57

- Agar nutritivo 57

** IDENTIFICACION BIOQUIMICA DE SALMONELLA 59

- Sistema API 20 E 59

** SEROLOGIA DE SALMONELLA 68

- Técnica de aglutinación en porta 69

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

** ESTUDIO DE LA RESISTENCIA A ANTIBIOTICOS 71

- Medio de Mueller-Hinton 71
- Antibióticos 72
- Antibiograma 72

** MEDIOS DE CULTIVO PARA LA DETERMINACION DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL: TECNICA DE LAS MEMBRANAS FILTRANTES 74

- Medio de cultivo para los coliformes totales: Agar de Endo 74
- Medio de cultivo para los coliformes fecales: Caldo base para coliformes fecales 76
- Medio de cultivo para los estreptococos fecales: Agar KF para estreptococos 77

** MEDIOS DE CULTIVO PARA LA DETERMINACION DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL: TECNICA DE LOS TUBOS MULTIPLES Y NUMERACION POR EL NUMERO MAS PROBABLE (NMP). 80

- Medio de cultivo para los coliformes totales: Caldo lactosado 80
- Medio de cultivo para los coliformes fecales: EC Medium 82

** MEDIO PARA LA DILUCION DE LAS MUESTRAS: SOLUCION DE RINGER 83

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

** METODO DE TRABAJO 85
- Lugares de toma de muestras 85
- Procedimiento de toma de muestras 93
- Procedimiento de trabajo: Diseño de los experimentos 95

** ANALISIS BACTERIOLOGICO DE Salmonella 99

** ANALISIS BACTERIOLOGICO DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL: METODOS PARA EL RECUENTO DE COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y ESTREPTOCOCOS FECALES 101

I. METODO DE FILTRACION POR MEMBRANAS 102
- Preparación de las series de diluciones del agua de muestra 103
- Filtracion de las muestras o sus diluciones . 104
- Incubación e interpretación de los resultados . 105
- Expresión de los resultados 108

II. METODO DE LOS TUBOS MULTIPLES Y NUMERACION POR EL NUMERO MAS PROBABLE 108
- Procedimiento de inoculación y dilución: Coliformes totales 109
- Lectura de los resultados 110
- Procedimiento de inoculación para los coliformes fecales 111

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

- Lectura de los resultados 112

** DETERMINACION DE LA SALINIDAD DE LAS MUESTRAS DE AGUA DE MAR 115

** ESTIMACION DE LA DIRECCION Y VELOCIDAD DEL VIENTO 115

** TRATAMIENTO ESTADISTICO DE LOS DATOS DE CONTAMINACION FECAL 116

I. METODO DE LA PROBABILIDAD LOGARITMICO-NORMAL .. 116

- Descripción del procedimiento operativo del método log-normal 119

II. OTROS METODOS ESTADISTICOS 125

- Test de Kolmogorov-Smirnov de calidad de ajuste al modelo log-normal 125
- Cálculo de la regresión exponencial entre parámetros bacteriológicos y parámetros ambientales.. 126

** CRITERIOS DE CALIDAD MICROBIOLOGICA PARA AGUAS DE BAÑO Y OTRAS AGUAS COSTERAS 131

- Normativa vigente de la Comunidad Económica Europea 134
- Normativa de calidad microbiológica recomendada por la OMS/PNUMA 137
- Normas del Estado de California (USA) 138

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

- Normas del Ministerio de Obras Pública y Urbanismo de España 139

R E S U L T A D O S 141

D I S C U S I O N

** ANTECEDENTES EN LA BUSQUEDA DE SALMONELLA EN AGUAS DE MAR Y RESIDUALES 231

- Antecedentes en la Playa de Alcaravaneras ... 232
- Primeros estudios sobre aislamiento de Salmonella en la zona de Alcaravaneras 239

** INVESTIGACION SOBRE SALMONELLA E INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL Y OTRAS VARIABLES EN EL MUELLE DEPORTIVO DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA 242

- Sensibilidad a los antibióticos. Algunas referencias sobre resistencia a antibióticos de cepas ambientales de Salmonella y Coliformes .. 250
- Relación entre Salmonella y la concentración de CF, CT y EF 252
- Algunos aspectos relativos al índice CF/EF ... 259

** ANTECEDENTES EN EL LITORAL DE TELDE: PLAYA DE LA GARITA Y VERTIDO DE LA PUNTA DE LA MARETA 262

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

** ESTUDIO DE UN CICLO ANUAL EN TRES PLAYAS DEL LITORAL DEL MUNICIPIO DE TELDE (GRAN CANARIA) 266

- Consideraciones generales 266
- Playa del Hombre 270
- Playa de La Garita 273
- Playa de Salinetas 274
- Algunos aspectos sobre el índice CF/EF y los estreptococos fecales 276
- Relación con la velocidad y frecuencia de los vientos 284

C O N C L U S I O N E S 297

B I B L I O G R A F I A 303

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

I N T R O D U C C I O N

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

OBJETIVO.

Una de las consecuencias del vertido de las aguas residuales urbanas al medio marino, es la descarga de los microorganismos que normalmente, y dado el origen de tales aguas, se encuentran en ellas.

Debido a ello, las aguas naturales marinas, que se utilizan para el baño y las de crecimiento de animales marinos en cultivo, sufren un deterioro de su calidad microbiológica, con lo que el uso de esas aguas queda "restringido".

Entre las bacterias vertidas al mar a través de las aguas residuales, se puede distinguir entre los indicadores de contaminación fecal propiamente dichos, y que son clasicamente los organismos Coliformes Totales, Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales, y los patógenos, dentro de los cuales el Género Salmonella juega un importante papel en la Epidemiología humana.

Los indicadores de contaminación fecal han recibido esta denominación, porque se han venido utilizando desde muy antiguo como medio de conocer si un determinado sistema acuático natural, o las aguas destinadas al consumo público, sufren los efectos de vertidos de aguas residuales situados más o menos en su proximidad y porque, precisamente, su presencia "indica" la existencia de una contaminación que puede implicar además la presencia de los microorganismos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

patógenos.

El objetivo de este trabajo ha sido, por una parte el estudiar la presencia de Salmonella en aguas marinas costeras de las isla de Gran Canaria y su relación con los niveles de contaminación fecal, medidos a través de la concentración de Coliformes y Estreptococos Fecales. Junto a ello, se han determinado aspectos de interés dentro de la epidemiología del Género Salmonella, es decir, los serotipos o serovariedades (serovars) aislados y el comportamiento frente a los antibióticos, de una serie de cepas de Salmonella aisladas.

El estudio de los serotipos de Salmonella en agua de mar supone una contribución al conocimiento de cuáles de ellos se aislan o se pueden aislar en Canarias y si hay o no diferencias significativas con los serotipos aislados en aguas residuales y a partir de muestras clínicas.

Por otra parte, teniendo en cuenta el problema de la resistencia a los antibióticos por parte de géneros bacterianos de importancia clínica y epidemiológica y por tanto de importancia en la Ecología Microbiana (y Salmonella es uno de ellos), el estudio de la sensibilidad a los antibióticos de estos serotipos de Salmonella supone también una contribución a este campo. Entre otras razones, porque muchos autores, como se expondrá más adelante, dan cada vez mayor

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

importancia al hecho de que el medio marino se comporta como un "reservorio" de gérmenes vertidos a través de las aguas residuales de donde pueden de nuevo regresar a la cadena epidemiológica humana a través de diversos mecanismos: baños, aerosoles marinos e ingestión de animales marinos contaminados y a que en el seno de este medio se pueden producir tranferencia de resistencia a antibióticos entre los gérmenes que en él coexisten.

Además de ello, se ha estudiado en una zona concreta del litoral de Gran Canaria, la evolución, a lo largo del tiempo y de la distancia al foco de vertidos, del efecto que la contaminación produce en las áreas de baño, evaluado asimismo a través de las concentraciones que los indicadores de contaminación fecal han ido alcanzando, y viendo las relaciones que se producen entre ellos, como efecto de la autodepuración que el medio marino produce.

Un aspecto discutido ha sido la influencia del viento, en cuanto a las direcciones y velocidades alcanzados a lo largo del año, sobre los niveles de contaminación observados en las estaciones de muestreo.

Como zonas de estudio del litoral marino se eligieron dos áreas de la costa de Gran Canaria, en las que previamente se determinó la existencia de vertidos directos (es decir no a través de emisarios submarinos) de aguas residuales urbanas sin depurar. También se había determinado previamente, que

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

las playas de baño situadas en esas áreas sufrían contaminación fecal, debida precisamente a esos vertidos.

REVISION Y ANTECEDENTES.

Probablemente, la preocupación del hombre por el problema de la contaminación de las aguas naturales surgió desde el momento en que empíricamente se descubrió que el riesgo de enfermedades asociadas con el uso de las aguas contaminadas, disminuía cuando los suministros de agua para las comunidades humanas se hacían "río arriba" de los puntos de descarga de los residuos que las propias poblaciones generaban. Edwin E. GELDREICH (62 a 71), una de las primeras autoridades mundiales en el campo de la contaminación de las aguas naturales, afirma que en antiguos escritos e investigaciones arqueológicas se indica la importancia atribuida a asegurar un suministro de agua no contaminada por residuos fecales. A través de los tiempos, la disponibilidad de agua de buena calidad ha influido sobre el desarrollo de los diversos centros de civilización humana.

Con el nacimiento de la Microbiología a finales del Siglo XIX, los agentes causantes de una serie de enfermedades se identificaron como microorganismos, que habían sido vertidos a los sistemas acuáticos a través de las heces de individuos infectados. Así comenzó el concepto y la búsqueda de indicadores microbianos en aguas contaminadas por residuos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

fecales.

El uso de bacterias como indicadores de la calidad sanitaria del agua probablemente data de 1880 cuando VON FRITSCH describió Klebsiella pneumoniae y K. rhinoscleromatis como microorganismos característicamente encontrados en las heces humanas (198).

Poco tiempo después, ESCHERICH descubrió el Bacillus coli como microorganismo predominante en las heces fecales humanas. Un siglo más tarde la bacteria Escherichia coli (como pasó a denominarse finalmente B. coli), y más propiamante los organismos coliformes fecales continúan siendo junto con los estreptococos fecales los indicadores microbianos de preferencia en la detección de la contaminación fecal, tanto en aguas de bebida como en aguas de baño u otros usos recreativos.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

El concepto de indicador bacteriano de contaminación fecal.

Dado que los residuos fecales humanos pueden contener todo tipo de microorganismos patógenos (17) para los seres humanos: bacterias aerobias y anaerobias, Gram positivas y Gram negativas, hongos y levaduras, virus, protozoos, además de la flora intestinal propia no especificamente patógena, los esfuerzos se dirigieron hacia la determinación de los microorganismos que mejor indicaran la presencia de con-

taminación fecal en el agua.

Obviamente, lo ideal sería el uso de los propios patógenos como indicadores. Sin embargo, los diferentes patógenos se encuentran en concentraciones diferentes y altamente variables tanto en las heces fecales como en las aguas por ellas contaminadas. Esta variabilidad es un reflejo de las infecciones intestinales que prevalecen en los animales homeotermos, en diferentes momentos.

Por todo ello, hay varias características que deben concurrir en el indicador ideal:

1. El organismo indicador debe estar presente sólo en heces de animales homeotermos, en unos niveles de densidad que excedan sobradamente la concentración de patógenos en las heces de individuos infectados.

2. Debe existir una correlación positiva entre el indicador y la contaminación fecal y entre el indicador y las aguas contaminadas por residuos fecales.

3. Después de la descarga al medio ambiente, la persistencia del indicador debe ser similar a la del patógeno más resistente.

4. La desinfección del agua debe producir una tasa de desa-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

parición similar entre el indicador y los patógenos.

5. Otras consideraciones de tipo metodológico, son las siguientes:

a) Los procedimientos para la detección de los indicadores deben ser simples y aplicables a la gran variedad de aguas que se pueden encontrar en estudios de campo.

b) Las pruebas analíticas que se utilicen sólo deben detectar organismos indicadores y evitar pruebas falsamente positivas.

Estos prerequisitos anteriormente señalados restringen los probables candidatos a indicadores a los organismos coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Coliformes

Los coliformes (11, 128 y 133) se definen como aquellas bacterias Gram-negativas aerobias y anaerobias facultativas, en forma de bacilos no formadores de esporas, capaces de fermentar lactosa con producción de ácido y gas a 35 ºC (11) o 36 ± 2º C (133) dentro de las 48 horas de tiempo de cultivo. Esta definición, que se aplica en general para los coliformes, es aplicable a los Coliformes Totales exclusivamente, cuando se trata de distinguirlos de los Coliformes Fecales, que se definen a continuación.

Coliformes Fecales:

Bacterias Gram-negativas aerobias y anaerobias facultativas, en forma de bacilos no formadores de esporas, capaces de fermentar lactosa con producción de gas en menos de 24 horas de cultivo a 44,5 ºC. Además son productores de indol en agua triptonada exenta de triptófano, a 44,5 ºC.

Los organismos incluidos dentro del grupo de los coliformes, son Géneros bacterianos pertenecientes a la Familia de las Enterobacteriáceas y comprenden: Escherichia (E. coli), Enterobacter, Citrobacter y Klebsiella.

Estos orgánismos han sido y son objeto de considerables estudios (11). Todos los tipos de coliformes pueden presentarse en las heces fecales. Si bién E. coli siempre se encuentra en contaminación reciente derivada de animales homeotermos, los otros coliformes, enumerados más arriba, pueden ser encontrados también, máxime en ausencia de E.coli.

Dado su origen, en general se encuentran siempre en las aguas residuales domésticas e industriales y, por tanto, en las aguas naturales receptoras de tales efluentes: ríos, lagos y océanos. De ahí su gran utilidad como organismos indicadores de contaminación fecal en aguas naturales, aguas potables y en otros medios (105).

La distinción entre coliformes totales y fecales se hace

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

en virtud de la capacidad de los coliformes fecales de fermentar la lactosa a temperatura elevada (44,5 ºC). Se considera que los organismos que además producen indol a esta temperatura pertenecen a la especie E. coli. Por su parte, algunos de los considerados coliformes totales son formas libres saprófitas existentes en la Naturaleza. Ello ha sido el motivo por el que se prefiera la utilización de los coliformes fecales en la estimación de la contaminación de las aguas naturales por residuos de origen doméstico.

Estreptococos Fecales.

Se definen (11, 136) como cocos esféricos ligeramente ovales, Gram-positivos, agrupados en pares o cortas cadenas al crecer en el agar de KF adicionado de una solución de cloruro de 2,3,5-trifenil-tetraazolio (TTC), después de un período de incubación de 48 horas.

Según los Métodos Estandard de la Asociación Americana para la Salud Pública (APHA) (11), los términos "estreptococos fecales" y "Estreptococos Grupo D de Lancefield" han sido utilizados como sinónimos. Cuando este grupo serológico se usa como indicador de contaminación fecal, pueden ser halladas las siguientes especies y subespecies: S. faecalis, S. faecalis ssp. liquefaciens, S. faecalis ssp. zymogenes, S. faecium, S. bovis y S. equinus. Además, la especie S. avium, perteneciente al grupo serológico Q de Lancefield, se considera también dentro del grupo de los estreptococos fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Por tanto, esa "sinonimia" no es totalmente correcta.

El habitat normal de este grupo de bacterias es el intestino de animales de sangre caliente. De ahí que se utilicen como indicadores de contaminación fecal.

Precisamente un parámetro muy útil en los estudios de contaminación fecal en aguas naturales es el llamado "índice CF/EF", que se utiliza para comprobar si la contaminación es o no reciente o, lo que en la práctica es lo mismo, lejana a la estación de muestreo. En ello subsiste aún una controversia, dado que para GELDREICH (11) los EF son indicadores de contaminación reciente pues según este autor, tienen una "limitada supervivencia en el medio ambiente". Sin embargo, para otros autores (25, 26, 36, 71, 104 y 147) esta capacidad de supervivencia es superior a la de los CF y por ello la determinación conjunta de ambos indicadores es sumamente útil en los estudios de contaminación fecal de las aguas naturales. En el Capítulo de Discusión de esta Memoria se expondrá más ampliamente esta cuestión.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Fundamentos de la investigación sobre contaminación fecal en aguas naturales.

La Historia de la investigación sobre contaminación fecal en aguas naturales es inmensamente extensa. Los trabajos realizados en este campo se refieren a aspectos diversos, que van desde el estudio de los parámetros indicadores de

forma exclusiva, o combinando la investigación de los mismos con la de los patógenos tambien indicadores, o introduciendo además el estudio de la resistencia a antibitóticos, el aislamiento de los plásmidos responsables de la resistencia, etc.

Otros aspectos son los relativos a los emisarios submarinos a través de los que se vierten las aguas residuales al mar y problemas relativos a la calidad microbiológica de las aguas de recreo :baños, pesca deportiva, deportes naúticos.

Establecer una relación de citas bibliográficas sobre los trabajos experimentales y de campo que se han ido realizando a lo largo del tiempo sería, a nuestro entender, una tarea además de exaustiva y árdua, poco útil.

Desde nuestro punto de vista, es más interesante incidir en cuestiones de principios fundamentales a partir de los cuales se ha desarrollado la investigación en esta actividad científica.

Siguiendo a GELDREICH (62 al 71) y a otros autores (17, 29), las aguas marinas costeras que reciben descargas de aguas residuales urbanas, aguas pluviales y otras aguas residuales de origen animal, pueden contener bacterias, virus y parásitos pluricelulares, responsables de enfermedades en en el ser humano.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

De esta forma, el "riesgo de enfermedad" puede ser introducido a las aguas naturales utilizadas para el baño (aguas de baño), a partir de las descargas fecales del hombre y otros animales, a través de las aguas municipales, aguas pluviales, dragado de zonas portuarias próximas, vertidos de barcos, descargas de residuos hospitalarios no tratados o insuficientemente tratados, emisarios submarinos mal situados, de insuficiente longitud y profundidad o con roturas en sus tuberías, vertidos directos en las propias playas o en sus proximidades, etc., etc. Todas estas causas pueden contaminar las aguas de baño de forma temporal o permanente con la presencia de organismos patógenos.

Cuando la descarga de las aguas residuales es directa, sin una depuración previa y sin emisario submarino, en el caso del vertido al mar, se emiten con las aguas una gran colección de organismos patógenos no sólo de origen humano, sino además, como se acaba de indicar, de mataderos, centrales lecheras, industrias de conservas cárnicas y de pescado, fábricas de pienso para animales, etc. Una idea de la riqueza en organismos patógenos e indicadores de contaminación fecal de las aguas residuales se puede obtener del siguiente ejemplo: el número de salmonelas encontrado en las heces de un individuo infectado oscila entre 100.000 y 10.000.000 organismos/ gramo (64) y el número de estreptococos fecales, por su parte, oscila entre 10.000 y 110.000.000/ gramo (65). Un pequeño cálculo, conociendo los gramos de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

excretas expulsado por cada individuo de una población multiplicado por el número de habitantes de la misma, daría idea igualmente del orden de magnitud de la cifra de salmonelas y de estreptococos fecales que se podrían encontrar en las aguas residuales y, como consecuencia, en las aguas costeras de una ciudad, en el supuesto de que se realizaran vertidos directos. No es preciso enumerar las ciudades en las que esta actividad es práctica diaria.

Muy relacionado con lo anterior, está el aspecto de la dosis infectiva mínima, necesaria para infectar a un bañista. Existe una amplia gama de niveles entre los diferentes patógenos de origen hídrico (64). Así, para S. typhosa de 3 a 5 células pueden resultar infecciosas, mientras que para otros serotipos se requiere del orden de 10^{5}-10^{6} células para producir salmonelosis. Otros patógenos, como Shigella flexneri, solamente requieren una dosis de menos de 200 células y algunos virus entéricos solamente una o dos partículas virales, en niños. No obstante, experimentalmente se ha comprobado que las alteraciones de la función gástrica, por ejemplo por elevación del pH del estómago, puede reducir la dosis infectiva mínima en varios órdenes de magnitud. Así, para Vibrio cholerae se comprobó que su dosis infectiva se reducía en cinco órdenes de magnitud, en individuos que sufrían alteraciones de la función gástrica.

Por su parte, este último aspecto también se relaciona con la cantidad de agua ingerida por un bañista, en su acti-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

vidad del baño. Se especula con la idea de que en niños suele ser superior que en los adultos y se sitúa entre 10 y 100 ml. En lo que concierne a infecciones de los ojos, nariz, garganta y oido, más que la cantidad de agua ingerida, lo importante es considerar el tiempo de exposición al medio acuático y la temperatura del agua.

Otro aspecto también importante a considerar, es que los procesos de tratamiento de las aguas residuales en las Plantas Depuradoras reducen tanto la concentración de patógenos, como de las sustancias nutritivas (materia orgánica) necesarias para soportar la persistencia de los patógenos en las aguas costeras. El grado de tal reducción dependerá de varios factores propios de cada planta o sistema de depuración: tiempo de retención de las aguas, composición de los lechos activos, antagonismos entre la flora biológica, pH y temperatura de funcionamiento, efectividad de la desinfección del efluente, entre otros.

A pesar de la depuración, inclusive en condiciones óptimas de funcionamiento de una Planta Depuradora, el efluente resultante contiene aún una parte de cada uno de los tipos o clases de microorganismos presentes en las aguas al entrar en la Planta (94). Por otra parte, y a menos que sea escrupulosamente controlado, con frecuencia el funcionamiento de las Plantas Depuradoras es ineficaz debido a sobrecargas de caudal de entrada, mezcla de las aguas brutas y depuradas o por

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

desequilibrio en alguno de los factores más arriba indicados.

Como consecuencia, aquellas bacterias, virus y parásitos que permanecen en los efluentes tratados constituyen un riesgo sanitario potencial para las personas que utilizan las aguas naturales receptoras con fines recreativos: baño, deportes naúticos, arena de playas contaminadas, etc. (64 y 29).

Si la solución final para el vertido de las aguas residuales depuradas o no, son los emisarios submarinos, estos deben situarse y desembocar lo suficientemente alejados de la costa, para prevenir la recirculación de las aguas descargadas hacia las áreas de baño. La localización de los emisarios requiere un estudio hidrológico completo del área marina de su ubicación, un estudio de los efectos ecológicos en ese área de descarga y del impacto del caudal y composición del efluente sobre la calidad del agua en la zona de baños y de los sedimentos hasta donde alcance la influencia de la zona de descarga (24, 26, 92 y 131).

Otro aspecto muy interesante es el de los parámetros que se han de emplear en la evaluación de los niveles de contaminación de las áreas de baño y los límites de concentración de los mismos que de alguna forma garanticen la calidad microbiológica que deben cumplir las aguas de baño. En la actualidad rigen unos límites bacteriológicos, fijados a través de Normativas internacionales (Normas de la C.E.E. (10), en uso

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

actualmente en nuestra patria) o por recomendaciones de organismos de raigambre internacional como la OMS y el PNUMA. En el Capítulo de Material y Métodos se dedica un apartado a tan importante cuestión. El llegar a fijar tales límites ha sido fruto de muchos trabajos de investigación y reuniones de expertos en la materia (199).

Como cuestión de principio, GELDREICH (62), basándose en la revisión de numerosos estudios, fija la cifra de 200 Coliformes Fecales (media geométrica de un número suficiente de observaciones) como límite que no deben superar las aguas marinas usadas para el baño. Advierte este autor, además, que a concentraciones superiores de CF, la probabilidad de exposición de los bañistas a la presencia de Salmonella y enterovirus se puede ver significativamente incrementada. Como ya se ha indicado, en un proximo apartado se analizará este aspecto más detalladamente y se podrá ver que las cifras de parámetros indicadores tolerables en aguas de baños, están en la línea de lo que este autor señaló hace casi dos décadas.

Salmonella y su caracter de patógeno bacteriano indicador de contaminación fecal:

El Género Salmonella: Descripción.

En la 8ª Edición del Manual de Bergey de Bacteriología (30), este género figura de la siguiente manera (p. 298):

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

"Género IV. Salmonella Lignières 1900, 389" dentro de la Familia I. Enterobacteriaceae.

En su trabajo de Tesis Doctoral, C. MONZON (114), realiza un estudio de la Historia de este género, del que destacamos algunos aspectos. Salmonella es descubierta y descrita como bacilos Gram negativos por EBERTH, aislándolos del bazo y ganglios linfáticos de enfermos fallecidos por fiebres tifoideas y aislados y cultivados por GAFFKI, quién les denomina Bacillus typhosus.

SALMON y SMITH, en 1885, aislan durante una epidemia de cólera porcino, un bacilo Gram negativo, que denominaron Bacillus cholera-suis, pues errróneamente lo identificaron como el agente etiológico de esa enfermedad.

En años sucesivos, otros investigadores aislan nuevos bacilos de características similares. GARTNER, en 1888 aisla Bacillus enteritidis del bazo de un paciente fallecido por toxiinfección con carne, KLEIN en 1889 aisla Bacillus gallinarum, LOEFFLER en 1892 aisla B. typhimurium, etc.

Poco después, en 1896, WIDAL y ACHARD y BENSAUDE, realizan aglutinaciones de cultivos vivos de B. typhosus con suero de pacientes afectados. De esta forma, según MONZON (114), "se sientan las bases del serodiagnóstico" de Salmonella.

En 1900, LIGNIERES propone que a todo este grupo de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

microorganismos se les denomine Salmonella, en honor de D.E. SALMON, bacteriólogo norteamericano.

Otras particularidades de éste Género bacteriano son las siguientes.

Las salmonelas son bacilos rectos, de Ø,5 a Ø,8 µ de ancho por 1-3 µ de largo, no esporulados ni encapsulados. Son gérmenes Gram negativos, móviles por flagelos peritricos, excetuando S. gallinarum y S. pullorum, que no son móviles. Son aerobios y facultativos, crecen bién a 37 ºC y pH entre 6 y 8, en medios de cultivo ordinarios, sin especiales requerimientos nutritivos (1Ø2).

Las salmonelas presentan una marcada resistencia a condiciones ambientales adversas, de las que destacamos una resistencia a la salinidad y temperatura del agua de mar, medio del que se aislan a partir de zonas contaminadas por aguas residuales, como se verá en este trabajo.

En cuanto a propiedades bioquímicas de Salmonella, se destacan las más frecuentes y características que presentan en las pruebas utilizadas en su identificación, por los sistemas empleados en este trabajo: Sistema API 2Ø E y otras pruebas adicionales. Las salmonelas son fermentadoras de glucosa, manitol, sorbitol, ramnosa, melibiosa, arabinosa y maltosa, pero no fermentan lactosa, sacarosa, amigdalina, salicina ni adonitol, siendo variable la fermentación del

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

inositol. No hidrolizan la urea ni desaminan el triptófano ni la fenilalanina. No son productoras de indol ni de acetoína. Producen la descarboxilación de la lisina y son variables respecto a la descarboxilación de la ornitina y a la producción de arginina-dehidrolasa. No suelen producir hidrólisis de la gelatina ni betagalactosidasa. Realizan la reducción del nitrato a nitrito y no producen la reacción de la citocromo-oxidasa. En el medio de Kligler producen gas a partir de la glucosa y suelen producir sulfhídrico. Utilizan el citrato como única fuente de carbono.

Las características bioquímicas y algunas otras pruebas, sirven para determinar a las bacterias del género Salmonella. No obstante, ello constituye solamente una identificación presuntiva (105). Aunque el aislamiento en cultivo puro y la identificación bioquímica de cepas bacterianas es imprescindible, la identificación completa de Salmonella requiere además su serotipificación, la cual se basa en la detección de unos componentes antigénicos presentes en el cuerpo celular bacteriano, es decir, los antígenos somáticos (antígenos O) y de otros componentes antigénicos presentes en los flagelos, es decir, antígenos flagelares (antígenos H).

La identificación específica de las cepas de Salmonella aisladas en un trabajo de campo, como el presente, o en trabajos de índole clínica requiere un nivel de especialización y, consecuentemente, de elementos materiales que muy

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

pocos laboratorios en la actualidad pueden permitirse. No obstante, existen preparados comerciales de anticuerpos, los antisueros "polivalentes", que sin llegar a determinar a las cepas sospechosas hasta el nivel de especie, permiten, al menos, elevar el nivel de presunción de que pertenezcan a alguno de los numerosos serotipos que hasta la fecha han sido descubiertos.

Salmonella como indicador de contaminación fecal.

La infección por bacterias del Género Salmonella en el hombre y los animales constituye un problema sanitario a escala mundial (113 y 166)

La mayoría de los brotes de salmonelosis son consecuencia del consumo de alimentos contaminados. Todavía en los últimos años, las salmonelas siguen constituyendo en España, los principales agentes causantes de gastroenteritis bacterianas, aún en regiones consideradas dentro de las mejores dotadas. Así, MORERA et al., 1988 (119), en un estudio realizado durante 1983-1987 en Barcelona, encuentran que el 52,62% de los casos estudiados fueron producidos por Salmonella.

Otros trabajos recientes confirman que éste género bacteriano sigue siendo el más frecuentemente aislado en coprocultivos de pacientes aquejados, durante los últimos cinco años, en todo el país: en Madrid (195 y 196), Palma de Mallorca (156 y 162), Burgos (48 y 49), Granada (3), Alicante

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

(9), Almería (161) y León (59).

No obstante, la vía alimentaria no es la única forma de difusión o transmisión de estas bacterias. Las complejas rutas por las que las salmonelas son vehiculadas a través del medio ambiente, sugieren que las aguas superficiales y, en particular, las aguas de recreo (baño, deportes, etc.) pueden jugar un importante papel en la transmisión de estos microorganismos.

Otra de las vias de difusión de Salmonella puede ser a través de aerosoles. Desde 1977, CONTRERAS (39) estudia la presencia de bacterias en aerosoles marinos del litoral contaminado de San Sebastián (España). No estudia específicamente la presencia de Salmonella, pero sí la de coliformes y, como se verá a continuación, otros autores la detectan en aerosoles de aguas residuales urbanas (a partir de Plantas Depuradoras y de riego por aspersión con aguas de efluente de depuradoras), por lo que en un litoral muy contaminado no es excesivamente aventurado pensar que se produzcan aerosoles conteniendo Salmonella, máxime conociendo el hecho de que esta bacteria resiste la salinidad del agua de mar (lo que se ha observado en este propio trabajo) y que otros autores, como PLAKHOTYA (148) afirman que los datos de los últimos años aparecidos en la bibliografía sugieren esta posibilidad, dado que Salmonella sobrevive en el aire mejor que cualquier otro microorganismo.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

También BRISOU y DENIS (29) aluden a este problema, citando el anterior trabajo de CONTRERAS. En la Avenida Marítima de Las Palmas de Gran Canaria, se hizo un estudio en el año 1984, en el que se detectaron coliformes en los aerosoles marinos (138).

Estudios en aguas residuales urbanas, propiamente dichas, han demostrado la difusión de patógenos a través de aerosoles. TELTSCH et al. (176) aislaron Salmonella a 60 metros y enterovirus a 100 metros de distancia de un sistema de riego por aspersión alimentado por aguas del efluente de la Planta Depuradora de un Hospital de Israel. Previamente, TELTSCH y KATZENELSON (175) habían demostrado, usando una cepa de E. coli ácido nalidíxico-resistente añadida al efluente, que estas mismas bacterias "marcadas" se aislaban a partir de los aerosoles después de usar ese agua para riego por aspersión.

También LINNEMANN et al. (103) estudiaron este problema en granjas de Estados Unidos usando asimismo efluentes de depuradoras en riego por aspersión. Aunque estos autores minimizan el riesgo de infección, sí reconocen la presencia de altos niveles de anticuerpos para un enterovirus (coxsackievirus B5) entre los trabajadores de mayor riesgo (los que manipulan las llaves y válvulas del sistema), sin encontrar manifestaciones sintomáticas. A pesar de ello, otro autor, CRONHOLM (42) reconoce un riesgo para la salud si las

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

poblaciones humanas se someten a la exposición de aerosoles de origen fecal, máxime si se tiene en cuenta que las dosis infectivas pueden disminuir considerablemente cuando los gérmenes se someten a inhalación, en vez de a otras vías. Esto fue demostrado por CROZIER y WOODWARD (43), que realizaron infecciones experimentales en primates al hacerles inhalar dosis infectivas de Salmonella typhi 10^3 veces inferiores a las habituales por vía digestiva.

Otros autores han hecho interesantes aportaciones a este tema (1, 16 y 99), el cual merece un estudio más profundo que el que, dados los objetivos de este trabajo, podemos realizar nosotros.

Desde hace muchos años el Género Salmonella está considerado como uno de los indicadores patógenos de contaminación fecal en aguas naturales. Las salmonelas son los microorganismos patógenos más frecuentemente encontrados en aguas contaminadas y, aunque sean autóctonos en el tracto intestinal de los animales, también se pueden encontrar como formas libres que pueden reproducirse en las condiciones ambientales normales (85).

A partir de las aguas residuales urbanas, de efluentes de Centrales Depuradoras de aguas residuales urbanas e industriales, de aguas superficiales y de aguas marinas costeras, los diversos autores han conseguido aislar Salmonella (19, 88, 97, 113, 114, 139 y 155).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Clasicamente, el grado y extensión de contaminación microbiana en aguas naturales ha sido siempre determinada por la numeración de microorganismos indicadores fecales (11).

Pero el hecho de la aparición de técnicas adecuadas para el aislamiento directo de los patógenos y el hecho de que no siempre se encuentra una correlación directa entre la presencia de los indicadores fecales y otros microorganismos patógenos (52 y 159), impulsó a los investigadores a utilizar tales patógenos como indicadores de contaminación de las aguas naturales (124). Entre ellos, Salmonella ha sido y es uno de los indicadores de preferencia debido, entre otros factores, a su importancia epidemiológica.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Buena prueba de ello es que en la Directriz 76/160/CEE (10) del Consejo de las Comunidades Europeas de 8 de Diciembre de 1975, en la que se establecen los parámetros microbiológicos y los límites de calidad microbiológica para aguas de baño, junto con los parámetros clásicos coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, se encuentra Salmonella además del Enterovirus 1.

Estas Normas, establecida por las Comunidades Europeas fijan los límites Guía (que se interpretan literalmente, como indicativos de la presencia de organismos fecales en las aguas naturales) y además los límites Imperativos , que pueden ser interpretados como de alta contaminación por la

que las autoridades sanitarias o gubernativas deben tomar medidas de restricción del uso de las áreas de baño. Se deduce pues que los límites Imperativos son más restrictivos, al ser más exigentes.

De esta manera, por ejemplo, para los coliformes fecales el límite Guía para un muestreo quincenal de al menos 10 muestras, es de 100 CF/100 ml, mientras que el límite imperativo es de 2.000 CF/100 ml.

Sin embargo, en lo que concierne a Salmonella, los límites son mucho más restrictivos y no se consigna límite Guía sino exclusivamente Imperativo, indicando la norma que en 1 litro de agua de muestra no se debe detectar Salmonella, es decir que la detección de una sola salmonela en 1 litro de agua de mar costera, sería suficiente para que se tomaran drásticas medidas restrictivas en cuanto al uso de las zonas de baño.

También, los Métodos Estandard para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales de la APHA (11), en el Capítulo 912 titulado: Detección de Microorganismos Patógenos, incluye los apartados A, B y C dedicados a los métodos de aislamiento, identificación y cuantificación de Salmonella.

En el apartado 914 B dedicado a Playas Naturales de Baño, se explica que a través del uso recreativo o para el

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cultivo de crustáceos y moluscos de las aguas marinas costeras contaminadas por aguas residuales, pueden ser transmitidas a los seres humanos una amplia variedad de microorganismos patógenos. Entre otros agentes enteropatógenos como las shigelas, enterovirus y parásitos pluricelulares, se encuentra Salmonella.

Antecedentes de la presencia de Salmonella en aguas naturales.

La revisión de un gran número de referencias bibliográficas sobre la presencia de Salmonella en las aguas naturales pone de manifiesto el gran interés de los diversos autores por la detección y la confirmación de este patógeno en tales aguas. Tanto en los sistemas de aguas interiores, ríos y lagos, como en el propio litoral marino, la detección y, en muchos casos, la numeración de Salmonella es constante a lo largo de las últimas decadas.

Según BRISOU y DENIS, (29),las salmonelas constituyen uno de los capítulos más importantes de la microbiología de los medios acuáticos. Desde muy antiguo, se sabía que el vertido de las aguas residuales urbanas a los ríos, estuarios y las zonas litorales marinas comportaba la aparición de endemias mortales, entre las que las fiebres tifoideas constituían la más importante. Desde el momento que el progreso de la Microbiología permitió el aislamiento e identifi-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cación de Salmonella, se pudo confirmar que las salmonelas, responsables de infecciones tifo-paratifoideas, gastroenteritis, y toxi-infecciones alimentarias por ingestión de productos marinos, habitaban en el medio marino.

Las salmonelas se encuentran en el hombre y además en otros animales homeotermos y poiquilotermos y constituyen uno de los grupos más importantes de la Microbiologia Clínica al conocerse actualmente alrededor de 2.200 serotipos, con la circunstancia además de que año tras año se van encontrando otros nuevos.

Todas las grandes poblaciones costeras del mundo pueden en cualquier momento verter Salmonella al medio marino. Desde 1937, PAPONNET y BRISOU reportan la presencia de salmonelas en el litoral de Túnez (144). Otros trabajos antiguos corresponden a STRYZAK en 1949 (174), BUTTIAUX y LEURS en 1953 (31), STENEIGER en 1955 (172) y 1956 (173) y McCOY en 1964 (112).

Otra referencia ya clásica es la de FAIR y MORRISON, 1967 (52), que estudiaron la presencia de salmonelas y arizona en aguas del Río Poudre (USA), que era considerado "no contaminado", mediante la técnica de las membranas filtrantes, enriquecimiento en caldo de selenito y siembra en placas de agar selectivo. Encontraron en una pequeña proporción de muestras, la presencia de Salmonella, con una media de solamente 30 coliformes/100 ml durante tres años conse-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cutivos, lo que para los autores rompía el mito de la existencia de aguas potables en la Naturaleza.

Otras aportaciones hasta 1970, que revelan el interés que desde mucho tiempo atrás han mostrado los microbiólogos sobre la contaminación del medio marino por las salmonelas, son las de SLANETZ et al. (167), BONDE (24), BREZENSKI y RUSSOMANO (28), GRUNNET y NIELSEN (82) y GRUNNET et al. (83). Estos últimos estudiaron en la costa danesa la presencia de Salmonella y su relación con la concentración de E. coli, estableciendo que la variación de ambos parámetros está linealmente correlacionada.

De 17 playas de baño estudiadas por BREZENSKY en 1971 (27) en el área de Nueva York, en 10 de ellas se encontró la presencia de Salmonella.

GELDREICH, 1972 (63), encuentra que en las aguas litorales contaminadas, el 28% de las muestras de sedimentos contenían Salmonella. Igualmente, más adelante (64),señala que el aumento de la contaminación de las aguas costeras debido al aumento de las descargas de aguas residuales, ha intensificado la presencia de patógenos e incrementado su persistencia en el medio marino y, en particular, en las zonas próximas a los vertidos.

Otras referencias relativas al aislamiento de Salmonella

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

en aguas de mar costeras o en aguas de río en ambos casos contaminadas por vertidos de aguas fecales se enumeran a continuación.

YOSHPE-PURER y SHUVAL en 1972 publican un trabajo (202) relativo al aislamiento de Salmonella y otros organismos bacterianos indicadores de polución fecal, durante 1968 y 1969 en el que aislan unas 200 cepas pertenecientes a 35 serotipos diferentes, en una zona marina próxima a vertidos y a playas de baño en la zona de Tel-Aviv (Israel).

BOCCIA et al. en 1978 (19) en un estudio realizado en aguas de la bahía de Nápoles (Italia), encuentran la presencia de Salmonella solamente en aquellas muestras con un valor de coliformes fecales superior a 1.000/100 ml.

Tambien en 1978, PLANTE et al. (149) estudian la presencia de Salmonella y su relación con los coliformes fecales en diversos ríos de Canadá. Consiguen aislar e identificar hasta 28 serotipos de Salmonella.

En aguas de la Albufera de Valencia, GARAY et al. (61) realizan un trabajo, en 1978 sobre el aislamiento e identificación de Salmonella.

En el VIII Congreso Nacional de Microbiología (Madrid, 1981), ALCAIDE y GARAY, 1981 (6) presentaron una comunicación sobre el aislamiento de Salmonella en la Albúfera de Valen-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cia, a partir de las aguas residuales que entran en una Central Depuradora y de puntos de muestreo situados a diferentes distancias de los lugares de vertido. En este trabajo introducen una modificación al caldo Rappaport, el llamado NR1Ø consistente en la adición de novobiocina a dicho medio con objeto de reducir la presencia de flora acompañante.

Otro trabajo en el que se aisla Salmonella es el de CAZORLA-MARTINEZ y ARROYO-MERINO, 1981 (34), a partir de aguas del Río Manzanares, en el que encuentran diversos niveles de contaminación, coincidiendo los máximos con los puntos de vertidos residuales. Aislaron cepas de S. houtenae y S. cholerasuis.

En 1982, MÖSE y THIEL (126) publican un trabajo sobre el aislamiento de Salmonella en aguas de río en el que hacen una interesantísima aportación, al hacer énfasis en el hecho de que a pesar de la modernización de las actuales plantas de tratamiento de aguas residuales, las concentraciones de Salmonella detectadas en el río Mur (Alemania) no han disminuido en diez años (entre 1969 y 1981), a pesar de que en este tiempo el número de Plantas Depuradoras han aumentado considerablemente. En el resumen de su trabajo, estos autores indican: "Esta afirmación no es una crítica, sino la constatación de un hecho deplorable que debe ser reconocido por todos los que están implicados en la lucha contra las salmonelas."

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

En 1983 y 1984, MORIÑIGO et al. (120 y 121) ponen a punto métodos para la detección y recuento de Salmonella a partir de aguas naturales, obteniendo mejores resultados con el caldo de enriquecimiento de Vassiliadis-Rappaport R10/43 ºC que con otros medios selectivos. En el segundo de los trabajos (121), obtienen además que el número de salmonelas detectado está directamente relacionado con el grado de polución fecal.

Dentro de la actual década, en 1983, GRIMES y COLWELL (80) publican un trabajo sobre Salmonella y otros patógenos tales como Vibrio spp. y Aeromonas , realizado en el estuario de la bahía de Chesapeake (USA) y en el que encuentran una distribución estacional, de tal forma que tales patógenos desaparecen del agua de mar a temperaturas próximas a los 10 º C.

Tambien en 1983, FERRARI y BRIGHENTI (54) aislan Salmonella a partir de las aguas del río Adige en Verona (Italia).

En otro trabajo publicado en 1983 por los españoles BORREGO et al. (25) , en el que realizan un estudio sobre la difusión de las aguas vertidas a través de emisarios submarinos en el litoral de la costa de Málaga, aislan Salmonella y Shigella además de los parámetros clásicos coliformes y estreptococos, encontrando que ambos géneros, a pesar de sufrir

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

una rápida pérdida de su viabilidad , sufren un grado de inactivación generalmente más lento que el de los coliformes.

En el IX Congreso Nacional de Microbiología (Valladolid, 1983) se presentaron algunos trabajos sobre la presencia de Salmonella en aguas naturales. En aguas del río Guadarrama, DE LA ROSA et al., 1983 (46), aislan bacterias de éste género en un punto de muestreo. La importancia de este halllazgo se atribuye al carácter de río del que se suministra agua de abasto.

COMBARRO et al., 1983 (38), publican un trabajo realizado en aguas de mar de la Ría de Pontevedra en el que cuantifican los parámetros clásicos de contaminación fecal (CT, CF y EF) y detectan otras enterobacterias. De un estudio de un número no especificado de cepas, el 17,2 % de ellas pertenecen al género Salmonella.

MORIÑIGO et al., 1983 (120), publican un trabajo en el que describen técnicas semicuantitativas para la numeración de Salmonella en aguas de río. En ellas emplean la técnica del NMP y comparan diversos medios de enriquecimiento: caldo tetrationato, caldo de selenito-cisteína, caldo R10 43 y el caldo NR10, una variante del caldo R10 de VASSILIADIS (180 al 186, 188, 189, 191 y 192) ya utilizada por ALCAIDE et al. (1982) (8). Obtienen los mejores rendimientos de aislamiento de Salmonella con los caldos basados en el caldo Rappaport, es decir los caldos R10 43 y NR10, en aguas muy polucionadas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Otro de los trabajos es el de CALZON-SILLA et al., 1983 (32), en aguas residuales de 29 localidades de la región de Murcia. Obtienen un 70,11 % de muestras positivas para Salmonella, usando tres caldos de enriquecimiento simultáneamente (Selenito, Tetrationato y Rappaport).

PETERSON et al., en 1984 (145) aislan a partir de aguas de la bahía de Naples, en Florida (USA), Salmonella y otros patógenos como V. cholerae, V. parahaemolyticus y Ps. aeruginosa, demostrando que estas bacterias existen en esas aguas y que pueden ser aisladas tanto de zonas con alto número de coliformes fecales como de baja concentración de tales indicadores.

En otro trabajo de 1984, ROBERTSON (159) discute la conveniencia de la utilización de los patógenos como indicadores directos de la contaminación fecal, dado que en los últimos años se han desarrollado técnicas relativamente sencillas para la detección y cuantificación de los patógenos , entre los que cita Salmonella , y teniendo en cuenta que se admite por los autores que la posibilidad de adquirir infecciones causadas por patógenos presentes en el agua aumenta, a medida que la densidad de coliformes es mayor. Señala además, que los estudios en este sentido tienden a determinar si efectivamente se puede encontrar una correlación entre ambos indicadores en aguas de baño.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

También en 1984, se publican trabajos de GRIMES et al. (81) y ALCAIDE et al. (7). En el primero de ellos se realiza un estudio sobre el aislamiento de Salmonella y otros patógenos como Vibrio cholerae, además de indicadores fecales de contaminación fecal, en las aguas de efluentes que descargan a través de emisarios submarinos en Puerto Rico, cuyos efectos detectan hasta una distancia de 3,7 km del origen del vertido. Por su parte, ALCAIDE et al., (7) realizan estudios en la Albúfera de Valencia, aguas muy contaminadas por descargas fecales de varios pueblos circundantes. En ellas se detectan Salmonella y V. cholerae NAG (No aglutinables).

En algunos casos, los autores estudian la presencia de Salmonella no solamente en las aguas marinas, sino además en los animales marinos que se desarrollan en aguas contaminadas por vertidos fecales. Tal es el ejemplo del trabajo de CHUGH y KADRI publicado en 1985 (44) y realizado en aguas costeras de Kuwait. En este trabajo aislan cepas que someten a estudios de resistencia a antibióticos y su correlación con cepas aisladas en clínica.

En el trabajo publicado en 1985 por MENON (113), se estudia la presencia de Salmonella y Aeromonas hydrophila en relación con los indicadores coliformes y estreptococos fecales, en aguas del río Cornwallis , en Canadá. El aislamiento de Salmonella guardaba relación directa con los niveles de contaminación fecal de forma que , en términos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

generales, las salmonelas se detectaron cuando los niveles de coliformes fecales se situaban sobre los 2.000 CF/100 ml, aunque en dos ocasiones detectó Salmonella con concentraciones de 220 y 230 CF/100 ml.

En el año 1985 se celebró en nuestro país el X Congreso Nacional de Microbiología, en el que varios autores españoles dan cuenta del aislamiento de Salmonella en aguas naturales y residuales, así como de trabajos de laboratorio relacionados con salmonelas aisladas del medio ambiente. Ello confirma el interés de la Microbiología española por el problema de la presencia de Salmonella en los medios naturales.

Los trabajos de ALCAIDE et al. (1985) se refieren al aislamiento de plásmidos de resistencia a antibióticos a partir de cepas ambientales de Salmonella (4) y a la comparación de diferentes métodos de aislamiento y al rendimiento que proporcionan en la recuperación (aislamiento) de las mismas a partir de aguas naturales (5).

Tambien se encuentra el trabajo de NAVARRO et al. (1985) (130) en el que se comparan los serotipos de Salmonella que se aislan de las aguas residuales de la ciudad de Zaragoza con los obtenidos a partir de muestras clínicas.

Por su parte, MONZON-MORENO (1985) realiza un trabajo en base a 334 cepas de Salmonella, aisladas a partir de aguas

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

residuales obtenidas de la Central Depuradora de Las Palmas de Gran Canaria, en el que se determinan los serogrupos a los que pertenecen las mismas, así como la sensibilidad a los antibióticos (114).

Otro trabajo, realizado por el autor de esta Memoria, se refiere al aislamiento de Salmonella en playas de baño de la isla de Gran Canaria y de aguas residuales de vertidos que afectan a dichas playas (O'SHANAHAN et al., 1985) (139).Los resultados de este trabajo se discuten ampliamente en otro apartado.

PAGAN et al. (1985) (141) presentan un trabajo sobre estudios "in vitro" relativos a la supervivencia de 2 cepas de S. typhimurium (LT2 y A1) aisladas del ambiente, con aguas recogidas del río Segura y del Mar Menor (Murcia), tratadas por filtración por membrana de Ø,22 µm de diámetro de poro. Encuentran una elevada supervivencia de las dos cepas de Salmonella.

Finalmente, en los trabajos de MORIÑIGO et al., 1985, se compara la eficacia de diferentes medios de enriquecimiento selectivo para el aislamiento de Salmonella en aguas naturales polucionadas (122) y se estudian las relaciones de concentración entre Salmonella y los indicadores de contaminación fecal (123).

Otro trabajo publicado en nuestro país más recientemente

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

da cuenta del aislamiento de Salmonella en aguas de baño, concretamente el realizado en playas de la ciudad de Barcelona por ISERN et al., 1987 (88), en el que aislan 69 cepas de Salmonella correspondientes a 34 serotipos diferentes.

La línea de investigación sobre la presencia de Salmonella en el ambiente y trabajos de Laboratorio relativos a éste género ha continuado hasta el año 1987. Así, en el XI Congreso Nacional de Microbiología, el último de los celebrados hasta la fecha, se recogen nuevamente varios trabajos concernientes a este tema, que a continuación se enumeran.

El trabajo de RIVILLA et al., 1987 (158) se refiere al impacto producido por los contaminantes biológicos en el Parque Nacional de Doñana (Andalucía) en el que se determinan parámetros microbiológicos indicadores de contaminación fecal: Coliformes Totales, Coliformes Fecales, E. coli, Estreptococos Fecales y Salmonella. Los autores no encuentran una correlación entre la alta población de aves anátidas, que son reservorios naturales de Salmonella, y la frecuencia de aislamiento de las mismas, que es muy baja, pues la aislan en una sola muestra. Los autores indican tambien que en varias muestras encuentran CF y no EF y viceversa, por lo que indican que es necesario estudiar ambos parámetros conjuntamente.

MORIÑIGO et al., 1987 (125) presentan un trabajo relativo a la supervivencia de cepas de colección de Salmonella

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sometidas a la exposición a cámaras de difusión.

CORNAX et al., 1987 (41) presentan un trabajo sobre el efecto del agua de mar sobre diferentes serotipos de Salmonella, expuestos en experimentos "in vitro", a diferentes tipos de agua: suero fisiológico, agua de mar sin tratar, agua de mar filtrada, agua de mar artificial, etc. Obtienen que el agua de mar sin tratar ejerce un efecto de eliminación de las bacterias más rápido que las otras. Sin embargo, la salinidad sólo ejerce un ligero efecto negativo sobre la supervivencia de Salmonella, en comparación con el mismo proceso realizado con suero fisiológico.

Por su parte, AZNAR et al., 1987 (12 y 13), realizan experimentos sobre plásmidos obtenidos a partir de cepas de Salmonella aisladas de la Albúfera de Valencia. Las bacterias huésped pertenecen a géneros característicos de la flora acompañante en el aislamiento de Salmonella (Pseudomonas, Proteus, Enterobacter, Klebsiella, etc.).

Finalmente, FERRER et al., 1987 (56) estudian la sensibilidad a los antibióticos de cepas de Salmonella aisladas a partir de aguas residuales, aguas de mar y alimentos de la ciudad de Barcelona.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

El problema de la transferencia de resistencia a los antibióticos entre bacterias de origen fecal.

Uno de los problemas derivados del vertido de las aguas residuales al mar ha sido apuntado por GELDREICH (64). Se trata de la transferencia de resistencia a los antibióticos entre microorganismos intestinales. Según este autor, el aumento del uso de los antibióticos en clínica y en alimentación animal, como factor estimulante del crecimiento cuando se emplean en pequeñas dosis, ha contribuido desde hace años a incrementar el número de coliformes fecales resistentes a los antibióticos que se vierten en los ríos y en las aguas costeras. Los factores genéticos que controlan la resistencia a los antibióticos (factores R) en estos coliformes fecales pueden ser transferidos a patógenos como Salmonella y Shigella. Consecuentemente, las infecciones causadas por estos patógenos, comenzaron a ser más difíciles de tratar por antibioterapia.

Ya desde 1970 y 1971, SMITH (168 y 169) había indicado que en los alrededores del litoral marino de las ciudades que descargan sus aguas residuales inadecuadamente tratadas o sin tratamiento alguno, se encontraban altas concentraciones de coliformes fecales que presentaban factor R. No obstante, para GELDREICH, el problema del impacto de este hecho sobre los usuarios de las playas de baño, quedaba por dilucidar. Lo que sí es claro es que la elevación de los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

límites de coliformes fecales en playas de baño aumentará la probabilidad de que los bañistas contacten con estos organismos. Y lo que es más importante aún, habrá un mayor riesgo de contacto con los patógenos resistentes a los antibióticos que puedan encontrarse en las aguas contaminadas (79).

Otros trabajos en que se trata de este problema los encontramos en COLWELL et al., 1973 (37), COOKE, 1976 (40) y GRABOW et al., 1973 y 1975 (77 y 78).

Años más tarde, otros autores han seguido tratando este problema. De esta manera, en la bibliografía especializada, se encuentran los trabajos de GOYAL et al. (76) quiénes sobre un total de 423 cepas de coliformes totales y 300 de coliformes fecales aislados de aguas superficiales contaminadas por aguas residuales domésticas, el 50 % de los coliformes totales y el 33% de los fecales fueron multirresistentes, es decir, resistentes a 2 o más antibióticos. Además realizaron el estudio de transferencia de la resistencia a antibióticos con 178 cepas de coliformes totales y 137 de coliformes fecales, encontrando que el 53,9 % de CT y el 53.3% de los CF fueron capaces de transferir una parte o el total de su patrón de resistencia a cepas experimentales: E. coli resistente al ácido nalidíxico y una cepa de Salmonella cholerasuis var. kunzerdorf 460 S.I.-2, tambien resistente al ácido nalidíxico. Finalmente, a partir de cepas de Salmonella aisladas del agua utilizada en este experimento que se rela-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ta, consiguieron realizar la transferencia de resistencia a los dos receptores más arriba mencionados.

Se observa , pues, que el fenómeno de la transferencia de resistencia a los antibióticos significa una dimensión epidemiologica muy importante del problema de los vertidos al mar de las aguas residuales urbanas, que va mucho más lejos del mero control periódico de la calidad de la playas y la información a los usuarios de la calidad sanitaria de las mismas.

Como ya se ha observado, la transferencia de resistencia a los antibióticos ha sido estudiada por los diversos autores, en particular entre bacterias coliformes y Salmonella, debido como es lógico al caracter patógeno de este género bacteriano. Los esfuerzos tambien se han dirigido al estudio de la resistencia de Salmonella cualquiera que sea el origen de su aislamiento y tanto si se trata de cepas aisladas del medio ambiente como si la fuente de aislamiento son casos clínicos.

Tal es el caso del trabajo de ALCAIDE et al, 1985 (4) en aguas de la Albufera de Valencia. De 110 cepas aisladas de estas aguas y de los efluentes de aguas residuales que la contaminan, 39 cepas fueron resistentes a un antibiótico y 71 a dos o más antibióticos. El 30 % de las cepas transfirieron su resistencia a la cepa E. coli K12 ácido nalidíxico-resistente, aislando además los plásmidos correspondientes.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

RANGNEKAR et al., 1985 (152) encuentran que de 101 casos de fiebres paratifoideas, en 15 de ellos obtienen S. paratyphi A resistentes a distintos antibióticos. Entre ellas, 10 cepas contenían plásmidos que codificaban la resistencia a ampicilina, cloranfenicol, sulfamidas, tetraciclina, kanamicina y estreptomicina.

En otro trabajo ya referido anteriormente, CHUG y KADRI, 1985, (44) aislan 24 cepas de Salmonella a partir de almejas y de agua de mar, de las cuales dos fueron resistentes a ampicilina, cloranfenicol y tetraciclina y otras dos mostraron resistencia a ampicilina, cloranfenicol, kanamicina, estreptomicina y tetraciclina. Tambien en 1985 KADRI y SALEM (95) estudian la resistencia a antibióticos de coliformes aislados a partir de aguas y sedimentos costeros de la ciudad de Kuwait, encontrando que la resistencia a cloranfenicol, ampicilina y estreptomicina era la más común entre los coliformes totales. Tambien determinan que Escherichia coli es la especie más abundante entre los coliformes resistentes a la mayoría de los antibióticos.

En aguas de río tambien es investigada la presencia de bacterias coliformes resistentes a los antibióticos capaces de tranferir su resistencia a otras bacterias. Se puede enumerar el trabajo de STELZER y ZIEGERT, 1985 (171) en aguas con un contenido entre 2.000 y 10.000 coliformes por

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

mililitro, en las que el 2,1 % de las colonias fueron resistentes a la tetraciclina, el 0,3 % al cloranfenicol, el 7,5 % al trimethoprim, 12,7 % a la ampicilina y 0,15 % a la gentamicina. Entre los aislados pertenecientes al género Klebsiella, el 75 % fueron resistentes a tres o más antibióticos. De las coliformes pertenecientes a E. coli, Klebsiella, Enterobacter y Citrobacter, entre el 31,6 y el 51,9 % de las cepas transfirieron su resistencia a antibióticos a E. coli K-12. Sin embargo en cepas de Pseudomonas y Aeromonas no se observó la transferencia a los antibióticos.

Otro de los trabajos en agua de río es el de AL-JEBOURI y AL-MESHHADANI, 1985 (2). De un total de 600 cepas de E. coli aislados de hombres adultos sanos, aguas residuales sin depurar y aguas contaminadas del Rio Tigris, el 40 % fueron resistentes a antibióticos.

La resistencia a antibióticos de Salmonella aisladas de agua de mar de playas de baño de la ciudad de Barcelona, es también estudiada por FERRER et al, 1987 (56), quienes obtienen un 20 % de cepas resistentes. Los antibióticos a los que se presentó mayor proporción de resistencia fueron tetraciclina y cloranfenicol.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

M A T E R I A L Y M E T O D O S

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MICROORGANISMOS

Los microorganismos con los que se ha trabajado en la realización de éste estudio son: Salmonella, Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y Estreptococos Fecales (EF), aislados a partir de agua de mar de la Isla de Gran Canaria.

MEDIO DE CULTIVO PARA EL AISLAMIENTO DE SALMONELLA A PARTIR DE AGUA DE MAR.

Medio de enriquecimiento selectivo.

Este medio tiene por objeto reducir o inhibir el crecimiento de otros gérmenes presentes en el agua de muestra, mientras que favorece la multiplicación de Salmonella cuyo desarrollo sería impedido por los otros acompañantes, máxime si la superan en número.

En este trabajo se ha empleado el medio:

Caldo de Rappaport-Vassiliadis (RV).

Fórmula:

Solución "A":

Triptona Difco	5 g
Cloruro sódico	8 g
Fosfato potásico	1,6 g
Agua destilada	1 l

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Solución "B":

Cloruro Magnésico Merck		
ref.: 5833	400	g
Agua destilada	1	l

Solución "C":

Oxalato Verde Malaquita Merck		
ref.: 1398	0,4	g
Agua destilada	1	l

Preparación:

La solución "A" se calienta hasta unos 70 ºC aproximadamente, para disolver sus ingredientes. Debe ser utilizada en el mismo dia de su preparación. La solución "B", una vez preparada, puede conservarse en frasco hermético, a temperatura ambiente hasta unos 12 meses. La solución "C" permanece estable por espacio de seis meses en un bote bién cerrado (178 y 192).

El uso de oxalato verde malaquita Merck en la preparación de la solución "C" es recomendable ya que otros preparados han resultado menos eficaces (142).

El caldo RAPPAPORT-VASSILIADIS (RV) final se obtiene mezclando las tres soluciones anteriores en las siguientes

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

proporciones:

- Solución "A": 1.000 ml
- Solución "B": 100 ml
- Solución "C" 10 ml

El volumen final del medio será de :1.110 ml. (178, 180, 182, 184, 190 y 192).

Después de ajustarse el pH del caldo a 7,2 se esteriliza en autoclave a 121 ºC durante 15 minutos.

Después de esterilizado, el medio puede mantenerse en buenas condiciones durante 1 o 2 meses en el refrigerador (180, 182 y 191).

Es conveniente el calentamiento del medio antes de su inoculación a 45 ºC (108, 109 y 192).

Descripción:

Originalmente este medio fue diseñado por RAPPAPORT et al. (154) con objeto de conseguir un caldo de enriquecimiento específico para salmonelas. Se preparaba a partir de las tres soluciones ya descritas pero en proporciones distintas:

Solución "A" : 1.000 ml
Solución "B" : 100 ml
Solución "C" : 30 ml

Su incubación se efectuaba a 37 ºC y al ser el volumen

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

final de 1.130 ml se le denominaba medio R30.

Posteriormente, en 1970, VASSILIADIS et al., redujeron el volumen de la solución "C" a 25 ml por lo que pasó a denominarse R25 (181,182, 188, 190 y 191). Años más tarde, en 1976, se realizaron dos nuevas modificaciones:

- se redujo la cantidad de oxalato verde malaquita de 25 ml a 10 ml, y

- se elevó la temperatura de incubación de 37 °C a 43 °C.

De esta manera su denominación pasó a ser de R10 y posteriormente medio RV (190).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MEDIOS DE AISLAMIENTO

Agar para Salmonella-Shigella DIFCO 0074

Fórmula:

Extracto de carne	5	g
Proteosa-Peptona	5	g
Lactosa	10	g
Sales biliares nº 3	8.5	g
Citrato sódico	8.5	g
Citrato férrico	1	g
Agar	13.5	g
Verde brillante	0.3	g
Rojo neutro	0.025	g

Agua destilada 1 l

Preparación:

Se suspenden 60 gramos en 1 litro de agua destilada y se calienta a fuego lento hasta ebullición, agitando el medio con frecuencia y evitando el calentamiento excesivo. No debe esterilizarse en autoclave.

Se deja enfriar hasta los 50 ºC aproximadamente y se reparte en placas de 150 mm. Es conveniente usarlo en el mismo dia de su preparación.

El pH final del medio es de 7.0 aproximadamente.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Descripción:

El agar Salmonella-Shigella es un medio diferencial y selectivo para el aislamiento de estos dos gérmenes a partir de muestras contaminadas.

Las sales biliares que contiene en su composición inhiben el crecimiento de coliformes y de bacterias Gram (+).

Sobre la superficie del agar, las colonias de Salmonella aparecen blancas o incoloras y, a veces, opacas o translúcidas (101, 105, 106 y 177), de superficie lisa. Las cepas productoras de sulfhídrico producen colonias con un punto negro en el centro. Los coliformes resistentes ocasionalmente

a las sales biliares, así como otras fermentadoras de lactosa, producen colonias rojas o rosas.

Agar sulfito de bismuto DIFCO 0073

Fórmula:

Extracto de carne	5	g
Peptona	10	g
Dextrosa	5	g
Fosfato disódico	4	g
Sulfato ferroso	0.3	g
Indicador de sulfito de bismuto	8	g
Agar	20	g
Verde brillante	0.025	g
Agua destilada	1	l

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Preparación:

Se suspenden 52 gramos del medio deshidratado en 1 litro de agua destilada y se calienta lentamente, con fuerte agitación hasta disolución completa.

De esta operación dependerá en gran parte la selectividad del medio, ya que el sulfito de bismuto debe quedar repartido de manera uniforme en el agar. No debe repartirse en las placas mientras esté muy caliente, pues de esta manera se evita que la sal de bismuto precipite durante la gelificación del agar. Para ello se dejará enfriar hasta unos 50 °C y

se irá agitando suavemente incluso durante el llenado de las placas.

El pH final del medio es de 7.7.

Descripción del medio:

El Agar de Sulfito de Bismuto (BS), es una modificación del medio original de WILSON-BLAIR utilizado para el aislamiento e identificación de S. typhi y otras salmonelas a partir de muestras contaminadas.

Para algunas salmonelas como S. typhimurium, el medio BS puede producir una excesiva inhibición si se emplea recién preparado. Por ello algunos autores recomiendan conservarlo durante 4 días a 4 ºC antes de su utilización (45). Sin embargo el Manual DIFCO (1Ø5) recomienda su uso el mismo día de su preparación.

Sobre la superficie de este medio de cultivo, las colonias de Salmonella aparecen de color pardo oscuro o gris casi negro y a veces presentan un brillo metálico, produciéndose con el tiempo un precipitado negro en el seno del agar alrededor de las colonias.

Las bacterias coliformes son inhibidas casi completamente, aunque a veces pueden crecer colonias pequeñas, algo oscuras, de color marrón o de un tono verdoso y

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de superficie brillante.

Agar enterico de Hektoen DIFCO Ø853

Fórmula:

Proteosa peptona de Difco	12	g
Extracto de levadura	3	g
Sales biliares nº 3	9	g
Lactosa	12	g
Sacarosa	12	g
Salicina	2	g
Cloruro sódico	5	g
Tiosulfato sódico	5	g
Citrato amónico férrico	1.5	g
Agar	14	g
Azul de bromotimol	Ø.Ø65	g
Fucsina ácida	Ø.1	g

Preparación:

Se suspenden 76 gramos en 1 litro de agua destilada. Se calienta hasta ebullición para que se disuelva por completo, procurando no calentar en exceso. No debe ser autoclavado. Repartir en placas convenientemente.

Descripción:

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

El agar entérico de Hektoen es un medio diferencial selectivo para el aislamiento de Salmonella y Shigella de otras bacterias entéricas Gram negativas. Fue desarrollado por KING y METZGER, quienes diseñaron un medio que aunque inhibiera muy levemente estos dos gérmenes, inhibiera más eficazmente a otros organismos acompañantes. Los agentes inhibidores, sales biliares e indicadores se contrarrestan aumentando el contenido de peptona y carbohidratos.

Sobre este medio, las colonias de Salmonella presentan u aspecto verde-azul con o sin centro negro. La combinación del tiosulfato con el citrato amónico férrico hace que las colonias productoras de sulfhídrico se vuelvan negras. En este caso aparecen con un halo transparente a su alrededor.

Las colonias de coliformes se distinguen muy bien por su coloración de rosa salmón a naranja.

Agar con verde brillante DIFCO 0285

Fórmula:

Proteosa peptona nº 3	10	g.
Extracto de levadura	3	g.
Lactosa	10	g.
Sacarosa	10	g.
Cloruro sódico	5	g.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Agar	20	g.
Verde brillante	0.0125	g.
Rojo fenol	0.08	g.
Agua destilada	1	l.

El pH final del medio será de 6,9.

Preparación:

Suspender 58 gramos en 1 litro de agua destilada y calentar hasta ebullición para disolver completamente. Esterilizar en autoclave durante 15 minutos a 121º C, evitando el sobrecalentamiento. Repartir en placas según se desee.

Descripción:

El agar con verde brillante es un medio muy selectivo diseñado para el aislamiento de Salmonella con excepción de S. typhi a partir de materiales en los que se encuentre esta bacteria. También se usa como medio diferencial depués de los caldos de enriquecimiento. Como medio primario de aislamiento de Salmonella fue descrito por KRISTENSEN, LESTER y JURGENS, quienes lo recomendaron como útil para la diferenciación de S. paratyphi B y de otros gérmenes intestinales Gram negativos. Posteriormente Kauffmann modificó la fórmula y lo usó en combinación con caldos de enriquecimiento.

El colorante verde brillante inhibe casi por completo a las demás bacterias. Las colonias típicas de Salmonella pre-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sentan un aspecto blanquecino rosáceo, opacas y rodeadas por un medio rojo brillante. Las colonias de los pocos fermentadores de lactosa que a veces pueden crecer, aparecen en forma de colonias amarillo verdosas y rodeadas por una zona amarillo verdosa intensa.

El Manual Difco (105) recomienda el uso conjunto de este agar con otros específicos como Agar con sulfito de bismuto y Agar Salmonella-Shigella.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MEDIOS DIFERENCIALES

Agar con hierro de Kligler DIFCO 0086

Fórmula:

Extracto de vacuno	3	g
Extracto de Levadura	3	g
Peptona	15	g
Proteosa-Peptona	5	g
Lactosa	10	g
Dextrosa	1	g
Sulfato Ferroso	0.2	g
Cloruro Sódico	0.3	g
Tiosulfato Sódico	0.3	g
Agar	12	g
Rojo de Fenol	0.024	g

Preparación:

Se suspenden 55 gramos del medio deshidratado en 1 litro de agua destilada y se calienta hasta la ebullición para disolver completamente sus ingredientes. Se distribuye en tubos y se esteriliza en autoclave durante 15 minutos a 121 °C. Se deja solidificar en posición inclinada, procurando dejar un pico de flauta relativamente largo y una base de 1 o 2 cm de profundidad.

El medio se prepara en el mismo dia que va a ser usado, o a lo sumo, con 24 horas de antelación.

El pH final del medio es de aproximadamente 7.4.

Descripción del medio:

El medio de Kligler (KIA) permite la identificación de bacilos Gram negativos en base a su capacidad para fermentar glucosa o lactosa, así como en la producción de Sulfhídrico.

Los organismos capaces de fermentar la glucosa pero no la lactosa (Salmonella, por ejemplo), mostrarán un pico de flauta ácido en las primeras horas de incubación. Esto se traduce por una coloración amarilla de esta parte del medio. Al estar en condiciones aerobias, la reacción se invierte, volviéndose alcalina y adquiriendo una tonalidad rojiza. En el fondo del tubo, y bajo condiciones anaerobias, estos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

microorganismos son incapaces de revertir la reacción y permanece ácida (coloración amarilla).

Algunos organismos son capaces de producir sulfhídrico, que se pone de manifiesto por la presencia de un precipitado negro en el el medio.

El rojo de fenol actúa como indicador de los cambios de pH en el medio, y el Sulfato Ferroso como indicador de la producción de sulfuro de hidrógeno.

Técnica e interpretación:

A partir de una colonia bien aislada se procede a inocular el medio; primero la parte profunda y luego la superficie del pico de flauta. Se incuba a 37 ºC durante 24 horas.

Las reacciones podrán ser:

1.- Los organismos que fermentan la lactosa, darán lugar a un pico de flauta y base del tubo de color amarillo (ácido/ácido).

2.- Los organismos que fermentan la glucosa pero no la lactosa producirán un pico de flauta de color rojo y una base amarilla (alcalino/ácido).

3.- Aquellos microorganismos que no utilizan la lactosa ni la glucosa, no producirán cambio en el medio. Se nutren a

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

partir de las peptonas.

Independientemente de la reacción podrá comprobarse la existencia o ausencia de gas y sulfhídrico ante la presencia de burbujas o un precipitado negro, respectivamente en el medio.

OTROS MEDIOS DE CULTIVO

Para la conservación de las cepas de Salmonella en tubos de agar inclinado, así como para la obtención de inóculos en la realización de las pruebas del Sistema API 20 E, antibiogramas y aglutinación con antisuero polivalente Poly A-I and Vi (Difco), se ha empleado el Agar Nutritivo (Difco), que a continuación se describe.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Agar nutritivo DIFCO 0001

Fórmula:

Extracto de carne	3 g
Peptona	5 g
Agar	15 g
Agua destilada	1 l

pH final 6,8 a 25 ºC.

Preparación:

Se suspenden 23 gramos en 1 litro de agua destilada o

desionizada y se calienta hasta ebullición para disolver completamente. Se esteriliza en autoclave durante 15 minutos a 121 ºC y se reparte en tubos o placas según conveniencia.

Descripción:

El Agar Nutritivo es un medio que se utiliza para fines generales en Bacteriología, para el cultivo de la mayoría de los microorganismos que no exigen medios específicos o especiales.

Se trata de un medio muy común y su composición se basa en el extracto de carne y la peptona. Se emplea para fines muy variados en Bacteriología: análisis de aguas, aguas residuales, para transporte y conservación de cepas, para el cultivo preliminar de muestras para análisis bacteriológicos y para aislar organismos en cultivos puros.

Se encuentra recogido en los Métodos Estandard de APHA (11) y se prepara de acuerdo a la fórmula especificada en dicho Tratado.

En este medio Salmonella se desarrolla adecuadamente en forma de colonias blancas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

IDENTIFICACION BIOQUIMICA DE SALMONELLA

Sistema API 20 E

El Sistema API 20 E se utiliza habitualmente en los laboratorios de bacteriología para la determinación bioquímica de las salmonelas, además de muchos otros gérmenes, Enterobacteriaceae y otras bacterias Gram (-), que se encuentran generalmente en la práctica clínica.

En la Bacteriología de aguas es corriente tambien la utilización del Sistema API 20 E una vez que las colonias sospechosas de pertenecer al Género Salmonella se aislan a partir de las placas de los medios selectivos (PONER CITAS).

Se basa en una serie de pequeños túbulos, con sus correspondientes reactivos, con lo que se realizan un mínimo de 20 pruebas bioquímicas diferentes a partir de un cultivo obtenido de una colonia bien aislada sobre un agar rico en nutrientes, por ejemplo Agar Nutritivo.

Estos microtubos forman en conjunto, una galería individual que está protegida por una cubierta y que se coloca sobre una cubeta.

Preparación:

Cada galería se extrae de una bolsa hermética y se sitúa

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sobre la cubeta de incubación, la cual está provista de unos pocillos que se llenan previamente de agua, con lo cual dutante el período de incubación, se garantiza la existencia de un ambiente húmedo en el conjunto.

La inoculación de los tubos se realiza a partir de una suspensión bacteriana en agua destilada estéril y mediante una pipeta tipo Pasteur estéril se inoculan cada uno de los microtubos de la galería. Los microtubos correspondientes a las siglas ADH, LDC, ODC y URE se cubren además con aceite de parafina estéril.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Descripción de las reacciones en API 20 E:

1. Detección de la enzima β-galactosidasa (ONPG).

Reactivos:

ONPG	0.2 mg
ITPG	8.0 mg

La reacción se basa en la detección de la presencia de la enzima β-galactosidasa, utilizando para ello el compuesto orgánico Orto-nitro-fenil-beta-D-galactopiranósido (ONPG). Si se produce la hidrólisis del ONPG mediante la enzima β-galactosidasa se libera ortonitrofenol, compuesto de color amarillo.

El Isopropil-Beta-D-Tiogalactósido (ITPG) es un análogo

no hidrolizable de la lactosa que actúa como indicador.

Reacciones:

Positiva: coloración amarilla.

Negativa: incolora.

2. Detección de la enzima Arginina dehidrolasa (ADH).

Reactivos:

Arginina	2 mg
Rojo de Fenol	

La Arginina-dehidrolasa (ADH), transforma a la Arginina en Ornitina , amoniaco y dióxido de carbono. Esto origina una elevación del pH en el sistema tamponado ácido y produce un cambio de color en el indicador de pH (Rojo de Fenol), de amarillo a rojo.

Reacciones:

Positiva: Coloración roja o naranja.

Negativa: Coloración amarilla.

3. Detección de la enzima Lisina descarboxilasa (LDC).

Reactivos:

Lisina	2 mg
Rojo de Fenol	

La Lisina-descarboxilasa produce una descarboxilación,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

transformando a la lisina en una amina primaria, la cadaverina, la cual produce una elevación del pH el medio con el consiguiente cambio de color de amarillo a rojo.

Reacciones:

Positiva: color rojo o naranja.

Negativa: color amarillo.

4. Detección de la enzima Ornitina descarboxilasa (ODC).

Reactivos:

Ornitina 2 mg

Rojo de fenol

La Ornitina es descarboxilada para formase una amina primaria básica: putrescina, la cual produce un aumento de pH en el medio y la aparición de un color rojo.

Reacciones:

Positiva: color rojo o naranja.

Negativa: color amarillo.

5. Utilización del citrato como única fuente de carbono (CIT).

Reactivos:

Citrato Sódico Ø.8 mg

Azul de Bromotimol

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Se prueba la capacidad de utilización del citrato como única fuente de Carbono. En este caso se produce una subida del pH del medio y el consiguiente cambio del indicador Azul de Bromotimol de verde a azul.

Reacciones:

Positiva: coloración azul.

Negativa: coloración verde.

6. Producción de ácido sulfhídrico (H_2S).

Reactivos :

Tiosulfato sódico.

Sales de Fe.

El ácido sulfhídrico se produce a partir del Tiosulfato y al reaccionar con las sales férricas se produce un precipitado negro.

Reacciones:

La producción de sulfhídrico puede variar desde un depósito negro que se extiende por todo el microtubo a una línea de igual color muy fina en el fondo de éste. Cuando la reacción es negativa no de observa ninguna tonalidad oscura.

7. Detección de la enzima ureasa (URE).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Reactivos:

Urea Ø.8 mg

Rojo de Fenol

La ureasa libera amoniaco de la urea, produciendo la elevación del pH y el cambio del indicador rojo de fenol de amarillo a rojo.

Reacciones:

Positiva: coloración roja.

Negativa: coloración amarilla.

8. Detección de la enzima Triptófano desaminasa (TDA).

Reactivos:

Triptófano: Ø.2 mg

Solución acuosa de Cloruro Férrico al 1Ø %

La triptófano-desaminasa libera ácido indol-pirúvico a partir del triptófano. Después del período de incubación, al añadir una o dos gotas de la solución de Cloruro Férrico , el ácido Indol-pirúvico origina una coloración pardo oscuro.

Reacciones:

Positiva: coloración naranja-parduzca fuerte.

Negativa: coloración amarilla.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

9. Producción de indol (IND).

Reactivos:

Triptófano 0.4 mg

Reactivo de Kovacs.

El metabolismo del Triptófano produce Indol. El reactivo de Kovacs forma con el indol un complejo de color rosa a rojo.

Reacciones:

Positiva: aparición de un anillo de color rojo.

Negativa: no experimenta cambios.

10. Producción de acetil-metil-carbinol (Reacción de Voges-Proskauer).

Reactivos:

Piruvato sódico. 2 mg

Creatina 0.9 mg

Hidróxido Potásico al 40 %

Alfa-Naftol al 6 %

Reacciones:

Se añade una gota de Hidróxido Potásico al 40 % y luego

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

una gota de alfa-naftol al 6 %. Se considera una reacción positiva si aparece una coloración roja al cabo de 10 minutos y negativa si esto no ocurre.

11. Hidrólisis de la gelatina (GEL)

Reactivos:

Gelatina al carbón vegetal de Kohn 0.6 mg

Reacción:

Positiva: Hay difusión del pigmento.

Negativa: No hay difusión.

12 AL 16. Fermentación de azúcares: Glucosa (GLU), Manosa (MAN), Inositol (INO), Sorbitol (SOR), Rhamnosa (RHA), Sacarosa (SAC), Melibiosa (MEL), Amilosa (AMY) y Arabinosa (ARA).

Reactivos:

Azucar	2 mg
Nitrato potásico	80 mg
Azul de Bromotimol	

La utilización por los microorganismos, de la Glucosa (GLU), Manosa (MAN), Inositol (INO), Sorbitol (SOR), Rhamnosa (RHA), Sacarosa (SAC), Melibiosa (MEL), Amylosa (AMY) y Arabinosa (ARA), como fuente hidrocarbonada produce ácido produciéndose un descenso del pH que se manifiesta por

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003.

un cambio en el indicador de pH, el Azul de Bromotimol, que pasa de azul a amarillo.

Reaccion:

Positiva: coloración amarilla.

Negativa: coloración azulada.

REACTIVOS COMPLEMENTARIOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA API 20 E

1. Cloruro Férrico en solución acuosa al 10 %:

Reactivos:

Cloruro Férrico	10	g
Agua destilada	100	ml

Preparación:

Se disuelven los 10 g de Cloruro Férrico en los 100 ml de agua destilada y se agita hasta la disolución completa. Debe guardarse en un frasco de vidrio esmerilado.

2. Reactivo de Kovacs:

Reactivos:

Alcohol Amílico o Isoamílico puro	150	ml
Paradimetilamino Benzaldehido	10	g
Acido Clorhídrico concentrado	50	ml

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Preparación:

Se disuelve el paradimetilamino Benzaldehido en alcohol y luego se añade lentamente el ácido clorhídrico. El reactivo, una vez preparado, debe conservarse en un frasco esmerilado.

3. Reactivos para el Voges-Proskauer:

a) Hidróxido potásico	40	g
Agua destilada	100	ml

Se disuelve el hidróxido potásico en el agua destilada y se conserva en frasco bién cerrado.

b) Solución de alfa-naftol al 6 % :

Alfa-Naftol	6	g
Etanol puro	100	ml

Se disuelve el alfa-naftol en el etanol y se conserva protegido de la luz y en nevera.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

SEROLOGIA DE SALMONELLA

En el presente trabajo, el estudio serológico de las cepas de Salmonella se ha realizado en dos fases. La primera de ellas ha consistido en la utilización de un antisuero comercial polivalente, BACTO-SALMONELLA O ANTISERUM POLY A-I and Vi (antisuero polivalente A-I y Vi) (DIFCO), con objeto de confirmar el diagnóstico bioquímico realizado a través del

Sistema API 20 E. La técnica seguida es la de aglutinación en porta y ha sido realizada por el autor de esta memoria.

La segunda fase del estudio serológico ha consistido en la determinación de los serotipos específicos, lo cual ha sido realizado en el Servicio de Enterobacterias del Instituto Pasteur de Paris, por el Dr. CARMELO MONZON MORENO y gracias a la inestimable gentileza del Prof. L. LE MINOR y del Dr. J.F. VIEU. En esta institución se han determinado los serotipos específicos de las cepas de Salmonella aisladas durante 1985 en la St. AMD (Muelle Deportivo). Por otra parte, las cepas de Salmonella aisladas en años previos, en aguas residuales de un efluente próximo a Playa de La Garita y en la propia playa, además de en la zona de Alcaravaneras (Playa y Muelle Deportivo) fueron serotipadas en el Servicio de Microbiología de la Residencia Sanitaria Virgen del Pino de Las Palmas de Gran Canaria, gracias a la muy valiosa colaboración de los Dres. I. ALAMO Y A. GONZALEZ.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Técnica de aglutinación en porta.

La identificación serológica se basa en la detección de antígenos específicos de las células de Salmonella. Mediante el antisuero polivalente A-I y Vi se ponen de manifiesto antígenos somáticos (O), que son polisacáridos estables al calor y asociados con el cuerpo de la célula (105). Además se examina la posible presencia del antígeno capsular, llamado

antígeno Vi, que es inestable frente al calor y que como su nombre indica, se presenta en la cápsula bacteriana, pudiendo enmascarar a los antígenos somáticos.

Las cepas identificadas mediante las pruebas bioquímicas como pertenecientes al género Salmonella, se sembraron en agar nutritivo y se incubaron a 37 ºC durante 24 horas, con objeto de obtener un crecimiento abundante. A continuación se detalla como se completa la técnica de aglutinación en porta, mediante los siguientes pasos (105):

1. Sobre un portaobjetos bién limpio, se coloca una gota de suero Ringer. Mediante un asa de siembra, se transfiere una pequeña cantidad de inóculo de la cepa a estudiar, emulsionándose con la gota de suero. No se debe producir aglutinación, sino la difusión del inóculo en el suero, adquiriendo el conjunto un aspecto homogéneo.

2. En el otro extremo del portaobjetos se coloca entonces una gota del antisuero polivalente, especificado más arriba, y se vuelve a tomar un pequeño inóculo de crecimiento bacteriano sobre la placa de agar nutritivo. Se emulsiona con la gota de suero lentamente y durante el tiempo suficiente para que se produzca la aglutinación.

3. Se debe hacer la lectura lo más pronto posible, con objeto de evitar que se seque la preparación y se puedan confundir los resultados. En caso positivo, se distingue muy claramente la aglutinación si se compara con la suspensión en el suero

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

fisiológico.

4. Se anotan los resultados y se conserva la cepa para ulteriores pruebas serológicas con antisueros específicos.

Las cepas que aglutinan con el antisuero polivalente A-I y Vi se pueden considerar como pertenecientes al género Salmonella, permitiendo afirmar, de esta manera, que el aislamiento de Salmonella ha sido positivo. No obstante, si se puede realizar el proceso completo, para lo cual se necesita una colección de antisueros muy poco común para laboratorios no altamente especializados, la información conseguida es, logicamente, mucho mas valiosa.

ESTUDIO DE LA RESISTENCIA A LOS ANTIBIOTICOS

Medio de Mueller-Hinton.

Fórmula:

Infusión de carne	300	g
Acidos de Casaminos, técnicos	17.5	g
Almidón	1.5	g
Agar	17	g

Preparación:

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Se suspenden 38 gramos del medio deshidratado en 1 litro de agua destilada y se calienta hasta ebullición para disolver el medio completamente. Se esteriliza en autoclave durante 15 minutos a 121 °C, y se distribuye en placas de Petri de 150 mm de diámetro.

El pH final del medio es de 7.4.

Antibioticos.

Se utilizaron en total 6 antibióticos elegidos como representativos de los siguientes grupos:

Grupo	Antibiótico	Carga disco	Símbolo
1. Betalactámicos			
I: Penicilánicos	Ampicilina	10 mcg	AM
2. Aminoglicósidos	Estreptomicina	10 mcg	S
	Gentamicina	10 mcg	GM
3. Misceláneo	Cloramfenicol	30 mcg	C
	Tetraciclina	30 mcg	TE
	Co-Trimoxazol	25 mcg	SXT

Antibiograma.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

La técnica del antibiograma consiste en determinar la sensibilidad de las bacterias frente a los antibióticos. Se ha empleado la técnica de difusión en placa de KIRBY-BAUER (BAUER et al., 1966) (15).

Técnica:

Se prepara una suspensión bacteriana a partir de una colonia de Salmonella , en solución salina estéril hasta obtener un inóculo de aproximadamente 10^6 ufc/ml.

Se humedece un hisopo estéril en la suspensión bacteriana y se procede a impregnar uniformemente toda la superficie de la placa de Agar Mueller-Hinton. Una vez que se haya secado la placa, se colocan los discos de antibióticos y se incuba a 37 ºC durante 24 horas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Transcurrido este tiempo, se realiza la lectura de los resultados lo cual consiste en medir el diámetro de los halos de inhibición que se hayan originado alrededor de cada disco de antibiótico. De acuerdo con los criterios de interpretación usados habitualmente, las bacterias se clasifican como sensibles, moderadamente sensibles (o moderadamente resistentes) y resistentes (ROY, 1984) (164). Estas tres clases de respuesta a los antibióticos,se definen de la forma siguiente:

1. SENSIBLES, aquellas que son inhibidas facilmente con las concentraciones de antibiótico que se alcanzan en

sangre tras la administración de las dosis consideradas como normales.

2. MODERADAMENTE SENSIBLES, las que se inhiben sólo con las concentraciones que se alcanzan en las zonas donde el antibiótico se concentra: sensibilidad condicionada, o con concentraciones que se alcanzan en sangre tras la administración de dosis más elevadas que las habituales.

3. RESISTENTES, las que no se inhiben con las concentraciones que se alcanzan en sangre tras administrar las dosis máximas que es posible dar en clínica.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MEDIOS DE CULTIVO PARA LA DETERMINACION DE LOS INDICADORES BACTERIOLOGICOS DE CONTAMINACION FECAL: TECNICA DE LAS MEMBRANAS FILTRANTES

Medio de cultivo para los coliformes totales: Agar de Endo.

(BACTO ENDO AGAR DIFCO 0006)

Fórmula:

Peptona	10	g
Lactosa	10	g
Agar	15	g

Fucsina básica	0.5 g
Sulfito sódico	2.5 g

Preparación:

Se suspenden 41.5 g en 1 litro de agua destilada y se calienta hasta ebullición para que se disuelva completamente.

Se esteriliza en autoclave durante 15 minutos a 121 °C.

Después de la esterilización se agita suavemente el frasco para dispersar uniformemente el precipitado floculante característico que se forma durante el calentamiento.

Finalmente, se vierte en placas de Petri estériles.

El pH final del medio es de 7.5.

Descripción:

El agar de Endo se utiliza para la confirmación de la prueba presuntiva para organismos del grupo coliforme y tambien es recomendado por la Asociación Americana para la Salud Pública (APHA) (11) como un medio adecuado para usarse en los análisis de aguas.

Este medio fue descrito por Endo en 1914 usando como indicador el sulfito de fucsina para diferenciar las bacterias intestinales fermentadoras y no fermentadoras de lactosa. Sobre este medio los organismos coliformes que fermentan la lactosa producen colonias rosas a rojo y las salmonelas y otros no fermentadores aparecen como colonias transparentes, incoloras y brillantes sobre el color del medio.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Aunque en un principio se desarrolló para el aislamiento de Salmonella typhi, el diseño de otros medios más adecuados para este género ha hecho que el agar de Endo se reserve más para el examen bacteriológico de aguas, para lo que ha demostrado ser muy valioso.

Medio de cultivo para los coliformes fecales: Caldo base para coliformes fecales.

(Bacto m-FC BROTH BASE DIFCO Ø883)

Fórmula:

Triptosa	1Ø	g.
Proteosa peptona nº 3 de Difco	5	g.
Extracto de levadura	3	g.
Cloruro sódico	5	g.
Lactosa	12.5	g.
Sales biliares nº 3	1.5	g.
Azul de anilina	Ø.1	g.
Agua destilada	1	l.

Preparación:

Se suspende 37 g en 1 litro de agua destilada. Se añade 15 g de agar y se calienta hasta ebullición para disolverlo completamente. Continuar la ebullición durante 1 minuto aproximadamente. Dejar enfriar hasta 5Ø ºC, verter en las placas y dejar solidificar.

El pH final del medio es de 7.4.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Descripción:

El caldo base para coliformes fecales fue desarrollado por Geldreich, Clark y Kabler en 1963 para la detección y numeración de los coliformes fecales por la técnica del filtro de membrana a temperatura elevada.

Las colonias de coliformes fecales aparecen de color azul y las de otros organismos de color gris.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Medio de cultivo para los estreptococos fecales: Agar KF para estreptococos.

(Bacto KF Streptococcus Agar Difco 0496)

Fórmula:

Peptona proteosa nº 3 de Difco	10	g
Extracto de levadura	10	g
Cloruro sódico	5	g
Glicerofosfato sódico	10	g
Maltosa	20	g
Lactosa	1	g
Azida sódica	0.4	g
Púrpura de bromocresol	0.015	g
Agar	20	g
Agua destilada	1	l

El pH final es de 7.2. Debe ser estrictamente

controlado con el medio en frío y a poder ser mediante un pH-metro bien calibrado, pues el color de las colonias no se desarrollaría adecuadamente.

Preparación:

Suspender 76.4 g del producto en 1 litro de agua fría y caliéntese hasta ebullición para que se disuelva completamente. Se sigue calentando durante 5 minutos y se añade 1 ml de una solución de cloruro trifeniltetrazólico por cada 100 ml de medio, una vez que se haya enfriado hasta 50 °C, procurando repartirlo bien. No debe esterilizarse en autoclave.

Descripción:

El agar KF para estreptococos es un medio selectivo recomendado para detectar y enumerar estreptococos fecales. Fue desarrollado por Kenner, Clark y Kabler para la detección de estos gérmenes en aguas superficiales contaminadas y es recomendado por la Asociación Americana para la Salud Pública (APHA,1975) (11).

La maltosa y la lactosa son los sustratos fermentables, la azida sódica actúa como agente selectivo y el púrpura de bromocresol como colorante. La adición del cloruro de trifeniltetrazolio al 1 % (TTC) confiere a las colonias una coloración rojo ladrillo característica.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Solución de cloruro de trifeniltetrazolio al 1 % (TTC).

Fórmula:

2,3,5-trifenil-tetrazolio en forma de cloruro (TTC)	1	g
Agua destilada	100	ml

Preparación:

Disolver 1 gramo del producto en 100 ml de agua destilada y esterilizar por filtración. No debe esterilizarse por autoclave.Se ha de conservar en oscuridad y desechar cuando se torne de color rojo.

Descripción:

El TTC se usa como indicador de oxido-reducción en medios de cultivo para diferenciar bacterias. En forma oxidada es incoloro, pero los estreptococos fecales lo reducen a trifenilformazán, un compuesto insoluble de color rojo. Kenner, Clark y Kabler lo utilizaron añadido al agar KF en la numeración de estreptococos en aguas superficiales.

Pruebas confirmativas.

Para la confirmación de los coliformes totales y fecales se empleó el Caldo con Verde Brillante (134), y siembras de colonias típicas en API 20 E (11). Para los estreptococos fecales, se empleó la metodología de APHA (11), consistente en incubación a 35º C en Agar cerebro-corazón, prueba de catalasa en porta, crecimiento a 45 ºC en Caldo Cerebro-Corazón (48 h) y a 35º C en caldo biliado durante tres días. Las fórmulas de estos medios de cultivo se pueden ver en las referencias que se citan.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MEDIOS DE CULTIVO PARA LA DETERMINACION DE INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL: TECNICA DE LOS TUBOS MULTIPLES Y NUMERACION POR EL NUMERO MAS PROBABLE (NMP).

Medio de cultivo para los coliformes totales: Caldo lactosado.

(BACTO LACTOSE BROTH DIFCO 0004)

Fórmula:

Extracto de carne	3	g
Peptona	5	g
Lactosa	5	g
Púrpura de bromocresol	0.025	g

pH final el medio: 6.9 +/- 0.2

Preparación:

Se suspenden 13 g en 1 litro de agua destilada y se calienta suavemente para completar la disolución. Con estas proporciones se prepara el medio en concentración sencilla. Normalmente se requiere un caldo doble concentrado, para lo cual los ingredientes de la fórmula de añaden en doble cantidad, excepto el púrpura de bromocresol. Con este fin se suele preparar aparte en forma de disolución acuosa y se agrega al caldo base una vez disuelto.

Se reparte en tubos, según se estime necesario, y se añade un vial de fermentación o campana Durham invertida en

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cada tubo.

Los tubos se esterilizan en el autoclave durante 15 minutos a 121 ºC. Un vez completado el ciclo de esterilización se dejan enfriar los tubos en el interior del autoclave, sin destapar este para que no se formen burbujas en las campanas Durham.

La técnica de inoculación de la muestra original y sus diluciones se describe más adelante.

Descripción:

El Caldo lactosado se prepara de acuerdo con la fórmula recomendada por los Métodos Standard de APHA, 1975 (11). Constituye una de las pruebas más difundidas para la determinación de la calidad de las aguas potables y de las aguas superficiales y para el control y la valoración de la contaminación del medio marino por aguas residuales.

Se fundamenta en la capacidad de los coliformes de fermentar la lactosa con producción de ácido y gas, determinándose por tanto el crecimiento, la producción de ácido, mediante el viraje a amarillo del púrpura de bromocresol y la producción de gas, que se observa en los tubos de Durham.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Medio de cultivo para los coliformes fecales.

(BACTO EC MEDIUM DIFCO Ø314)

Fórmula:

Triptosa	2Ø	g
Lactosa	5	g
Sales biliares n.º 3	1.9	g
Fosfato dipotásico	4	g
Fosfato monopotásico	1.5	g
Cloruro sódico	5	g

El pH final del medio es de 6.9 +/- Ø.2

Preparación:

Se suspenden 37 g en 1 litro de agua destilada y se calienta muy ligeramente para su total disolución.

Se reparte en tubos convenientemente, colocando en cada tubo un vial de fermentación o campana Durham.

Se esteriliza en autoclave durante 15 minutos a 121 ºC. Antes de abrir el autoclave, esperar a que se enfríe hasta menos de 75 ºC para que no se formen burbujas de aire dentro de las campanas Durham.

Descripción:

El EC Medium, tambien llamado medio para Escherichia coli, está recomendado por los Métodos Estandard para la enumeración de coliformes fecales en aguas naturales, aguas de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

bebida y aguas fecales.

Este medio fue diseñado por Hajna y Perry en 1943 para la detección de organismos coliformes y , especificamente, E. coli. Consistía en un caldo de triptosa y lactosa al que añadieron sales biliares para inhibir el crecimiento de bacterias formadoras de esporas y estreptococos fecales y por otro lado, favorecer el crecimiento de E. coli. Cuando se emplea a la temperatura de 45.5 ºC favorece el desarrollo de los coliformes fecales y muy concretamente el de E. coli.

Estudios realizados por Hajna y Perry en 1944 demostraron que el Medio EC era altamente específico para bacterias coliformes. Los resultados de las pruebas presuntivas con el medio EC fueron más fiables que las pruebas confirmativa y completa para bacterias coliformes.

El fundamento del método utilizando EC Medium consiste en el crecimiento y fermentación de la lactosa a 44.5 ºC con formación de burbujas de gas en los tubos de Durham.

MEDIO PARA LA DILUCION DE LAS MUESTRAS: SOLUCION DE RINGER (OXOID BR52).

En atención a la necesidad de la dilución de las muestras antes de ser inoculadas debido a su posible concentración excesiva, tanto cuando se emplea la técnica de las Membranas Filtrantes como cuando se usa la del Número Más

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Probable, se ha empleado sistematicamente el suero Ringer, cuya sencilla preparación facilita el desarrollo de los análisis.

Fórmula:

Cloruro sódico	2,25	g
Cloruro potásico	Ø,125	g
Cloruro de cálcio	Ø,12Ø	g
Bicarbonato sódico	Ø,Ø5	g
Agua destilada	1	l

El pH final ha de ser de 7,Ø.

Un comprimido del producto comercial permite preparar 5ØØ ml de solución Ringer al 25 %.

Preparación:

Disolver un comprimido en 5ØØ ml de agua destilada y esterilizar en autoclave durante 15 minutos a 121 ºC.

Descripción:

Los comprimidos de Suero Ringer (OXOID) se preparan de acuerdo a la fórmula del Depto. de Salud y Seguridad Social de los Estados Unidos. La solución obtenida según las indicaciones anteriores, no precipita cuando se esteriliza en autoclave y se utiliza como disolvente isotónico para células bacterianas o como de agua de lavado para los utensilios usados en trabajos de Bacteriología.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Uno de los usos destacados de este producto es para la suspensión de especímenes bacterianos antes de su inoculación en medios de cultivo y en la preparación de series de diluciones decimales en la numeración de bacterias.

METODO DE TRABAJO.

Lugares de toma de muestras.

Para la realización de la experimentación que ha dado lugar a la elaboración de esta Memoria se eligieron unos puntos de toma de muestra consistentes en :

Playas de baño: Alcaravaneras (Las Palmas de Gran Canaria), Playa de La Garita, Playa de El Hombre y Playa de Salinetas (Telde, Gran Canaria). Todas son de gran uso por los ciudadanos de la Isla y muy poco turísticas.

Litoral muy contaminado: Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, donde descargan vertidos de aguas residuales.

Vertido de aguas residuales: Punta de La Mareta, en la zona de La Garita.

Zona de Alcaravaneras.

1.Playa de Alcaravaneras (Figura 1).

Situada en medio de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria, muy utilizada en la época de baños. Recibe influen-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

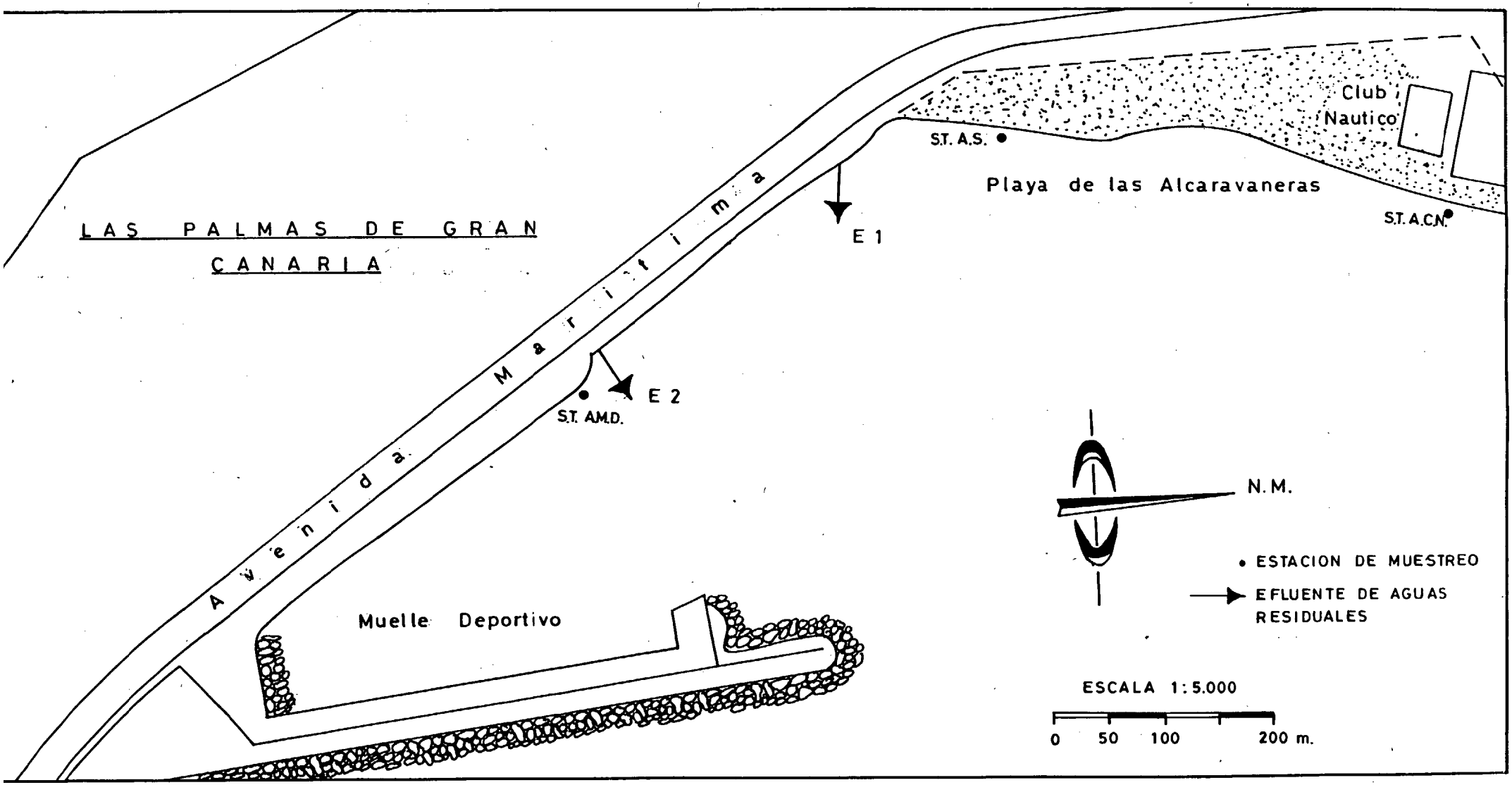


Figura 1.- Situacion de los puntos de toma de muestra y efluentes de aguas residuales en la Playa de Alcaravaneras y Muelle Deportivo.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cia de la actividad portuaria, por lo que frecuentemente se encuentra contaminada por residuos petrolíferos y sólidos. En su extremo Sur se sitúa la Dársena de Embarcaciones Menores, más conocida como Muelle Deportivo.

Tiene una longitud aproximada de 550 metros y está orientada hacia el naciente, estando abrigada por los diques principales del Muelle de La Luz. La composición de sus arenas es de fonolitas y conchuelas (MOPU, 1979) (118).

Recibe influencia de los vertidos directos de aguas residuales situados a partir del extremo sur de la playa, estando el más próximo a unos escasos 60 metros del límite Sur de la zona de baños (Efluente E1) y el siguiente a unos 300 metros, este último ya dentro del recinto del Muelle Deportivo (Efluente E2). El tercer vertido más próximo se encuentra a unos 1.250 metros entre el dique del Muelle Deportivo y el primer dique de abrigo (E3) (Figura 2). Otros vertidos situados a lo largo de la Avenida Marítima se representan también en la Figura 2.

Se fijaron dos puntos de toma de muestra, la Estación AS (en el extremo Sur de la zona de baños) y la Estación ACN (zona del Club Naútico de Gran Canaria) en el extremo Norte. Se debe tener en cuenta que ésta denominación de "Estación" ACN y AS la adoptamos exclusivamente por conveniencia de expresión y redacción, ya que ambos puntos de toma de muestra se encuentran entre sí a una distancia menor de los 1.000

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

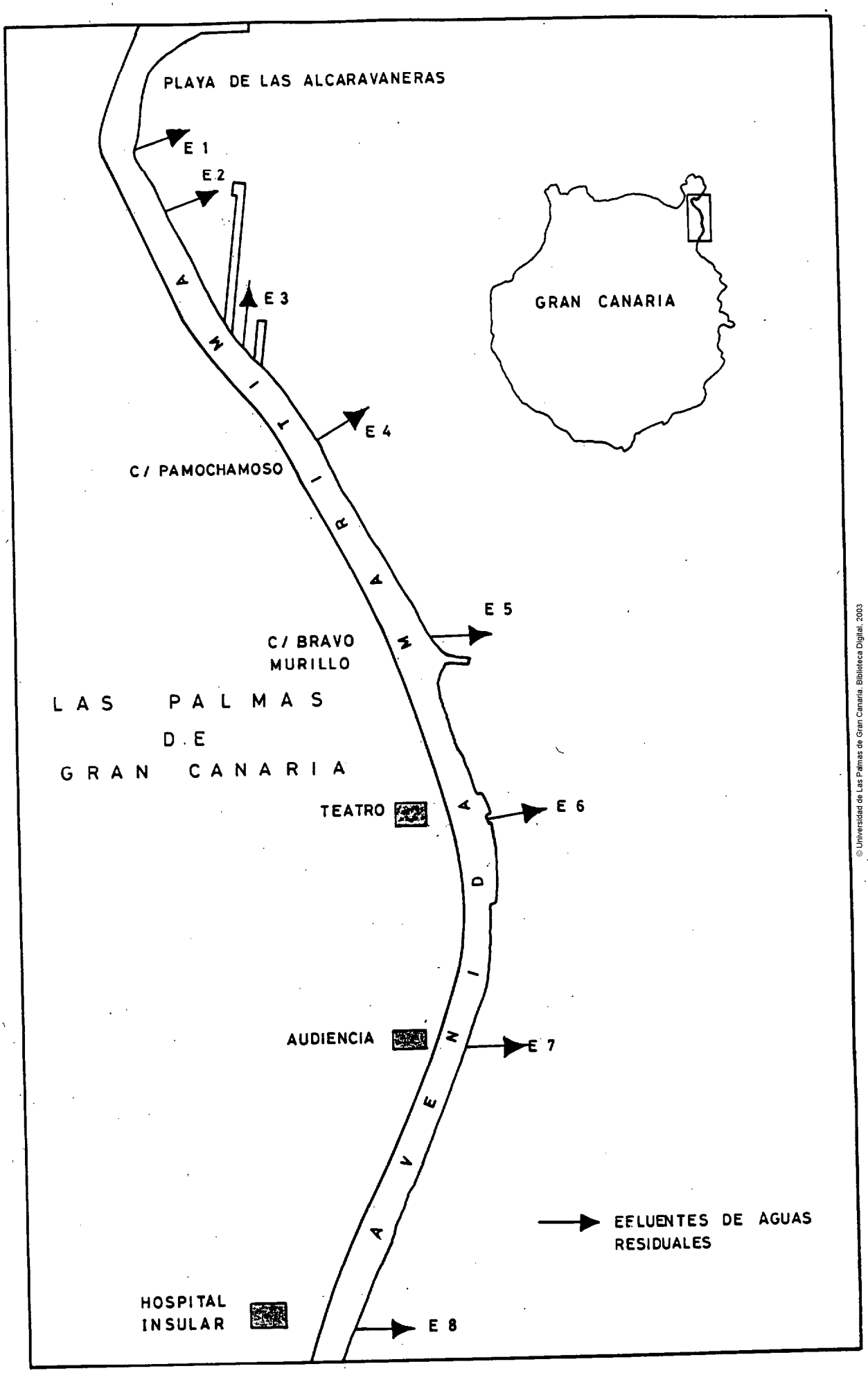


Figura 2.- Situacion de los efluentes de aguas residuales a lo largo de la Avenida Maritima de Las Palmas de Gran Canaria.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

metros, distancia mínima indispensable para ser consideradas como entidades claramente independientes, según MUJERIEGO et al., 1980 (127). Los resultados, normalmente muy similares obtenidos para estos dos puntos, corroboran lo anterior.

2.Muelle Deportivo.(Figura 1)

Situado al Sur de la Playa de Alcaravaneras, constituye un recinto portuario de actividad deportiva que recibe la descarga directa de los dos efluentes de aguas residuales descritos en el apartado anterior. Por ello sus aguas están fuertemente polucionadas y dada su poca renovación el nivel de contaminación es muy elevado.

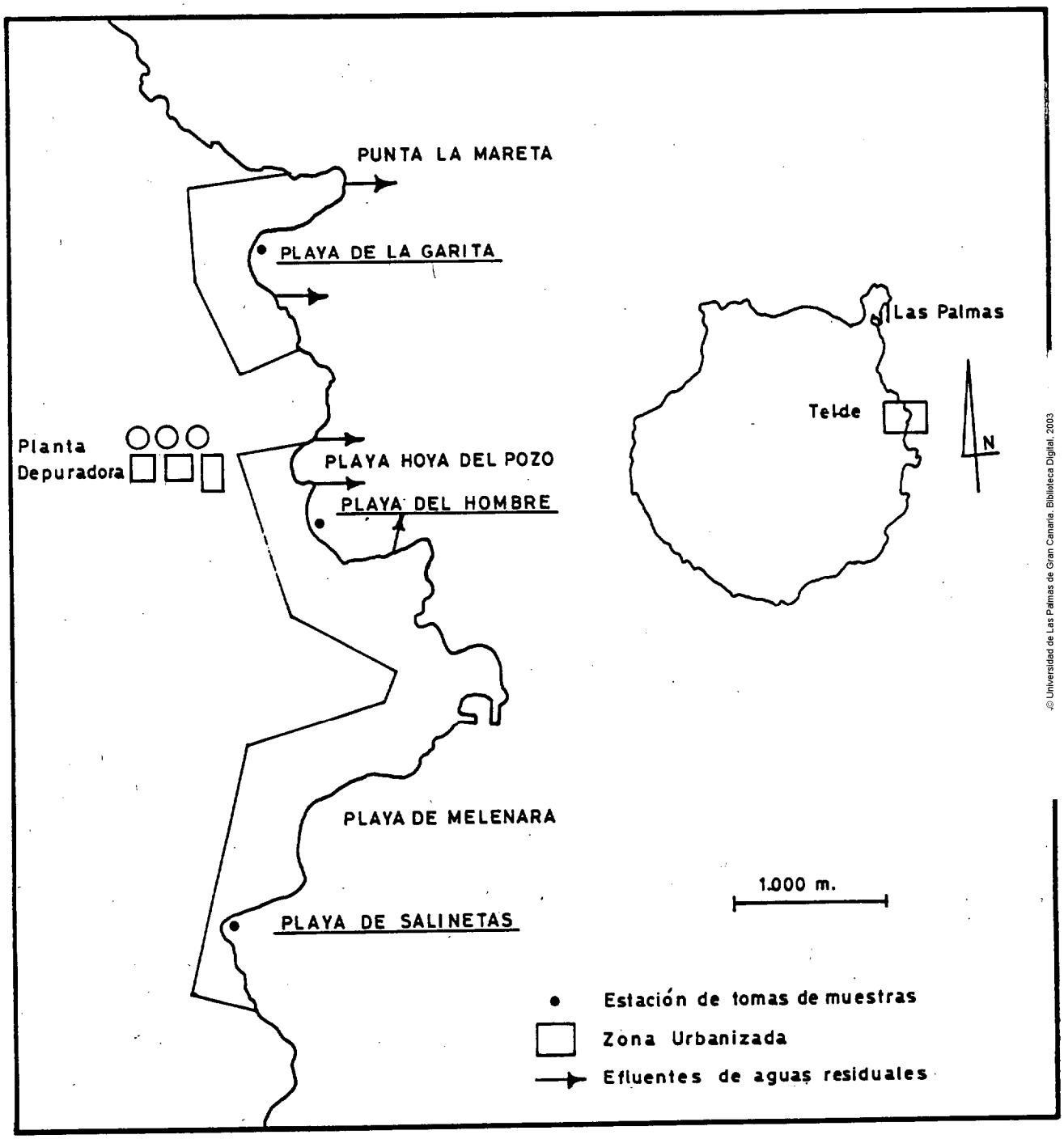
Esta poca renovación del agua se debe principalmente a que todo el recinto está cerrado por los lados Sur y Este y los vientos predominantes del Norte a lo largo de gran parte del año mantienen las aguas, diariamente vertidas, en el interior del recinto.

Se eligió un punto de toma de muestra denominado Estación AMD situado en las inmediaciones del efluente E2, al buscarse un punto del litoral que "a priori" se estimara muy polucionado.

Zona del litoral de Telde (Figura 3).

1.Playa de La Garita.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003



© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Figura 3.- Situación de los puntos de toma de muestras y de los efluentes de aguas residuales en el litoral de Telde, entre la Punta de La Mareta y Playa de Salinetas.

Playa de baños situada en el municipio de Telde que es utilizada intensamente a lo largo de la temporada veraniega. Se encuentra orientada hacia el naciente y está enmarcada en una urbanización moderna y albergando tambien edificaciones más antiguas. Tiene unos 250 metros de longitud y está formada por arenas fonolíticas y calcáreas (118).

Recibe la influencia de vertidos de aguas residuales. El más importante, situado en el extremo de la punta de la Mareta, a unos 400 metros del centro de la playa, hasta hace dos años vertía aguas residuales sin depurar procedentes de una parte importante del casco urbano. En la actualidad vierte una pequeña cantidad de aguas residuales cuya influencia sobre la playa no se conoce. Sin embargo durante el tiempo en que se realizó la experimentación en la que se basa la presente Memoria vertía una considerable cantidad de tales aguas fecales.

Otros vertidos de menor entidad se sitúan en el extremo Sur de la playa.

2. Vertido de la Punta de La Mareta.

En este punto, situado hacia el NE de la playa de La Garita descarga un vertido de aguas residuales urbanas, como se acaba de explicar, de cuyas aguas se tomaron muestras con objeto de tener aguas residuales brutas con las que comparar resultados de las playas y en las que se inició el desarrollo

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de la metodología para la detección de Salmonella.

Playa de El Hombre.

Se encuentra también enmarcada por una urbanización, de la que recibe descargas de aguas residuales. Tiene una longitud de cerca de 300 metros y está orientada hacia el NE. Está compuesta de arenas fonolíticas y calcáreas (118). Se halla sometida a la influencia de tres vertidos. Dos de ellos corresponden a aguas recolectadas en la propia urbanización, estando situados a ambos extremos de la playa.

El tercer vertido que la afecta está constituido por el efluente de la Central Depuradora que desemboca en la playa de la Hoya del Pozo a una distancia de 750 metros del centro de la playa. Este efluente se compone de aguas residuales urbanas sometidas a tratamiento previo, primario y secundario. Sin embargo no se realiza tratamiento terciario aunque la Central está dotada de una Unidad de Cloración que no está en funcionamiento. Además y a pesar de que esta Central cuenta con un sistema de tratamiento de fangos activados, tampoco se encuentra en funcionamiento, por lo que los excedentes se arrojan tambien por el efluente de la Depuradora.

Como consecuencia de estos vertidos, la playa al igual que la de La Garita, presentó niveles muy elevados de conta-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

minación por aguas residuales.

Playa de Salinetas.

Al igual que las anteriores, es una playa de baños muy concurrida en la época veraniega y se encuentra enmarcada en zona de edificaciones. No presenta vertidos de aguas residuales urbanas de entidad importante en sus proximidades, aunque sí algunos correspondientes a viviendas y piscinas, pero que sólo descargan esporádicamente. Tiene una orientación hacia el NE, aunque bastante abrigada por las Puntas de Clavellinas y de Taliarte. Mide unos 300 metros de longitud y está compuesta de arenas fonolíticas y calcáreas (118). En el extremo Sur de la Playa se encuentra una fábrica de abonos nitrogenados que actualmente está sin funcionar.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Procedimiento de toma de muestras.

Las muestras se tomaron por los procedimientos habituales descritos en los Métodos Estandard de APHA (11) y en otras referencias como OMS/PNUMA (134, 135 y 136) y MUJERIEGO (118). Como es lógico, cada toma de muestras ha servido tanto para el análisis bacteriológico de Salmonella como para el recuento o numeración de los indicadores bacterianos de contaminación fecal, es decir, para los coliformes fecales y totales y para los estreptococos fecales.

Se utilizaron en todos los casos botellas de vidrio Pyrex de 500 ó 1.000 cc de capacidad, esterilizadas previamente al autoclave. En los casos en que se tomaron muestras de aguas residuales se añadió a los frascos previamente 1 ml de una solución de tiosulfato sódico al 10 % (11) con objeto de neutralizar el cloro residual que pudiera quedar en tales aguas.

En las zonas de playa, una vez fijados los puntos de toma de muestra, las muestras se tomaron dentro de una línea imaginaria perpendicular a la línea de costa, de unos 100 metros de longitud (JONES,1977) (93).

La época de toma de muestra, cuando se realizan estudios de control sanitario de la calidad microbiológica de las aguas de baño, debe ser cuando haya mayor utilización de la playa, logicamente la etapa veraniega o vacacional (128). En el caso de este estudio en el que los períodos de muestreo han sido un ciclo anual completo, ha habido por tanto muchos días de toma de muestras, sobre todo en invierno, en los que el número de bañistas ha sido nulo o muy escaso.

La forma de tomar la muestra es la siguiente. Se debe hacer en horas de máxima afluencia de bañistas y en puntos donde se realiza el baño, en un punto de aproximadamente 1 metro de profundidad (11 y 128). La botella debe permanecer

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cerrada hasta el mismo momento de la toma de muestra, para lo cual se sumerge hasta una profundidad de unos 20 centímetros por debajo de la superficie y en este momento se abre. No se debe llenar del todo, dejando una cámara de aire suficiente para poder agitar la botella en el momento de comenzar el análisis bacteriológico.

Las muestras deben ser analizadas lo más pronto posible después de su recolección. Siempre es recomendable un transporte rápido de las muestras hasta el Laboratorio de análisis, dentro de un recipiente termostático, una nevera portátil por ejemplo, y evitar que les de la luz.

El tiempo que puede transcurrir entre el momento de la toma de muestra y el inicio del análisis varía según los diversos autores, aunque todos ponen énfasis en que debe ser lo más corto posible, tolerándose tiempos de hasta 8 horas sin alcanzar nunca las 24 horas (11, 93, 128, 134, 135 y 136).

Procedimiento de trabajo: Diseño de los experimentos.

El trabajo experimental que da base a esta Memoria está basado en dos experimentos, consistentes en lo siguiente.

1.- En la Estación de muestreo AMD (Alcaravaneras Muelle Deportivo) (Figura 1), se planeó el estudio de un ciclo anual completo, abarcando un año natural (1985), con la idea de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

realizar el aislamiento de Salmonella a partir del agua de mar del interior del recinto del Muelle Deportivo, tomando muestras en la proximidad de un vertido de aguas residuales. La idea era aislar Salmonella, estudiar los serotipos o serovariedades que se presentan a lo largo de un año, y conocer la respuesta a los antibióticos de las diferentes cepas aisladas durante el período de estudio.

Al mismo tiempo, cuantificar los parámetros indicadores de contaminación fecal: CT, CF y EF, para comparar su concentración con la presencia o ausencia de Salmonella en las muestras y las relaciones entre ellos, muy concretamente el índice CF/EF, de importancia ecológica en el conocimiento de la evolución del fenómeno de contaminación en las aguas naturales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

También se trataba de medir la salinidad del agua de mar y ver su relación con los parámetros indicadores y con la presencia o ausencia de Salmonella.

2.- En el litoral de Telde, concretamente en las playas de La Garita, El Hombre y Salinetas, se planeó estudiar los niveles de indicadores de contaminacion fecal durante un periodo de un ciclo anual, Enero-Diciembre, 1985 , y saber si la contaminación debida a los vertidos situados entre las dos primeras playas alcanza o no hasta la tercera, alejada unos 3,5 Km de la zona de vertidos (Figura 3). También en este caso se

trataba de establecer las relaciones entre los parámetros fecales, en concreto el índice CF/EF.

En este 2º experimento se hizo especial hincapié en el estudio de la influencia de los vientos alisios, de componente de dirección Norte, en la evolución de los niveles de contaminación en las tres playas estudiadas.

Como quiera que previamente al diseño de estos dos experimentos se habían realizado una serie de experiencias anteriores, a través de las cuales ya se conocían algunas particularidades que permitieron diseñar los dos experimentos señalados, se han reflejado resultados y discusión acerca de estas experiencias previas. De esta manera, se reflejan datos de estudios realizados en años anteriores en la playa de Alcaravaneras y Muelle Deportivo, así como en la playa de La Garita y el vertido de aguas residuales de la Punta de La Mareta, cuyas aguas dejaban sentir su contaminación sobre dicha playa.

Estos experimentos antecedentes resultaron básicos para el diseño de los dos experimentos fundamentales, pues permitieron conocer los siguientes aspectos.

Por su parte, en la zona de Alcaravaneras-Muelle Deportivo se pudo constatar lo siguiente:

1. Que la playa de Alcaravaneras sufría en frecuentes oca-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

siones elevados niveles de contaminación fecal , medida esta a través de los Coliformes Fecales.

2. Que al producirse la elevación de la concentración de éste parámetro a valores de 10^2 y 10^3 /100 ml, se podía detectar Salmonella en el agua de mar de la zona de baños.

3. Que en el recinto del Muelle Deportivo se constataba la existencia de efluentes de aguas residuales no depuradas de la red urbana y que en el agua de mar la concentración de CF era muy superior a la de la zona de baños, lo que condicionaba la presencia constante de Salmonella (140).

4. Que los vientos de componente Sur eran los responsables del aporte hacia la zona de baños de la contaminación vertida en el Muelle Deportivo.

En el área del litoral de Telde se constató lo siguiente:

1.- Que desde la playa de La Garita hasta la del Hombre, existían cinco vertidos de aguas residuales no depuradas.

2.- Que el de caudal más importante, situado en la Punta de La Mareta, al NE de la zona de baños de la playa de La Garita producía contaminación en la misma. Se hizo un estudio de detección de Salmonella en las aguas de este vertido y se

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

comprobó que en la zona de baños se detectaba también Salmonella, coincidiendo en una ocasión un mismo serotipo encontrado en ambas aguas.

3.-Datos de playa del Hombre (no reflejados en esta Memoria) también indicaban unas cifras elevadas de contaminación en esta playa.

ANALISIS BACTERIOLOGICO DE SALMONELLA.

El análisis bacteriológico de Salmonella se ha basado en el enriquecimiento directo, es decir, sin preenriquecimiento, en el Caldo de Rappaport-Vassiliadis o R10 (190).

Se emplearon dos tipos de inóculo para cada muestra:

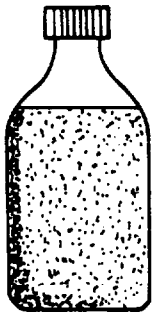
1.) METODO I: se inocularon 10 ml del agua de muestra en 90 ml de Caldo Rappaport-Vassiliadis (3 y 4). (Esquema I).

2.) METODO II : se inocularon membranas filtrantes (Gelman GN-6) de 0,45 µm de poro y 47 mm de diámetro en matraces conteniendo 100 ml de Caldo Rappaport-Vassiliadis. Por las membranas se habían filtrado previamente volúmenes de agua de muestra que oscilaron entre 100 y 300 ml (Esquema I).

Una vez inoculados los matraces se incubaron en estufa

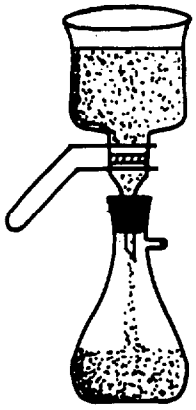
© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ESQUEMA I



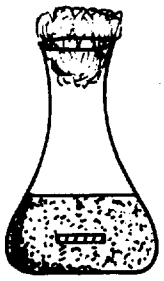
MUESTRA

100 - 300 ml.

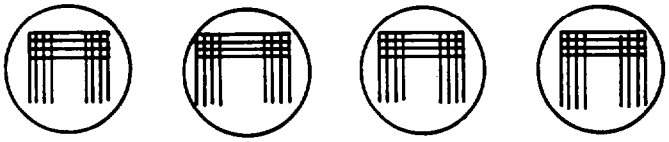


FILTRACION

10 ml.

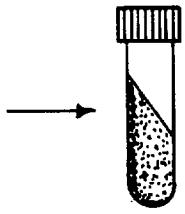


MEDIO DE
ENRIQUECIMIENTO
RV (43°C., 48 h.)



SS BS VB HE

MEDIOS DE AISLAMIENTO
(37°C., 24h.)



KIA
(37°C., 24 h.)

Lactosa : (-)
Glucosa : (+)
Gas
$S H_2$: (+) ó (−)

PRUEBAS BIOQUIMICAS
SERO-AGLUTINACIONES
ANTIBIOGRAMAS

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de cultivo en posición estática a 43ºC. El tiempo de incubación fue de 24 horas (96, 108, 109, 110, 185, 187 y 189).

Transcurrido el tiempo de incubación, se sembraron los medios de aislamiento: Agar para Salmonella-Shigella (SS), Agar de Sulfito de Bismuto (BS), Agar Entérico de Hektoen (HE) y Agar con Verde Brillante (BG), a partir de todos los matraces con caldo RV inoculados. La siembra se realizó mediante asa de 3 mm de diámetro (5, 6, 57 y 147). Las placas se incubaron durante 24 horas a 37ºC.

De las placas que mostraron crecimiento se tomaron varias colonias que aparentaban características típicas de pertenecer al Género Salmonella y se picaron tubos con medio Agar con Hierro de Kligler (KIA) y se seleccionaron aquellas colonias que daban el comportamiento característico de Salmonella en este medio.

De esta forma, las colonias que presentaron las siguientes características:

- Pendiente: Alcalina (rojo)
- Fondo: Acido (amarillo)
- Gas: + ó -
- SH_2 : + ó -

fueron sometidas a las pruebas bioquímicas correspondientes mediante la utilización de las baterías prefabricadas del Sistema Api 20 E (14, 86 y 143).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Todas las cepas que resultaron identificadas bioquimicamente como Salmonella spp. se sometieron a pruebas de aglutinación en porta en nuestro Laboratorio empleando el antisuero de tipo polivalente de la firma Difco: Poly Ai and Vi.

Posteriormente se enviaron al Instituto Pasteur de Paris en donde se sometieron a todas las pruebas serológicas necesarias para su completa identificación en diferentes serotipos.

Además se sometieron a la prueba de antibiograma con objeto de valorar su sensibilidad "in vitro" a diferentes antibióticos.

ANALISIS BACTERIOLOGICO DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL: METODOS PARA EL RECUENTO DE COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y ESTREPTOCOCOS FECALES.

Se han empleado los dos métodos analíticos clásicos para el recuento de bacterias a partir de aguas naturales, residuales o de bebida:

-Método de las membranas filtrantes o de filtración por membranas.

-Método de las diluciones sucesivas o de los tubos múltiples y numeración por el número más probable (NMP).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

I. METODO DE FILTRACION POR MEMBRANAS

El método analítico bacteriológico denominado de filtración por membrana o tambien de las membranas filtrantes se ha empleado en este trabajo en base a las instrucciones de varios organismos internacionales: OMS/PNUMA (134, 135 y 136), APHA et al. (11) y Departament de Sanitat i Seguretat Social, Generalitat de Catalunya (128).

Las bases técnicas y científicas descrita por cada uno de ellos son esencialmente coincidentes.

Este método se basa en el crecimiento, la identificación y el recuento de las colonias de los microorganismos retenidos en la superficie de una membrana, a través de la cual se ha filtrado un volumen determinado de muestra de agua o sus diluciones decimales, incubada en un medio de cultivo durante un tiempo y temperatura adecuados.

El recuento o numeración de las colonias crecidas sobre los medios de cultivo es uno de los requerimientos más importantes de este método y por ello se ha de proceder a la filtración de volúmenes adecuados de agua de muestra que permitan el crecimiento de un número conveniente de colonias para que los recuentos sean fidedignos.

Para ello en muchos casos es necesario proceder a la

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

dilución de las muestras.

Preparación de las series de diluciónes del agua de muestra.

En este estudio se ha utilizado siempre como diluyente del agua de muestra la Solución de Ringer (1Ø6), y las series de diluciones decimales se han preparado como a continuación se detalla.

Se reparten en frascos de vidrio Pyrex volúmenes de 9Ø ml de Solución de Ringer y se esterilizan en autoclave durante 15 minutos a 121 ºC. Se dejan enfriar los frascos a temperatura ambiente. En el momento de comenzar la preparación de la serie de diluciones decimales, la botella que contiene la muestra original (a la que llamamos D-Ø) ha de ser agitada vigorosamente para homogeneizar su contenido, teniendo en cuenta que desde el momento de la toma de muestra hasta la llegada al laboratorio, las bacterias han podido sedimentar en el fondo.

Seguidamente, mediante una pipeta de vidrio Pyrex estéril se toman 1Ø ml de la muestra y se transfieren a un segundo frasco con 9Ø ml de la Solución de Ringer , la cual ahora contendrá 1ØØ ml en total y la denomimamos dilución D-1, es decir la primera dilución decimal de la muestra.

Agitando vigorosamente la dilución D-1, con una nueva

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

pipeta se toman 10 ml que se transfieren a un segundo frasco que contiene 90 ml de Solución de Ringer y que ahora contendrá 100 ml en total. A esta dilución la denominamos D-2 y constituye por tanto la segunda dilución decimal de la muestra.

Así se puede proceder sucesivamente hasta alcanzar la dilución necesaria para conseguir que sobre las membranas crezca un número de colonias de microorganismos que sea adecuado para el recuento.

Los intervalos del número de colonias que se pueden contar sobre una membrana filtrante, según el organismo indicador, se exponen un poco más adelante.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Filtración de las muestras o sus diluciones

Se debe comenzar por filtrar la muestra más diluida. Es decir, si se está procediendo al análisis de varias muestras tomadas en una misma campaña, es conveniente empezar por filtrar la que "a priori" se estime menos concentrada en bacterias o bien comenzar a filtrar la dilución más alta de una misma muestra.

Un número recomendable de filtraciones a realizar por cada muestra y sus diluciones es el de cinco, lo que permite utilizar placas de medio de cultivo de 120 mm de diámetro

(las usadas normalmente en antibiogramas) en las que caben hasta 5 membranas de 47 mm de diámetro, que es uno de los formatos comercializados por las casas especializadas. Se tratará de utilizar siempre tres de las diluciones preparadas por cada muestra (dentro de las que debe incluirse la muestra original D-Ø) máxime si no se conoce "a priori" si la muestra está poco o muy contaminada.

Los volúmenes de muestra (o sus diluciones) a emplear pueden seguir la secuencia, según MUJERIEGO et al. (128), de 1ØØ ml, 2Ø ml y 5 ml.

Una vez realizada la filtración, mediante unas pinzas flameadas se depositan las membranas sobre la superficie del agar de cada uno de los medios de cultivo empleados y se pasa a incubar.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Incubación e interpretación de los resultados

En el recuento de colonias , con objeto de obtener el resultado final de las concentraciones de cada parámetro bacteriológico, se deben contar todas las membranas que lo permitan. En algunos casos podrán encontrarse membranas en el que el crecimiento de las colonias sea confluente y el recuento sea muy dificil o incluso imposible.

Sin embargo, a la hora de calcular los resultados definitivos, el número de colonias que han de intervenir en

los cálculos se debe ajustar a unos intervalos que se determinan de la forma siguiente (128):

Microorganismo indicador	Intervalo del nº de colonias
Coliformes totales	20 - 80
Coliformes fecales	20 - 60
Estreptococos fecales	20 - 100

Coliformes totales:

La incubación para la numeración de los coliformes totales sobre Agar de m-Endo se realiza a 36 +/- 1 ºC durante 24 horas. Se deben contar solamente las colonias que presentan una coloración de rosa a rojo oscuro con o sin brillo metálico y que varíen en tamaño desde el de una cabeza de alfiler hasta el de una colonia bien formada. El recuento debe hacerse bajo una lupa binocular a 10 aumentos, como mínimo.

El número adecuado de colonias por membrana para los coliformes totales es entre 20 y 80.

Coliformes fecales:

La incubación para el recuento de coliformes fecales sobre Agar m-FC se realiza a 44.5 +/- 0.2 ºC durante 24 horas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Actualmente la OMS/PNUMA admite el uso de una estufa de cultivo para la incubación de los coliformes fecales , aunque los Métodos Estandard de APHA et al. (11) en su 16 a Edición (1985) todavía recomienda el uso de un baño de agua para este fin debido a la mayor estabilidad de la temperatura que consiguen estos aparatos en comparación con las estufas de cultivo, cuya temperatura, por razones técnicas, es menos estable. Todo ello debido al papel selectivo que juega la temperatura en el desarrollo de los coliformes fecales, los que por definición fermentan la lactosa a 44.5 ºC.

En el caso de los coliformes fecales se deben contar solamente, mediante una lupa binocular, las colonias de color azul.

El número de colonias por membrana adecuado para el recuento es entre 20 y 60.

Estreptococos fecales:

Los estreptococos fecales cultivados sobre Agar KF para estreptococos se incuban a 36 +/- 1ºC durante 48 horas.

Se cuentan como colonias de estreptococs fecales mediante una lupa binocular,las colonias rosas, naranja a rojo oscuro, o con centro rojo o rojas con un tenue reborde blanco.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

En todo caso, el número adecuado de colonias por membrana es entre 20 y 100.

Expresión de los resultados.

Se deben contar y anotar los resultados de todas las membranas que presenten un número de colonias comprendido entre los intervalos señalados en el cuadro anterior.

Los resultados se obtienen a partir de la siguiente expresión:

$$\text{Nº de organismos/100 ml} = 100 \times \frac{\text{Nº de colonias}}{\text{Volumen de muestra original (mililitros filtrados)}}$$

II. METODO DE LOS TUBOS MULTIPLES Y NUMERACION SEGUN EL NUMERO MAS PROBABLE (NMP).

Al igual que el método de las membranas filtrantes, el método del número más probable (NMP) ha sido empleado en este trabajo en base a las instrucciones de OMS/PNUMA (134, 135 y 136), APHA et al. (11) y Mujeriego et al. (128).

El método se basa en la cuantificación de los microorganismos que crecen en medios de cultivo especificamente diseñados para ello: el caldo lactosado para los coliformes totales y el Medio EC para los coliformes fecales, que han

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sido descritos en otro apartado.

No se trata de un método de numeración directa sino que se basa en la interpretación estadística del crecimiento o no crecimiento, observado en varias series de tubos inoculados con volúmenes decrecientes en diluciones decimales del agua a analizar.

En este apartado no se han incluido las metodologías para la numeración de estreptococos fecales ya que estos indicadores sólo se han investigado en este trabajo mediante la técnica de las membranas filtrantes.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Procedimiento de inoculación y dilución.

Coliformes totales

En este trabajo hemos empleado tres o más series de tubos conteniendo 10 ml de Caldo Lactosado. La primera de las series, que hemos llamado Serie 10 ha estado formada por tres tubos conteniendo cada uno 10 ml de Caldo Lactosado de doble concentración y las siguientes series: Serie 1, Serie 0.1, Serie 0.01, etc. tambien constituida cada una por tres tubos. conteniendo cada una de ellas 10 ml de Caldo Lactosado sencillo, es decir con la concentración presentada en la fórmula,

Las diluciones de la muestra se han preparado de la misma manera que se explicó en el apartado correspondiente al Método Analítico de Filtración por Membranas.

La inoculación de los tubos se ha efectuado de la si-

guiente manera:

- Agitando vigorosamente la botella de toma de muestra que hemos llamado Dilución Ø o D-Ø mediante una pipeta estéril se extraen 1Ø ml de muestra y se introduce en un tubo de la Serie 1Ø. Repitiendo esta operación dos veces más sobre sendos tubos se completan los tres tubos de esta serie.

- Seguidamente, de la dilución D-Ø (muestra original) se extrae 1 ml y se inocula uno de los tubos de la Serie 1. Se repite esta operación dos veces más sobre sendos tubos y se completa la Serie 1. Se debe tener muy en cuenta el agitar cada frasco previamente a la toma del inóculo.

- Se procede de esta manera con las demás diluciones de la muestra, hasta obtener el número de series que se haya elegido.

Es importante inocular un número suficiente de series de tres tubos, de forma que se garantice que al menos en alguna de ellas, en uno o más tubos inoculados e incubados durante el tiempo y temperatura correspondientes no se produzca crecimiento de coliformes totales.

Una vez completado el período de incubación (24-48 horas) a 37 ºC se procede a la lectura de los resultados.

Lectura de los resultados:

Se consideran positivos aquellos tubos que a las 24 o 48

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

horas de incubación presenten: crecimiento bacteriano, viraje a amarillo del colorante púrpura de bromocresol y formación de gas que se desprende al agitar el tubo y que se recoge en la campana Durham.

Por cada serie se anota el número de tubos positivos y negativos. A cada tubo positivo se le asigna el valor 1 y a cada negativo el valor Ø de forma que sumando el número de tubos positivos de cada una de las series se obtiene un dígito, que ordenados de menor a mayor dilución proporciona una cifra de tres o más dígitos. Entre ellos se elegirá una terna con la que se entra en la Tabla del Número Más Probable (Tabla 1), que nos dará precisamente el Número Más Probable de organismos Coliformes Totales por cada 1ØØ ml de muestra.

La elección de la terna de entrada a las Tablas del NMP se hará de forma que en la última serie (la de mayor dilución) existan resultados negativos.

Procedimiento de inoculación para los Coliformes Fecales.

La numeración de los Coliformes Fecales a través de la técnica de las diluciones sucesivas, se ha realizado a continuación de la numeración de los Coliformes Totales.

A partir de los tubos que resultaron positivos en la determinación de los coliformes totales se toma un inóculo consistente en un asa de siembra o una o dos gotas mediante

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

una pipeta Pasteur diferente para cada tubo y se inoculan sendos tubos conteniendo EC Medium. En cada nuevo tubo de EC Medium anotamos el origen del inóculo, es decir, el número o denominación del tubo positivo correspondiente a los coliformes totales. La incubación se realiza a 44.5 +/- Ø.2 ºC durante 24 horas.

Es muy importante la estabilidad de la temperatura durante el período de incubación de los coliformes fecales. Los Métodos Estandard de APHA, 1985 (11) aún recomiendan el uso de un baño termostático en el que se han de sumergir los tubos de EC Medium una vez inoculados. No obstante, la Organización Mundial de la Salud y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente indican que una buena estufa de cultivo puede ser suficiente ya que, reconociendo la idoneidad del baño termostático, el elevado costo de estos aparatos lo hacen menos asequible a muchos Laboratorios de análisis de aguas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Lectura de los resultados:

Se consideran tubos positivos aquellos que al final del período de incubación presenten la turbidez característica de crecimiento bacteriano y desprendimiento de gas al agitar el tubo y acumulación de burbujas de gas en la campana de Durham. La valoración del NMP de coliformes fecales se realiza de las misma forma que se ha descrito para los coliformes totales, mediante el uso de las tablas del NMP (Tabla 1).

Tabla 1.- Indice del Número Más Probable (NMP) y Límites de Confianza del 95% para varias combinaciones de resultados positivos, usando tres tubos por dilución (10 ml; 1,0 ml; 0,01ml).

COMBINACION DE POSITIVOS	INDICE DEL NMP/100 ml	LIMITES DE CONFIANZA	
0-0-0	<3		
0-0-1	3	<0,5	9
0-1-0	3	<0,5	13
0-2-0	-		
1-0-0	4	<0,5	20
1-0-1	7	1	21
1-1-0	7	1	23
1-1-1	11	3	36
1-2-0	11	3	36
2-0-0	9	1	36
2-0-1	14	3	37
2-1-0	15	3	44
2-1-1	20	7	89
2-2-0	21	4	47
2-2-1	28	10	150
2-3-0	-		
3-0-0	23	4	120
3-0-1	39	7	130

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 1.- (Continuación)

3-0-2	64	15	380
3-1-0	43	7	210
3-1-1	75	14	230
3-1-2	120	30	380
3-2-0	93	15	380
3-2-1	150	30	440
3-2-2	210	35	470
3-3-0	240	36	1300
3-3-1	460	71	2400
3-3-2	1100	150	4800
3-3-3	≥2400		

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Pruebas confirmativas.

Para los coliformes totales y fecales, determinados por el método de las MF, colonias sospechosas se siembran en el caldo Verde Brillante (143) y se comprueba la formación de gas a 37º C (48 h). Para la confirmación mediante el Sistema API 20 E, se siembra previamente en Agar Nutritivo y a las 24 horas se inoculan las baterías, según especifica el método.

DETERMINACION DE LA SALINIDAD DE LAS MUESTRAS DE AGUA DE MAR.

La salinidad de las muestras ha sido determinada mediante un salinómetro Plessey Environmental System, Modelo 6230 N, calibrado con agua de mar estandard de clorinidad: 19.376 %. (Institute of Oceanographic Sciences, Wormley, Godalming, Surrey, Gran Bretaña). Ello se ha realizado en el Laboratorio de Oceanografía del Centro de Tecnología Pesquera, por lo que se expresa agradecimiento a O. LLinás y demás miembros del Laboratorio.

ESTIMACION DE LA DIRECCION Y VELOCIDAD DEL VIENTO.

La velocidad del viento, medida en los mismos días y puntos de muestreo bacteriológico, se estimó mediante un anemómetro de la marca Richard-Pekly (Argenteuil).

Para la estimación de la dirección del viento en esos mismos días y puntos de muestreo se utilizó un procedimiento muy sencillo, consistente en exponer a la acción del viento unas cintas finas de tela y comprobando la dirección que éstas marcaban mediante una brújula.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

TRATAMIENTO ESTADISTICO DE LOS DATOS DE CONTAMINACION FECAL.

I. METODO DE LA PROBABILIDAD LOGARITMICO-NORMAL.

El Método que a continuación se va a describir es el que se ha empleado en este trabajo porque se ha considerado el más adecuado para la interpretación y evaluación de los datos microbiológicos de aguas costeras y ha sido diseñado para la vigilancia sanitaria de las aguas de baño en zonas templadas y tropicales. Se trata del método de la probabilidad logarítimico normal, abreviadamente "log-normal".

Uno de sus fundamentos es el hecho, según JONES, 1977 (93) de que uno de los principales problemas que se encuentran en un estudio de la calidad del agua de mar en una playa cualquiera es la de determinar un nivel de polución único, por el que se exprese las grandes variaciones que pueden ser obtenidas en las concentraciones de microorganismos. Incluso en un mismo punto de muestreo, y en muestras consideradas idénticas, los análisis bacteriológicos pueden dar resultados muy diferentes, con variaciones hasta de 1 o 2 órdenes de magnitud.

Las variaciones en las concentraciones de microorganismos indicadores que se obtienen normalmente a lo largo de un período de estudio en una estación de muestreo, se deben a complejas interacciones entre muchos factores, por lo que, en un esfuerzo para obtener la indicación más representativa de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

estas condiciones, es necesario tomar muchas muestras en un período suficientemente extenso, con objeto de que a lo largo del mismo se produzcan todos las variaciones posibles en esos factores: cambios en la dirección de las corrientes marinas generales, cambios en la dirección del viento, cambios en el caudal de los vertidos, etc.

El Método de la probabilidad log-normal ha sido preconizado y descrito por la Organización Mundial de la Salud (OMS) conjuntamente con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (200), desarrollado y propugnado en nuestro país por MUJERIEGO et al., 1983 (128) no sólo a través de esta referencia citada sino a través de un Ejercicio de Intercalibración de Métodos (OMS/PNUMA, 1983 a) (133) que fue organizado por la OMS y el PNUMA en Barcelona, durante 1983, bajo la dirección de este autor.

Algunos autores lo han empleado en nuestro país, como son CASTELLON y RIBAS (33) , GIL ESTEVEZ et al. (73), MUJERIEGO et al. (182) y FERREIROS y ANGULO (55).

El método de la probabilidad log-normal lo describe JONES (93) en su trabajo publicado en 1977 y se basa en las ideas expresadas anteriormente por GAMESON et al., 1970 (60), de que el rango de las concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal en una estación marina de toma de muestras, se aproxima a una distribución normal.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Las descripciónes del método que realizan JONES y MUJERIEGO et al. son muy similares. Según ambos, los indicadores microbianos en una estación dada muestran una gran variabilidad en sus concentraciones. Dado que la comparación de los resultados obtenidos con los "standards" y criterios internacionales de calidad microbiológica requiere la determinación de las concentraciones microbianas no excedidas en un cierto porcentaje de las muestras analizadas, la OMS/PNUMA ha estimado de interés usar un método sistemático de la evaluación de los datos que además de proporcionar las concentraciones microbianas asociadas con los porcentajes establecidos, ayude en la comprensión de las variaciones temporales de la calidad microbiológica del agua costera y de la importancia relativa de los distintos factores que puedan afectarla.

Por ello, para JONES, la mejor forma de presentar los datos tan variables de contaminación fecal del mar es probablemente representando los resultados en una gráfica. En esta misma línea, y siempre con la idea de que las concentraciones de parámetros indicadores en una estación de muestreo y en un período continuo de tiempo siguen muy estrechamente una distribución log-normal, MUJERIEGO opina tambien que esta distribución puede ser obtenida de manera sencilla a través de una técnica de interpolación gráfica.

Ello permite la estimación directa de la concentración

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

no excedida en cualquier porcentaje de las muestras (percentiles), así como la de varios parámetros estadísticos útiles en la comprensión de los factores que puedan afectar la calidad microbiológica de las aguas costeras estudiadas.

Descripción del procedimiento operativo del método de la distribución logarítmico-normal.

En la aplicación de éste método se han de seguir las siguientes etapas.

1. A partir de los datos de los análisis bacteriológicos, se selecciona un conjunto de concentraciones consecutivas que cubran un determinado período de interés.

2. Los resultados experimentales se ordenan en orden creciente de magnitud, obteniéndose así un nuevo conjunto de datos microbiológicos en el que cada valor es menor o igual al siguiente.

3. Se calcula la frecuencia acumulativa F(Xi) asociada a a cada uno de los datos anteriores, según la siguiente fórmula:

$$F(Xi) = i.100/n+1$$

donde:

Xi= concentración microbiana en la posición "i-ésima".

i= número de orden de cada concentración microbiana.

n= número total de concentraciones microbianas del con-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

junto elegido.

4. En un papel de probabilidad log-normal, cada concentración se enfrenta con su correspondiente frecuencia acumulativa.

5. Se traza la línea recta que mejor se ajuste a los puntos dibujados. Se ha de resaltar la mayor influencia que se ha de conceder a la nube central de puntos, respecto a aquel o aquellos puntos iniciales y finales que se desvíen notablemente, que se pueden descartar.

6. Esta línea recta representa la distribución estadística de probabilidad acumulada de las concentraciones microbianas no excedidas en un cierto porcentaje de casos. Así, la media por definición es la concentración que no se supera en un 50 % de los casos, o percentil-50. Igualmente la concentración asociada con F(X)= 90 nos daría el valor que no se supera en el 90 % de los casos o, lo que es lo mismo, percentil-90.

7. Además de estos parámetros asociados con una frecuencia acumulada, se puede obtener la desviación típica (s), que constituye un parámetro característico de la variabilidad de la calidad microbiológica durante el período de estudio. Para el cálculo de la desviación típica se emplea la expresión:

$$s = Ln\ XX84 - Ln\ XX50$$

donde:

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

s= desviación típica, adimensional

Ln XX84= logaritmo neperiano de la concentración microbiana que no es superada en el 84 % de los casos.

Ln XX5Ø= logaritmo neperiano de la concentración microbiana que no es superada en el 5Ø % de los casos.

De esta forma, según estemos trabajando con Coliformes Totales (CF), Coliformes Totales (CT) o Estreptococos Fecales (EF), la expresión XX se sustituye por CF, CT o EF respectivamente.

8. Con la desviación típica (s) podremos clasificar las estaciones de muestreo en base a su variabilidad de calidad microbiológica. MUJERIEGO et al. (182) proponen la siguiente clasificación en base a estudios realizados en aguas costeras de Málaga y Tarragona:

$s \leq 1$:estación de calidad muy constante, tanto si es muy satisfactoria como si es muy insatisfactoria.

$1 < s \leq 3$: estación denominada normal o típica, dado que su variabilidad se parece a la de la gran mayoría.

$s > 3$: estación singular, que o bien está sometida a efectos muy variables en el tiempo, tales como vertidos de caudal y concentraciones muy variables, o bien está situada en los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

límites de influencia de algún vertido que la afecta unicamente en determinadas condiciones climatológicas o de corrientes marinas.

Por su parte, CASTELLON y RIBAS (33) proponen una clasificación más amplia, según su experiencia en trabajos de polución fecal en aguas de río Llobregat (Cataluña). Es la siguiente:

$s \leq 1$: estación muy constante.

$1 < s \leq 1{,}5$: estación constante.

$1{,}5 < s \leq 2{,}5$: estación normal.

$2{,}5 < s \leq 3$: estación variable.

$s > 3$: estación muy variable.

9. Además de los parámetros anteriores, el método de representación gráfica de la distribución log-normal permite el cálculo de los intervalos de confianza a partir de la gráfica dibujada:

a) Intervalo de confianza de 95 % de la media de la serie de concentraciones elegidas. Se calcula a partir de la siguiente expresión:

$$\left(\exp\left(\ln XX50 - \frac{s}{\sqrt{n}}\, t(1-\alpha/2\ ,n-1)\right)\ ;\right.$$

$$\left.\exp\left(\ln XX50 + \frac{s}{\sqrt{n}}\, t\ (1-\alpha/2\ ,\ n-1)\right)\right)$$

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

donde:

XX50: media de las concentraciones microbianas de una estación de toma de muestras, por 100 ml.

s: desviación típica de estas concentraciones, obtenida de la correspondiente distribución log-normal. s = ln XX84 - ln XX50.

n: número de concentraciones microbianas que han intervenido en el cálculo.

$t\ (1-\alpha/2,\ n-1)$: valor de la t de Student, con n-1 grados de libertad.

$(1-\alpha) \times 100$: intervalo de confianza, en tanto por ciento.

b) Intervalo de confianza de 95 % (α = 0,05) de la muestra:

Se define por las concentraciones bacterianas correspondientes a las frecuencias acumuladas del 2,5 % y 97,5 % que se pueden obtener de la gráfica correspondiente.
Se expresa de esta forma:

[XX 2,5 ;XX 97,5]

Algunos autores españoles han desarrollado programas informáticos que permiten calcular todos o algunos de los valores anteriores. Entre ellos destacan los ya citados MUJERIEGO (133), GIL ESTEVEZ et al. (73) y FERREIROS y ANGULO (55).

En el presente trabajo hemos empleado el programa de C.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

FERREIROS, desarrollado en lenguaje BASIC, para lo cual se ha usado un ordenador M24 OLIVETTI SP, del Departamento de Pesquerías del Centro de Tecnología Pesquera (Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria).

El programa de C. FERREIROS permite calcular:

a) El parámetro XX5Ø o percentil-5Ø (siendo XX=CF, para los Coliformes Fecales; XX=CT, para los Coliformes Totales y XX=EF, para los Estreptococos Fecales). Según se definió anteriormente, el valor XX5Ø o percentil-5Ø es la media, por definición, de la probabilidad log-normal. También nos da la mediana de esta probabilidad.

b) El parámetro XX9Ø o percentil-9Ø (siendo XX=CF, CT ó EF). El programa lo da originalmente como P9Ø.

c) El intervalo de confianza del 95% de la muestra de concentraciones de los parámetros indicadores CT, CF y EF, en cada caso.

d) Finalmente, el programa calcula si los límites del 5Ø% y del 9Ø% de las Normas de Calidad correspondiente, han sido superados o no, proporcionando una evaluación global de la calidad de la estación de muestreo, es decir, si es o no es satisfactoria.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Para la realización de este trabajo, con los dos valores XX5Ø y XX9Ø, se han trazado las rectas en el papel de probabilidad log-normal, que pasa por ambos puntos. A partir de esta recta hemos calculado los demás percentiles necesarios para la comparación de los resultados con las Normas Internacionales de Calidad de Aguas de Baño, que se explican en otro apartado del capítulo de Material y Métodos. Tambien se han calculado los percentiles necesarios para el cálculo de la desviación típica, s (XX84 y XX5Ø).

El intervalo de confianza del 95% de la media se ha calculado, según se ha visto anteriormente, a partir de su fórmula, utilizando el valor del LnXX5Ø, la desviación típica y el valor de la "t" de Student, obtenida a partir de la Tabla correspondiente.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

II. OTROS METODOS ESTADISTICOS

Test de Kolmogorov-Smirnov de Calidad de Ajuste al Modelo Log-Normal.

Previamente a la aplicación del modelo log-normal al conjunto de concentraciones de los parámetros indicadores bacterianos, obtenidos en las distintas estaciones durante sus respectivos períodos de muestreo, se ha estudiado, mediante el Test de Kolmogorov-Smirnov, el nivel de ajuste al 95%, de los datos con el modelo propuesto. GIL-ESTEVEZ et al.

(1985) lo aplicaron a un estudio de contaminación fecal en playas de la ciudad de Valencia (España) y FERREIROS y ANGULO (1986) lo utilizan también en sus trabajos. SOKAL y ROLHF (1969) lo describen en su tratado de Biometría (170).

En el presente trabajo, se ha empleado este Test, a través del paquete de programas denominado SPSS/PC y ha sido procesado mediante ordenador en el Departamento de Bioestadística del Colegio Universitario de Las Palmas de Gran Canaria, División de Medicina, por el Prof. JOSE MARIA LIMIÑANA CAÑAL.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Cálculo de la Regresión Exponencial entre parámetros bacteriológicos y parámetros ambientales.

Se ha calculado la regresión exponencial entre valores de la concentración de los parámetros bacteriológicos indicadores y la dirección y la velocidad de los vientos reinantes en el período de muestreo, para varias de las estaciones de tomas de muestras. Ello se ha realizado mediante un programa de ordenador escrito en lenguaje BASIC, según POOLE et al. (150).

Se han utilizado los datos de vientos amablemente cedidos por el DR. F. DE BENITO, Director del Observatorio del Aeropuerto de Gran Canaria del Instituo Nacional de Meteorología.

En el experimento correspondiente a las playas del lito-

ral de Telde se han utilizado las frecuencias medias mensuales de las direcciones N, NNE y NE expresadas en tantos por ciento e integradas o sumadas las frecuencias de las tres direcciones en una sola, llamada: N+NNE+NE. Las concentraciones de los parámetros bacteriológicos (CT, CF y EF) observadas en los distintos meses del año de estudio, se han asociado con la frecuencia de viento N+NNE+NE media de cada mes, para formar los pares de valores que intervienen en el cálculo de la regresión exponencial que proporciona el coeficiente de correlación. Los datos se han asociado según se observa en el siguiente cuadro explicativo:

Playa de La Garita, CF/100 ml

Fecha	CF/100 ml	Frecuencia de viento N+NNE+NE (%)	
14.01	480	Mes	Media Mensual
23.01	40	ENE	53
29.01	110	FEB	58
06.02	5	MAR	85
25.02	290	...	..
12.03	100		
....	...		

De esta forma, las tres concentraciones del mes de Enero (480, 40 y 110 CT/100 ml) se asocian, cada una de ellas, con la frecuencia media mensual del viento de dirección N+NNE+NE (53%) de ese mismo mes; las concentraciones del mes de Febrero (5 y 290 CF/100 ml), se asociarán cada una de ellas con la frecuencia media del viento (58%) de ese mismo mes. Y así

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sucesivamente. Los pares de valores quedarían entonces así:

Frecuencia	Viento (X)	CF/100 ml (Y)
	53	480
Enero	53	40
	53	110
	58	5
Febr.	58	290
	85	100
Mar.	85	285
	etc.	etc.

Con el otro factor del viento, la velocidad media mensual de la dirección NNE, se procedería de la misma forma.

En el Cuadro 1 se expresan adecuadamente los datos de viento empleados en los cálculos indicados.

Se pide excusas por lo prolijo de la explicación anterior, pero se ha considerado necesaria para la correcta interpretación del procedimiento empleado en la elaboración de los pares de valores que intervinieron en tales cálculos.

Por otra parte, en el primer experimento, antecedente al de la Estación AMD, realizado en playa de Alcaravaneras, el cálculo de regresión exponencial para obtener el coeficiente

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de correlación entre las variables CF y Viento, se han usado las direcciones de los vientos medidos en los días de muestreo, por nosotros mismos.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Cuadro 1.- Frecuencias del viento de dirección N+NNE+NE (%) y velocidades del viento NNE (Km/h) medidos en el Observatorio de Gando (Gran Canaria). Medias mensles correspondientes a 1985.

MES	FRECUENCIA	VELOCIDAD
ENERO	53	26
FEBRERO	58	22
MARZO	85	36
ABRIL	69	31
MAYO	61	33
JUNIO	87	36
JULIO	100	43
AGOSTO	70	40
SEPTIEMBRE	93	32
OCTUBRE	86	ND
NOVIEMBRE	53	27
DICIEMBRE	46	20

ND= datos no encontrados.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CRITERIOS DE CALIDAD MICROBIOLOGICA PARA AGUAS DE RECREO DE PLAYAS DE BAÑO Y AGUAS COSTERAS.

Dentro de la problemática que a lo largo de los años se ha ido debatiendo por los microbiólogos expertos en el problema de la calidad de las aguas de baño, un capítulo muy importante ha sido el de establecer unas guías o límites que permitan clasificar las zonas recreativas como adecuadas o no para el baño o para actividades relativas a la acuicultura.

Según MUJERIEGO et al. (182), la calidad del agua en zona de baños no acostumbra a ser evaluada en función de la presencia de los microorganismos patógenos que siempre hay en las aguas contaminadas por residuos humanos (66), sino a través de los indicadores de contaminación, concretamente los indicadores bacteriológicos. En 1974, se realizó una reunión de expertos de la Organización Mundial de la Salud en la ciudad de Bilthoven (Holanda) (199) dentro del proyecto "Recreational Water Quality of Beaches" con objeto de discutir problemas relativos a la salubridad de las playas de baño.

En esta reunión, los diferentes países expusieron las normas que se seguían en cada uno de ellos. Algunas de ellas son expuestas a continuación, de forma muy resumida según los países respectivos.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Grecia: Los criterios usados en este país, según la regulación sanitaria de 1966, eran los siguientes:

Grado	Media de coliformes/100 ml
A. Adecuada para el baño	0-50
B. Aceptable para el baño, con reservas.	51-500
C. Dudoso, no recomendado	501-1.000
D. Inadecuado para el baño	>1.000

Italia: Se puede permitir el baño en aguas de mar con un contenido menor de 100 E. coli/100 ml.

Bélgica: Para asegurar la calidad microbiológica de una playa de baños es necesario analizar un número suficientemente elevado de muestras a lo largo del año, por lo que aquella será considerada satisfactoria si al menos el 50% de las muestras da un número menor de 200 E. coli/100 ml , que solamente un máximo del 5% de las muestras de un número superior a 1.000 E. coli /100 ml y que no más del 1% de las muestras produzcan recuentos mayores de 2.000 E. coli/100 ml.

Países Bajos: Se establece una división por Grados, al igual que en Grecia, de la siguiente forma: Grado I, las

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

muestras no sobrepasarán la cifra de 100 E. coli/100 ml, Grado II las muestras no serán superiores a 100-1.000 E. coli/100 ml y Grado III, las muestras no serán superiores a 1.000 E. coli/ 100 ml.

Dinamarca: Utiliza criterios basados en un número suficientemente elevado de muestras. Las experiencias en este país especificaban que un máximo de no más del 5% de las muestras puede contener más de 1.000 E. coli /100 ml y que la media no sea superior a 200-300 E. coli/ 100 ml.

Suecia: Las aguas de baño deben contener menos de 100 E. coli/100 ml para ser consideradas adecuadas para el baño y aquellas playas que excedan de los 1.000 E.coli/100 ml serán consideradas no adecuadas.

Polonia: Tanto en las aguas costeras como en las aguas interiores, los recuentos de E. coli no excederán de 1.000/ 100 ml.

Unión Soviética: El recuento de coliformes no debe exceder de 1.000/ 100 ml.

Otros países como Francia, Reino Unido y República Federal de Alemania no especificaron cifras concretas, aunque al igual que los anteriores, expusieron criterios de índole general, uno de los cuales se refiere a la no detección de patógenos en las aguas de baño.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Como consecuencia de esta y otras reuniones, el Consejo de las Comunidades Europeas estableció la Directiva 76/160/CEE (10) de fecha 8 de Diciembre de 1976, que actualmente sigue en vigor y que se expondrá a continuación.

Normativa vigente en la Comunidad Economica Europea.

La Directiva 76/160/CEE se encuentra ampliamente analizada en un trabajo de KIRKMAN, 1979 (100) en el que comenta una serie de aspectos como son: Historia, Aspectos sanitarios y medicos de la polución de las playas, "standards" bacteriológicos, emisarios submarinos, etc.

La Directiva consiste en 14 Artículos y un Anexo y en su conjunto trata de requerir a los estados miembros de la CEE para asegurar que las "aguas de baño" tanto costeras como interiores cumplan los "standards" de calidad establecidos en el Anexo a la Directiva.

Otro trabajo en el que se comenta la Directiva 76/160/CEE es el de JENKINS, 1981 (91).

Sin entrar en la enumeración de los mismos, sí es conveniente destacar el Artículo 1º que define las aguas de baño como: "Aguas donde el baño es explicitamente autorizado o tradicionalmente practicado por un gran número de bañistas. No incluye aguas usadas para fines terapeúticos ni la de las piscinas".

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Nos referiremos a los "standards" de calidad microbiológica que se basan fundamentalmente en los tres indicadores bacteriológicos: coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, aunque tambien contempla a los patógenos: Salmonella y Enterovirus 1. De ello se infiere que al menos los tres indicadores bacterianos deben ser analizados simultaneamente. En el caso de los patógenos, pueden reservarse para cuando existe una sospecha o evidencia de riesgo epidemiológico, o por razones de investigación (11).

Esta Normativa de la CEE se basa en el el establecimiento de unos límites imperativos (I) y unos límites orientativos o Guía (G), además de en la utilización de un número suficientemente elevado de muestras, tomadas con una frecuencia quincenal, que permitan la aplicación de métodos estadísticos en el diagnóstico de la calidad bacteriológica de las estaciones de muestreo. Como se vió en un Apartado anterior, algunos investigadores desarrollaron además tales métodos estadísticos, como el de la probabilidad log-normal y la aplicación del test de Kolmogorov-Smirnov.

Límites Imperativos:

1. La concentración de coliformes totales (CT) ha de ser inferior a 10.000 CT/100 ml, en más del 95% de las muestras, lo que en adelante indicaremos de esta manera:

$$CT95 < 10.000 \text{ CT/100 ml}$$

2. La concentración de coliformes fecales (CF) ha de ser

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

inferior a 2.000 CF/100 ml, en más del 95%. de las muestras, lo que en adelante igualmente indicaremos:

CF95 < 2.000 CF/100 ml.

Límites Guía:

1. La concentración de CT ha de ser inferior a 500 CT/100 ml, en más del 80 % de las muestras, es decir:

CT80 < 500 CT/100 ml.

2. La concentración de CF ha de ser inferior a 100 CF/100 ml, en más del 80 % de las muestras, es decir:

CF80 < 100 CF/100 ml.

3. La concentración de estreptococos fecales ha de ser inferior a 100 EF/100 ml, en más del 90 % de las muestras:

EF90 < 100 EF/100 ml.

Esta Normativa, según MUJERIEGO et al. (128) exige el cumplimiento simultáneo de los dos límites para las zonas de baño.

Además, la Directiva 76/160/CEE indica los métodos que deben ser usados, la frecuencia de muestreo y los límites exigidos para los patógenos (29):

Límites imperativos:

Salmonella/ 1.000 ml: AUSENCIA (0)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Enterovirus 1/ 10.000 ml: AUSENCIA (0)

Se puede observar lo exigente que son las normas en lo que concierne a los patógenos, que como límite imperativo impone la ausencia total de indicadores patógenos en las zonas de baño.

Normativa de calidad microbiológica recomendada por la OMS/PNUMA.

En 1978 se establecieron estas normas, que se basaban en la detección de E. coli. Posteriormente, en Reuniones y Ejercicios de Intercalibración de Métodos organizados conjuntamente por ambas instituciones se interpretan estos mismos límites para los coliformes fecales (CF).

Se establece que de un conjunto de al menos 10 muestras consecutivas:

1. La concentración de CF no sea superior a 100 CF/100 ml de muestra, en más del 50 % de las muestras, es decir:

$$CF50 \leq 100 \text{ CF/100 ml.}$$

2. La concentración de CF no sea superior a 1.000 CF/100 ml de muestra, en más del 90 % de las muestras, es decir:

$$CF90 \leq 1.000 \text{ CF/100 ml.}$$

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

La frecuencia de muestreo se puede establecer de forma semanal o mensual (MUJERIEGO), dependiendo de la estación del año, que es lógicamente más frecuente en la temporada de baños.

Tambien se puede establecer de forma quincenal a lo largo de un año completo, como se ha hecho en algunos de los experimentos que se presentan en esta Memoria.

Como se ve la Normativa de la OMS/PNUMA se basa en la detección de CF, pero algunos autores, como MUJERIEGO la emplean tambien para los estreptococos fecales, basándose en el límite:

$$EF50 \leq 100\ EF/100\ ml.$$

lo que constituye un criterio propio de estos autores.

Normas del Estado de California (Estados Unidos).

Hemos utilizado tambien esta normativa, que se basa en la detección de los Coliformes Totales (89) y establece el siguiente límite:

El 80 % de las muestras no debe ser superior a 1.000 CT/100 ml, es decir:

$$CT80 \leq 1.000\ CT/100\ ml$$

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Normas del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo de España.

Estas Normas se establecieron en 1977 y actualmente siguen en vigencia (177). Se basan en la detección de E. coli, aunque los organismos sanitarios competentes miden tambien previamente y como paso analítico y necesario, los coliformes totales. Hay que advertir que en la actualidad algunos organismos sanitarios las han abandonado y utilizan las normas europeas de la CEE.

En ella se establece que "en los resultados correspondientes a 30 días consecutivos":

1. La concentración de E. coli ha de ser inferior a 200 EC/100 ml, en más del 50 % de las muestras, es decir:

EC50 < 200 EC/100 ml

2. La concentración de E. coli ha de ser inferior a 1.000 EC/100 ml, en más del 90 % de las muestras, es decir:

EC90 < 1.000 EC/100 ml.

El problema que presentan estas normas es que exigen la toma de muestra de "30 días consecutivos", que si se interpreta como 30 días seguidos en el calendario implicaría la toma de muestras en días de sábado, domingo y, posiblemente,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

festivos dentro de la semana. Ello supondría un acúmulo de trabajo exagerado para Laboratorios de no mucha capacidad operativa, máxime cuando se trata del estudio de varias playas o puntos de muestreo simultáneamente.

Otra gran desventaja es que no reparte los días de muestreo, como así hacen las otras, en un período de tiempo que implique la posible variabilidad a la que la mayoría de las estaciones de muestreo se ven sometidas a lo largo de las estaciones del año, debido a los factores de vientos, corrientes, mareas, etc. (60, 89 y 182).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

R E S U L T A D O S

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 2. Resultados obtenidos durante 1981 en dos estaciones de la playa de Alcaravaneras. Período Enero-Abril.

Fecha	Dirección Viento	CF/100 ml				
		St.AS *	St.ACN **	Período Enero-Abril		
12.01	SE (135)	..	1.100		CF/100 ml	
26.01	SE (135)	..	2.100		St.AS	St.ACN
02.02	SE (135)	2.900	14.830	CF 50	340	740
09.02	ENE (68)	150	460	CF 90	10.925	17.680
16.02	SE (135)	240	1.500	s	2.39	2.74
02.03	ENE (68)	4.600	240		VARIABLE	VARIABLE
09.03	SSE (158)	4.600	11.000			
16.03	N (1)	3	15			
24.03	N (1)	150	240			
30.03	N (1)	9.1	7.3			
06.04	SSE (158)	4.600	11.000			

* punto de toma de muestras situado en el extremo Sur de la zona de baños (Figura 1).

** punto de toma de muestras situado en el extremo Norte, a la altura del Club Naútico de Gran Canaria (Figura 1).

Paréntesis: Valor de la dirección del viento expresado en grados.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 2. (Continuación). Período Abril-Diciembre.

Fecha	Dirección Viento	CF/ 100 ml St.AS	St.ACN
27.04	NNW	75	21
04.05	N	..	2.900
18.05	NE	34	15
27.05	NNE	23	9.1
03.06	N	240	160
10.06	N	15	15
22.06	N	4	93
01.07	N	460	460
08.07	N	43	23
15.07	NNW	4	43
21.07	NNW	1.100	43
29.07	N	93	21
10.08	N	93	43
28.08	N	15	43
28.09	N	9	9.1
14.10	N	20	460
28.10	NW	93	28
09.11	NW	0	440
18.11	NW	0	3.6
10.12	N	29	93

Período Abril-Diciembre

	CF/100 ml St.AS	St.ACN
CF 50	29	53
CF 90	319	419
s	1.46	1.78
	CONSTANTE	NORMAL

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADROS 2 al 7.- Resultados obtenidos en Playa de Alcaravaneras de la aplicación del modelo log-normal para criterios OMS/PNUMA, según el programa informático de C. FERREIROS (55), y del Test de Kolmogorov-Smirnov, para los datos de CF. Experimento preliminar de 1981.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 2

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-AS
CODIGO DE LA ESTACION	ST. AS-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	12 DE ENERO-10 DE DICIEMBRE DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	28
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	64 (25 , 165)
MEDIANA (P50)	57 (17 , 185)
CF90	1426

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (0 , 7326)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 1.7957
Desviacion Estandard: 1.0623

Nº de Casos: 28

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.08453	.07826	-.08453	.447	p<0.988

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 3

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIRO, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-ACN
CODIGO DE LA ESTACION	ST. ACN-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	12 DE ENERO-10 DE DICIEMBRE DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	31
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	134 (25 , 165)
MEDIANA (P50)	93 (32 , 270)
CF90	2586

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (0 , 12407)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribucion - Normal Media: 2.1140
Desviación Estandard: 1.0183

Nº de Casos: 31

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.16538	.16538	-.07411	.921	p<0.365

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 4

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-AS
CODIGO DE LA ESTACION	ST. AS-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	21 DE ABRIL-10 DE DICIEMBRE DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	19
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	29 (11 , 72)
MEDIANA (P50)	29 (9 , 91)
CF90	319

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (0 , 1124)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribution Normal Media: 1.4561
Desviación Estandard: .8153

Nº de Casos: 19

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.10694	.10694	-.10248	.466	p<0.982

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 5

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-ACN
CODIGO DE LA ESTACION	ST. ACN-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	21 DE ABRIL-10 DE DICIEMBRE DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	20
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	53 (25 , 165)
MEDIANA (P50)	43 (32 , 270)
CF90	429

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (1 , 1289)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribution Normal Media: 1.7211
Desviación Estandard: .7104

Nºde Casos: 20

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.19910	.19910	-.10293	.890	p<0.406

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 6

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-AS
CODIGO DE LA ESTACION	ST. AS-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	12 DE ENERO-6 DE ABRIL DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	9
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	340 (42 , 2727)
MEDIANA (P50)	240 (17 , 3265)
CF90	10925

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (1 , 68828)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribución Normal Media: 2.4948
Desviación Estandard: 1.1939

Nº de Casos: 9

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.19470	.16397	-.19470	.584	p<0.885

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 7

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS,1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS-ACN
CODIGO DE LA ESTACION	ST. ACN-1981
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	12 DE ENERO-6 DE ABRIL DE 1981
NUMERO DE MUESTRAS	11
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	704 (129 , 3815)
MEDIANA (P50)	1100 (132 , 9142)
CF90	17680

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (4 , 97788)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribucion Normal Media: 2.8398
Desviación Estandard: 1.1067

Nº de Casos: 11

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.15714	.11545	-.15714	.521	p<0.949

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Cuadros 8 y 9.- Cálculo del coeficiente de correlación entre la concentración de CF/100 ml (variable dependiente, Y) y la dirección de los vientos (variable independiente X, en grados), medidas en los mismos días de toma de muestra, en Playa de Alcaravaneras. Experimento preliminar de 1981.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 8

REGRESION EXPONENCIAL: DIRECCION DEL VIENTO (X, EN GRADOS) VS. CF/100 ml(Y)

PLAYA DE ALCARAVANERAS, ST.ACN-1981

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 31

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 45.86763
B= 3.138741E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.5910693

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.768810 3

DESVIACION TIPICA:
1.51718

INTERPOLACION:
X= 180 ; Y= 13036.3
X= 1 ; Y= 47.33013

VALOR CRITICO DE R (K):
.355 (95%)
.456 (99%)

R>K : CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 9

REGRESION EXPONENCIAL: DIRECCION DEL VIENTO (X, EN GRADOS) VS. CF/100 ml(Y)

PLAYA DE ALCARAVANERAS, ST.AS-1981

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 28

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 26.40654
B= 3.149319E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.4619472

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.679667

DESVIACION TIPICA:
1.82816

INTERPOLACION:
X= 180 ; Y= 7649.425
X= 1 ; Y= 27.2514

VALOR CRITICO DE R (K):
.374 (95%)
.478 (99%)

R>K : CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 3. Resultados obtenidos entre 1982 y 1983 en la St. AS de playa de Alcaravaneras.

Fecha	Dirección Viento	CF/100 ml	Salmonella
1982			
20.02	NE	150	No Detectada
30.03	ESE	93	No Detectada
19.04	NNE	9.1	No Detectada
05.05	NW	39	NO Detectada
25.05	NNE	460	No Detectada
14.06	NNE	93	No Detectada
23.06	NW	23	No Detectada
06.07	NE	43	No Detectada
18.10	NE	3,6	No Detectada
1983			
11.01	SSW	1.100	*Salmonella* sp.
25.01	S	1.100	*S. arizona*
01.03	NE	460	*S.infantis*
22.03	SE	460	*Salmonella* sp.
12.04	..	1.100	No Detectada

Período: 20.02-06.07 de 1982

Valores hallados (por 100 ml): CF95=420, CF90=285, CF84=200
CF80=160, CF50= 62

Desviación típica: s=1,17 Estación CONSTANTE (1)
Estación NORMAL (2)

CUMPLE LAS NORMAS DE OMS/PNUMA, C.E.E. Y MOPU.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

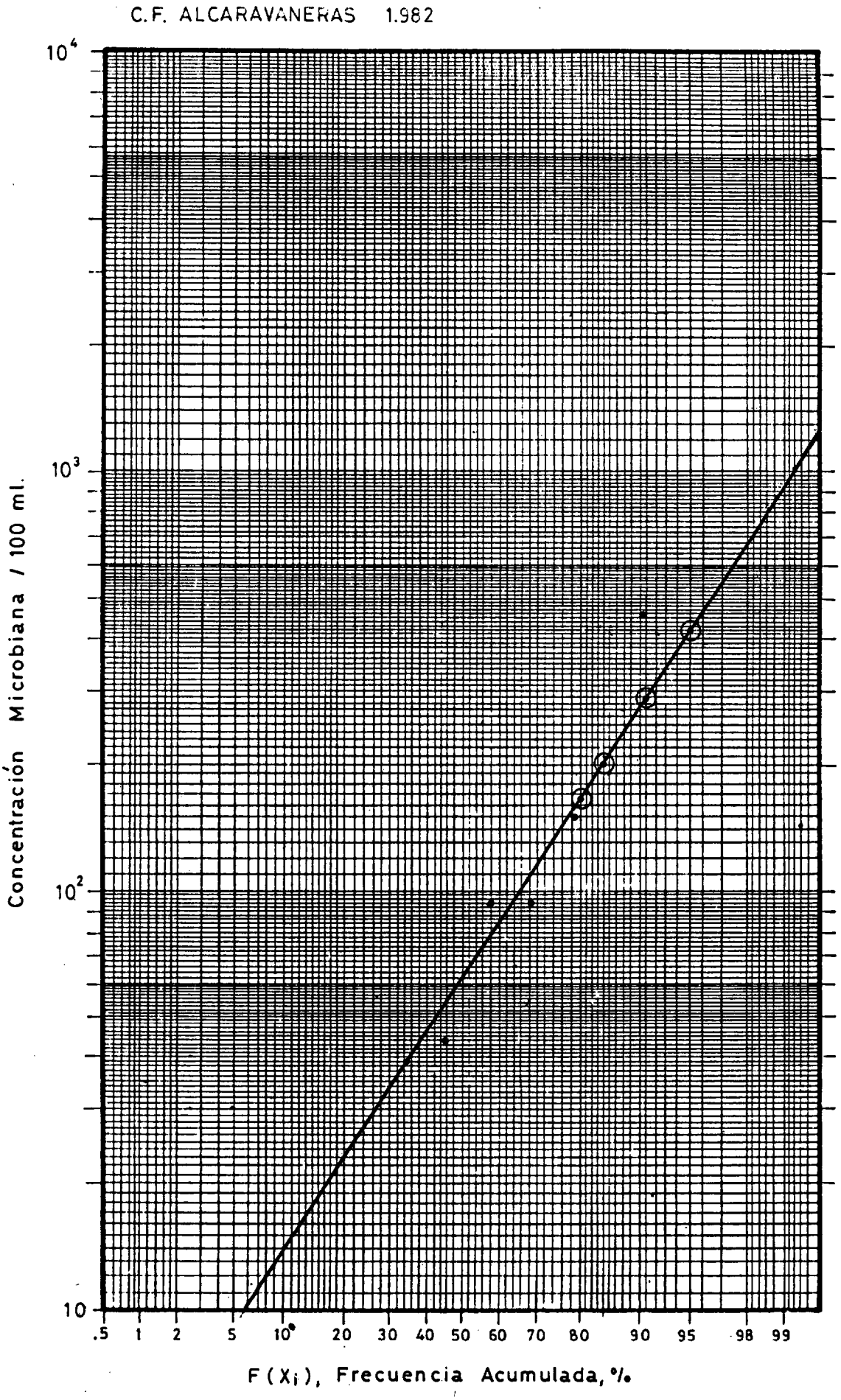


Figura 4.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 10.- Resultados obtenidos en Playa de Alcaravaneras de la aplicación del modelo log-normal para criterios OMS/PNUMA, según el programa de C. Ferreirós (55), y del Test de Kolmogorov-Smirnov, para los datos de CF. Experimento preliminar de 1982.

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE ALCARAVANERAS
CODIGO DE LA ESTACION	ST. AS-82
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	FEBERO-JULIO DE 1982
NUMERO DE MUESTRAS	8
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	62 (23 , 168)
MEDIANA (P50)	63 (18 , 219)
CF90	285

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (5 , 635)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste

Distribucion Normal Media: 0.8754
Desviación Estandard: 0.4630

Nº de Casos: 8

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.15109	.15109	-.13907	.400	p<0.997

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 4 . Detección de Salmonella en el Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria (St. AMD) en relación con los valores de Coliformes Fecales (CF), medidos por el método del NMP. (paréntesis: Nº de cepas)

Fecha 1982	CF/100 ml	Salmonella	
26.07	4.600	S. montevideo	(2)
		Salmonella spp.	(1)
16.08	4.600	No Detectada	
26.10	11.000	S. montevideo	(2)
		Salmonella spp.	(1)
11.11	≥24.000	S. montevideo	(3)
30.11	≥24.000	S. montevideo	(2)
		S. enteritidis	(1)
		Salmonella spp.	(1)
13.12	≥24.000	S. montevideo	(1)
		Salmonella spp.	(1)
1983			
11.01	11.000	Salmonella spp.	(1)
25.01	≥24.000	Salmonella spp.	(1)
07.02	≥24.000	Salmonella spp.	(1)
01.03	2.100	S. O:1,4,12 H:K-	(1)
		Salmonella spp.	(1)
22.03	≥24.000	S. enteritidis	(1)
		Salmonella spp.	(1)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 11. Cálculo de la Media Geométrica de las concentraciones de Coliformes Fecales en el Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, entre 26.07.82 y 22.03.83. Programa informático según POOLE (150).

MEDIA GEOMETRICA Y DESVIACION: ST.AMD. COLIFORMES FECALES/100 ml

PERIODO DE MUESTREO: 1982-83

NUMERO DE OBSERVACIONES? 11

MUESTRA 1 : 4600 CF/100 ml

" 2 : 4600 "

" 3 : 11000 "

" 4 : 24000 "

" 5 : 24000 "

" 6 : 24000 "

" 7 : 11000 "

" 8 : 21000 "

" 9 : 24000 "

" 10 : 2100 "

" 11 : 24000 "

MEDIA GEOMETRICA: 12358.93

DESVIACION ESTANDARD : 2.413782

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 5. Serotipos de Salmonella hallados en la St. AMD (Muelle Deportivo de Las Palmas Gran Canaria), desde Julio de 1982 hasta Marzo de 1983.

Serotipo	Nº de cepas	%
S. montevideo	10	45,45
S. enteritidis	2	9,09
S. O: 1,4,12 H:K-	1	4,55
Salmonella spp.	9	40,91

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 6. Frecuencia de aislamiento de Salmonella (%) en relación con la concentración de Coliformes Fecales (CF), en muestras de agua de mar de la St. AMD (Muelle Deportivo), desde Julio-1982 hasta Marzo-1983.

CF/100 ml	Nº de muestras	Salmonella (+)	%
$\geq 2{,}4 \times 10^4$	6	6	100,00
$1{,}1 \times 10^4$	2	2	100,00
$2{,}1\text{-}4{,}6 \times 10^3$	3	2	66,67

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 7. Cuadro General de datos microbiológicos obtenidos en la St. MD (Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria), durante 1985.

Fecha	CT/100 ml	CF/100 ml	EF/100 ml	CF/EF	Salmonella		Grupo	Salinid.	Observ.	Muestra
23.01	2.00×10^{6}	4.60×10^{5}	7.95×10^{4}	5.79	S.3,15:j:-	1	E2	----	A	Nº 1
					S. infantis	13	C 1			
05.02	1.68×10^{7}	2.40×10^{6}	4.10×10^{5}	5.85	S. agona	3	B	----	A	Nº 2
					S. saint-paul	1	B			
					Autoaglutinable	1				
					S. newport	2	C2			
13.02	7.40×10^{6}	4.00×10^{5}	1.34×10^{4}	29.85	S. paratyphi B	5	B	35.899	A	Nº 3
					Autoaglutinable	1				
05.03	3.70×10^{7}	2.50×10^{6}	3.25×10^{5}	7.69	S. paratyphi B	2	B	34.018	A	Nº 4
					S. newport	1	C 2			
21.03	2.80×10^{8}	3.80×10^{6}	1.45×10^{5}	26.21	S. paratyphi B	6	B	30.994	A	Nº 5
09.04	4.20×10^{7}	4.20×10^{6}	4.20×10^{4}	100.00	S. newport	4	C 2	35.042	A	Nº 6
					S. infantis	3	C 1			
					S. enteritidis	1	D 1			
					S. goldcoast	1	C 2			

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 7. (Continuación)

Fecha	CT/100 ml	CF/100 ml	EF/100 ml	CF/EF	Salmonella		Grupo	Salinid.	Observ.	Muestra
29.04	5.48×10^{8}	8.57×10^{5}	2.17×10^{5}	3.95	S. infantis	6	C 1	35.392	A	Nº 7
					S. bardo	1	C 2			
14.05	2.82×10^{8}	9.20×10^{6}	5.64×10^{5}	16.31	S. enteritidis	4	D 1	----	A	Nº 8
27.05	1.30×10^{6}	3.50×10^{4}	7.80×10^{3}	4.49	S. newport	2	C 2	36.932	A	Nº 9
					S. virchow	1	C 1			
18.06	4.40×10^{6}	2.25×10^{6}	1.76×10^{4}	127.84	No Detectada	-	-	30.571	A*	Nº 10
04.07	1.00×10^{5}	1.00×10^{4}	4.80×10^{3}	2.08	No Detectada	-	-	36.192	C	Nº 11
15.07	4.00×10^{6}	2.00×10^{4}	3.20×10^{3}	6.25	No detectada	-	-	36.129	C	Nº 12
24.07	2.25×10^{7}	4.40×10^{5}	5.50×10^{3}	78.57	S. urbana	14	N	----	A	Nº 13
					S. agona	1	B			
29.07	1.75×10^{7}	1.45×10^{5}	1.38×10^{4}	10.50	S. agona	5	B	----	A	Nº 14
					S. 3.15:j:-	3	E 2			
					S. urbana	1	N			
					S. binza	1	E 2			
					S. infantis	1	C 1			

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 7. (Continuación)

Fecha	CT/100 ml	CF/100 ml	EF/100 ml	CF/EF	Salmonella		Grupo	Salinid.	Observ.	Muestra
12.08	$4.60x10^{4}$	$1.15x10^{3}$	$6.20x10^{3}$	0.19	No Detectada		-	---	C	Nº 15
26.08	$1.06x10^{5}$	$4.64x10^{3}$	$1.39x10^{4}$	0.33	No Detectada		-	36.330	C	Nº 16
11.09	$9.60x10^{5}$	$7.57x10^{4}$	$4.40x10^{4}$	1.72	No Detectada		-	----	C	Nº 17
30.09	$3.44x10^{8}$	$3.30x10^{6}$	$2.10x10^{6}$	1.58	No Detectada		-	----	A*	Nº 18
16.10	$8.00x10^{6}$	$3.90x10^{5}$	$4.04x10^{4}$	9.65	S. anatum	9	E 1	34.711	A	Nº 19
					S. typhimurium	1	B			
28.10	$8.80x10^{4}$	$6.60x10^{3}$	$3.86x10^{3}$	1.74	S. newport	4	C 2	----	A	Nº 20
					S. anatum	1	E 1			
12.11	$1.80x10^{8}$	$2.18x10^{6}$	$2.12x10^{5}$	10.28	S. newport	3	C 2	34.602	A	Nº 21
25.11	$4.27x10^{6}$	$4.40x10^{5}$	$9.00x10^{4}$	4.89	S. goldcoast	15	C 2	35.496	A	Nº 22
					S. cerro	2	K			
					S. corvallis	1	C3			
10.12	$1.56x10^{7}$	$1.05x10^{6}$	$6.80x10^{4}$	15.44	S. enteritidis	6	D 1	34.837	A	Nº 23

A= Efluente emitiendo aguas. C= Efluente no emitiendo aguas. A*= Salmonella negativo por otras causas.
A la derecha de cada serotipo se especifica el número de cepas aisladas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 8. Serotipos y serogrupos de Salmonella aislados a partir de agua de mar costera en el Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, durante 1985.

Serogrupos	Serotipos		Porcentaje parcial (%)	Porcentaje total (%)
B	S. paratyphi B	(13)	54.17	10.24
n=24	S. agona	(9)	37.50	7.09
	S. saint-paul	(1)	4.17	0.79
	S. typhimurium	(1)	4.17	0.79
C1	S. infantis	(23)	95.83	18.11
n=24	S. virchow	(1)	4.17	0.79
C2	S. newport	(16)	47.06	12.60
n=34	S. goldcoast	(16)	47.06	12.60
	S. bardo	(1)	2.94	0.79
	S. corvallis	(1)	2.94	0.79
D1	S. enteritidis	(11)	100.00	8.66
n=11				
E1	S. anatum	(10)	100.00	7.87
n=10				
E2	S. binza	(1)	100.00	0.79
n=1				
N	S. urbana	(15)	100.00	11.81
n=15				

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 8 (Continuación)

K	S. cerro	(2)	100.00	1.57
n=2				
Otros	S. 3.15:j:-	(4)	100.00	3.55
Total serotipos	16			
Salmonella autoaglutinable		(2)		
Total de cepas		127		

Paréntesis: nº de cepas por serotipo. n: nº de cepas por cada serogrupo.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 9 .- Relación de los serotipos de Salmonella aislados en España durante 1984, según el origen de su aislamiento.* (Tomado del B.M.S. 19/85).

	ORIGEN DE LAS CEPAS		
SEROTIPOS	BD	CE	NH
S. enteritidis	242 (76,10%)	1140 (52,94%)	21 (25,00%)
S. typhimurium	35 (11,01%)	313 (14,53%)	7 (8,33%)
S. infantis	17 (5,35%)	88 (4,06%)	6 (7,14%)
S. virchow	5 (1,57%)	76 (3,53%)	1 (1,19%)
S. paratyphi B	---	26 (1,21%)	3 (3,37%)
S. agona	---	14 (0,65%)	1 (1,19%)
S. goldcoast	---	8 (0,37%)	---
S. newport	---	7 (0,32%)	---
S. saint-paul	1 (0,31%)	3 (0,14%)	---

* Sólo se enumeran aquellos serotipos que coinciden con los hallados en éste trabajo. Se indica el número de cepas y entre paréntesis, su porcentaje.

BD: Cepas procedentes de brotes diarréicos.

CE: Cepas procedentes de "casos esporádicos", no confirmado su origen diarréico.

NH: Cepas de origen no humano.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 10.- Relación de los serotipos de Salmonella aislados en España durante 1985, según el origen de su aislamiento.* (Tomado del B.M.S. 24/86).

	ORIGEN DE LAS CEPAS		
SEROTIPOS	BD	CE	NH
S. enteritidis	451 (80,25%)	1.559 (63,17%)	71 (41,30%)
S. typhimurium	39 (6,94%)	318 (12,88%)	30 (17,40%)
S. infantis	13 (2,31%)	39 (1,58%)	9 (5,20%)
S. virchow	11 (1,96%)	88 (3,57%)	1 (0,60%)
S. newport	---	14 (0,57%)	---
S. goldcoast	---	14 (0,57%)	---
S. agona	---	6 (0,24%)	---
S. binza	---	3 (0,12%)	---
S. paratyphi B	---	3 (0,12%)	3 (1,70%)
S. anatum	---	1 (0,04%)	---
S. saint-paul	---	---	2 (1,20%)

* Sólo se enumeran aquellos serotipos que coinciden con los hallados en éste trabajo. Se indica el número de cepas y entre paréntesis, su porcentaje

BD: Cepas procedentes de brotes diarréicos.

CE: Cepas procedentes de "casos esporádicos", no confirmado su origen diarréico.

NH: Cepas de origen no humano.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 11. Comparación entre serogrupos de Salmonella en los que se distribuyen 127 cepas aisladas a partir de aguas del litoral (1985) y 334 cepas aisladas a partir de aguas residuales (1984) de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria.

Serogrupos	Aguas del litoral Nº de cepas	(%)	Aguas Residuales* Nº de cepas	(%)
B	24	18,90	93	27,84
C	24	18,90	66	19,76
C_1	34	26,77	85	25,44
C_2	11	8,66	29	8,68
D	10	7,87	36	10,77
E_1				
Total:	103	81,10	309	92,51
A	0	0,00	1	0,29
E	5	3,94	0	0,00
G_2	0	0,00	1	0,29
K_2	2	1,57	0	0,00
L	0	0,00	8	2,39
N	15	11,81	0	0,00
Autoaglutinable	2	1,57	1	0,29
Poli C	0	0,00	7	2,09
S.arizonae	0	0,00	1	0,29
Total:	24	18,90	25	7,49

* MONZON-MORENO, 1985 (114)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 12. Sensibilidad a los antibióticos de 127 cepas de Salmonella aisladas a partir de agua de mar costera en Gran Canaria, durante 1985.

Antibiótico	R	MS	S
Ampicilina	2	Ø	125
Cloranfenicol	2	Ø	125
Co-trimoxazol	Ø	Ø	127
Estreptomicina	2	11	114
Gentamicina	2	Ø	125
Tetraciclina	3	28	96

R= Resistentes. MS= Moderadamente sensibles. S= Sensibles.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 13. Serotipos de Salmonella que mostraron resistencia a los antibióticos.

Serotipo	Antibiotipo	Número de cepas	(%)
S. paratyphi B	AM-C-TE-S-GM	2	(1.57)
S. paratyphi B	TE	1	(0.79)
	Total:	3	2,36

AM= Ampicilina, C= Cloranfenicol; TE= Tetraciclina
S= Estreptomicina; GM= Gentamicina

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 14. Frecuencia de aislamiento de Salmonella (% de muestras Salmonella +), en relación con la concentración de Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y Estreptococos Fecales (EF).

CT/100 ml (Rango)	Nº muestras	Nº muestras Salmonella (+/-)	%
$1,80-5,48 \times 10^{8}$	4	4 (+)	100,00
$1,56-4,20 \times 10^{7}$	6	6 (+)	100,00
$1,30-8,00 \times 10^{6}$	6	5 (+) 1 (-)	83,00
$1,00-1,09 \times 10^{5}$	3	3 (-)	0,00
$4,60-8,80 \times 10^{4}$	2	1 (+) 1 (-)	50,00

CF/100 ml (Rango)	Nº muestras	Nº muestras Salmonella (+/-)	%
$1,05-9,20 \times 10^{6}$	7	7 (+)	100,00
$1,45-8,57 \times 10^{5}$	7	7 (+)	100,00
$1,00-7,57 \times 10^{4}$	4	1 (+) 3 (-)	25,00
$1,15-6,60 \times 10^{3}$	3	1 (+) 2 (-)	33,00

EF/100 ml (Rango)	Nº muestras	Nº muestras Salmonella (+/-)	%
$2,12-5,64 \times 10^{5}$	7	7 (+)	100,00
$1,34-9,00 \times 10^{4}$	8	6 (+) 2 (-)	75,00
$3,20-7,80 \times 10^{3}$	6	3 (+) 3 (-)	50,00

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 15. Relación entre el aislamiento de Salmonella (Muestras positivas y negativas) y los niveles de indicadores con la Salinidad del agua de mar y el índice Coliformes Fecales/Estreptococos fecales (CF/EF).

a) Muestras Salmonella positivas (16). Efluente E2 abierto (vertiendo aguas residuales).

	MG	Max.	Min.
CT/100 ml	$1,74x10^{7}$	$5,48x10^{8}$	$8,80x10^{4}$
CF/100 ml	$6,41x10^{5}$	$9,20x10^{6}$	$6,60x10^{3}$
EF/100 ml	$5,71x10^{4}$	$5,64x10^{5}$	$3,86x10^{3}$
CF/EF	11,22	100,00	3,95
SALINIDAD	34,759	36,932	30,994

b) Muestras Salmonella-negativas (5). Efluente E2 cerrado (No vertiendo aguas residuales)

	MG	Max.	Min.
CT/100 ml	$2.93x10^{5}$	$4.60x10^{6}$	$1.00x10^{5}$
CF/100 ml	$9.58x10^{3}$	$7.55x10^{4}$	$1.15x10^{3}$
EF/100 ml	$8.96x10^{3}$	$4.40x10^{4}$	$3.20x10^{3}$
CF/EF	1,07	6,25	0,19
SALINIDAD	36,217	36,330	36,129

MG: Media geométrica. Max.: Valores maximos. Min: Valores Paréntesis: Nº de cepas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 16 . Cronologia de los aislamientos de los serotipos de Salmonella en la ST. AMD durante 1985.

SEROTIPO	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
S. infantis	13	.	.	9	.	.	1	.	.	.	.	.	23
S. newport	.	2	1	4	2	.	.	.	.	4	3	.	16
S. goldcoast	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	15	.	16
S. urbana	.	.	.	.	.	.	15	.	.	.	.	.	15
S. paratyphi B	.	5	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13
S. enteritidis	.	.	.	1	4	.	.	.	.	.	.	6	11
S. anatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	.	.	10
S. agona	.	3	.	.	.	.	6	.	.	.	.	.	9
S. cerro	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	2
S. saint-paul	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
S. bardo	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1
S. virchow	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1
S. corvallis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1
S. binza	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1
S. typhimurium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1
S. 3,15:j:-	1	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	4
Autoag.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Total	14	13	9	16	7	0	26	0	0	15	21	6	127

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tablas 17 al 20.- Resultados obtenidos en la zona de La Garita (Telde), sobre detección de Salmonella y Coliformes Fecales en el vertido de aguas residuales (Punta de la Mareta) y en la playa de La Garita. Experimento preliminar de 1982-1983.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 17.- Resultados sobre Salmonella y Coliformes Fecales en las aguas residuales que vierten en la zona de la Punta de La Mareta (La Garita, Telde).

Fecha (1982)	CF/100 ml	Salmonella	
27.01	≥24.000	S. infantis	(3)
		Salmonella spp.	(1)
24.05	≥24.000	S. montevideo	(9)
24.06	≥24.000	S. montevideo	(5)
		Salmonella spp.	(1)
06.07	≥24.000	S. montevideo	(2)
		S. enteritidis	(2)
		Salmonella spp.	(1)
26.07	11.000	No detectada	
(1983)			
28.03	≥24.000	S. montevideo	(3)
		S. infantis	(1)
		S. O:28, H:k-	(1)
		S. III (Arizona hinsahwii)- O:6.7, H: k,z	(1)
		Salmonella spp.	(1)
20.04	≥24.000	S. montevideo	(2)

Paréntesis: Nº de cepas. Media aritmética: ≥22.142,85 CF/100 ml.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 18. Relación de serotipos de *Salmonella* hallados en la Zona de La Garita durante 1982-83.

a) Aguas Residuales:

Serotipos	nº de cepas	%
S. montevideo	21	72,76
S. infantis	4	13,79
S. enteritidis	2	6,89
S. O: 28, H: k-	1	3,46
S.III (Arizona hinshawii)- O: 6.7, H: k,z	1	3,46
Salmonella spp.	2	6,89
Total:	31	

b) Playa:

Serotipos	nº de cepas
S. enteritidis	2
Salmonella spp.	1
Total:	3

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 19. Resultados obtenidos para Salmonella y coliformes fecales en la Playa de La Garita durante 1982-1983.

Fecha (1982)	CF/ 100 ml	Salmonella	Dirección Viento
27.01	460	No detectada	N
20.02	2.400	...	N
30.03	240	No detectada	E
19.04	4.600	No detectada	N
05.05	1.500	...	N
25.05	4.600	No detectada	N
23.06	930	No detectada	N
06.07	1.100	S.enteritidis (1) Salmonella spp.(1)	N*
26.07	9,3	No detectada	N*
(1983)			
28.03	2.400	No detectada	NE*
20.04	460	S. enteritidis (1)	N*
24.05	460	No detectada	N*

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 20. Datos de la Tabla 19 ordenados en orden de magnitud creciente y expresión de la Frecuencia Acumulativa $F(x_i)$, para la aplicación del modelo log-normal.(Playa de La Garita, 1982). Resultados obtenidos.

i	F (xi)	CF/ 100 ml
1	10	9,6
2	20	240
3	30	460
4	40	930
5	50	1.100
6	60	1.500
7	70	2.400
8	80	4.600
9	90	4.600

Valores hallados (por 100 ml): CF95=16.750, CF90=8.597, CF84=5.400
CF80= 3.800, CF50=764

Desviación típica: s= Ln CF84 - Ln CF=50= 1,96 Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza al 95% de la media: (170 , 3435)
Intervalo de confianza al 95% de las concentraciones: (18 , 31057)

Normas OMS/PNUMA:
CF90= 1.000 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA
CF50= 100 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA

Normas MOPU:
CF90 = 1.000 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA
CF50 = 100 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA

Normas CEE:
Limite imperativo: CF95= 2.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA
Límite Guía CF80= 100 CF/ 100 ml INCUMPLE LA NORMA

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

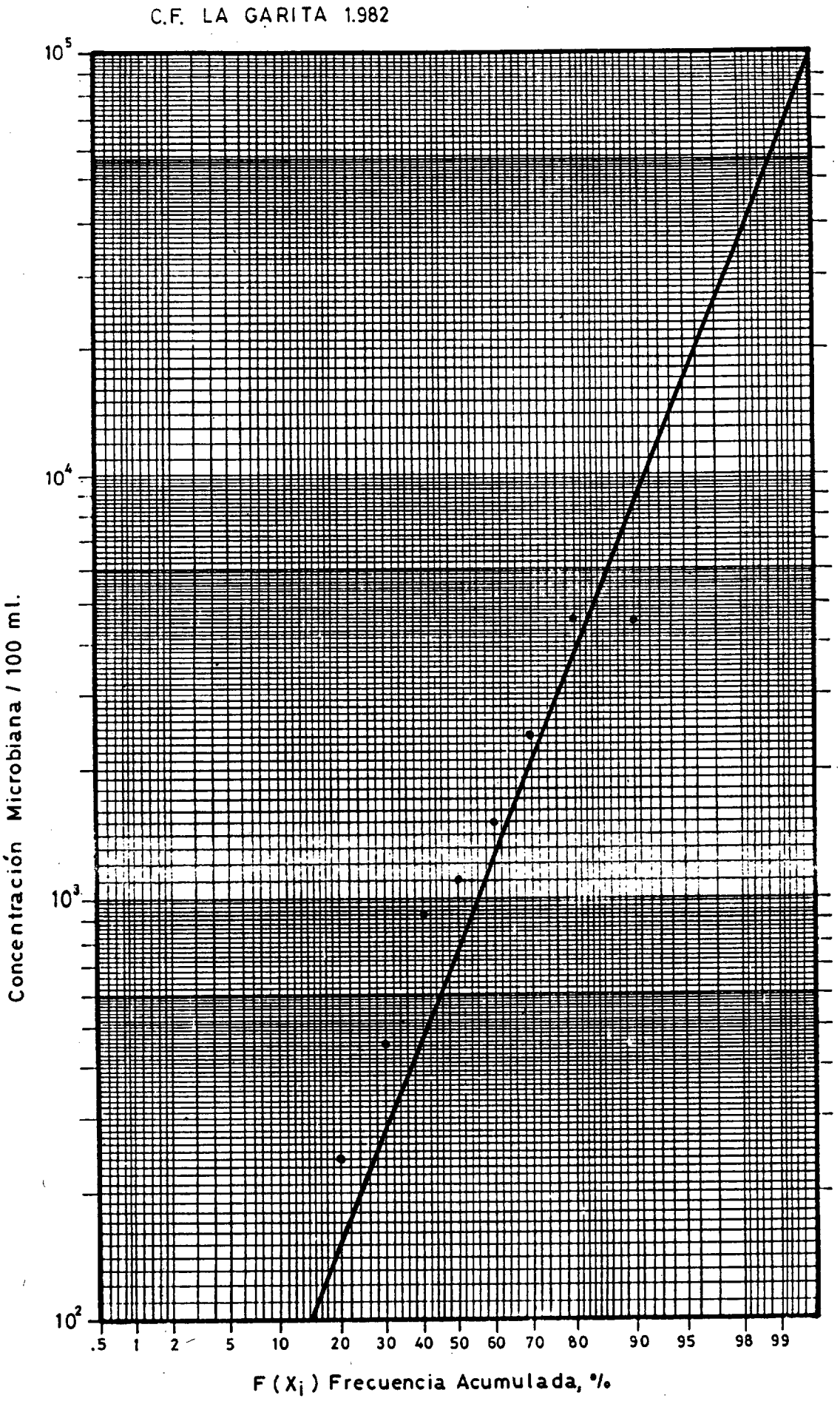


Figura 5.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 12. Resultados obtenidos mediante programa informático de los datos de coliformes fecales correspondientes a 1982. Experimento preliminar, Playa de La Garita.

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE LA GARITA
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE -II-82
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	NUMERO MAS PROBABLE
PERIODO DE ESTUDIO	27 DE ENERO-6 DE JULIO DE 1982
NUMERO DE MUESTRAS	9
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 100%	1000

MEDIA (CF50)	764 (42 , 2727)
MEDIANA (P50)	1100 (17 , 3265)
CF90	8597

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (18 , 31057)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 2.8816
Desviacion Estandard: .8238

Nº de Casos: 9

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.20865	.17150	-.20865	.626	p<0.828

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tablas 21 al 33. Expresión de los datos y resultados obtenidos en el experimento realizado en las playas de La Garita, El Hombre y Salinetas durante 1985.

Cuadros 13 al 22. Resultados de este experimento, según los programas informáticos para la aplicación del modelo log-normal y del Test de Kolmogorov-Smirnov.

Figuras 6 al 14. Representación gráfica de la distribución log-normal ajustada para cada parámetro indicador y estación de muestreo correspondiente.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 21. Datos de coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), estreptococos fecales (EF) e Indice CF/EF de Playa del Hombre (Telde, Gran Canaria) durante 1985, expresados por orden cronológico. Valores de CT,CF y EF por 100 ml de muestra.

Fecha	CT	CF	EF	CF/EF
14.01	1.000	205	80	2,56
23.01	4.450	395	..	..
29.01	115	96	13	7,38
06.02	5.560	0	5	..
25.02	11.860	800	183	4,37
12.03	8.200	520	203	2,56
27.03	7.200	620	..	..
15.04	15.000	2.400	1.210	1,98
08.05	10.000	520	435	1,20
21.05	11.400	70	100	0,70
10.06	9.200	80	380	0,21
28.06	6.200	300	150	2,00
09.07	4.600	640	3.250	0,20
16.07	12.200	620	160	3,86
22.07	3.400	1.700	210	8,10
30.07	820	540	700	0,77
06.08	1.850	150	91	1,65
19.08	1.620	205	88	2,33
05.09	14.200	460	140	3,29
24.09	16.400	660	1.400	0,47
08.10	17.600	6.750	1.450	4,66
23.10	1.350	740	620	1,19
06.11	14.400	2.950	200	14,75
20.11	7.400	1.457	295	4,94
04.12	2.880	151	60	2,51
18.12	7.000	405	44	9,20

Media del Indice CF/EF, $\underline{x}$ = 3,5174879

σn = 3,42

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 22. Expresión de los resultados de CT en Playa del Hombre durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su nº de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CT
1	4	115
2	7	820
3	11	1.000
4	15	1.350
5	19	1.620
6	22	1.850
7	26	2.880
8	30	3.400
9	33	4.450
10	37	4.600
11	41	5.560
12	44	6.200
13	48	7.000
14	52	7.200
15	56	7.400
16	59	8.200
17	63	9.200
18	67	10.000
19	71	11.400
20	74	11.860
21	78	12.200
22	81	14.200
23	85	14.400
24	89	15.000
25	93	16.400
26	96	17.600

Valores hallados (por 100 ml): CT95=36.000, CT90=22.338, CT84=16.250
CT80=14.000, CT50= 4.941

Desviación típica: s= Ln CT84 - Ln CT50= 1,19. Estación CONSTANTE (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (3.055 , 7.993)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (490 , 49.752)

Normas CEE:
Límite Imperativo= CT95=10.000 CT/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
Límite Guía= CT80= 500 CT/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

Normas California:
CT80= 1.000 CT/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

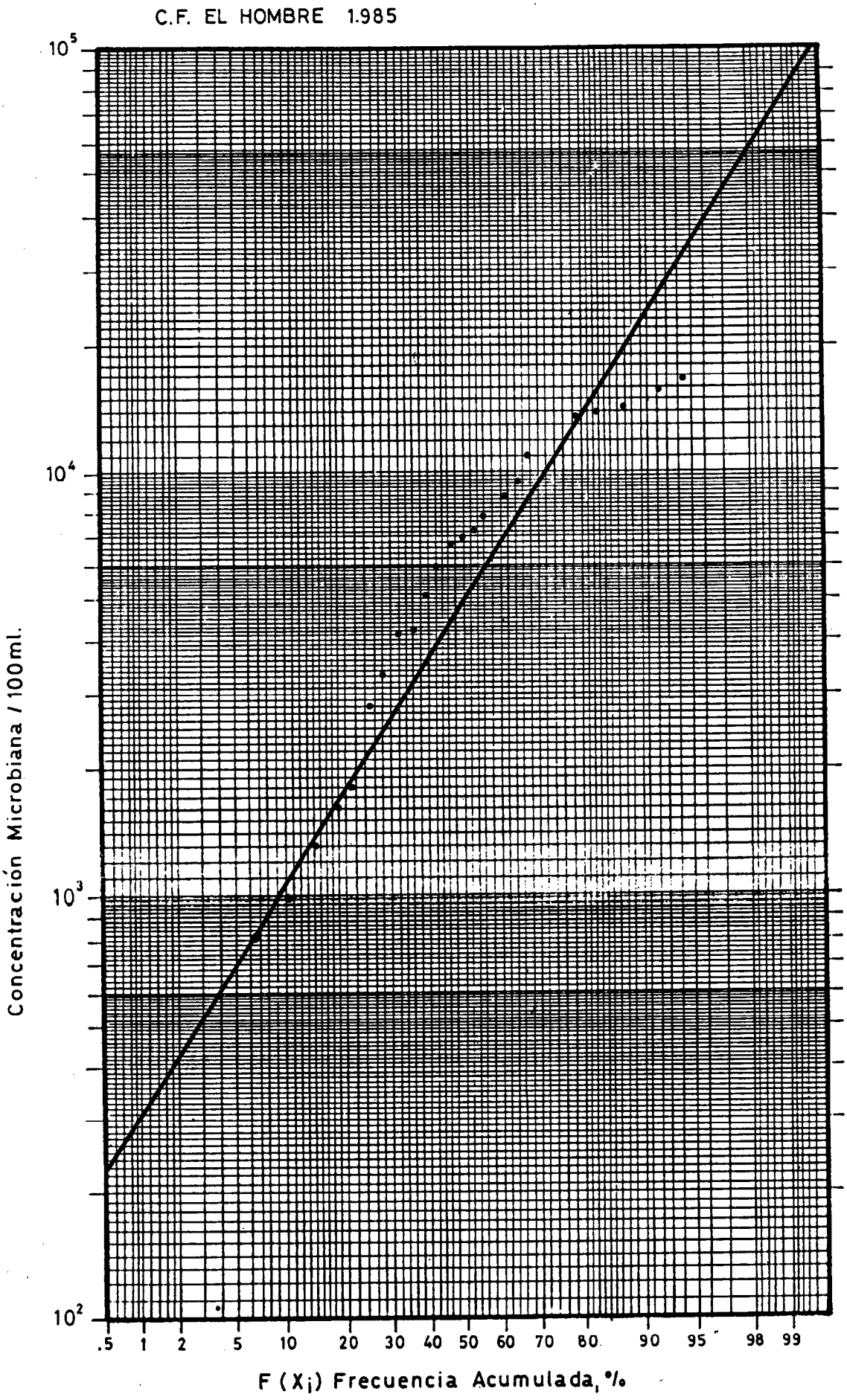


Figura 6.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Totales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 13

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE EL HOMBRE
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE I-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES TOTALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	26
CRITERIO DE CALIDAD	C.E.E.
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	10000

MEDIA (CT50)	4941 (3071 , 7950)
MEDIANA (P50)	7099 (3911 , 12885)
CT90	22338

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (490 , 49572)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 3.6936
Desviacion Estandard: .5118

Nº de Casos: 26

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.15706	.14044	-.15706	.801	p<0.543

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 23. Expresión de los resultados de CF en Playa del Hombre durante 1985.Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CF
1	4	0
2	7	70
3	11	80
4	15	96
5	19	150
6	22	151
7	26	205
8	30	205
9	33	300
10	37	395
11	41	405
12	44	460
13	48	520
14	52	520
15	56	540
16	59	620
17	63	620
18	67	640
19	70	660
20	74	740
21	78	800
22	81	1.457
23	85	1.700
24	89	2.400
25	93	2.950
26	96	6.750

Valores hallados (por 100 ml): CF95=6.000, CF90=3.172, CF84=2.100
CF80=1.600, CF50= 387

Desviación típica: s= Ln CF84 - Ln CF50= 1,70. Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (195 , 770)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (15 , 9.677)

Normas OMS/PNUMA:
CF90= 1.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
CF50= 100 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
Normas MOPU:
CF90= 1.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
CF50= 200 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
Normas CEE:
Límite imperativo= CF95=2.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
Límite Guía= CF80= 100 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

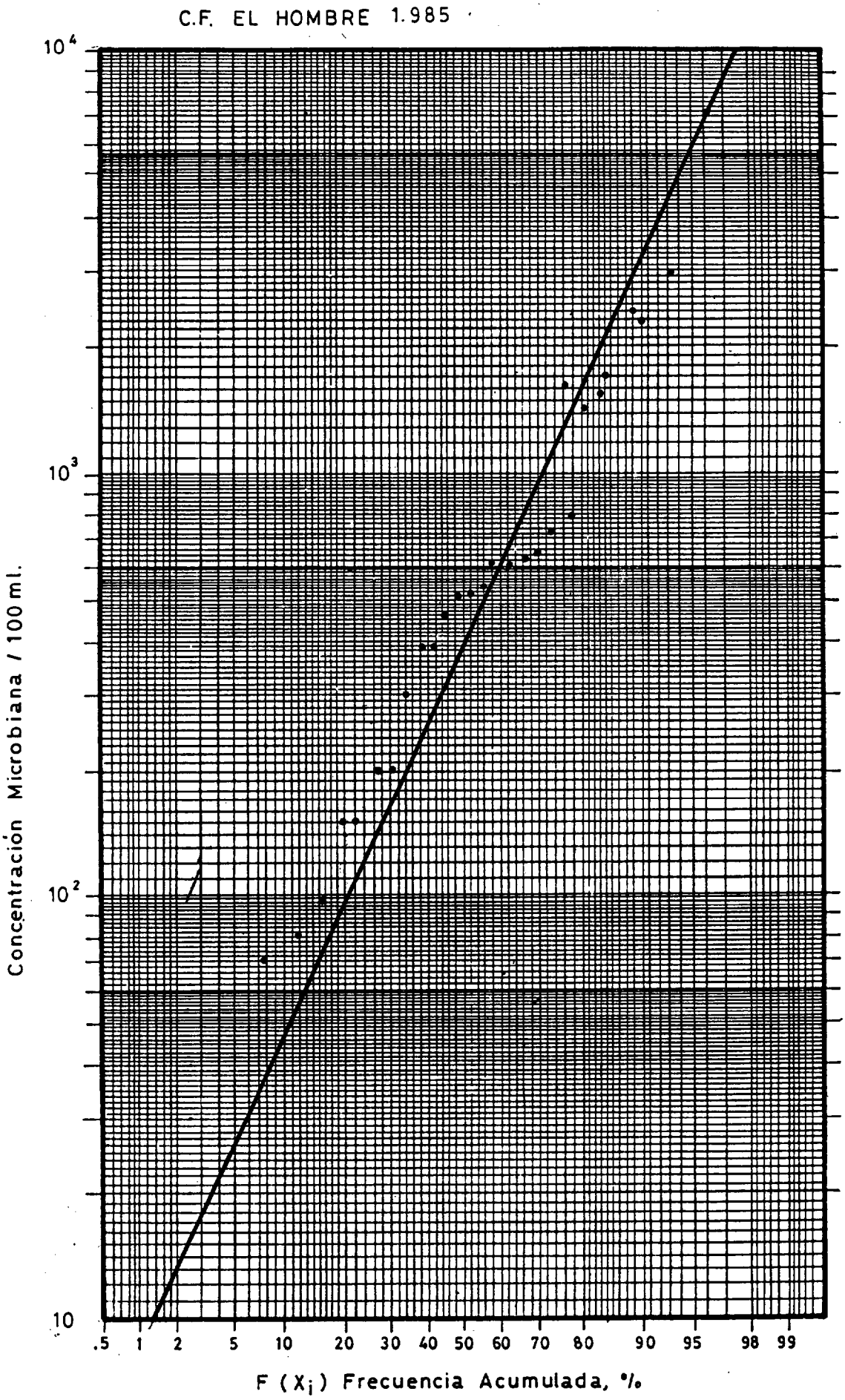


Figura 7.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 14

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE EL HOMBRE
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE I-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	26
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	1000

MEDIA (CF50)	387 (199 , 752)
MEDIANA (P50)	520 (226 , 1194)
CF90	3172

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (15 , 9677)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 2.5874
Desviacion Estandard: .7127

Nº de Casos: 26

Diferencias Extremas Máximas

Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.15897	.13662	-.15897	.811	p<0.527

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 24. Expresión de los resultados de EF en Playa de El Hombre durante 1985. Datos experimentales ordenados en forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	EF
1	4	5
2	8	13
3	12	44
4	16	60
5	20	80
6	24	88
7	28	91
8	32	100
9	36	140
10	40	150
11	44	160
12	48	183
13	52	200
14	56	203
15	60	210
16	64	295
17	68	380
18	72	435
19	76	620
20	80	700
21	84	1.210
22	88	1.400
23	92	1.450
24	96	3.250

Valores hallados (por 100 ml): EF90=1.279, EF84=840.
EF50=191.

Desviación típica: s= Ln EF84 - Ln EF50= 1,48 Estación CONSTANTE (
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (102 , 358)

Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (10 , 3.438)

Normas CEE:

Límite Guía: EF90=100 EF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

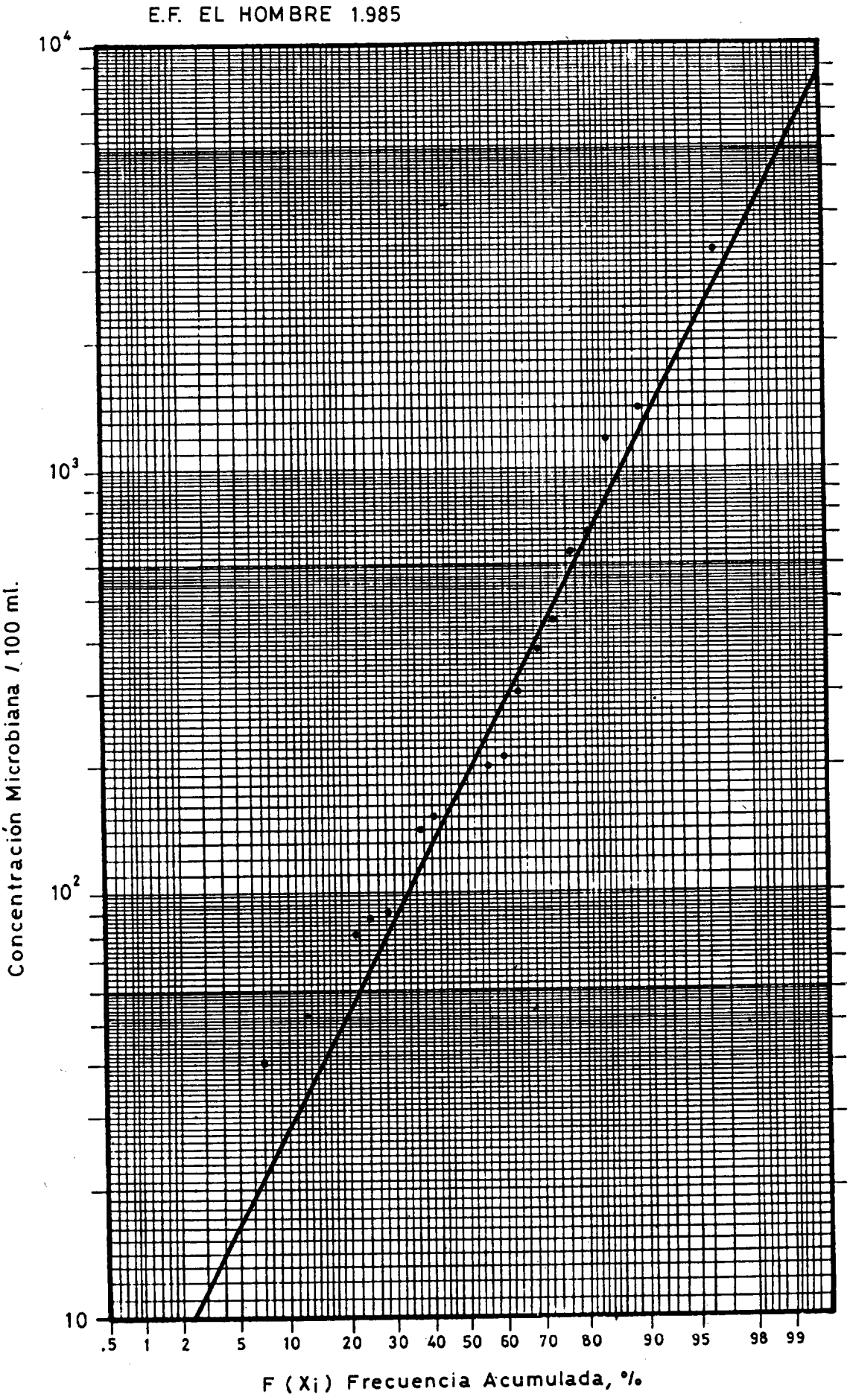


Figura 8.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Estreptococos Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 15

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE EL HOMBRE
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE I-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	ESTREPTOCOCOS FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	23
CRITERIO DE CALIDAD	NORMAS DE LA C.E.E.
LIMITE DEL 90%	100

MEDIA (EF50)	198 (107 , 366)
MEDIANA (P50)	191 (88 , 414)
EF90	1279

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (10 , 3438)

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 2.2912
Desviacion Estandard: .6431

Nº de Casos: 23

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.10643	.10576	-.10643	.521	p<0.949

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 25 . Datos de Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) , Estreptococos Fecales (EF) e Indice CF/EF de Playa de La Garita (Telde, Gran Canaria) durante 1985, expresados por orden cronológico. Valores de CT, CF y EF por 100 ml de muestra.

Fecha	CT	CF	EF	CF/EF
14.01	1.350	480	325	1,48
23.01	1.560	40	..	..
29.01	880	110	..	..
06.02	1.460	5	26	0,19
25.02	5.800	290	320	0,91
12.03	4.675	100	74	1,35
27.03	8.000	285	..	..
15.04	14.400	250	200	1,25
08.05	60.000	1.650	1.300	1,27
21.05	14.290	274	290	0,94
10.06	2.600	0	146	..
28.06	460	225	1.100	0,20
09.07	13.400	2.850	167	17,07
16.07	1.700	405	1.400	0,29
22.07	3.240	650	540	1,20
30.07	250	35	1.950	0,02
06.08	1.850	415	128	3,24
19.08	620	134	220	0,61
05.09	380	80	1.750	0,05
24.09	960	68	376	0,18
08.10	3.250	6.750	1.450	4,66
23.10	20	2	450	0,004
06.11	4.000	600	81	7,40
20.11	350	30	46	0,65
04.12	460	2	150	0,013
18.12	4.000	250	43	5,81

Media del Indice CF/EF, $\bar{x}$ = 2,217

σ_n = 3,786

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 26. Expresión de los resultados de CT obtenidos en la Playa de La Garita, durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CT
1	4	20
2	7	250
3	11	350
4	15	380
5	19	460
6	22	460
7	26	620
8	30	880
9	33	960
10	37	1.350
11	41	1.460
12	44	1.560
13	48	1.700
14	52	1.850
15	56	2.600
16	59	3.240
17	63	3.520
18	67	4.000
19	70	4.000
20	74	4.675
21	78	5.800
22	81	8.000
23	85	13.400
24	89	14.290
25	93	14.400
26	96	60.000

Valores hallados (por 100 ml): CT95=27.500, CT84=9.600.
CT80= 7.400, CT50=1.877.

Desviación típica: s= Ln CT84 - Ln CT50= 1,63. Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (971 , 3.629)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (76 , 45.811)

Normas CEE:
Límite Imperativo:CT95=10.000 CT/100 ml. INCUMPLE LA NORMA.
Límite Guía: CT80= 500 CT/100 ml. INCUMPLE LA NORMA.

Normas California:

CT80= 1.000 CT/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

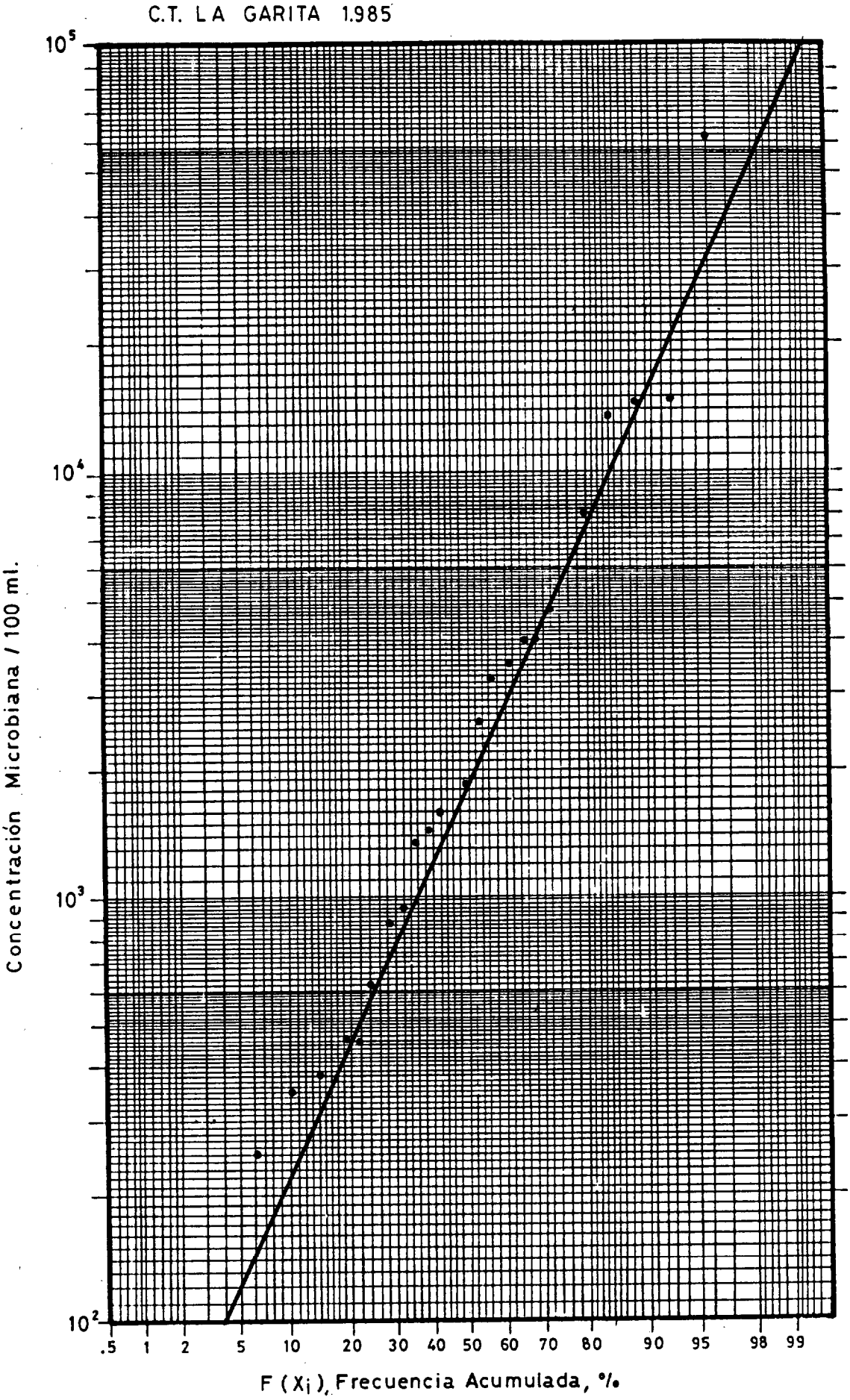


Figura 9.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Totales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 16

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE LA GARITA
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE II-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES TOTALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	26
CRITERIO DE CALIDAD	C.E.E.
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	10000

MEDIA (CT50)	1877 (972 , 3624)
MEDIANA (P50)	1773 (777 , 4076)
CT90	15132

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (76 , 45811)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal — Media: 3.3725
Desviacion Estandard: .7098

Nº de Casos: 26

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.07547	.06753	-.07547	.385	p<0.998

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 27. Expresión de los resultados de CF en Playa de La Garita durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CF
1	4	0
2	7	2
3	11	2
4	15	5
5	19	30
6	22	35
7	26	40
8	30	68
9	33	80
10	37	100
11	41	110
12	44	134
13	48	225
14	52	250
15	56	250
16	59	274
17	63	285
18	67	290
19	70	405
20	74	415
21	78	480
22	81	600
23	85	650
24	89	1.650
25	93	2.850
26	96	6.750

Valores hallados (por 100 ml): CF95=4.100, CF90=1.918, CF84=1.200
CF80: 765, CF50= 128.

Desviación típica: s= Ln CF84 - Ln CF50= 2,24 Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (52 , 278)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (1 , 8.055)

Normas OMS/PNUMA:
CF90= 1.000 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA.
CF50= 100 CF/100 ml. INCUMPLE LA NORMA.
Normas MOPU:
CF90= 1.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
CF50= 200 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA.
Normas CEE:
Límite Imperativo: CF95=2.000 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.
Límite Guía: CF80= 100 CF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

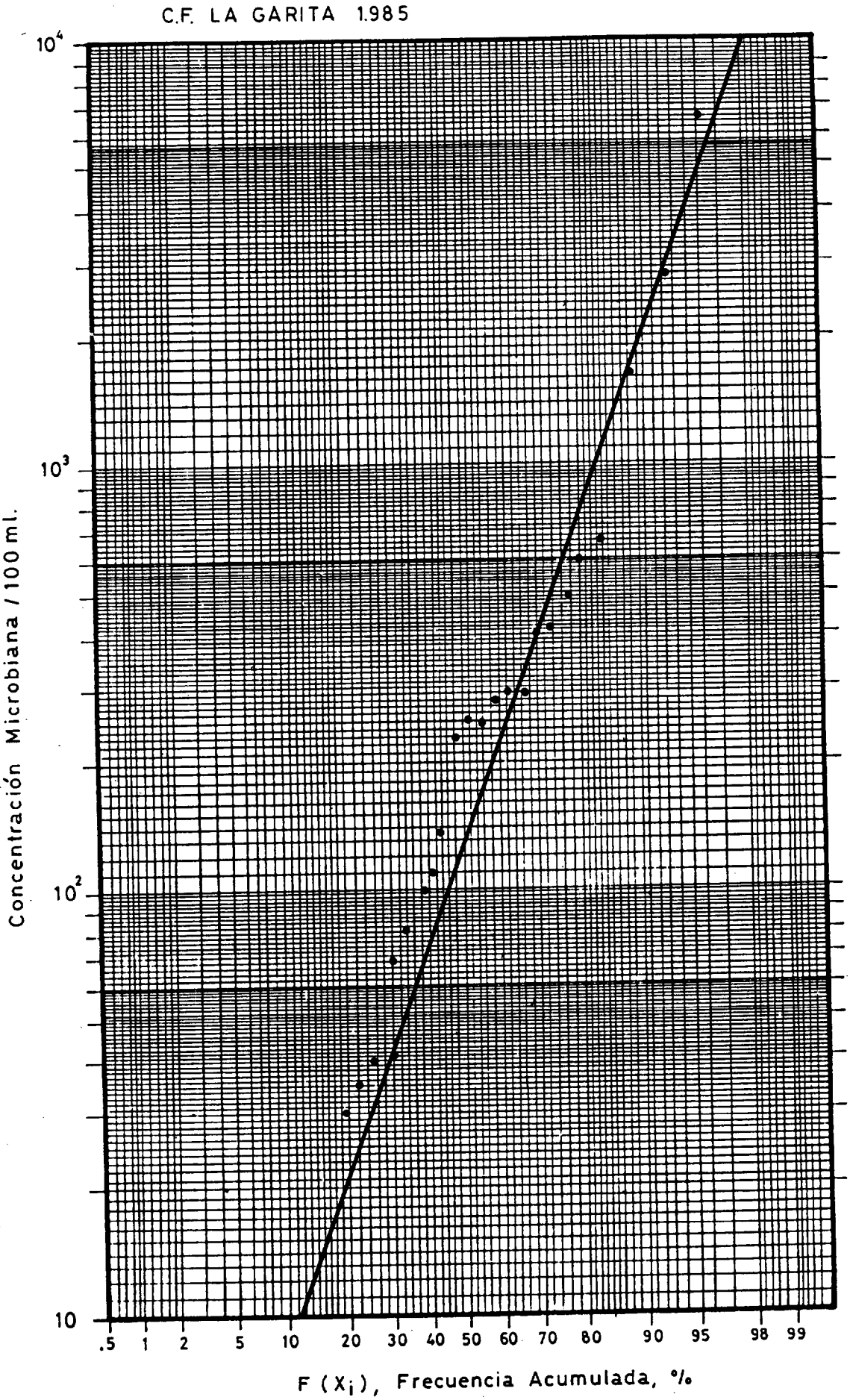


Figura 10.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 17

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE LA GARITA
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE II-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	26
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	1000

MEDIA (CF50)	128 (54 , 300)
MEDIANA (P50)	237 (81 , 692)
CF90	1918

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (1 , 8055)

SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACIÓN GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 2.0896
Desviacion Estandard: .9472

Nº de Casos: 26

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.14763	.10718	-.14763	.753	p<0.622

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 28. Expresión de los resultados de EF en Playa de La Garita durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	EF
1	4	26
2	8	43
3	12	46
4	17	74
5	21	81
6	25	128
7	29	146
8	33	150
9	37	167
10	42	200
11	46	220
12	50	290
13	54	320
14	58	365
15	62	376
16	67	450
17	71	540
18	75	1.100
19	79	1.300
20	83	1.400
21	87	1.450
22	92	1.750
23	96	1.950

Valores hallados (por 100 ml): EF90=1.408, EF84=1.000
EF50= 281.
Desviación típica: s= Ln EF84 - Ln EF50= 1,27 Estación CONSTANTE (1
Estación NORMAL (2).

Intervalo de confianza del 95% de la media: (162 , 487).
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (23 , 3.308)

Normas CEE:

Límite Guía: EF90= 100 EF/100 ml INCUMPLE LA NORMA.

(1) Criterio de Variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33)
(2) Criterio de Variabilidad según MUJERIEGO et al. (128)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

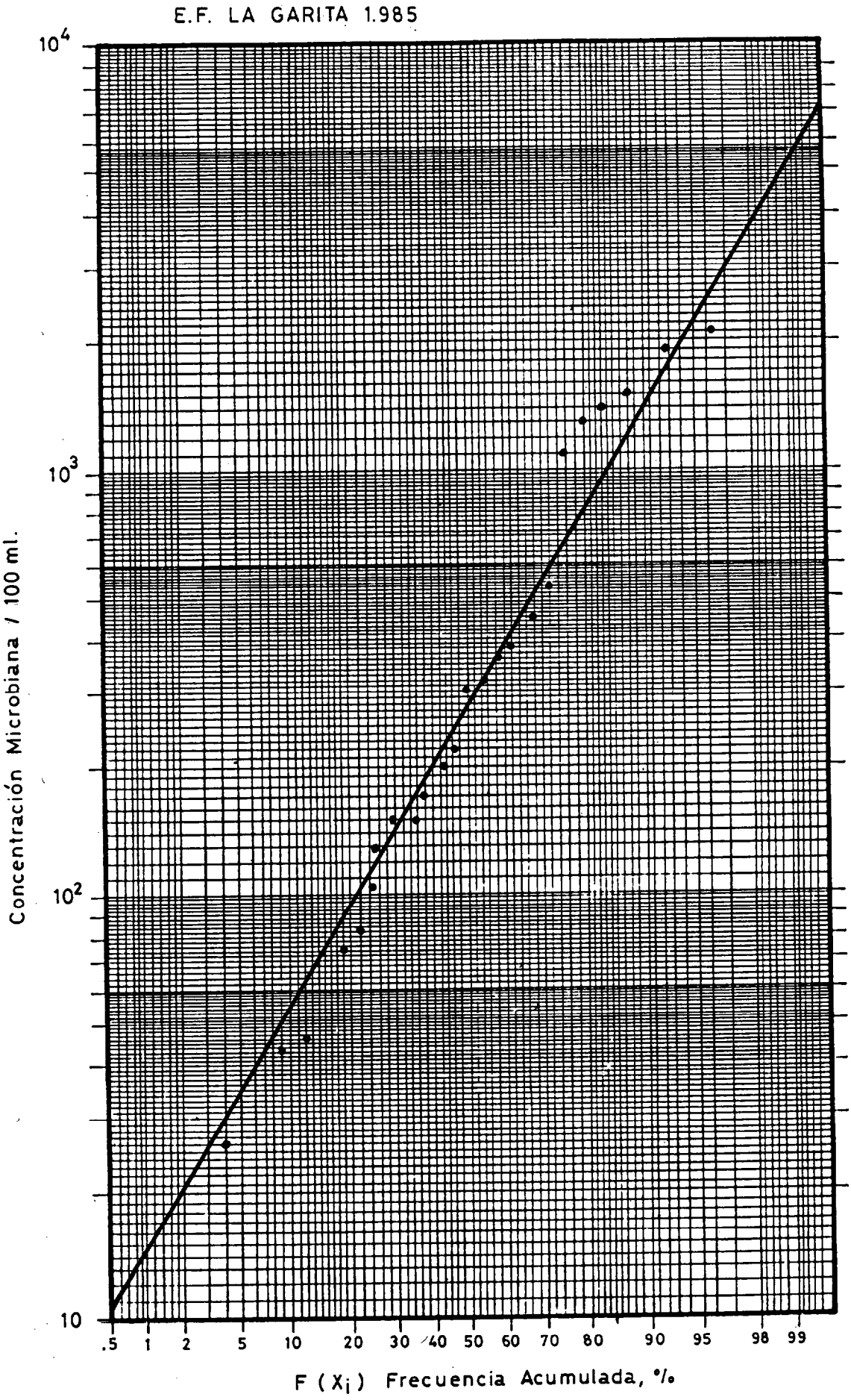


Figura 11.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Estreptococos Fecales,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 18

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE LA GARITA
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE II-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	ESTREPTOCOCOS FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	23
CRITERIO DE CALIDAD	NORMAS DE LA C.E.E.
LIMITE DEL 90%	100

MEDIA (EF50)	281 (163 , 484)
MEDIANA (P50)	290 (146 , 574)
EF90	1408

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (23 , 3308)

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 2.4474
Desviacion Estandard: .5484

Nº de Casos: 23

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.12152	.62119	-.12152	.583	p<0.886

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 29 . Datos de Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) , Estreptococos Fecales (EF) e Indice CF/EF de Playa de Salinetas (Telde, Gran Canaria) durante 1985, expresados por orden cronológico. Valores de CT,CF y EF por 100 ml de muestra.

Fecha	CT	CF	EF	CF/EF
23.01	1.000	140	..	..
29.01	8	0	14	..
06.02	150	0	56	..
25.02	20	1	0	..
12.03	12	0	20	..
27.03	6	0	..	..
15.04	780	65	78	0,8
08.05	38	2	42	0,05
21.05	18	2	42	0,05
10.06	40	0	213	..
28.06	96	6	235	0,03
09.07	155	83	122	0,68
16.07	110	14	452	0,03
22.07	18	3	110	0,03
30.07	34	4	265	0,06
06.08	190	17	395	0,04
19.08	28	14	860	0,02
05.09	82	14	1.300	0,01
24.09	535	8	488	0,02
08.10	460	90	1.614	0,06
23.10	14	6	340	0,02
06.11	130	52	28	1,86
20.11	125	56	14	4,00
04.12	52	0	0	..
18.12	30	1	2	0,5

Media del Indice CF/EF, $\underline{x}$= 0,4858825

σ_n = 0,995

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 30 .Expresión de los resultados de CT en Playa de Salinetas durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CT
1	4	6
2	8	8
3	12	12
4	15	14
5	19	18
6	23	18
7	27	20
8	31	28
9	35	30
10	38	34
11	42	38
12	46	40
13	50	52
14	54	82
15	58	96
16	62	110
17	65	125
18	69	130
19	73	150
20	77	155
21	81	190
22	85	460
23	88	535
24	92	780
25	96	1.000

Valores hallados (por 100 ml): CT95= 640, CT84= 270.
CT80= 215, CT50= 65.

Desviación típica: s= Ln CT84 - Ln CT50= 1,42. Estación CONSTANTE (1
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (36 , 117)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (3 , 999)

Normas CEE:
Límite Imperativo: CT95=10.000 CT/100 ml CUMPLE LA NORMA.
Límite Guía: CT80= 500 CT/100 ml CUMPLE LA NORMA.

Normas California:
CT80= 1.000 CT/100 ml CUMPLE LA NORMA

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLóN y RIBAS (33)
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO y col. (128)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

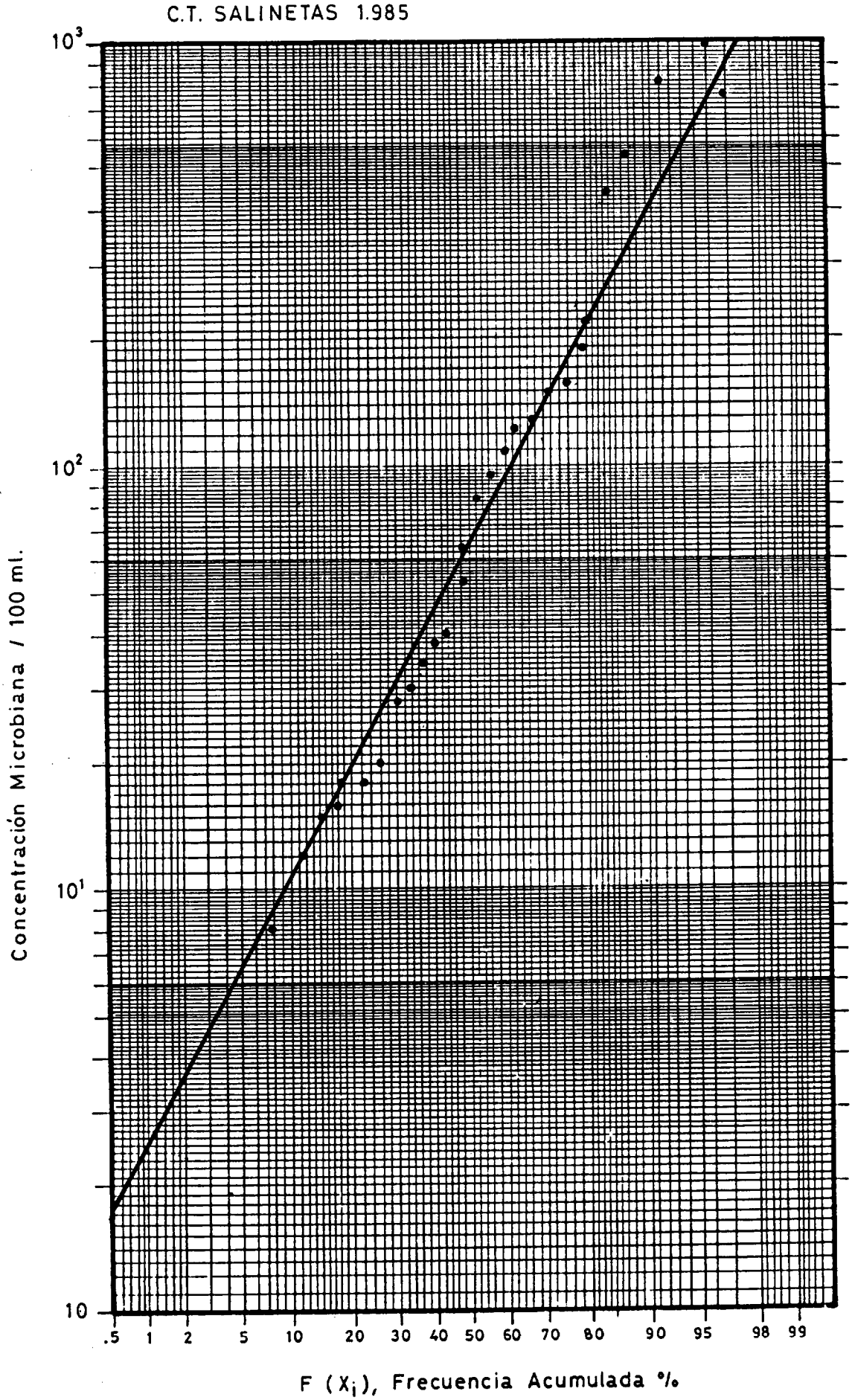


Figura 12.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Totales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 19

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE SALINETAS
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE III-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES TOTALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	25
CRITERIO DE CALIDAD	C.E.E.
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	10000

MEDIA (CT50)	65 (36 , 116)
MEDIANA (P50)	52 (25 , 108)
CT90	389

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (3 , 999)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 1.8059
Desviacion Estandard: .6153

Nº de Casos: 25

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.10981	.10981	-.07812	.549	p<0.924

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 31.Expresión de los resultados de CF en Playa de Salinetas durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su número de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	CF
1	4	0
2	8	0
3	12	0
4	15	0
5	19	0
6	23	0
7	27	0
8	31	1
9	35	2
10	38	2
11	42	3
12	46	4
13	50	6
14	54	6
15	58	8
16	62	14
17	65	14
18	69	14
19	73	17
20	77	52
21	81	56
22	85	65
23	88	83
24	92	90
25	96	140

Valores hallados (por 100 ml): CF95= 115, CF90= 61, CF84= 37
CF80= 27, CF50= 6

Desviación típica: s= Ln CF84 - Ln CF50: 1,81 Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (3 , 13)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (0 , 192)

Normas OMS/PNUMA:
CF90= 1.000 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA
CF50= 100 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA
Normas MOPU:
CF90= 1.000 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA
CF50= 100 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA
Normas CEE:
Límite Imperativo: CF95= 2.000 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA
Límite Guía: CF80= 100 CF/100 ml CUMPLE LA NORMA

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33).
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

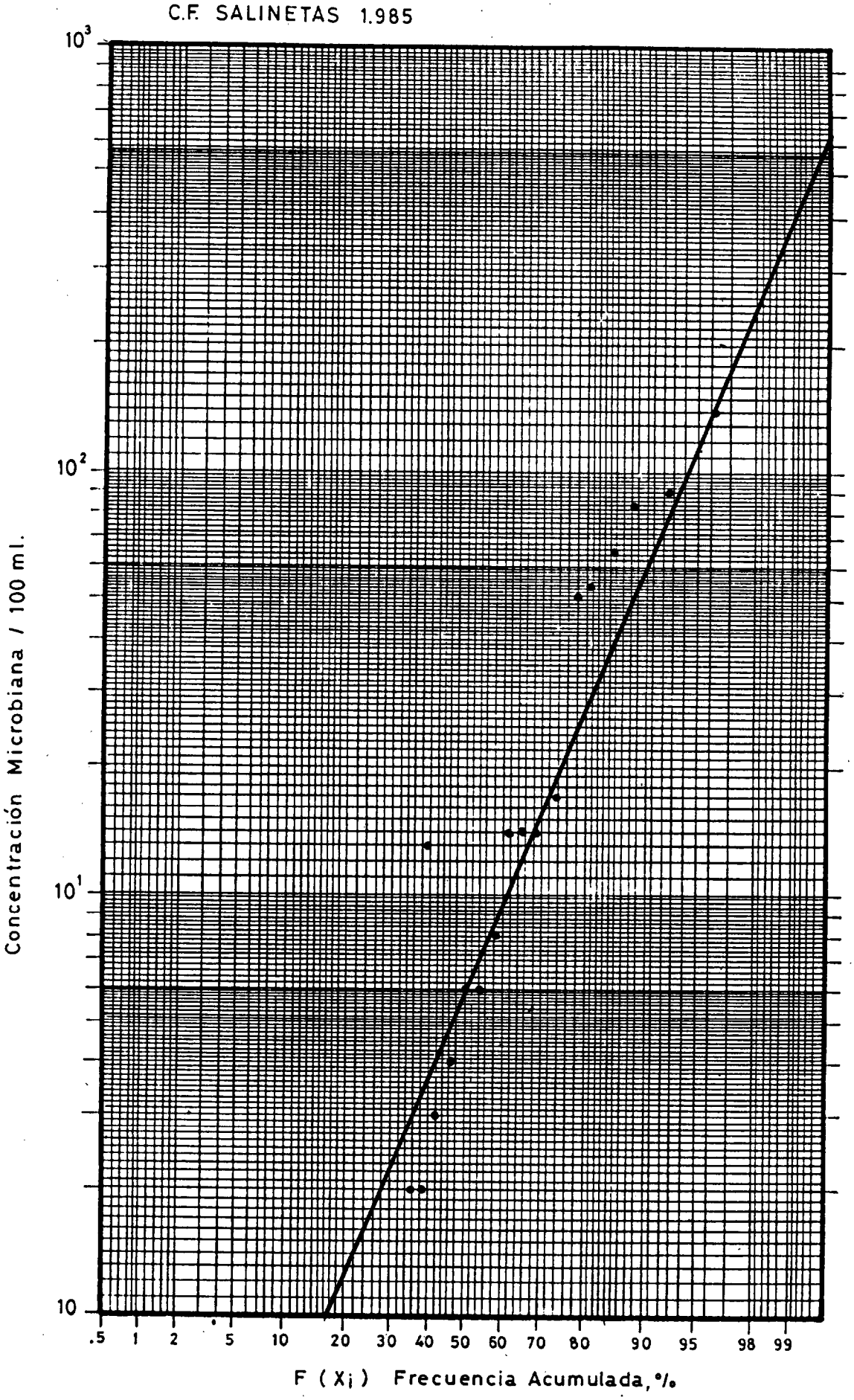


Figura 13.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Coliformes Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 20

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE SALINETAS
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE III-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	COLIFORMES FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	25
CRITERIO DE CALIDAD	OMS/PNUMA
LIMITE DEL 50%	100
LIMITE DEL 90%	1000

MEDIA (CF50)	6 (3 , 13)
MEDIANA (P50)	6 (2 , 16)
CF90	61

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (0 , 192)

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 50%

NO SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: .8042
Desviacion Estandard: .7494

Nº de Casos: 25

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.17841	.17841	-.14159	.892	p<0.404

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 32. Expresión de los resultados de EF en Playa de Salinetas durante 1985. Datos experimentales ordenados de forma creciente, según su súmero de orden (i) y de la frecuencia acumulada F(x).

i	F(x)	EF
1	4	0
2	8	0
3	12	2
4	17	14
5	21	14
6	25	20
7	29	28
8	33	42
9	37	42
10	42	56
11	46	78
12	50	110
13	54	122
14	58	213
15	62	235
16	67	265
17	71	340
18	75	395
19	79	452
20	83	488
21	87	860
22	92	1.300
23	96	1.614

Valores hallados (por 100 ml): EF90= 1.131, EF84= 605
EF50= 77

Desviación típica: s= Ln EF84 - Ln EF50= 2,06 Estación NORMAL (1)
Estación NORMAL (2)

Intervalo de confianza del 95% de la media: (32 , 188)
Intervalo de confianza del 95% de la muestra: (0 , 4.678)

Normas CEE:
Límite Guía : EF90= 100 EF/100 ml INCUMPLE LA NORMA

(1) Criterio de variabilidad según CASTELLON y RIBAS (33)
(2) Criterio de variabilidad según MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

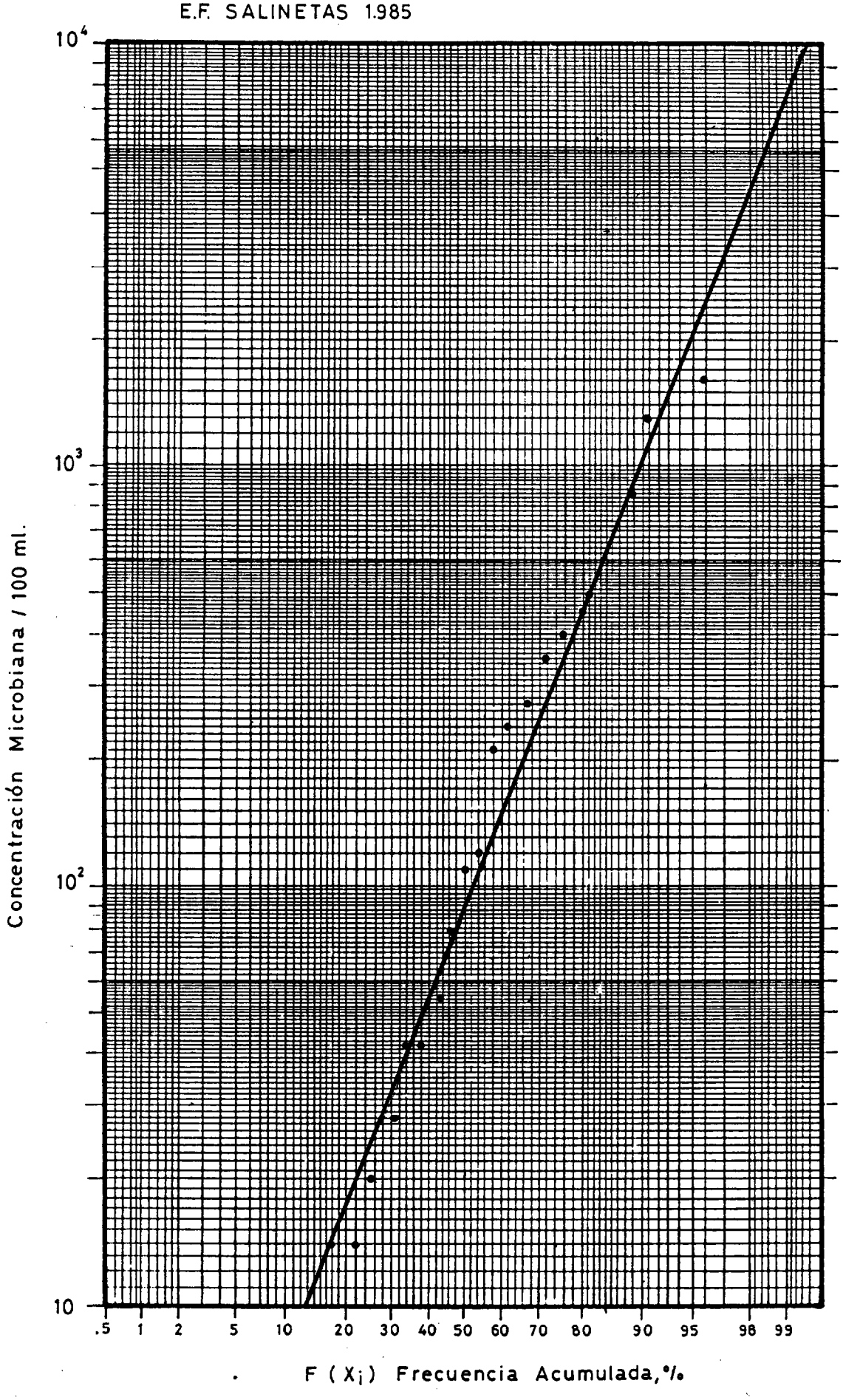


Figura 14.- Representacion grafica de la distribucion log-normal de Estreptococos Fecales.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 21

ESTIMACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

CARLOS FERREIROS, 1988 VERSION 2,0

ESTACION DE MUESTREO	PLAYA DE SALINETAS
CODIGO DE LA ESTACION	TELDE IIII-85
INDICADOR MICROBIOLOGICO	ESTREPTOCOCOS FECALES
METODO ANALITICO	MEMBRANAS FILTRANTES
PERIODO DE ESTUDIO	14 ENERO-18 DICIEMBRE 1985
NUMERO DE MUESTRAS	23
CRITERIO DE CALIDAD	NORMAS DE LA C.E.E.
LIMITE DEL 90%	100

MEDIA (EF50)	77 (31 , 192)
MEDIANA (P50)	110 (35 , 343)
EF90	1131

INTERVALO 95% PARA LA MUESTRA (0 , 4678)

SUPERADO EL LIMITE DEL 90%

EVALUACION GLOBAL DE LA CALIDAD: NO SATISFACTORIA

SPSS/PC

Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste.

Distribución - Normal Media: 1.8785
Desviacion Estandard: .9221

Nº de Casos: 23

Diferencias Extremas Máximas				
Absoluta	Positiva	Negativa	K-S Z	Contraste Bilateral
.12197	.08688	-.12197	.585	p<0.884

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Tabla 33 . Comparación de los valores de Estreptococos Fecales, expresados en orden cronológico, en las tres playas de El Hombre, La Garita y Salinetas, durante 1985.

Fecha	El Hombre	La Garita	Salinetas
14.01	80	325	--
23.01	--	--	--
29.01	13	--	14
06.02	5	26	56
25.02	183	320	0
12.03	203	74	20
27.03	--	--	--
15.04	1.210	200	78
08.05	435	1.300	42
21.05	100	290	42
10.06	380	146	213
28.06	150	1.100	235
09.07	3.250	167	122
16.07	160	1.400	452
22.07	210	540	110
30.07	700	1.950	265
06.08	91	128	395
19.08	88	220	860
05.09	140	1.750	1.300
24.09	1.400	376	488
08.10	1.450	1.450	1.614
23.10	620	450	340
06.11	200	81	28
20.11	295	46	14
04.12	60	150	0
18.12	44	43	2
s_{ef} =	1,48	1,27	2,06
Variabilidad:	CONSTANTE NORMAL	CONSTANTE NORMAL	NORMAL (1) NORMAL (2)
Indice CF/EF:			
Media:	3,52	2,22	0,49
Desv. std.:	3,42	3,79	0,99

(1) CASTELLON y RIBAS (33)
(2) MUJERIEGO et al. (128).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Cuadro 22. RESULTADOS SOBRE EL ESTADO DE CONTAMINACION DE LAS PLAYAS DE EL HOMBRE, LA GARITA Y SALINETAS DESDE EL PUNTO DE VISTA DEL CUMPLIMIENTO DE LAS NORMAS INTERNACIONALES DE CALIDAD MICROBIOGICA PARA PLAYAS DE BAÑOS. DATOS DEL PERIODO DE MUESTREO COMPRENDIDO ENTRE ENERO DE 1985 HASTA DICIEMBRE DEL MISMO AÑO.

	PLAYA DEL HOMBRE		PLAYA DE LA GARITA		PLAYA DE SALINETAS	
NORMAS OMS/PNUMA	Datos Obtenidos	Cumplimiento Norma	Datos Obtenidos	Cumplimiento Norma	Datos Obtenidos	Cumplimiento Norma
CF90=1.000 CF/100 ml	3.172	INCUMPLE	1.918	INCUMPLE	61	CUMPLE
CF50= 100 CF/100 ml	387	INCUMPLE	128	INCUMPLE	6	CUMPLE
NORMAS MOPU						
CF90=1.000 CF/100 ml	3.172	INCUMPLE	1.918	INCUMPLE	61	CUMPLE
CF50= 200 CF/100 ml	387	INCUMPLE	128	CUMPLE	6	CUMPLE
NORMAS CEE						
Imperativas						
CT95=10.000 CT/100 ml	36.000	INCUMPLE	28.000	INCUMPLE	640	CUMPLE
CF95= 2.000 CF/100 ml	6.000	INCUMPLE	4.100	INCUMPLE	115	CUMPLE
Guía						
CT80=500 CT/100 ml	14.000	INCUMPLE	7.400	INCUMPLE	215	CUMPLE
CF80=100 CF/100 ml	1.600	INCUMPLE	765	INCUMPLE	27	CUMPLE
EF90=100 EF/100 ml	1.279	INCUMPLE	1.408	INCUMPLE	1.131	INCUMPLE
NORMAS CALIFORNIA						
CT80=1.000 CT/100 ml	14.000	INCUMPLE	7.400	INCUMPLE	215	CUMPLE

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Cuadros 23 al 40.- Resultados de la aplicación de la función $Y = A \cdot e^{B \cdot X}$ (test de la regresión exponencial) para hallar los coeficientes de correlación entre las variables dirección y velocidad del viento (X, en grados o Km/h) frente a las concentraciones de CT, CF y EF (Y, Nº de bacterias /100 ml) en las playas de La Garita, El Hombre y Salinetas.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 23

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

CT/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 25

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 68.81775
B= -9.867257E-04

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
1.724563E-04

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
1.313226E-02

DESVIACION TIPICA:
1.447101

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y=62.35158
X= 1 ; Y= 68.74987

VALOR CRITICO DE R (K):
.396 (95%)
.505 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 24

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

CT/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 23

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 103.579
B= -1.544825E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
7.300661E-03

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
8.544391E-02

DESVIACION TIPICA:
1.408424

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y=22.0985
X= 1 ; Y= 101.9912

VALOR CRITICO DE R (K):
.413 (95%)
.526 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 25

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

CF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 25

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 2.697762
B= 1.159485E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
1.605302E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.1267005

DESVIACION TIPICA:
1.748438

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 8.601252
X= 1 ; Y= 2.729225

VALOR CRITICO DE R (K):
.396 (95%)
.505 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 26

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

CF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 23

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 1.114524
B= 5.021475E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
5.045761E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.2246277

DESVIACION TIPICA:
1.703154

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 169.0006
X= 50 ; Y= 13.72426
X= 1 ; Y= 1.171919

VALOR CRITICO DE R (K):
.413 (95%)
.526 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 27

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

EF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 23

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 0.1784719
B= 8.108623E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
0.5288727

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.7272363

DESVIACION TIPICA:
1.490346

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 593.0615
X= 50 ; Y= 10.28809
X= 1 ; Y= 0.19354

VALOR CRITICO DE R (K):
.413 (95%)
.526 (99%)

R>K : CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 28

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE SALINETAS-1985

EF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 21

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 8.809777E-02
B= .2046168

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.5621331

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.7497553

DESVIACION TIPICA:
1.373652

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 6.782011+07
X= 50 ; Y= 2444.34
X= 1 ; Y= .1081008

VALOR CRITICO DE R (K):
.433 (95%)
.549 (99%)

R>K : CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 29

REGRESION EXPONENCIAL: LA GARITA -1985

CT/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 26

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 4085.084
B= -.0106816

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
1.533371E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.1238293

DESVIACION TIPICA:
1.65402

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 1403.8
X= 50 ; Y= 2394.711
X= 1 ; Y= 4041.681

VALOR CRITICO DE R (K):
.388 (95%)
.496 (99%)

R>K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 30

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE LA GARITA-1985

CT/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 24

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 1551.115
B= 1.090529E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
3.488452E-03

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
5.906312E-02

DESVIACION TIPICA:
1.429833

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 4615.882
X= 50 ; Y= 2675.773
X= 1 ; Y= 1568.123

VALOR CRITICO DE R (K):
.404 (95%)
.515 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 31

REGRESION EXPONENCIAL: LA GARITA -1985

CF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 26

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 42.95956
B= .0143414

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
1.549806E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.1244912

DESVIACION TIPICA:
2.208747

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 180.2599
X= 50 ; Y= 87.99934
X= 1 ; Y= 43.5801

VALOR CRITICO DE R (K):
.388 (95%)
.496 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 32

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE LA GARITA-1985

CF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 24

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 7.772239
B= 8.587013E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.1136211

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.3370772

DESVIACION TIPICA:
1.860578

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 41671.44
X= 50 ; Y= 569.1053
X= 1 ; Y= 8.469135

VALOR CRITICO DE R (K):
.404 (95%)
.515 (99%)

R<K : CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 33

REGRESION EXPONENCIAL: LA GARITA -1985

EF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIÁ VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 23

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 15.5019
B= 3.874789E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.3413398

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.5842429

DESVIACION TIPICA:
1.048169

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 746.7659
X= 50 ; Y= 107.5932
X= 1 ; Y= 16.11436

VALOR CRITICO DE R (K):
.413 (95%)
.526 (99%)

R>K: CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO (AL 95%)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 34

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DE LA GARITA-1985

EF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 21

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 17.73184
B= 8.134833E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.2552313

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.5052043

DESVIACION TIPICA:
1.117591

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 60487.64
X= 50 ; Y= 1035.643
X= 1 ; Y= 19.23459

VALOR CRITICO DE R (K):
.433 (95%)
.549 (99%)

R>K: CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO (AL 95%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO (99%)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 35

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

CT/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 26

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 2473.717
B= 9.4321359E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.151542

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.151542

DESVIACION TIPICA:
1.188831

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 6353.053
X= 50 ; Y= 3964.297
X= 1 ; Y= 2497.16

VALOR CRITICO DE R (K):
.388 (95%)
.496 (99%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 36

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

CT/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 24

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 5773.207
B= -4.811173E-03

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
9.754273E-04

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
3.123183E-02

DESVIACION TIPICA:
1.194479

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= --
X= 50 ; Y= --
X= 1 ; Y= --

VALOR CRITICO DE R (K):
.404 (95%)
.515 (99%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 37

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

CF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 26

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 70.15059
B= 2.3287559E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
7.217505E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.2686542

DESVIACION TIPICA:
1.613426

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 720.1068
X= 50 ; Y= 224.7575
X= 1 ; Y= 71.8034

VALOR CRITICO DE R (K):
.388 (95%)
.496 (99%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 38

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

CF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 24

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 61.50185
B= 5.255016E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
6.279353E-02

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.2505864

DESVIACION TIPICA:
1.574926

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 11779.11
X= 50 ; Y= 851.1386
X= 1 ; Y= 64.82021

VALOR CRITICO DE R (K):
.404 (95%)
.515 (99%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 39

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

EF/100 ml (Y) VS. FRECUENCIA VIENTOS N+NNE+NE (X, EN GRADOS)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 22

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 7.382053
B= 4.4478659E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.3298671

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.5743405

DESVIACION TIPICA:
1.239458

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 630.7544
X= 50 ; Y= 68.23681
X= 1 ; Y= 7.717808

VALOR CRITICO DE R (K):
.404 (95%)
.515 (99%)

R>K: CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CUADRO 40

REGRESION EXPONENCIAL: PLAYA DEL HOMBRE-1985

EF/100 ml (Y) VS. VELOCIDAD VIENTO NNE (X, EN Km/h)

NUMERO DE PUNTOS CONOCIDOS: 22

COEFICIENTES DE LA ECUACION:
A= 7.818226
B= 9.516791E-02

COEFICIENTE DE DETERMINACION (R^2):
.2578568

COEFICIENTE DE CORRELACION (R):
.5077961

DESVIACION TIPICA:
1.286597

INTERPOLACION:
X= 100 ; Y= 106218
X= 50 ; Y= 911.2828

VALOR CRITICO DE R (K):
.423 (95%)
.537 (99%)

R<K: CORRELACION NO SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO (99%)

R>K: CORRELACION SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTE DE CERO (95%)

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

D I S C U S I O N

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ANTECEDENTES EN LA BUSQUEDA DE SALMONELLA EN AGUAS DE MAR Y RESIDUALES.

En años anteriores a 1985, a partir de 1982 se inició un estudio en varios puntos del litoral de Gran Canaria con objeto de detectar Salmonella a partir de las aguas residuales que vierten directamente al mar, así como en playas u otras zonas recreativas afectadas por los vertidos de aguas residuales , O'SHANAHAN, et al., 1985 (139).

Se eligieron dos playas, un efluente de aguas residuales que afecta a una de ellas y un punto del litoral muy contaminado por un efluente próximo:

1. La Playa de La Garita (Telde, Gran Canaria) y las aguas del vertido situado en la punta de La Mareta, a unos 400 metros al NE de la zona de baños (Ver Figura 3). En el Capítulo de Material y Métodos se ha hecho la descripción de esta playa. La Discusión de lo relativo a los antecedentes de la misma se realiza en otro apartado de esta Memoria.

2. La Playa de Las Alcaravaneras (Las Palmas de Gran Canaria) (Estación de muestreo AS o St.AS) en el extremo sur de la misma y las aguas de mar próximas al efluente E2 (Estación de Muestreo AMD o St.AMD) en el interior del Muelle Deportivo. El punto de muestreo ST.AS es donde comienza la zona de baños que se prolonga hacia el Norte hasta el Club Naútico de Gran Canaria (Unos 300 metros aproximadamente).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

La St.AMD se encuentra a unos 300 metros del punto St.AS, es decir del comienzo de la zona de baños. Entre esta Estacion AMD y la AS se encuentra el efluente E1 que está separado del comienzo de la zona de baños una mínima distancia de 60 m. (FIGURA 1).

Estos efluentes de aguas residuales sin depurar forman parte de la red de conducción y de bombeo de las aguas residuales que a lo largo de la Avda. Marítima del Sur (Figura 2), que bordea toda la costa del NE al SE de la ciudad, conducen las aguas residuales hacia una estación de bombeo que eleva parte de las aguas fecales producidas por la ciudad hasta la Estación Depuradora Municipal. Esta estación de bombeo se encuentra situada en la proximidad del Teatro Perez Galdós.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Antecedentes en la Playa de Alcaravaneras.

Durante el año 1981 se realizó un estudio de un ciclo anual completo de las concentraciones de coliformes fecales y coliformes totales que se miden en las aguas de esta playa. Conclusiones parciales (hasta Septiembre de ese año) ya han sido publicadas (O'SHANAHAN, 1981) (137).

Se tomaron muestras con una frecuencia media aproximada algo inferior a los 15 días, en cada uno de los puntos de muestreo siguientes:

- En el extremo Sur de la playa (ST.AS), 28 muestras.
- En el extremo Norte, frente al Club Naútico de Gran Canaria (ST.ACN), 31 muestras.

Los datos de Coliformes Fecales , fechas de toma de muestra y dirección de los vientos reinantes en los dias de toma de muestra se pueden observar en la Tabla 2.

La aplicación del modelo log-normal a los datos de CF obtenidos durante todo el año, y del criterio de calidad de aguas de OMS/PNUMA a los resultados, permitió establecer que la playa de Alcaravaneras presentó una Evaluación Global de Calidad: No Satisfactoria. En los Cuadros 2 y 3 se encuentran los Resultados de los dos puntos AS y ACN, respectivamente. El punto AS produjo una CF50 (P50)=64 CF/100 ml, no superando el límite de 100 CF/100 ml de las Normas de la OMS/PNUMA. Sin embargo el Límite del 90 % de estas normas (1.000 CF/100 ml) sí fue superado, pues se obtuvo una CF90 (P90)=1.426 CF/100 ml.

Por su parte, en el punto ACN, ambos límites del 50% y del 90% fueron superados, al obtenerse una CF50 (P50)=134 y una CF90 (P90)=2.586. Por esta razón, la evaluación global de la estación fue: No Satisfactoria.

Por tanto la evaluación global de la calidad de las aguas de esta playa, a lo largo de 1981, resultó: No Satisfactoria.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

El Test de Kolmogorov-Smirnov, aplicado a los dos puntos de muestreo dio como resultado que ambos se ajustan al modelo log-normal (Cuadros 2 y 3).

Se observó (Tabla 2) una estrecha relación de las cifras de coliformes fecales con la dirección de los vientos reinantes en los días de la toma de muestra. Esta relación está condicionada por la situación de los vertidos E1 y E2 situados al Sur de los puntos de toma de muestra y, menos probablemente, por los más lejanos, situados a lo largo de la Avenida Marítima E3, E4, etc. (Figura 2).

Al analizar esta relación dirección viento-concentración de CF, se puede ver como a lo largo del año hay claramente marcadas dos épocas: una, en la que las concentraciones de CF permanecen muy bajas en casi todos los días de muestreo y otra, en la que los CF alternan concentraciones muy bajas con concentraciones muy altas. Con la idea de que ello podía repercutir favorable o desfavorablemente en la calidad microbiológica de las aguas de la playa, se dividió el ciclo anual estudiado en dos períodos, para conocer cual era la Evaluación Global de Calidad en cada uno de ellos.

La elección de ambos períodos se basó en lo siguiente:

El primer período (12 de Enero-6 de Abril), es en el que aparecen vientos de componente Sur (los característicos temporales de Sur de la época invernal), pero que se alternan

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

con el viento Norte. Se tomó como extremo final el último dia de muestreo en el que se observó viento del Sur.

El segundo período (27 de Abril-10 de Diciembre), es aquel cuyo extremo inicial está constituido por el dia de muestreo a partir del cual se comienzan a observar vientos de componente Norte, que se mantienen constantes hasta el final del ciclo anual. Todo ello coincidiendo generalmente con valores bajos de los CF.

A los datos de CF de cada período se aplicó por separado el modelo de probabilidad log-normal y los resultados fueron los siguientes. En el 2º período (Cuadros 4 y 5), los límites del 50 % y del 90 % no fueron superados en ninguno de los dos puntos de muestreo, obteniéndose además unos percentiles 50 (29 CF/100 ml para AS y 53 CF/100 ml para ACN) y 90 (319 CF/100 ml para AS y 429 CF/100 ml para ACN) muy inferiores a los límites, por lo que el conjunto de la playa presentó una Evaluación Global de Calidad Satisfactoria.

Además, la variabilidad de cada punto, estimada según la desviación típica (s) obtenida de la probabilidad log-normal resultó Constante (AS) y Normal (ACN), correspondiendo a valores bajos de este parámetro, lo que se debe a que las concentraciones de los indicadores se mantienen constantes (Tabla 2).

La aplicación del Test de Kolmogorov-Smirnof de bondad

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de ajuste indicó también en este caso que los datos parciales de este período de estudio se ajustó, en ambos puntos al modelo log-normal propuesto.

De esta manera se puede interpretar que los vientos de componente Norte van a impedir que las aguas residuales vertidas al Sur de la zona de baños ejerzan su influencia en ella, al generar aquellos corrientes superficiales que se dirigen hacia el Sur. Otros autores, como IZQUIERDO y LUCENA (89) han encontrado mayor influencia de los vientos locales que de las propias corrientes generales de la zona. Tambien GAMESON et al. (60) obtienen resultados similares.

Los resultados sugieren, pues, que dada la situación de los vertidos al Sur de la playa y, salvo que el régimen de viento Norte se altere por la presentación de temporales del Sur, durante el verano esta playa se encuentra en condición Satisfactoria para el baño, si ello se estima a través del parámetro bacteriológico CF.

Sin embargo, en el período Enero-Abril (Cuadros 6 y 7), la situación resultó completamente distinta. Los límites del 50 % se superaron notoriamente, con valores de CF50=340 CF/100 m (en la ST.AS) y 740 CF/100 ml (en la ST.ACN). También los límites del 90 % fueron ampliamente superados, alcanzando valores de CF90=10.925 CF/100 ml (ST. AS) y 17.680 (ST. ACN).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Precisamente, en este período el predominio de los vientos medidos en los días de muestreo bacteriológico, correspondió a los de componente Sur y Este, produciéndose el efecto justamente contrario a lo observado en el otro período: Las corrientes superficiales generadas por estos vientos dirigen las aguas fecales hacia la zona de baño, elevando los niveles de coliformes fecales hasta cifras que globalmente superan considerablemente los límites de calidad bacteriológica para agua de mar costera. Obsérvese en la Tabla 2 que en ambas estaciones dichas niveles son muy elevadas con respecto a los límites y con respecto a los obtenidos en el período de estudio Abril- Diciembre.

En este caso, la variabilidad de las estaciones, estimada según la desviación típica, fue VARIABLE. Estas desviaciones típicas fueron al mismo tiempo, muy superiores a las obtenidas en el otro período de estudio, indicando, por tanto que las concentraciones de CF oscilaron mucho más que en el otro período de estudio.

Finalmente, dado que las concentraciones de CF presentan a lo largo del tiempo una variación exponencial, como es característico en las estaciones de muestreo sometidas a la influencia de vertidos, se estudió la correlación existente con la dirección del viento, asumiendo que la concentración de CF es una variable dependiente de esta última. Se aplicó la función: $Y=A \cdot e^{BX}$, en donde X, variable independiente, es el conjunto de direcciones del viento e Y, variable depen-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

diente, es el conjunto de concentraciones de Coliformes Fecales. Los pares de valores se formaron con las observaciones de ambas variables para un mismo dia, como ya se explicó en otro apartado.

Se obtuvieron (Cuadros 8 y 9) unos coeficientes de correlación r=0,769 para el punto ACN y r=0,680 para el punto AS que comparados con sus respectivos valores críticos (K), permiten afirmar que, en el caso estudiado, existe una alta correlación entre los niveles de CF alcanzados en la Playa de Alcaravaneras y la dirección del viento reinante en la zona. Más llanamente expresado, es evidente que dada la existencia de unos vertidos de aguas residuales situados al Sur, los vientos del Sur acercan la "contaminación" hacia la zona de baños y los vientos del Norte tienden a alejarla.

Es interesante resaltar, a partir de los resultados de la regresión exponencial (Cuadros 8 y 9), que si interpolamos el valor X=180 (viento de dirección Sur neta) cabría esperar concentraciones entre 10^4 y 10^3 CF/100 ml, es decir, cabría esperar un alto grado de contaminación fecal mientras que para los vientos del Norte (X=1) cabría esperar concentraciones entre 27 y 48 CF/100 ml, es decir que la playa se encontraría en condiciones satisfactorias para el baño.

Estos últimos resultados también confirman la idea de que es precisamente del Sur de donde proviene la contamina-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ción fecal que afecta a esta playa.

Primeros estudios sobre el aislamiento de Salmonella en la zona de Alcaravaneras.

Una vez establecido el hecho de que la contaminación que se había detectado en esta zona, provenía de los vertidos situados al Sur de la zona de baños, es decir en el interior del Muelle Deportivo, en los años posteriores, 1982 (Febrero a Julio) y 1983 (Enero a Abril) se continuó el estudio de la Playa de Alcaravaneras en la Estación AS introduciendo la detección de Salmonella además de los coliformes fecales y el factor ambiental Viento. No se realizó un muestreo tan intensivo como en el experimento precedente, pero los resultados obtenidos confirmaron lo que se había observado anteriormente. En la Tabla 3 se observa una relación entre la dirección de los vientos de componente Norte observados en los días de muestreo, con las concentraciones bajas de CF, ambas circunstancias coincidiendo con la no detección de Salmonella. De esta manera, los resultados son semejantes a los obtenidos durante el año anterior.

Por otra parte, los resultados obtenidos a partir de Enero de 1983 (Tabla 3), aunque en un número muy limitado, confirman los obtenidos durante el invierno de 1981: vientos de componente Sur elevan notablemente la concentración de CF en la zona de baños, es decir, la contaminación de la zona

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

por lo que se aisla Salmonella a partir de esas muestras.

Por esta razón, la importancia de este segundo experimento radica es que confirma los resultados de otros anteriores y demuestra la existencia de Salmonella en la zona de baños cuando los niveles de contaminación aumentan.

Por otra parte, la situación durante 1982 (Febrero-Octubre) tambien mostró un paralelismo con la que se había obtenido en el año anterior, es decir (Tabla 3) no se superaron los límites de calidad bacteriológica para aguas costeras (10, 93, 117 y 182) y hubo un predominio de los vientos de componente NORTE correspondiéndose con valores relativamente bajos de los coliformes fecales. La variabilidad de calidad de la estación ST.AS se mantuvo igualmente Constante, con una desviación típica practicamente idéntica (s= 1.48), a la obtenida en el año anterior.

Es notorio, además, que en ninguna de las muestras se aisló Salmonella, lo que se debe a que las concentraciones de CF son muy bajas, es decir, el nivel de contaminación fecal no es lo suficientemente alto para que aparezca Salmonella en las muestras.

Durante 1982 y 1983 se realizaron además tomas de muestra en la estación de muestreo St.AMD, en el interior del Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria (Figura 1), con objeto de verificar la presencia de Salmonella en esta

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

zona, que es, según lo que sugieren los resultados anteriores, donde radica el foco de contaminación fecal que más directamente influye sobre la Playa de Alcaravaneras, dada la existencia de los efluentes E1 y E2. No hay coincidencia en cuanto a fechas de día de toma de muestras en lo que concierne a 1982, pero sí con respecto a 1983.

En la Tabla 4 se muestran los resultados obtenidos. Se puede observar que siempre se encuentran valores muy elevados del N.M.P. de Coliformes Fecales , con una media geométrica igual a 12.358,93 y una desviación estandard =2,413782 (Cuadro 11) De un total de 11 muestras, en 10 de ellas (90,90%) se aisló Salmonella. Por lo que se puede afirmar que en este punto del litoral la presencia de Salmonella es practicamente constante, siempre que los valores de contaminación fecal se mantengan por encima de 1000 CF/100 ml.

Se detectó la presencia de los serotipos : S. montevideo, S. enteritidis, S. O:1,4,12 H:K- y otras Salmonella spp., cuyo serotipo no pudo ser determinado (Tabla 5). Existe un predominio del serotipo S. montevideo, del que se obtuvo el 45,45 % de las cepas.

El estudio de la frecuencia de aislamiento de Salmonella, con relación a la concentración de CF (Tabla 6) reveló que concentraciones del orden de 10^3 CF/100 ml permitieron el hallazgo de esta bacteria en el 66,67 % de los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

casos. A partir de concentraciones del orden de 10^4, la frecuencia de aislamiento fue del 100 %, lo que está de acuerdo con lo hallado por otros autores en aguas naturales muy contaminadas. Más adelante se ampliará este aspecto de la discusión.

INVESTIGACION SOBRE SALMONELLA Y INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL Y OTRAS VARIABLES EN EL MUELLE DEPORTIVO DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA.

En vista de los resultados obtenidos en años anteriores, en los que la presencia de Salmonella está fuertemente correlacionada con los elevados índices de contaminación fecal que se detectan tanto en la propia zona de baños de la Playa de Alcaravaneras como en el interior del Muelle Deportivo debido, como se pudo establecer, a la existencia de los efluentes de aguas residuales sin depurar E1 y E2 que vierten en la zona, se diseñó una estrategia de muestreo de un año de duración, 1985, con objeto de detectar la presencia de Salmonella y comparar su presencia o ausencia con los niveles de parámetros indicadores (CT, CF y EF) y la salinidad del agua de mar. Al mismo tiempo se aislaron una serie de cepas de Salmonella, con objeto de establecer los serotipos que se aislan en estas aguas contaminadas y estudiar la respuesta a los antibióticos de las diferentes cepas que finalmente se coleccionaron.

Con ello, este trabajo experimental adquiere una dimen-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

sión ecológica, al utilizarse Salmonella como marcador de contaminación y al mismo tiempo, una dimensión epidemiológica, dado el interés del conocimiento de los serotipos y la respuesta a los antibióticos de tan importante Género bacteriano en nuestra región. Un reciente trabajo de MONZON-MORENO et al., 1988 (116), corrobora esta afirmación.

Como antecedente a este trabajo, MONZON-MORENO en 1984 (114) y MONZON-MORENO et al. en 1985 (115) realizaron estudios de las salmonelas que se detectaban en las aguas residuales de la propia ciudad, por lo que uno de nuestro objetivos fue el establecer una comparación con los resultados obtenidos directamente de las aguas residuales partiendo de la idea de que las aguas residuales al verterse a los sistemas acuáticos naturales :ríos, lagos y océanos constituyen una fuente importante de aporte de Salmonella en tales sistemas. Numerosas referencias bibliográficas, ya enumeradas en el aparatado de Revisión y Antecedentes dan buena cuenta de ello.

Además de la detección y el establecimiento de los serotipos de Salmonella y sus serogrupos correspondientes, se cuantificaron los parámetros de contaminación fecal: Coliformes Totales, Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales. Al mismo tiempo se realizó el estudio del indice CF/EF y se determinó la salinidad de muchas de las muestras.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

La Tabla 7 constituye el cuadro general de los resultados obtenidos en este experimento.

Se tomaron un total de 23 muestras a partir del mes de Enero de 1985 hasta el 10 de Diciembre del mismo año, con una frecuencia media aproximadamente quincenal.

Del total de muestras, 16 (69,57%) resultaron positivas para Salmonella y 7 (30,43 %) resultaron negativas. De estas 7 muestras negativas, dos de ellas se descartaron de algunos de los cálculos de resultados al comprobarse defectos en la composición del medio de enriquecimiento.

Se observa que el enriquecimiento de Salmonella mediante el caldo RV permite el aislamiento de cepas de diferentes serotipos en una misma muestra, lo que es interesante destacar. Ello se resume de la siguiente manera:

Nº de muestras Salmonella (+)	Nº de serotipos/muestra
1	5
2	4
1	3
8	2
4	1
Total 16 (69.57 %)	

El aislamiento de más de un serotipo por muestra ha sido destacado también por otros autores como CALZON-SILLA et al., 1983 (32), quienes obtienen hasta 4 serotipos diferentes en 3

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

muestras de aguas residuales. ISERN et al., 1987 (88), en aguas de playa de Barcelona, encuentran que el 37,8 % de las muestras presentan más de 1 serotipo y DE MIGUEL et al., 1985 (47), obtienen en dos experiencias diferentes que en un caso el 8,6% de las muestras contenían más de 1 serotipo y en otro caso el 39,2 % de las muestras contenían más de 1 serotipo.

En la Tabla 8 se pueden ver los resultados para los serotipos y serogrupos que se obtuvieron. Del total de 127 cepas de Salmonella estudiadas se determinaron 16 serotipos diferentes siendo los más abundantes S. infantis (23 cepas, 18,11%), S. newport (16 cepas, 12,60%), S. goldcoast (16 cepas, 12,60%), S. urbana (15 cepas, 11,81%), S. paratyphi B (13 cepas, 10,24%), S. enteritidis (11 cepas, 8,66%), S. anatum (10 cepas, 7,87%) y S. agona (9 cepas, 7.09%). Los demás serotipos, y la frecuencia de su aislamiento pueden observarse en la Tabla 8. Además se aislaron dos cepas de Salmonella autoaglutinable, lo que completa el total de las 127 cepas estudiadas.

Se observa así, que el serotipo S. infantis es el que más veces se aisló entre todas las cepas estudiadas. A continuación se exponen una serie de referencias en las que éste serotipo figura entre los más frecuentemente aislados a partir de aguas de mar, aguas de río y aguas residuales.

En aguas residuales urbanas tambien se encuentran algunas referencias en las que S. infantis es el serotipo

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

predominante o bien se encuentra entre los más abundantes. De esta manera, VASSILIADIS et al. en 1978 (191) aislan en este orden de abundancia los siguientes serotipos: S. senftemberg (21,19%), S. tenessee (13,25 %) y S. infantis (9,27%).

En aguas costeras marinas, BOCCIA et al., 1978 (19) encuentran S. infantis como el serotipo más aislado.

En la Albúfera valenciana y en las aguas residuales que vierten en esta laguna, ALCAIDE y GARAY en 1981 (6) encontraron el serotipo S. infantis como el más frecuente junto con el serotipo Salmonella II 4,12: f,g:-.

En aguas de río Mür (Alemania), contaminadas por vertidos fecales, MÖSE et al., 1982 (126), tambien encuentran el serotipo S. infantis como el más abundante, con una frecuencia del 1Ø % , seguido de S. agona (8 %) y S. typhimurium (9 %).

Tambien en aguas residuales urbanas, PUMAROLA en 1984 (151) encuentra S. infantis como el serotipo más frecuente.

En un trabajo posterior al ya referido, ALCAIDE et al. en 1984 (7), en aguas de baja salinidad de la Albúfera de Valencia, encuentran un predominio de éste serotipo (24,8 %), seguido de: S. agona (16,6 %), S. anatum (1Ø,5 %), S. typhimurium (8,7 %) y S. enteritidis (3,3 %).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Igualmente, NAVARRO et al. en 1985 (130) encuentran el serotipo S. infantis, el segundo más frecuentemente hallado, en aguas residuales de la ciudad de Zaragoza con una frecuencia del 22,86 %, después de S. ohio (24, 29 %).

En aguas del río Cornwallis (Canadá), MENON en 1985, encuentra que los serotipos de Salmonella aislados se corresponden estrechamente con los detectados en efluentes de plantas depuradoras de aguas residuales municipales y de industrias de procesado de alimentos. En ambos orígenes, S. infantis es el serotipo predominante.

En el trabajo de ISERN et al. publicado en 1987 (88) es tambien S. infantis el serotipo más aislado en aguas de mar de playas de Barcelona. De 69 cepas serotipadas el 38.3 % corresponden a este serotipo, seguido de S. panama (17,6%) y S. mendoza (8,8 %).

Se ha visto, según lo que precede, que éste serotipo mayoritario en el litoral contaminado, otros autores lo han hallado como cepas más frecuente o de las más frecuentemente aisladas a partir del ambiente.

Es interesante constatar además que el serotipo S. infantis es también uno de los más aislados en España, durante 1984 y 1985, a partir de cepas de origen clínico según publica el Centro Nacional de Microbiología, Virología e

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Inmunología Sanitarias (CNMVIS) de Majadahonda, en su Boletín Microbiológico Semanal (B.M.S.) (20, 21, 22 y 23). En muestras de las llamadas "ambientales" o de origen no clínico también sucede lo mismo. El origen de estas cepas "no humanas" es a partir de alimentos (pollo, mahonesa, carnes, hortalizas, etc.) y aguas (fluviales, marinas y residuales), y el de las cepas "clínicas" a partir de brotes diarréicos o de casos esporádicos, en los que no se especifica su origen diarréico.

En las Tablas 9 y 10 se detallan los serotipos más frecuentemente aislados durante 1984 y 1985, en cepas que han sido enviadas y serotipadas por aquella institución, la cual constituye el Centro Nacional de Referencia para las bacterias del Género Salmonella.

Se observa que hay dos serotipos: S. enteritidis y S. typhimurium que se aislan mayoritariamente a partir de muestras de origen humano y ambientales ocupando los dos primeros lugares en orden a su frecuencia de aislamiento y a mucha distancia de los que le siguen. Salvo en un caso, en el que figura en cuarto lugar (Tabla 10, columna CE), el serotipo S. infantis se encuentra el tercero más frecuente después de los dos ya señalados. Tambien se puede observar que precisamente en cuanto a las cepas de origen no humano (NH) el número de cepas y, por tanto, los porcentajes entre los dos primeros serotipos y S. infantis no es tan superior que

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cuando se trata de cepas de origen humano (BD y CE).

En las Tablas 9 y 10 se han expresado tambien otros serotipos que han sido estudiados en el CNMVISM y que tambien han sido aislados en el presente trabajo. Si se compara con la Tabla 8, en la que se refieren los serotipos hallados por nosotros, se puede deducir que al menos una parte importante o significativa de los serotipos de Salmonella aislados a partir de muestras clínicas, de alimentos y aguas residuales, se aislan tambien a partir de aguas de sistemas naturales, en nuestro caso el litoral marino, contaminadas por los vertidos de aguas residuales urbanas.

Más recientemente, en la ciudad española de Palma de Mallorca, REINA et al. en 1988 han publicado un estudio sobre 950 cepas de Salmonella procedentes de coprocultivos de pacientes afectados de gastroenteritis aguda durante 1983-1986 (156). Nuevamente el serotipo S. infantis aparece entre los más frecuentemente aislados, con una frecuencia del 9,6%, después de S. enteritidis (64,8%) y de S. typhimurium (20,5%). Es decir, que la presencia de S. infantis en muestras de origen humano en los alrededores del año 1985 y también como serotipo mayoritario en muestras ambientales, se confirma una vez más.

Esta distribución de la frecuencia por serotipos observada en los datos anteriores para el conjunto de nuestro país se produce también en Gran Canaria. Treinta y seis

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cepas de origen humano estudiadas por MONZON-MORENO et al., 1988 (166), aisladas durante 1985, se distribuyeron en 8 serovariedades, entre las que predominaron S. enteritidis y S. infantis.

Este mismo autor realizó durante el año 1984 un estudio serológico de 334 cepas aisladas a partir de las aguas residuales de Las Palmas de Gran Canaria (114), clasificándolas por serogrupos. En la Tabla 11 se realiza una comparación con los serogrupos aislados por nosotros en el litoral marino de la misma ciudad un año más tarde y se puede observar que el 81,10% de las cepas de origen marino se agrupan en los mismos serogrupos que el 92,51% de las cepas aisladas de las aguas residuales, lo que constituye un elevado nivel de coincidencia, que contribuye a confirmar la idea de que un alto porcentaje de las salmonelas aisladas en el medio ambiente son de origen humano. Los serogrupos más frecuentes en ambos tipos de aguas fueron: B, C_1, C_2, D_1 y E_1.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Sensibilidad y resistencia a los antibióticos.
Algunas referencias sobre resistencia a antibióticos de cepas ambientales de Salmonella y Coliformes.

De las 127 cepas sometidas a antibiograma (Tabla 12), 124 cepas mostraron sensibilidad o sensibildad moderada a los seis antibióticos probados. Tres cepas, pertenecientes al serotipo S.paratyphi B mostraron resistencia a algunos de

los antibióticos: Dos cepas de S. paratyphi B (1,57 %) fueron resistentes a ampicilina, cloranfenicol, Tetraciclina, estreptomicina y gentamicina , mientras que una cepa de S. paratyphi B (Ø,79 %) mostró resistencia solamente a la Tetraciclina (Tabla 13).

En total, solamente el 2,36 % de las cepas sometidas a antibiograma mostraron resistencia a antibióticos. Este porcentaje es bajo, si se compara con algunas referencias obtenidas en la bibliografía. Aunque los antibióticos a los que estas cepas presentan resistencia, se encuentran tambien citados en las mismas.

La referencia más próxima a nuestros resultados es la de CHUG y KADRI, 1985 (44), quienes a partir de agua de mar y de almejas criadas en zonas contaminadas marinas de Kuwait, obtuvieron de 24 cepas de Salmonella, dos cepas (8, 57%) resistentes a ampicilina, cloranfenicol, tetraciclina y estreptomicina.

Tambien en aguas de mar, de playas de Barcelona, ISERN et al., 1987 (88) obtuvieron un 2Ø % de cepas de Salmonella resistentes a antibióticos, siendo la tetraciclina y el cloranfenicol a los que un mayor número de cepas presentaron resistencia.

En aguas de río, RANGNEKAR et al., 1985 (152) obtuvieron

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

cepas de S. paratyphi A resistentes a ampicilina, cloranfenicol, tetraciclina y estreptomicina.

Otros autores encuentran resistencia a antibióticos en Escherichia coli y otros coliformes aislados en aguas naturales. Los enumeramos a continuación bajo la idea de la posible transferencia de resistencia entre coliformes y Salmonella, cuando coexisten en aguas naturales.

De esta manera, en aguas y sedimentos costeros de la ciudad de Kuwait, KADRI y SALEM, 1985 (95) encuentran coliformes resistentes a cloranfenicol, ampicilina y estreptomicina.

STELZER y ZIEGERT, 1985 (171), en aguas de río aislan cepas de coliformes resistentes a antibióticos, según las siguientes proporciones: 2,1 % de cepas resistentes a tetraciclina, 0,3 % al cloranfenicol, 7,5 % al trimethoprim, 12,7 % a la ampicilina y 0,5 % a la gentamicina.

Finalmente, también en aguas de río, AL-JEBOURI y AL-MESHHADAHI, 1985 (2), obtienen una serie de cepas de E. coli de las que el 40 % fueron resistentes a antibióticos.

Relacion entre Salmonella y la concentración de CF, CT y EF. Relación entre Salmonella, indicadores y salinidad.

En la Tabla 14 se detalla la frecuencia de aislamiento

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de Salmonella (%), deducida a partir del número total de muestras y del número de muestras positivas y negativas, para cada orden de magnitud de las concentraciónes de los tres parámetros indicadores (CT, CF y EF).

Asimismo, se detalla el número de muestras en las que se obtuvieron los diferentes órdenes de magnitud (columna segunda) en las concentraciones de indicadores de contaminación fecal.

Obsérvese, en primer lugar, que para los Coliformes Totales (CT) las concentraciones halladas oscilaron entre $4,60 \times 10^{4}$ y $5,48 \times 10^{8}$ y que se encontró un mayor número de muestras con rango de 10^{6} y 10^{7} CT/ 100 ml. Se observa también que la frecuencia de aislamiento de Salmonella (%) disminuye a medida que disminuye la concentración de CT. En los Resultados existe una aparente distorsión, al obtenerse 0,00 % de frecuencia para la concentración de 10^{5} y del 50,00 % para la de 10^{4}, pero esto se debe al bajo número de muestras para cada nivel de concentración y a que es precisamente en estos rangos en los que, al descender el nivel de contaminación, la probabilidad de encontrarse Salmonella en las muestras, es más aleatoria que con altas concentraciones.

En cuanto a la frecuencia de aislamiento de Salmonella en relación con las concentraciones de Coliformes Fecales (CF), en primer lugar se observa que las más altas son de 10^{6} /100 ml, dos órdenes de magnitud más bajas que las máximas

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

para los CT. En este caso, el rango osciló entre $1.15x10^{3}$ y $9,20x10^{6}$. Para concentraciones de 10^{5} y 10^{6} CF/100 ml, todas las muestras resultaron positivas para Salmonella, es decir, con una frecuencia del 100 % en el hallazgo de Salmonella y además se encuentra un mayor número de muestras (7) con 10^{5} y 10^{6} CF/ 100 ml. En este caso tambien se observa que la frecuencia de aislamiento de Salmonella disminuye con la concentración de Coliformes Fecales. Se observa asimismo una distorsión respecto a las frecuencias de aislamiento de Salmonella para los órdenes de magnitud de 10^{4} y de 10^{5}, siendo mayor en el primer caso que en el segundo, lo cual atribuímos al bajo número de muestras para cada uno de ellos y a que en estas concentraciones la probabilidad de aparición de Salmonella es más aleatoria.

Con valores de 10^{3} CF/100 ml, se encontró una frecuencia de aislamiento de Salmonella del 33%, lo cual está dentro de los valores que otros autores han encontrado para aguas de mar contaminadas por vertidos urbanos y que será discutido a continuación.

Respecto a los Estreptococos Fecales se han obtenido resultados similares. De nuevo se encuentra que las concentraciones máximas han disminuido respecto a los CT, situándose en el orden de magnitud de 10^{5} EF/100 ml. El rango en este caso oscila entre $3,20x10^{3}$ y $5,64x10^{5}$. La frecuencia de hallazgo de Salmonella tambien disminuye con la concentración de 10^{3} EF. Valores de 10^{3} EF/ 100 ml permiten aislamientos de

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Salmonella con una frecuencia del 50 % y muestras con 10^5 EF/100 ml resultaron todas positivas para Salmonella (frecuencia del 100%).

A continuación se enumeran una serie de referencias bibliográficas en las que se discuten aspectos relativos a las relaciones o proporciones entre la frecuencia de hallazgo de Salmonella en muestras de aguas naturales y las concentraciones de los indicadores de contaminación fecal. Veremos que casi todos los autores citados, encuentran que la presencia de Salmonella está ligada a la de los indicadores, de forma que a medida que sus concentraciones aumentan, aumenta la probabilidad de aislamiento de Salmonella.

En primer lugar, GELDREICH et al. (70), establecen a partir de 1968, que la densidad o concentración de Salmonella, así como el número de serotipos presentes en las aguas residuales y naturales contaminadas, varía con la intensidad de infecciones en la comunidad. En ellas, la relacion Salmonella/ CF varía en un amplio rango, pero se puede estimar que cuando la densidad de coliformes fecales es menor de 1.000 CF/100 ml, la probabilidad de aislar Salmonella es baja, es decir, y según como lo expresan los propios autores: "la probabilidad de encontrar solamente un pequeño número de salmonellas es alta".

Por su parte GRUNNET et al., 1970 (83), en aguas marinas contaminadas, encontraron una relación lineal entre la

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

presencia de Escherichia coli, medidos por la técnica del NMP, y Salmonella de forma que concentraciones menores a 1.000 EC/100 ml producen una probabilidad menor al 30% de aislamiento de Salmonella, mientras que muestras con 10^5 EC/100 ml producen una probabilidad del 100 % de aparición de Salmonella. En el presente trabajo hemos encontrado resultados similares.

En un trabajo posterior, GELDREICH (64), establece y desarrolla la idea de la necesidad de investigar la correlación entre la densidad de Salmonella y coliformes fecales en aguas contaminadas. Los datos por él revisados demostraban que en aguas estuarinas conteniendo concentraciones menores o iguales a 200 CF/100 ml , la presencia de Salmonella puede variar entre 6.5 % al 31 % . Con densidades de 1.000 CF/100 ml o mayores, la frecuencia de Salmonella al menos se dobla (es decir puede alcanzar valores entre el 12 % y el 62 %), lo que concuerda con nuestros resultados. La frecuencia de aislamiento de Salmonella, en aguas de estuario fuertemente contaminadas, oscilaban en un rango entre 44 % a 72 % según había sido reportado con anterioridad por diversos autores (27, 62, 82 y 167), siendo además algo más baja que en aguas de río, en las que la detección de Salmonella se aproximó al 100%.

GOYAL et al, en 1977 (75), encuentran que en muestras de agua de mar y de sedimentos, se aisla Salmonella cuando la concentración de CF es mayor que 2.000/100 ml. Obtienen, sin

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

embargo, dos muestras, con 2.200 y 17.000 CF/100 ml respectivamente, en las que no consiguen aislarlas. En nuestro trabajo, también se encontraron muestras con 4.600 y 11.000 CF/100 ml que resultaron negativas para Salmonella.

Se puede ver que esta cifra de 1.000 CF/100 ml, como concentracion en la que la frecuencia de aislamiento de Salmonella en aguas de superficie contaminadas es significativa, ha sido obtenida por otros autores. BOCCIA et al. (19) tambien encuentra, en agua de mar de la bahía de Nápoles, que Salmonella sólo aparece en aquellas muestras con más de 1.000 CF/ 100 ml. Igualmente MENON, 1985 (115) encuentra que el aislamiento de Salmonella en aguas de río guarda estrecha correlación con la presencia de CF, de forma que por lo general, las salmonellas sólo se detectaron cuando los niveles de CF se situaban por encima de los 2.000 CF/ 100 ml, aunque en dos muestras con 220 y 230 CF/100 ml consiguió el aislamiento de Salmonella. También nosotros lo realizamos en muestras con 460 CF/100 ml.

Por su parte, MORIÑIGO et al., 1985 (123), encuentran en aguas de río con valores de 100 CF/100 ml que la probabilidad de hallazgo de Salmonella es del 10 % . Con valores de 1.000 CF/100 ml, la probabilidad de hallazgo de Salmonella asciende al 25% y, finalmente, con valores de 10^5 CF/100 ml la probabilidad de presencia de Salmonella se acerca al 100 %. Estos datos también concuerdan con los hallados por nosotros.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

En un trabajo propio, O'SHANAHAN et al., 1985 (139), realizado en playas de la Isla de Gran Canaria y en efluentes que influyen sobre estas playas encontramos que el aislamiento de Salmonella se produce por lo general cuando las cifras de CF ascienden a valores de 1.000 CF/100 ml, con una probabilidad entre el 20 y el 30%, aunque playas con niveles entre 100 y 1.000 CF/100 ml mostraron la presencia de Salmonella con una probabilidad entre el 7 y el 20% . Por otra parte, en una zona del litoral muy contaminado por aguas residuales, la estación MD del Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, con valores medios de $1,59 \times 10^3$ CF/ 100 ml se obtuvo el aislamiento de Salmonella en el 81 % de las muestras. Finalmente en aguas residuales del efluente de la Playa de La Garita , con un valor superior a 24.000 CF/100 ml, el aislamiento de Salmonella se produjo en el 100 % de las muestras.

Más recientemente, ISERN et al. en 1987 (88), en agua de mar de playas de Barcelona, encuentran tambien una relación directa entre los aislamientos de Salmonella y los coliformes y estreptococos fecales. Aunque en muestras por debajo de 1000 CF/ 100 ml aislan Salmonella (7,7%), la frecuencia aumenta considerablemente, a valores del 24,6%, por encima de los 10^5 CF/1000 ml. Con valores de 10^5 CF/100 ml esta frecuencia aumenta a valores del 83,3%. También estos resultados son altamente parecidos a los obtenidos en este trabajo.

Sin contradecir la relación lineal que suelen encontrar

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

la mayoría de los autores entre los CF y Salmonella, algunos como PETERSON et al. en 1984 (145), afirman que Salmonella y otros patógenos pueden ser aislados tanto de zonas con alto contenido en coliformes fecales, como de baja concentración de tales indicadores. También FAIR y MORRISON (52) muchos años antes consiguieron aislar Salmonella en aguas de río con un contenido bajísimo en coliformes. Lo que sí está claro, según todo lo que se ha visto hasta ahora, y parece lógico, es que la probabilidad de encontrar Salmonella aumenta a medida que la concentración de CF aumenta, lo que es lo mismo decir, a medida que aumenta el nivel de contaminación fecal en las aguas naturales.

En el trabajo experimental que da base a esta Memoria, encontramos que las muestras negativas para Salmonella produjeron una media geométrica de $9,58 \times 10^{3}$, mientras que las muestras positivas para Salmonella produjeron una media de $6,41 \times 10^{5}$. A pesar de estos valores medios se ve, no obstante, que algunas muestras con concentraciones de 10^{3} CF/100 ml resultaron positivas para Salmonella (Tablas 6 y 13).

Algunos aspectos relativos al índice CF/EF.

En las Tablas 7, 14 y 15, se puede observar que, en general, existe un predominio de muestras en las que la concentración de CT es superior a las de los CF y la de los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

CF superior a los EF. En la Tabla 7 se observa este hecho muestra por muestra, y en la Tabla 15 se ha expresado en forma de las Medias Geométricas (MG), distinguiéndose entre muestras con aislamientos positivos para Salmonella y muestras negativas para Salmonella.

Precisamente, en las 16 muestras Salmonella (+), siempre las concentraciones de CT son superiores a las de CF y las de estos a las de EF. Obsérvese que para los días de muestreo en los que se detectó Salmonella, se constató que el efluente E-2, el más próximo al punto de toma de muestras, se encontraba vertiendo aguas fecales al mar (expresado con una "A" en la columna de Observaciones, Tabla 7), lo que para nosotros es lo mismo que decir que la contaminación producida por el vertido era "reciente" en el tiempo.

Este hecho se refleja en tres aspectos (Tablas 7 y 15):

1º) Las concentraciones de indicadores CT, CF y EF resultaron más altas en las muestras Salmonella (+) que en las muestras Salmonella (-).

2º) Los índices CF/EF son tambien más altos en la muestras Salmonella (+) que en las muestras Salmonella (-).

3º) La salinidad media de las muestras Salmonella (+) es inferior a la de las muestras Salmonella (-).

Sin embargo, por otra parte, en 5 de las muestras negativas para el aislamiento de Salmonella (muestras nº 11, 12, 15, 16 y 17; Tabla 7), el vertido E-2 no estaba emitiendo aguas residuales, es decir, estaba cerrado por obras en la

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

zona de Alcaravaneras -Muelle Deportivo ("C", en la columna de observaciones, Tabla 7). Otras dos muestras Salmonella (-) (Nº 10 y 18) se han omitido de algunos cálculos y consideraciones por haberse detectado defectos en el caldo Rappaport.

Esta circunstancia se ha reflejado en los siguientes aspectos:

1º) En tales dias, las concentraciones de CT y CF descendieron notablemente: Las Medias Geométricas bajaron en dos órdenes de magnitud con respecto a las muestras Salmonella (+), de 10^{7} a 10^{5} para los CT y de 10^{5} a 10^{3} para los CF. Sin embargo, para los EF el descenso sólo fué en un orden de magnitud: de 10^{4} a 10^{3} (Tabla 15).

2º) Además, en dos de éstas muestras Salmonella (-), los CF descendieron incluso por debajo de los EF.

3º) La salinidad media de las muestras se encuentra dentro del rango de la del agua de mar en Canarias (107).

Todo ello se refleja, consecuentemente en los índices CF/EF, los cuales descendieron de una MG= 11,22 para las muestras (+) a una MG=1,07 para las muestras (-).

Esto se interpreta dentro del concepto establecido por varios autores de que los EF son más resistentes al medio marino que los CF (25, 26, 36, 71, 104 y 147).

En la Tabla 16 se ha representado la distribución del aislamiento de los diferentes serotipos de Salmonella en el

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Muelle Deportivo durante 1985. El serotipo que más se repartió a lo largo del año fue S. newport, que se aisló en seis meses diferentes. Le siguen S. infantis y S. enteritidis, que se aislaron en tres meses.

ESTUDIOS PREVIOS EN EL LITORAL DE TELDE.

PLAYA DE LA GARITA Y VERTIDO DE LA PUNTA DE LA MARETA.

En un próximo apartado se discutirá el estudio realizado durante un ciclo anual natural (año 1985), que constituye uno de los dos experimentos principales en que se basa este trabajo, de tres playas del litoral de Telde (Gran Canaria). Pero previamente y como antecedente, se comenta en este apartado un estudio anterior, O'SHANAHAN, et al., 1985 (139), realizado durante 1982 y 1983, en el que se hicieron tomas de muestras, tanto en la zona de baños de la playa de La Garita como en el vertido situado en la Punta de La Mareta, a unos 350-400 m de la zona de baños hacia el NE. (Figura 3). La intención de ese estudio fue comprobar los niveles de contaminación de la playa, poniendo a punto al mismo tiempo, las técnicas de aislamiento de Salmonella tanto en aguas fecales como en aguas de mar contaminadas. Para el aislamiento de Salmonella se utilizó el caldo de enriquecimiento de Vassiliadis-Rappaport (citas de Vassiliadis y Alcaide) y el resto de la metodología ya expuesta en el apartado de Material y Métodos y para los Coliformes Fecales se empleó la técnica de los tubos multiples y numeración por el Número

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Más Probable (NMP) (11, 128 y 160).

Los Resultados indicaron que la Playa sufría los efectos del vertido situado en la Punta de La Mareta y que los niveles alcanzados por los parámetros indicadores superaban los límites establecidos por las diferentes Normas que aplicamos en este trabajo.

En la Tabla 17 se expresan los resultados obtenidos en las aguas residuales que vierten al mar en la zona indicada. Las concentraciones de Coliformes Fecales son muy elevadas y corresponden a análisis efectuados utilizando cuatro series de tres tubos observándose que, salvo en un caso en que se detectaron 11.000 CF/ 100 ml, en el resto se midieron ≥ 24.000 CF/ 100 ml, es decir que todos los tubos empleados fueron positivos y que de haber empleado una serie más, al menos, se habrían detectado concentraciones mayores, como corresponde a unas aguas residuales sin depurar.

No es sorprendente, pues, que todas las muestras, salvo una, dieran resultados positivos para Salmonella. Los resultados sugieren que Salmonella está siempre presente en estas aguas residuales de origen doméstico y que de ellas se vierten al medio marino. Se observa además que Salmonella se manifiesta en más de un serotipo en algunas de las muestras.

En la Tabla 18 se han enumerado los diferentes serotipos que se aislaron en ese muestreo. Se observó un notable

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

predominio del serotipo S. montevideo (72,76%), seguido de los serotipos S. infantis (13,79 %) y S. enteritidis (6,89 %). Otros serotipos figuran tambien en la Tabla 18. Al igual que en el Muelle Deportivo (St.AMD), durante 1985, como se expone en otro apartado de esta Memoria, el serotipo S. infantis aparece entre los más frecuentes (Ver Tabla 4).

Por otra parte, el serotipo S. montevideo fue el más frecuente, al igual que lo fue en la estación St. AMD en el período de estudio de 1982-1983.

En la Tabla 19 se expresan los resultados durante el mismo período de 1982-1983 en la playa de La Garita. En la Tabla 2Ø se expresan los datos ordenados de forma creciente, para la aplicación del modelo log-normal (Figura 5, Cuadro 12), y los resultados correspondientes (valores hallados, desviación típica, intervalos de confianza, etc.). Los valores discretos de Coliformes Fecales son muy altos durante la mayoría de los días de muestreo, indicando el alto nivel de contaminación fecal que sufre esta playa. Todos los límites que establecen las Normas de Calidad Microbiológica para los Coliformes Fecales han sido superados muy ampliamente, por lo que la calidad global de la playa en ese período de estudio resultó No Satisfactoria. La aplicación del Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste dio como resultado que el conjunto de datos experimentales se ajustó a una función log-normal (Cuadro 12).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Se hace la observación, no obstante que el muestreo no se realiza de forma regular, como se ha hecho en experimentos posteriores, pero dan idea de ese alto nivel de contaminación.

Por otra parte, estos altos valores de contaminación fecal son coincidentes con vientos de dirección Norte, lo que sugiere que la contaminación de esta playa se debe principalmente al vertido situado al NE de la misma. Este vertido, corresponde a gran parte del casco urbano de Telde y a la hora de redactar este trabajo ha sido desviado casi totalmente hacia la Central Depuradora de Telde, situada en la zona de la Hoya del Pozo (Figura 3).

Sin embargo, la deteccción de Salmonella, en la playa de La Garita no guarda relación con la concentración de Coliformes Fecales. De 10 muestras en las que se estudió la presencia de Salmonella, sólo en dos se aisló Salmonella y en días en que precisamente la concentración de Coliformes Fecales no era de las más altas. En uno de los casos, en la muestra correspondiente al día 06.07.82, se llegó a detectar el mismo serotipo de Salmonella, S. enteritidis, en las aguas del vertido y en las aguas de la playa próxima.

El bajo número de muestras no permite profundizar en más conclusiones que la constatación del hecho, que sirve de antecedente al estudio posterior que se discute a continua-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ción.

ESTUDIO DE UN AÑO EN TRES PLAYAS DEL LITORAL DEL MUNICIPIO DE TELDE (GRAN CANARIA).

Consideraciones generales.

Durante 1985 se realizó un estudio más completo, abarcando tres de las playas de baño socialmente más importantes del litoral de Telde: La Garita, El Hombre y Salinetas.

Como metodologías se utilizaron el método de análisis bacteriológico de las Membranas Filtrantes (MF) y, además, el Método de la Probabilidad Logarítmico-Normal (log-normal), para experimentar, entre otros objetivos, este método de análisis estadístico de datos bacteriológicos de playas de baño, el cual ha sido propugnado por la Organización Mundial de la Salud y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (OMS/PNUMA).

El método ha sido experimentado por autores españoles (33, 73 y 128) y discutido en un Ejercicio de Intercalibración de Métodos, organizado por la OMS y el PNUMA, y realizado en Barcelona, en el Departamento de Ingeniería Sanitaria de la Escuela Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos , al que el autor de esta Memoria tuvo ocasión de asistir (133).

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Con la utilización de ámbos Métodos, el bacteriológico y el estadístico, se propone facilitar la tarea del laboratorio de análisis, ya que se ha demostrado que el método de las MF es más rápido y más económico (53) y además la de interpretación estadística de un cúmulo de datos bacteriológicos que, mes tras mes, son obtenidos para la Red de Vigilancia de Playas que se realiza en todo el estado español y en el resto de los países europeos.

Un objetivo muy importante en la dimensión biológica: ecológica y sanitaria, de este estudio fue, además, establecer las relaciones de concentración entre los tres parámetros indicadores más habitualmente utilizados, sobre todo en lo concerniente a la relación ó índice Coliformes Fecales/Estreptococos Fecales (CF/EF), parámetro que contribuye a determinar la evolución, en el espacio y en el tiempo, de los efectos de los vertidos de aguas residuales en el medio marino (25, 26, 65 y 113).

Una de las ideas de partida es el hecho de que muchos autores han establecido que los EF resisten más que los CF a las condiciones adversas que el ambiente marino ofrece a los microbios vertidos a través de las aguas residuales (25, 26, 36, 71, 104 y 147).

Otra de las ideas de partida es que, precisamente por la razón que se acaba de apuntar, ciertas playas que se clasifi-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

can como aptas para el baño, cuando se mide su nivel de contaminación fecal a través de los Coliformes, habrían de ser clasificadas como No Aptas si se midieran además los EF, de lo cual la Bibliografía especializada muestra ejemplos (35, 87 y 179).

A lo largo de 1985, se realizó la toma de muestras en las tres playas de La Garita, El Hombre y Salinetas, por los procedimientos ya explicados en el apartado correspondiente.

La elección de estas tres playas para el experimento se debió a que entre las dos primeras y a ambos extremos, se encuentran una serie de vertidos de aguas residuales urbanas que las contaminan durante todo el año y se quería comprobar el alcance de éste foco contaminante hacia el Sur, donde se encuentran situadas las playas de Melenara y Salinetas. Dada la proximidad de ambas playas, casi contiguas, se eligió esta última como límite Sur de la zona balnearia, teniendo en cuenta que sobre la misma ejercen predominatemente su influencia los vientos de componente Norte (alisios) a lo largo de gran parte del año.

Se tomaron un total de 26 muestras en cada una de las tres playas, lo que corresponde a una frecuencia media de quince días.

En la Figura 3 se detallan los puntos de toma de muestra y los puntos de vertido de aguas residuales, de los que se

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

constató la existencia de cinco puntos de desague situados entre la punta de La Mareta, al NE de la Playa de La Garita y la Punta Comisaria, al SE de la Playa del Hombre.

En las Tabla 21, 25 y 29 se expresan los resultados de los tres parámetros indicadores: Coliformes Totales, Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales, obtenidos para las playas de El Hombre, La Garita y Salinetas, respectivamente, en las fechas que se consignan en la primera columna de cada una de ellas. Tambien se han expresado los valores respectivos para cada muestra del índice Coliformes Fecales/ Estreptococos Fecales o índice CF/EF.

Siguiendo con el protocolo de ordenación de datos, expuesto en el apartado de Material y Métodos, en las Tablas 22 a 32 (excluyendo las Tablas 25 y 29) se expresan los datos de las concentraciones de cada uno de los tres parámetros para cada una de los tres puntos de muestreo, ordenados en orden de magnitud, para la aplicación del modelo estadístico de la probabilidad log-normal. Al mismo tiempo se han expresado los valores de las frecuencias acumuladas F(x) que le corresponde a cada una de las concentraciones halladas. Además se expresa en cada Tabla los valores de los percentiles hallados según el cálculo estadístico , necesarios para compararlos con las Normas Internacionales aplicables en cada caso y para la obtención de la desviación típica, s, y los intervalos de confianza del 95 % de la media y del conjunto

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de concentraciones de los distintos parámetros bacteriológicos que constituyen la muestra, en cada caso. A cada Tabla de resultados le corresponde un Cuadro que refleja la aplicación de los programas informáticos a los datos, tal y como son impresos desde el ordenador. Tales programas son: Estimación de la Calidad Microbiológica del Agua, por C. FERREIROS y Test de Kolmogorov-Smirnov de Bondad de Ajuste, del paquete de programas SPSS/PC. Todos y cada uno de los conjuntos de datos bacteriológicos sometidos a la prueba de Kolmogorov-Smirnov se ajustaron al 95% al modelo de probabilidad log-normal.

Finalmente, en las Figuras 6 a 14 se pueden observar las rectas que se ajustan a los puntos que se obtuvieron al enfrentar cada concentración microbiana con su frecuencia acumulada correspondiente, como consecuencia de la aplicación del modelo log-normal en cada caso. De estas gráficas se obtuvieron algunos de los percentiles, XX95, XX84 y XX80, no calculados por el programa informático aplicado, que sólo proporciona los percentiles XX50 y XX90.

Playa de El Hombre.

En la Tabla 21 se expresan los datos de los tres parámetros bacteriológicos medidos en cada fecha de toma de muestra y la correspondiente relación CF/EF de cada muestra.

En la Tabla 22 se expresan los resultados de Coliformes

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Totales, adecuadamente ordenados, según se explicó en el apartado correspondiente.

En la Figura 6 se puede observar la recta ajustada para los coliformes totales hallados en esta estación de muestreo.

Los percentiles hallados para los coliformes totales se ven tambien en la Tabla 22. Se observa que los límites Imperativo y Guía de las Normas CEE han sido ampliamente superados al igual que el límite indicado en las Normas de California. Por tanto, en cada caso la Estación de muestreo playa de El Hombre incumple las Normas establecidas para los Coliformes Totales.

Por otra parte, la desviación típica S= 1.19 indica que en cuanto a la variabilidad de la calidad durante el período de estudio se trata de una estación Constante, según CASTELLON y RIBAS (33) o Normal o Típica, según MUJERIEGO et al. (128). Es decir, que se puede interpretar por tanto que, siguiendo el criterio de los CT esta playa presenta unos índices de contaminación muy elevados y que esta contaminación es constante en dicha playa.

En la Tabla 23 se expresan los datos correspondientes a los Coliformes Fecales en esta estación de Playa de El Hombre así como los percentiles correspondientes, la desviación típica y la comparación de los valores hallados con las

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Normas OMS/PNUMA, Normas MOPU y Normas de la CEE.

Al igual que para los Coliformes Totales, en el caso de los Coliformes Fecales , se vuelven a incumplir todas y cada una de las normas que se establecen por esos organismos para la calidad de las aguas de mar usadas para el baño. El valor de la desviación típica hallada a través de los coliformes fecales s= 1,69, vuelve a indicar que se trata de una playa de variabilidad Normal y de Calidad Microbiológica No Satisfactoria (Tabla 23 y Figura 7).

Los resultados obtenidos para los Estreptococos Fecales en Playa de El Hombre, se pueden observar en la Tabla 24 y en la Figura 8. En este caso solamente se aplican las Normas de Calidad Microbiológica de la CEE, ya que es la única que contempla a los estreptococos fecales y solamente en lo que concierne a los Límites Guía.

Como se puede ver, el percentil EF9Ø es amplísimamente superado, en más de 1Ø veces, lo que confirma el estado de fuerte contaminación que sufre esta playa y , además según la desviación típica obtenida (s=1,48), se puede clasificar como una playa de contaminación Constante (33) y Normal (128) y No Satisfactoria para el baño.

Se debe tener en cuenta que la Playa de El Hombre sufre la contaminación debida a los vertidos que se señalan en la Figura 3 y que uno de estos vertidos corresponde al efluente

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de la Central Depuradora situada en la Hoya del Pozo, la cual vierte además del efluente del sistema de depuración los lodos activados que dicha Central no somete a tratamiento posterior.

Playa de La Garita.

En la Tabla 25 figuran los datos correspondientes a la Playa de La Garita, por orden cronológico. En general, los percentiles obtenidos para los tres parámetros estudiados son inferiores a los obtenidos para la Playa de El Hombre (Cuadro 22), por lo que se puede afirmar que en términos generales los efectos de la contaminación fecal en esta playa son algo inferiores a los encontrados en la de El Hombre. No obstante, como se verá a continuación, las Normas de Calidad Microbiológica que hemos aplicado, son en casi todos los casos ampliamente superadas.

En la Tabla 26 se encuentran los datos de coliformes totales ordenados adecuadamente para la aplicación del método estadístico de la probabilidad log-normal, los resultados obtenidos o valores hallados y la comparación con las Normas de Calidad. En la Figura 9 se representa la recta de regresión que se obtuvo en este caso. En todos los casos estas Normas se incumplen. La desviación típica, s= 1,63 indica que se trata de una estación de muestreo en la que la variabilidad o constancia de la contaminación es Normal según los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

criterios establecidos (33 y 128).

En la Tabla 27 y Figura 10, se encuentran los datos y resultados obtenidos para los coliformes fecales. En general, tambien para este parámetro se incumplen las Normas de Calidad Microbiológica, salvo en el caso del límite CF50 de las Normas MOPU. Se puede observar que este límite es más tolerante que en la Normas de OMS/PNUMA , para las que el percentil CF50 hallado experimentalmente es superior. Este es uno de los datos que nos indican que la Playa de La Garita sufre una contaminación menos fuerte que la de Playa de El Hombre. Tambien en este caso la desviación típica (s=2,24) indica que se trata de una playa de variabilidad de contaminación fecal Normal, para ambos criterios (33 y 128).

Finalmente, en la Tabla 28 y Figura 11 se han expresado los datos y resultados para los estreptococos fecales en la Playa de La Garita. El límite Guía de las Normas CEE es ampliamente superado, por lo que tambien para los estreptococos fecales se incumplen las Normas en esta playa. El valor de la desviación típica S= 1,26 permite clasificar esta playa como de variabilidad Constante, según el criterio de CASTELLON y RIBAS (33) y Normal o Típica, según el de MUJERIEGO et al. (128).

Playa de Salinetas.

Los resultados en la Playa de Salinetas ofrecen una

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

particularidad destacable, que es preciso comentar detalladamente, al mismo tiempo que se hace una discusión general del conjunto de las tres playas. Según se puede observar en la Tabla 30, los valores experimentales hallados a partir de la Figura 12 se encuentran para los coliformes totales por debajo de los límites indicados en las Normas, por lo que esta playa, en lo referente a los coliformes totales se halla en condiciones Satisfactorias.

Igualmente, al observar la Tabla 31 y Figura 13, los coliformes fecales hallados experimentalmente a lo largo del año de estudio ofrecen unos valores estadísticos que permiten clasificar la playa como de Satisfactoria para el baño. Ninguno de los límites son superados y por tanto se cumplen todas las Normas, con un amplio margen.

Sin embargo, al observar la Tabla 33, donde se expresan conjunta y cronologicamente los valores de los tres parámetros bacteriológicos y el índice CF/EF, se ve que los estreptococos fecales se presentan frecuentemente superiores a los coliformes fecales y, en menor medida, a los coliformes totales. Esta particularidad se refleja en los valores parciales del índice CF/EF, que salvo en dos casos, son inferiores a la unidad, indicando por tanto mayor concentración de estreptococos fecales que de coliformes fecales.

La media aritmética del índice CF/EF fue de $\underline{x}$= 0,49.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Algunos aspectos sobre el índice CF/EF y los estreptococos fecales.

Como contraste a lo obtenido en la playa de Salinetas, en la playa de La Garita, de 22 índices CF/EF calculados, 12 son inferiores a la unidad, habiéndose obtenido una media aritmética de $\underline{x}$ = 2,22 que, como se ve, es superior a la obtenida en la playa anterior.

De la misma manera, en la Playa de El Hombre, los valores del indice CF/EF son casi siempre superiores a la unidad, indicando una mayor concentración de CF que de EF. De esta manera, de 23 índices CF/EF calculados, solamente 5 son inferiores a la unidad. La media aritmética obtenida fue x = 3,52.

Nótese que en las tres playas, las cifras de estreptococos fecales hallados experimentalmente, superan los límites de calidad establecidos para este parámetro (Tablas 24, 28 y 32 respectivamente).

De esta forma, la concentracion media (obtenida de la función log-normal, es decir XX50 o percentil-50) de estreptococos fecales es superior a la de coliformes totales y de coliformes fecales en la playa de Salinetas. Ello ha motivado que, según se observa en la Tabla 32, el límite guía de las Normas CEE fijado en EF90= 100 EF/100 ml es ampliamente superado, pues se obtuvo un valor experimental de EF90=

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

1.131 EF/ 100 ml, es decir 11,31 veces superior al límite, mientras que los límites para CT y CF no se superan.

Dado que las condiciones que imponen el cumplimiento de las Normas CEE, es que se han de cumplir todas y cada una de ellas (128), el resultado globalizado indica que la Playa de Salinetas resultó NO SATISFACTORIA para el baño durante el período anual de 1985, a pesar de cumplirse los límites de las Normas para los coliformes.

El estudio de los estreptococos fecales conjuntamente con los parámetros coliformes totales y fecales se ha revelado en este caso fundamental para el establecimiento de la calidad de la playa. Una de las recomendaciones establecidas por el VIII Congreso Nacional de Microbiología (Madrid, 1981) fue precisamente en el sentido de utilizar siempre los estreptococos fecales conjuntamente con los coliformes en la detección y cuantificación de la contaminación en las áreas de baño, máxime cuando a pesar de la relativa lejanía de una determinada playa de los puntos de vertido, la intuición o la experiencia del investigador induzcan a la sospecha de que los efectos de los vertidos se hagan sentir en la misma. Tambien MUJERIEGO hace énfasis en este sentido. En otra reunión de expertos de OMS/PNUMA (133), celebrada en Barcelona en 1983 se corroboró lo anteriormente indicado.

La conveniencia de establecer la concentración de los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

estreptococos fecales conjuntamente con la de los coliformes en la determinación de los niveles de contaminación fecal de las playas de baño viene también de hecho recogida en la Directiva 76/160/CEE del 8 de Diciembre de 1975 (10), que recomienda que se efectúen análisis de los tres parámetros CT, CF y EF.

A pesar de ello algunos autores, sin embargo, se muestran partidarios de suprimir la determinación de los coliformes totales pues en sus trabajos han demostrado una correlación altamente significativa entre los CT y los CF, con lo que se evitan gastos de material y tiempo de trabajo (35, 87 y 139. En este sentido, CINI en un trabajo de 1986 (35) demuestra que en la clasificación de la calidad de 144 playas , solamente 6 variaban en su calificación si no se tomaban en cuenta los CT.

Por otro lado, y siguiendo con los estreptococos fecales, algunos trabajos han demostrado que las variaciones de las concentraciones de los EF con respecto a los CF están en función de la distancia al vertido y del tiempo de exposición de los microorganismos al medio marino. BORREGO (25 y 26) y MAJORI (104) han encontrado que el índice CF/EF tiende a disminuir hacia la unidad e incluso se invierte a medida que aumenta la distancia al lugar de vertido, atribuyéndo esta circunstancia a la mayor capacidad de resistencia de los EF a las condiciones del medio marino con respecto a los coliformes, lo cual ha sido también descrito por otros autores (36,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

71 y 143).

Por esta razón, COHEN y SHUVAL (36) sugieren que los EF, al ser los organismos más resistentes al medio ambiente marino, entre los indicadores de contaminación fecal, son muy útiles en aquellas zonas que no se encuentran bajo la influencia directa de los efluentes de aguas residuales. En este sentido, BORREGO encuentra índices CF/EF menores o iguales a 0,7 en puntos situados a distancias superiores a los 300 metros del origen de la contaminación (26), lo que concuerda con lo hallado en el presente trabajo para la playa de Salinetas, en la que se halló un índice medio CF/EF= 0,49.

En el caso de este estudio, la playa de Salinetas (Figura 3) se haya a una distancia aproximada de 3,5 km hacia la dirección Sur de la zona de vertidos. La playa de La Garita se encuentra a solamente unos 350-400 metros del vertido de mayor caudal que la afecta y lo mismo ocurre en la playa de El Hombre, aunque también tiene vertidos que se encuentran a muy pocos metros de la zona de baños (Figura 3).

Puede verse en el Cuadro 22 que los índices de contaminación considerados como los distintos percentiles obtenidos para cada uno de los tres parámetros son sucesivamente crecientes en el mismo orden que acabamos de enumerar las tres playas. Y en las Tablas 21, 25 y 29 se puede observar que tanto los valores puntuales del índice CF/EF como, logi-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

camente, sus medias aritméticas disminuyen desde la playa de El Hombre a la de La Garita y a la de Salinetas, siendo en este caso casi todos los índices CF/EF inferiores a la unidad y por lo tanto su media aritmética.

Se puede concluir a partir de estas consideraciones que el índice CF/EF será tanto más alto cuánto más reciente, intensa y próxima sea la contaminación. Este mismo comportamiento se observó también en el experimento realizado en el Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, lo que se discute más ampliamente en otro lugar de esta Memoria.

En consecuencia, se ve claramente como la mayor distancia al foco de contaminación fecal, que en este caso implica mayor tiempo de exposición al medio marino, ha hecho decaer más rapidamente a los coliformes fecales que a los estreptococos fecales, pero que con la distancia (o tiempo de exposición al ambiente marino) los estreptococos tambien terminan por ir disminuyendo, como se ha visto en playa de Salinetas con respecto a La Garita y a El Hombre. Sin embargo, a pesar de ser inferiores a los de las otras playas estudiadas, las cifras de EF obtenidas son aún lo suficientemente altas para que se incumplan los límites de calidad bacteriológica según las Normas de la CEE, como se ha visto anteriormente, y por lo tanto sitúan a esta playa como de no satisfactoria para el baño, a pesar de que si sólo se tiene en cuenta las cifras de coliformes la playa de Salinetas habría de clasificarse como de Satisfactoria para el baño.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Esto también ha sido descrito por MAJORI et al. (104) en su trabajo ya señalado, realizado en aguas costeras del Mar Adriático influidas por efluentes de aguas residuales urbanas e industriales. Subrayan estos autores que la calificación higiénico-sanitaria cambia radicalmente si se consideran otros parámetros guía además de los coliformes fecales. En particular, la introducción de los valores de EF como elemento adicional de calificación de la calidad de las aguas de baño viene a constituir un parámetro mucho más restrictivo que eleva el "standard" de calidad de las aguas de baño.

La capacidad de supervivencia de los coliformes fecales y de los estreptococos fecales en el agua tambien ha sido estudiada por los autores a nivel experimental. RAO y BOOPATHY en 1985 (146) inocularon E. coli y S. faecalis en agua dulce esterilizada observando la tasa de desaparición de ambas especies, incubadas a diferentes temperaturas, juntas o por separado. Encontrando que ambas especies desaparecen de forma paralela a temperatura ambiente, pero a temperaturas más bajas, aún cuando ambas bacterias desaparecen mucho más lentamente, los estreptococos fecales sobreviven mucho más tiempo que los coliformes.

Por su parte, PETRILLI et al., 1979 (146) encuentran que en aguas de mar contaminadas por efluentres mixtos: domésticos e industriales, una considerable parte de la flora bacte-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

riana heterotrófica eran EF, mientras que la concentración de los coliformes totales y fecales era relativamente baja.

Es muy indicativa, por otra parte, de la situación de contaminación crónica que sufre este sector del litoral de Telde, la observación de la Tabla 33. En ella se han expresado los valores hallados para los EF en las tres playas y se puede ver que las concentraciones de EF en Salinetas se presentaron con mayor frecuencia (69,56 % de los casos) inferiores a las de las otras dos playas, más próximas a los vertidos contaminantes y por tanto, y según se deduce de estos datos, más influidas por los vertidos.

De la Tabla 33 también se puede deducir, a partir de los datos de la desviación típica de los valores de EF de las tres playas estudiadas (s_{ef}), que la concentración de este parámetro bacteriológico ha resultado más constante en las playas del Hombre y La Garita, que en la de Salinetas. Ello trae como consecuencia que, utilizando el criterio de variabilidad de las estaciones de toma de muestra de CASTELLON y RIBAS (33), las dos primeras, con desviaciones típicas s_{ef} =1,48 y s_{ef} =1,27, respectivamente, han presentado una variabilidad CONSTANTE, mientras que la tercera (playa de Salinetas) produjo una s_{ef} =2,Ø6, superior a las anteriores y que la sitúan dentro de una variabilidad NORMAL. Este otro aspecto corrobora la idea de que la mayor distancia de la playa de Salinetas al origen de los vertidos contaminantes, ha hecho que la contaminación sea más fluctuante y que ha

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

accedido hasta este punto en determinadas condiciones ambientales (influencia de los vientos alisios del Norte durante el verano), como más adelante se discutirá.

Es interesante resaltar que este "acceso" o "llegada" de la contaminación hasta esta playa, sólo se ha podido observar de forma significativa a través de los EF, puesto que las cifras de CT y CF son más bajas globalmente que las de EF. Ello se puede observar en la Tabla 29, en la que se ve claramente que en el período Marzo-Octubre (época en la que más se deja sentir el viento alisio en ésta zona de Gran Canaria), las concentraciones de EF son superiores a los CT y a los CF en el 87,50 % de las muestras. Ello vuelve a corroborar, nuevamente, en nuestra opinión, que los EF son más resistentes al medio marino que los coliformes y que por esta razón se pueden detectar a mayor distancia del foco de vertido, lo que , por otra parte, confirma su gran valor como indicadores de contaminación fecal en aguas naturales.

Sin embargo, en la playa del Hombre (Tabla 21), la más contaminada al tener los vertidos muy próximos, los EF son inferiores a los CT en el 100 % de las muestras, e inferiores a los CF en el 75 % de las muestras. Y en el caso de la playa de La Garita (Tabla 5), que está más alejada del vertido más importante que la afecta (situado en la Punta de La Mareta, a unos 350 metros del centro de la playa) se da lo siguiente: los EF son inferiores a los CT en el 95,65 % de las muestras,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

pero solamente son inferiores a los CF en el 43,48 %, o lo que es lo mismo decir, en un mayor número de muestras los EF son superiores en concentración a los CF. Ello se explica, en nuestra opinión, por la mayor distancia al foco contaminante, como se acaba de exponer.

Relación con la velocidad y frecuencia de los vientos.

Son escasos los autores que estudian en sus trabajos la relación existente entre los niveles de contaminación alcanzados en las estaciones de muestreo con la dirección y la velocidad de los vientos reinantes en la zona de estudio. Partiendo de la idea de que los vientos generan corrientes superficiales del agua de mar, y de que estas corrientes van a "arrastrar" a las aguas residuales vertidas, alejándolas o acercándolas a las estaciones de muestreo, ya que aquellas, por su menor densidad, tienen tendencia a "flotar" sobre el agua de mar, mucho más densa, y partiendo además de la idea de que el viento es también un factor que contribuye a la creación de turbulencias en el litoral somero, que influye en la resuspensión de los sedimentos en los que la concentración de bacterias es varios órdenes de magnitud superior a la del agua, se ha estudiado esta relación, según ya se expuso, para la Playa de Alcaravaneras y, además, como se va a ver ahora, en la zona del litoral de Telde.

Como antecedentes a este trabajo, IZQUIERDO y LUCENA (89) realizaron un trabajo en aguas del litoral de Badalona

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

(Cataluña), en el que incluyen el estudio de las corrientes generales marinas de la zona y su influencia sobre la dirección que toman las aguas residuales, afectando o no a los puntos de muestreo estudiados. También lo hacen con los vientos y concluyen que la mayor influencia sobre tales niveles de contaminación se debe a los vientos locales y no de las corrientes generales marinas.

GELDREICH (64) también menciona la influencia de los cambios de dirección de los vientos, las corrientes y las fluctuaciones de las mareas, sobre la contaminación del litoral marino, al igual que lo hacen GIL-ESTEVEZ et al. (73), MUJERIEGO (128) y GAMESON et al. (60).

Ya en el apartado anterior, se mencionó que la influencia de los vientos alisios, de componente Norte, era uno de los condicionantes de los niveles de EF alcanzados en la Playa de Salinetas, idea que se va a desarrollar a continuación.

De esta manera, se indicó que las máximas concentraciones de Estreptococos Fecales, se han detectado en la playa de Salinetas coincidiendo con la época de máxima frecuencia e intensidad de los vientos alisios. En la Figura 15 se da una idea general de como se comportan los vientos en esta zona de Gran Canaria. En ella se representa la Rosa de Vientos elaborada, por el Instituto Nacional de Meteorología, según datos

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ROSA DE VIENTOS

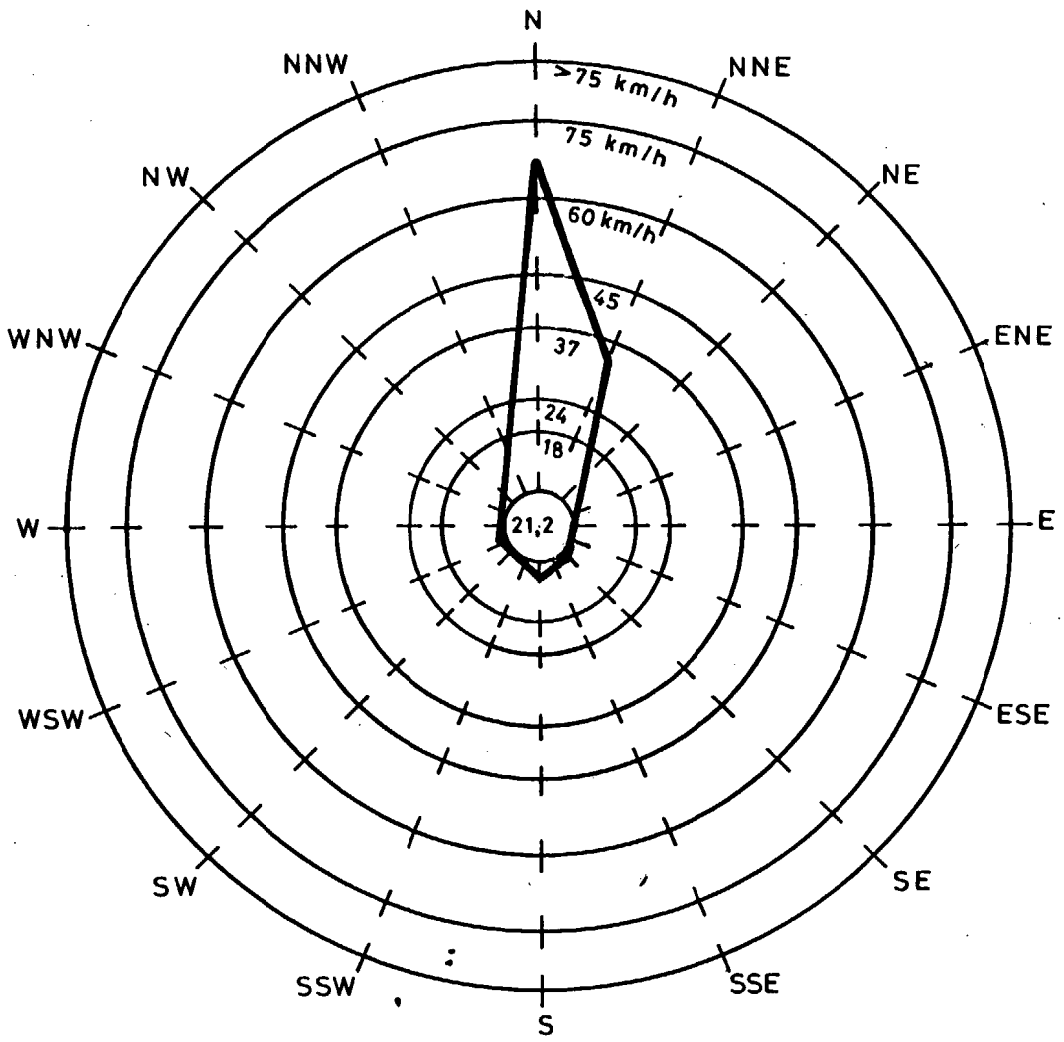


Figura 15.- Rosa de Vientos observados en el aeropuerto de Gran Canaria durante 1966-1975.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

del Observatorio del Aeropuerto de Gran Canaria, correspondientes a diez años: entre 1966 y 1975. Se puede comprobar que los vientos de componente NORTE, considerando incluidos en ellos las direcciones NNW (6,6%), N (42,3%), NNE (18,7%) y NE (3,2%), alcanzan una frecuencia total anual del 70,8 %. Por su parte, los de componente SUR, incluyendo las direcciones ESE (0,2 %), SE (0,2 %), SSE (0,4%), S (2,2%), SSW (0,7%), SW (0,4%) y WSW (0,2%) sólo alcanzan una frecuencia total anual del 4,3 % . Es importante tener en cuenta la situación de la playa de Salinetas, que se encuentra en dirección SUR con respecto a la zona de vertidos y que es perfectamente asumible el mismo régimen de vientos en la zona por nosotros estudiada, situada a sólo unos 10 kilómetros al Norte del Observatorio Meteorológico del aeropuerto de Gran Canaria, donde se midieron los vientos.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

En la Figura 16 se han representado las frecuencias medias mensuales de la dirección del viento (expresadas en %) (A) y de sus velocidades medias mensuales (km/h) a lo largo de un año natural (B). Los valores corresponden a datos de cuatro años seguidos de observaciones (entre Noviembre de 1974 y Octubre de 1978), realizadas en el Observatorio Meteorológico del Aeropuerto de Gran Canaria y elaborados por RUEDA y LLINAS (165).

En la Figura 16 A, se ha representado la evolución anual de las frecuencias medias mensuales de las direcciones N, NNE, NE y NNW y además la curva que integra las tres primeras

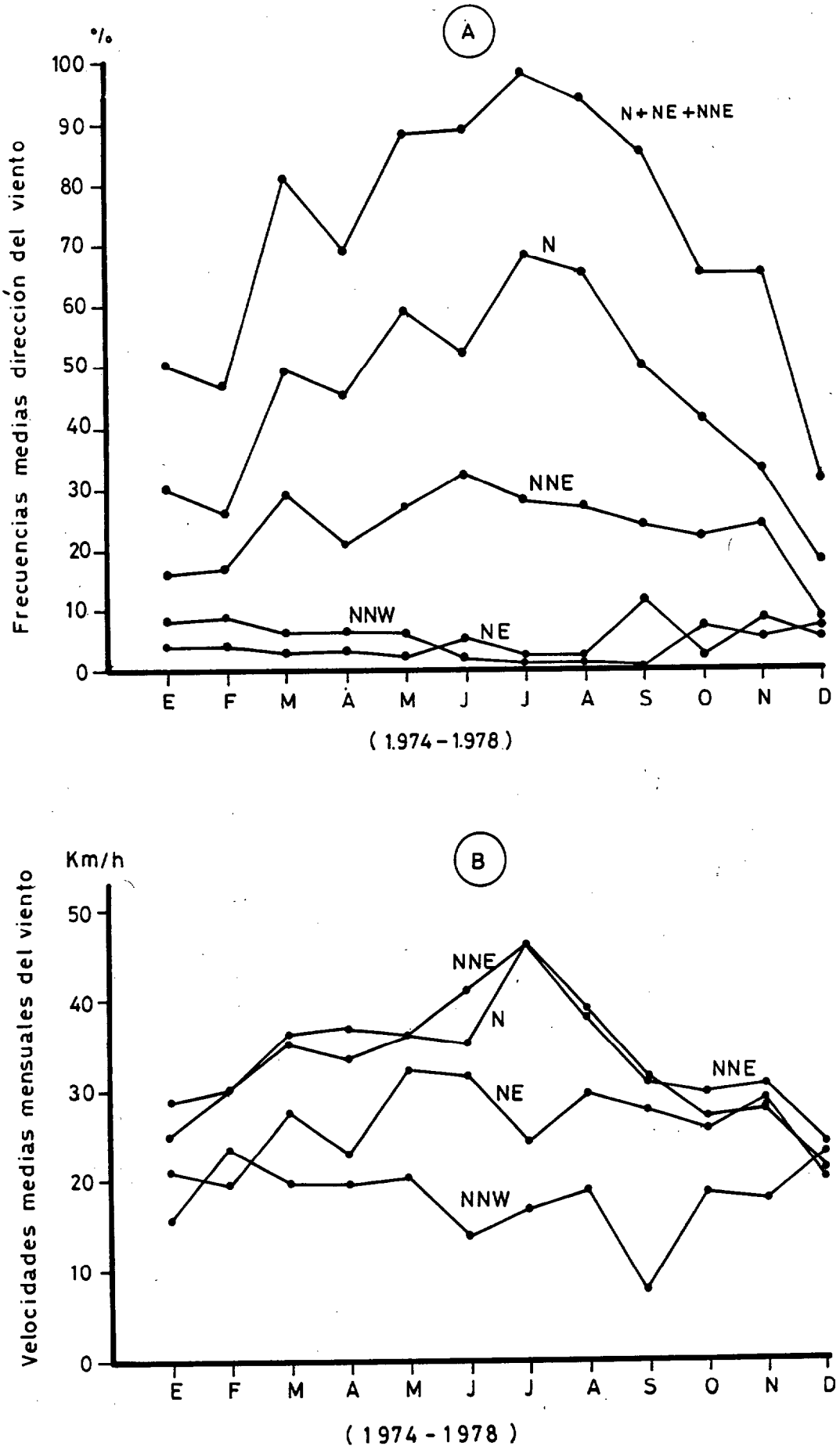


Figura 16.- Datos de vientos de componente N observados en el aeropuerto de Gran Canaria.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

direcciones indicadas, que son las más características de los vientos alisios.

Se observa que estas direciones del viento son las más frecuentes a lo largo del ciclo anual, siempre por encima de las demás direcciones (que no se han representado en la Figura 16). Igualmente, las velocidades medias mensuales de estas tres direcciones, son también las más altas a lo largo del año (Figura 16 B).

Pero, además, es muy interesante notar que el intervalo anual de mayores velocidad y frecuencia de vientos de componente Norte, se sitúa entre los meses de Marzo y Octubre, alcanzándose los máximos en Julio. Es decir, se puede ver como a partir de Marzo-Abril las gráficas comienzan a ascender, alcanzan sus máximos y a partir de Septiembre -Octubre, decaen hasta el final del año. Ello se observa muy claramente en la línea que integra las tres direcciones N, NNE y NE.

Finalmente, en la Figura 17 se ha representado lo mismo que en la Figura 16, pero con datos correspondientes al año 1985, el mismo en el que se realizó el estudio bacteriológico de las tres playas de Telde. Es notorio el paralelismo que existe entre ambas gráficas. Ello corrobora que los datos obtenidos en 1985 no corresponden exclusivamente a un comportamiento particular o parcial de un único año, sino que se trata de un comportamiento general y permanente del viento en

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

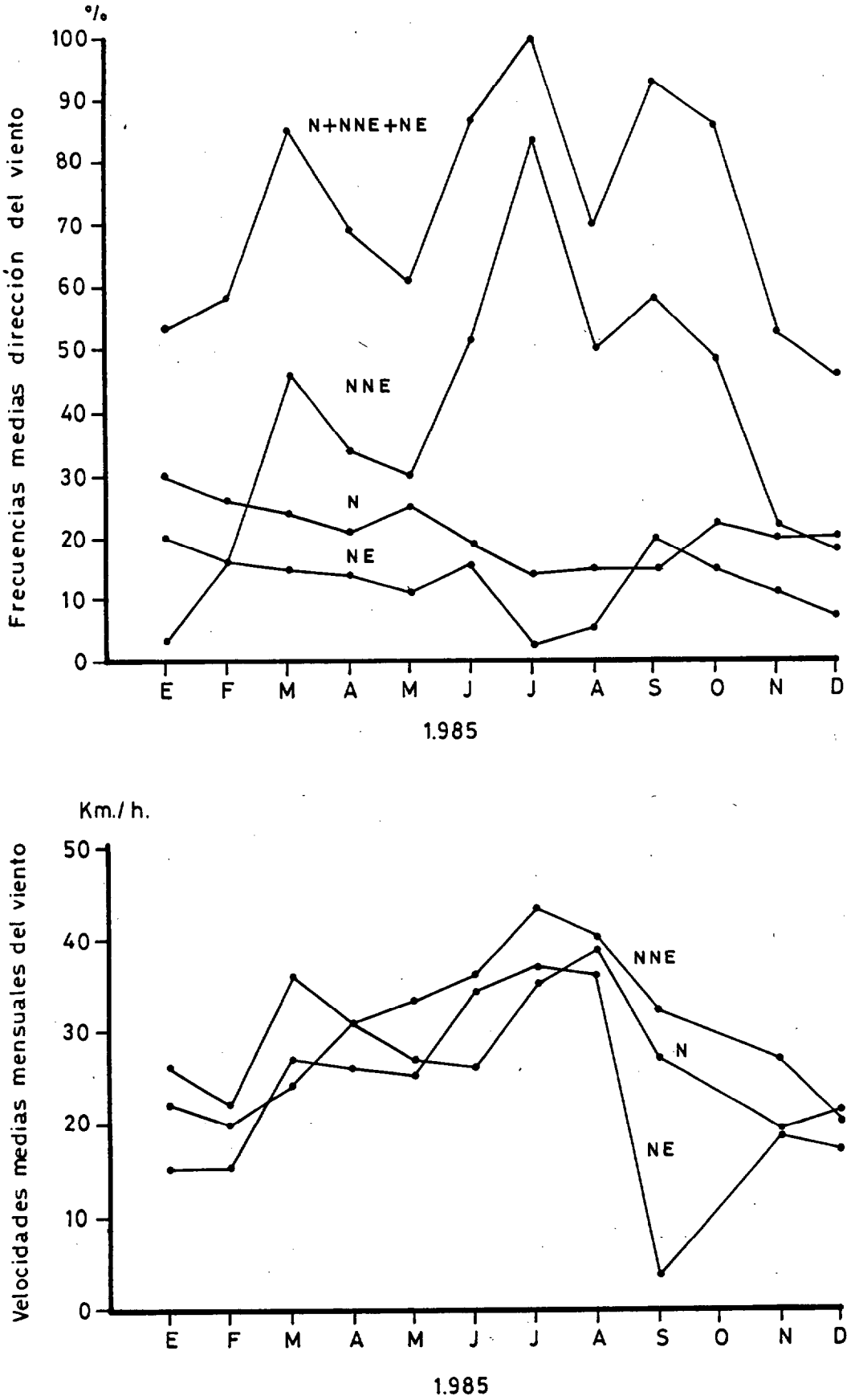


Figura 17.- Datos de vientos de componente N observados en el aeropuerto de Gran Canaria.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

la zona estudiada a lo largo del tiempo. Es decir, corresponde al régimen general de los vientos , conocidos secularmente en nuestro Archipiélago.

Todo lo que se acaba de exponer, contribuye a razonar una interpretación a los resultados obtenidos en la Playa de Salinetas. Ya se expuso anteriormente que las concentraciones más altas de EF en esta playa se obtuvieron precisamente en el intervalo del año comprendido entre Abril y Octubre y que en el resto del año, los valores son sensiblemente inferiores.

Como puede verse en la Figura 18, las concentraciones de EF se mantienen bajas, a lo largo del período Enero-Abril, comienzan su ascensión a partir de Marzo-Abril, se mantienen altas durante todo el verano y comienzan a decaer a partir de Octubre, alcanzando niveles muy bajos hasta el final del año.

En el caso de los CF, este comportamiento no se da. Sus valores aparecen fluctuantes a lo largo de todo el año e incluso inferiores en la mayoría de las muestras a los de EF, es decir, no se observa una época del ciclo anual con valores que se mantienen elevados y otra en las que permanecen bajos.

Este comportamiento de los EF en la playa de Salinetas tiene un notable paralelismo con lo observado para las frecuencias de las direcciones y de la velocidad del viento en la zona, que alcanza sus máximos exponentes en la misma época

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

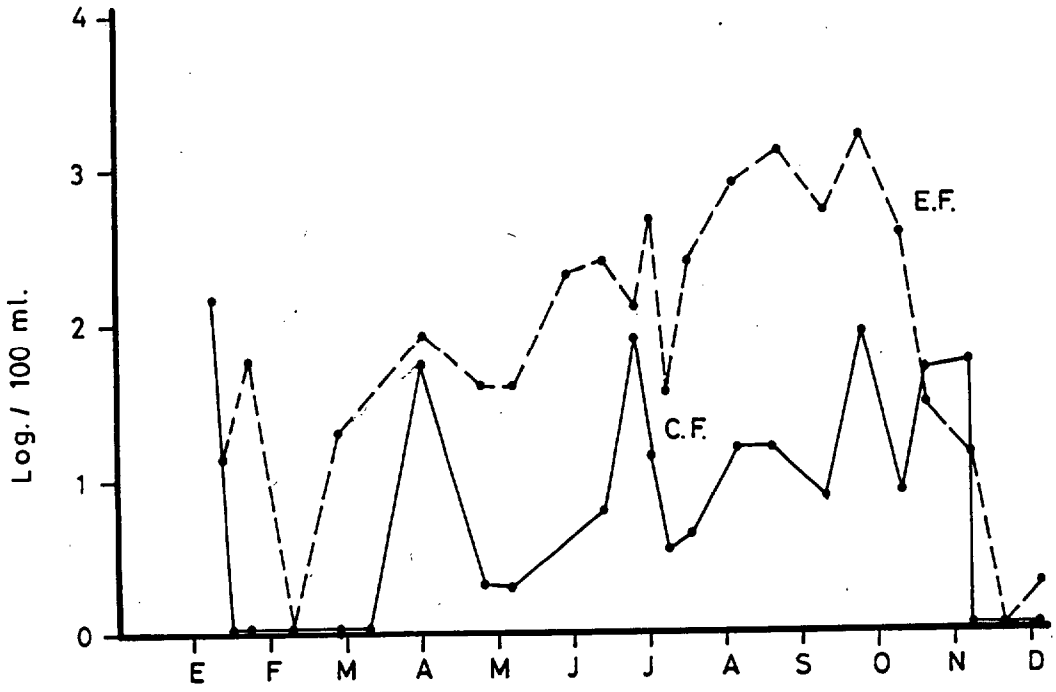


Figura 18. Evolucion de las concentraciones de Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales en la Playa de Salinetas durante 1985.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

del año.

En la playa de La Garita se puede notar también una cierta tendencia en los EF a un comportamiento similar a lo establecido en el párrafo anterior, aunque no tan acusado. En lo concerniente a los CF se observa, al igual que en el caso de la playa de Salinetas, grandes oscilaciones a lo largo de todo el año.

Con objeto de analizar lo que se acaba de exponer, se estudiaron las correlaciones existentes entre cada una de las dos variables del viento: frecuencia media mensual de los vientos de dirección N+NNE+NE y velocidad media mensual del viento NNE (dirección más frecuente entre todas las de componente N) las cuales han sido enfrentadas, por separado, con las concentraciones de cada parámetro bacteriológico medidas durante ese mismo mes del año, en cada una de las tres estaciones. Para ello se ha realizado el cálculo de la regresión exponencial, asumiendo para los factores del viento una variación lineal como variable independiente (Y) y para las concentraciones bacterianas, una variación logaritmica como variable dependiente (X), es decir, asumiendo la función $Y=A \cdot e^{BX}$.

Los resultados por cada parámetro y estación se muestran en los Cuadros 23 al 40.

Se encontró una alta correlación (r=0.73 y r=0,75) entre

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

los EF de playa de Salinetas y la frecuencia de vientos de componente N (N+NNE+NE) y la velocidad del viento de dirección más frecuente (NNE), respectivamente (Cuadros 27 y 28). Sin embargo, los coeficientes de correlación para los CF (Ø,13 y Ø,22) y para los CT (Ø,Ø13 y Ø,Ø9) son insignificantes (Cuadros 23 al 26).

En las playas de La Garita y del Hombre, se encuentran coeficientes de correlación igualmente bajísimos para los CT y CF. Sin embargo, las correlaciones encontradas para los EF en ambas playas, aunque dan coeficientes de correlación más bajos que en Salinetas, estos superan sus respectivos valores críticos (ver Cuadros 33, 34, 39 y 4Ø), es decir, alcanzan un cierto nivel de significación. En estas dos playas, también los puntos de muestreo están situados hacia el Sur de la zona del vertido que más les afecta, a una distancia aproximada de 35Ø-4ØØ metros, por lo que la constancia del viento Norte y la mayor persistencia de los EF en agua de mar, con respecto a los coliformes, explican estos niveles de correlación obtenidos.

En suma, a lo largo de todo el año se realizan vertidos constantemente, día a día, en la zona entre la Playa de La Garita y la del Hombre. Estos vertidos determinan permanentemente unos niveles de contaminación fecal muy elevados, por encima de los límites permitidos por las diferentes Normativas Internacionales de Calidad de Aguas de Recreo, en estas dos últimas playas, que están muy próximas a los

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

mismos, es decir, a sólo unos 400 metros aproximadamente (esta distancia es la que separa al punto de toma de muestra, que es el centro de la playa, del vertido más importante que la afecta).

Por otra parte, la Playa de Salinetas, situada más al Sur, a unos 3.500 metros de la zona de vertidos, solamente se ve bajo la influencia de los mismos en la época del año en que los vientos alisios, de componente Norte, soplan con la suficiente intensidad (velocidad) y frecuencia, capaces de "arrastrar" hasta esta playa los efectos de la contaminación. Hasta tal punto, que la distancia al foco de contaminación es suficiente para que en ella solamente se detecten en concentraciones significativas los EF que, como ha sido determinado por varios autores, son microorganismos más resistentes a las condiciones ambientales del medio marino que los CF y CT.

Esto es así de tal forma, que las concentraciones de CT y CF obtenidas experimentalmente han sido proporcionalmente inferiores a las de EF y no han superado los límites de calidad de aguas de baño, por lo que según tales parámetros, la playa de Salinetas tendría que ser considerada SATISFACTORIA, para el baño.

Sin embargo, las concentraciones de EF han llegado a alcanzar valores lo suficientemente elevados, como para que los límites de las Normas de la C.E.E. se incumplan, por lo

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

que según los EF, la playa de Salinetas habría de ser considerada NO SATISFACTORIA para el baño.

En este sentido, se descarta una posible influencia de que en esta playa de Salinetas aumenten los vertidos de aguas residuales durante la estación veraniega, debido al aumento de la población humana. En primer lugar, porque se trata de una urbanización pequeña y no existen vertidos, al menos observables y de entidad importante, en la zona. En segundo lugar, porque de producirse esta influencia debería producirse también un aumento significativo de las concentraciones de Coliformes Totales y Coliformes Fecales. Si así ocurriera, el índice CF/EF debería aumentar, al tratarse de una contaminación próxima, lo cual no ocurre. En la Tabla 29 se puede comprobar que las cifras de CT y CF no experimentan un aumento constante entre los meses de Marzo y Octubre, como sí ocurre con los EF. Por tanto, esa hipótesis puede ser descartada.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

C O N C L U S I O N E S

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

1.- Se ha constatado que el vertido de las aguas residuales realizado directamente en algunos lugares del litoral marino de Gran Canaria, produce un efecto de contaminación permanente en las proximidades de los puntos de descarga. En playas de baño próximas, dependiendo de su mayor o menor lejanía y de otros factores, el efecto del vertido puede ser variable u oscilante. Este ha sido el caso de la zona de la Playa de Alcaravaneras (Las Palmas de Gran Canaria) y de la Playa de La Garita y otras playas de Telde (Gran Canaria). Las aguas del Muelle Deportivo de Las Palmas de Gran Canaria, dentro del que se localizan dos vertidos de aguas residuales, presentaron durante el tiempo de experimentación, una contaminación crónica, con altos niveles de coliformes y estreptococos fecales y permanente presencia del patógeno Salmonella. Igualmente, las aguas residuales del vertido situado en la zona de La Garita también mostraron una presencia constante de Salmonella. El área de baños de ambas zonas, sufrió en numerosas ocasiones la contaminación derivada de estos focos de vertidos, llegándose a detectar en ellas altos niveles de coliformes, estreptococos y la presencia de Salmonella. Esto último tiene una repercusión epidemiológica evidente.

2.- El viento, como factor ambiental, ejerce una influencia muy importante sobre los niveles observables de contaminación fecal en una estación de muestreo fija, suficientemente alejada del foco de vertido y durante un período de muestreo convenientemente largo. Entendiendo el viento como una ener-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

gía exógena al agua de mar que al incidir de forma constante sobre su superficie genera corrientes de agua con dirección aproximada a la suya, que arrastran a la masa de aguas vertidas, de menor salinidad y densidad, alejándola o acercándola a los puntos de estudio, impidiendo o favoreciendo así que estos se contaminen.

Ello se ha podido constatar desde la perspectiva de la simple observación macroscópica, el análisis bacteriológico de las aguas y la comprobación por cálculo estadístico, en el que las variables: dirección del viento, velocidad del viento y niveles de contaminación fecal aparecen fuertemente correlacionadas.

La observación continúa de los vientos que inciden sobre una zona de estudio, teniendo en cuenta la posición relativa de las áreas de baño con respecto a los focos de vertido y la constancia de estos, permitiría aproximar una predicción de los niveles de contaminación fecal que podrían detectarse en un determinado momento.

3.- La prolongación del período de muestreo hasta una duración de 1 año, al menos, espaciando las tomas de muestra a intervalos de 15 días, se ha revelado como una estrategia de muestreo conveniente porque de esta forma se obtiene un número suficientemente elevado de muestras ("casos") a los que aplicar modelos estadísticos, en nuestro caso el de la probabilidad logarítmico-normal, lo cual permite:

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

a) Obtener un diagnóstico uniformizado de la calidad microbiológica de las estaciones de muestreo comparando los resultados con los límites establecidos por las Normas internacionales de calidad de agua del litoral.

b) Establecer la variabilidad de las estaciones de muestreo respecto de esta calidad bacteriológica (sea o no satisfactoria), deduciéndola de la desviación típica (s) del conjunto de datos.

c) Además de ello, el período de un ciclo anual completo permite tener datos obtenidos en todas las circunstancias de variación de otros factores ajenos a la contaminación en sí, pero que influyen sobre ella: cambios en los vientos, temperaturas del agua de mar, intensidad de insolación, posibles cambios en el caudal de los vertidos, distintas aportaciones microbianas a las aguas residuales,...Con ello, el diagnóstico obtenido a partir de datos de un año, resume en un valor todas esas posibles variaciones.

4.- Se ha podido corroborar que los Estreptococos Fecales, como parámetro indicador de contaminación fecal, son insustituibles. Debido a su mayor resistencia que los Coliformes Fecales al medio marino, permiten verificar si un punto de muestreo, una playa de baños por ejemplo,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

suficientemente alejado del foco de vertido, no cumple las Normas de calidad bacteriológica y , por tanto, no es satisfactoria para el baño, cuando los otros indicadores, los Coliformes Fecales, no han alcanzado los límites establecidos por las Normas y, por tanto, permitirían clasificar esa playa como de satisfactoria. Este ha sido el caso de la Playa de Salinetas.

5.- Una ventaja adicional de los EF es que permiten calcular el índice CF/EF. Los resultados obtenidos en este tabajo corroboran los de otros autores permitiendo concluir que a medida que la distancia a los vertidos es mayor, el índice CF/EF disminuye, que los valores muy elevados de coliformes y estreptococos fecales se corresponden con índices CF/EF relativamente altos y que cuando el efecto contaminante disminuye o cesa los que más persisten y, por tanto, tardan más tiempo en desaparecer son los EF.

6.- Por todo ello, en cualquier tipo de estudio de calidad microbiológica de aguas de recreo con fines sanitarios o ecológicos, siempre se deben analizar los EF y los CF. La determinación de los Coliformes Totales no es imprescindible, máxime si los análisis bacteriológicos se realizan a través del método de las Membranas Filtrantes.

7.- La utilización de Salmonella como parámetro cualitativo de contaminación fecal, proporciona a un estudio como el presente un doble caracter ecológico y epidemiológico,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

ambos conceptos absolutamente indesligables. Se ha establecido, corroborando los resultados de otros autores, que la presencia de Salmonella está estrecha y directamente asociada a la presencia de las otras bacterias indicadoras. La determinación de las concentraciones de estos indicadores permite "predecir" una probabilidad de hallazgo de Salmonella.

8.- Entre todos los serotipos de Salmonella aislados, el más frecuente ha sido S. infantis. De las 127 cepas serotipadas, 23 (18,11%) pertenecen a este serotipo. Se ha comprobado que muchos otros autores lo han aislado también más frecuentemente que otros serotipos, a partir de aguas de mar, de río y residuales. Al mismo tiempo, este serotipo es el tercero más aislado a partir de muestras clínicas y alimentarias en todo el territorio nacional. De ello se deduce que las variedades de Salmonella que se aislan del agua de mar de las ciudades costeras, son un reflejo de las que circulan por la población humana y por tanto de las aguas residuales que producen. Por otra parte, el hecho de encontrarse otros serotipos distintos, sugiere que además puede haber otro aporte diferente al de las aguas residuales.

9.- En general, las cepas de Salmonella aisladas en este trabajo han resultado sensibles a todos los antibióticos utilizados, con la excepción de tres cepas del serotipo S. paratyphi B: Una cepa mostró resistencia a un solo an-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

tibiótico (tetraciclina) y dos cepas fueron resistentes a cinco antibióticos: ampicilina, cloranfenicol, tetraciclina, estreptomicina y gentamicina.

10.- Salmonella se puede aislar del litoral marino a partir de aguas con una salinidad típica del agua de mar. Lo que es lo mismo que afirmar que Salmonella presenta, al igual que muchas otras bacterias de origen no marino, una determinada resistencia a la salinidad del agua de mar.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

B I B L I O G R A F I A

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

1.- ADAMS, A. P. and SPENDLOVE, J. C. (1970): Coliforms aerosols emitted by sewage treatment plants. Science, 129:1218-1220.

2.- AL-JEBOURI, M. M. and AL- MESHHADANI, N. S. (1985): A note on antibiotic-resistant E. coli in adult man, raw sewage and sewage polluted River Tigris in Mosul, Nineva. J. Appl. Bacteriol., 57, 513-518.

3.- ALADOS, J. C., GUTIERREZ, J.,ROMAN, J. y PECO, J. M. (1988): Caracteres de la gastroenteritis en niños durante la infancia. Resúmenes del III CONGRESO SEIMC , Granada, Mayo de 1988, pg. 122.

4.- ALCAIDE, E., AZNAR, R., AMARO, C. y GARAY, E. (1985): Plásmidos de resistencia a antibióticos en cepas ambientales de Salmonella. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M., Valencia. Comunicación 523.

5.- ALCAIDE, E., AZNAR, R., HUERTA, T. y GARAY. E. (1985): Cuantificación de Salmonella en aguas comparando diferentes procedimientos de aislamiento. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. Comunicación 524.

6.- ALCAIDE, E. y GARAY, E. (1981): Estudio sobre la recuperación de Salmonella a partir de aguas. VIII CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Madrid, p.261.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

7.- ALCAIDE, E., MARTINEZ, J. P. and GARAY, E. (1984): Comparative study on Salmonella isolation from sewage contaminated natural waters. J. Appl. Bacteriol., 56: 365-371.

8.- ALCAIDE, E., MARTINEZ, J.P., MARTINEZ-GERMES, P.& GARAY, E. (1982): Improved Salmonella recovery from moderate higly polluted waters. J. Appl. Bacteriol., 53: 143-146.

9.- ALMENAR, M. V., ARROYO, M. A., BLESA, M. C. Y PLAZAS, J. (1988): Gastroenteritis aguda por Salmonella spp. en Alicante durante el verano de 1987. III CONGRESO SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pp. 123. (Ø2-Ø9).

1Ø.- ANONIMO. (1976): Normas de calidad de las aguas de baño. Directiva de las Comunidades Europeas de 8 de Diciembre de 1975. J.O. des Communautes Europeénnes, 5 Fevrier 1976.

11.- APHA, AWWA, WPCF. 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (16a Edición). Whashington.

12.- AZNAR, R y ALCAIDE, E. (1987): Plásmidos R aislados de cepas ambientales de Salmonella. XI CONGRESO NACIONAL DE

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MICROBIOLOGIA. S.E.M. Gijón (Asturias). pp.770.

13.- AZNAR, R., ALCAIDE. E., AMARO, C. Y GARAY, E. (1987): Espectro de huéspedes y estabilidad de plásmidos R de cepas ambientales de Salmonella. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Gijón (Asturias). pp.762.

14.- BANKS, J. G. and BOARD, R. G. (1983) The incidence and level of contamination of British fresh sausages and ingredients with salmonellae. Hyg. Camb., 90: 213-223.

15.- BAUER, A. W., KIRBY, W. M. M., SHERRIS, J. C. and TURCK, M. (1966): Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disc method. Am. J. Clin. Pathol. 45 : 493-496.

16.- BAUSUM, H. T., SCHAUB, S., BATES, R., McKIM, H., SHUMACHER, P. and BROCKETT, B. (1983): Microbial aerosols from a field-source wastewater irrigation system. J. Water Pollut. Control Fed., 55 (1): 65-75.

17.- BERG, G. (1978): The indicator System. En: Indicator of viruses in water and food. (Ed. BERG, G.),Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann. Arbor, Michigan (USA). pp. 1-15.

18.- BERNARD, P. (1983): Etude comparative des methodes utilisees en enumeration bacterienne des eaux cotieres

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

de la Mediterranèe. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters.Editado por:WHO/UNEP,ICP/RCE 211(2) 1995I,pp. 27-38.

19.- BOCCIA, A., MONTANARO, D., ANNINO, J. and SCHIOPPA, F. (1978): Sulla correlazione tra salmonelle e coli fecali in acque marine costiere della cittá di Napoli. Iq. Mod., 71:639-646.

20.- BOLETIN MICROBIOLOGICO SEMANAL. (1985): Semana 19.

21.- BOLETIN MICROBIOLOGICO SEMANAL. (1986): Semana 24.

22.- BOLETIN MICROBIOLOGICO SEMANAL. (1987): Semana 4.

23.- BOLETIN MICROBIOLOGICO SEMANAL. (1987): Semana 19.

24.- BONDE, G. J. (1968): Studies on the dispersion and disappereance phenomena of enteric bacteria in the marine environment. Rev. Int. Oceanogr. Med., 9:17-43.

25.- BORREGO, J. J., ARRABAL, F., DE VICENTE, A., GOMEZ, L. R. and ROMERO, P. (1983): Study of microbial inactivation in the marine environment. J. Water Pollut. Control Fed., 55 (3): 297-301.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

26.- BORREGO, J. J., ARRABAL, F. and ROMERO, P. (1982): Study on the microbial pollution on a Malaga littoral area: II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. VIes. Journées Etud. Pollut. Cannes, CIES.

27.- BREZENSKY, F. T. (1971) : Estuary water quality and Salmonella. Proc.Natl. Spec. Conf. Disinfect. Am. Soc. Civ. Eng., New York, N.Y.

28.- BREZENSKY, F. T. and RUSSOMANO, R., 1969. The detection and use of salmonellae in studying polluted tidal estuaries. J. Pollut. Control Fed., 41: 725-737.

29.- BRISOU, J.-F. et DENIS, F. A. (1978): HYGIENE DE L'ENVIRONNEMENT MARITIME. Ed. Masson. Paris.218 pp.

30.- BUCHANAN, R. E. and GIBBONS, N. E. (1974): BERGEY'S MANUAL OF DETERMINATIVE BACTERIOLOGY. 8 th. Edition. The Williams and Wilkins company. Baltimore (USA), 1208 pp.

31.- BUTTIAUX , R. and LEURS, T. 1953. Survival of Salmonella in seawater. Bull. Acad. Nat. Med., 137: 457-460.

32.- CALZON-SILLA, C., ALTUNA-CUESTA, A, RODRIGUEZ-SEVILLA, E. y SANCHEZ-CLARES, J. (1983): Contribución al estudio del Género Salmonella en aguas residuales de la Región de Murcia. IX CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

S.E.M., Valladolid, 1 (2): 937-938.

33.- CASTELLON, C. y RIBAS, F. (1978): Aplicación a la cuenca del Río LLobregat de la mecanización de un método estadístico para la evaluación de la calidad microbiológica. IX CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M., Valladolid, 1 (2): 923-924.

34.- CAZORLA-MARTINEZ, M. y ARROYO-MERINO, J. A. (1981): Distribución de estirpes de Enterobacteriaceae. VIII CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Madrid. pp.258. (475).

35.- CINI, A., HUGUES, B., GRANIOU, D. et PLISSIER, M. (1986): Incidence de la non utilisation des numérations des coliformes totaux dans le classement sanitaire des eaux de bagnade en mer des Alpes-Maritimes. Sciences de l'eau, 5: 1-8.

36.- COHEN, J. and SHUVAL, H. I. (1973): Coliforms, faecal coliforms and faecal streptococci as indicators of water pollution. Water, Air, Soil Pollution, 2: 85-95.

37.- COLWELL, R. R. and SIZEMORE, R. K. (1973): Drug-resistant bacteria in the marine environment. Proc. 10th Ann. Conf. Marine Technology Society, pp.427-430.

38.- COMBARRO, M.P., LONGO, E., CONDE, Y. y LIÑARES, M.C.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

(1983): Detección y cuantificación de indicadores bacteriológicos de contaminación fecal en la Ría de Pontevedra. IX CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valladolid, 1 (2): 887-888.

39.- CONTRERAS-POZA, L. (1977): Estudios sanitarios en la costa guipuzcoana. Publicaciones de la Caja de Ahorros de San Sebastián, 174 pp.

40.- COOKE, M.D. (1976): Antibiotic resistance among coliforms and fecal coliforms bacteria isolated from sewage, seawater, and marine shelfish. Antimicrob. Agents Chemother., 9 : 879-884.

41.- CORNAX, R., MORIÑIGO, M. A., ARCOS DE TORRES, M. I. y BORREGO, J. J. (1987): Efectos de los agentes depuradores del medio marino sobre la supervivencia de especies de Salmonella. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Gijón (Asturias). pp.710.

42.- CRONHOLM. L. S. (1980): Potential health hazard from microbial aerosols in densely populated urban regions. Appl. Environ. Microbiol., 39 (1): 6-12.

43.- CROZIER, D. and WOODWARD, T. E. (1962): Activities of the commission on epidemiology survey. Mil. Med., 127:701-705.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

44.- CHUGH, T.D. and KADRI, M. H. (1985): Detection of R-plasmid in Salmonella isolated from clams and marine waters of Kuwait. Water, Air, Soil Pollut., 26 : 59-63.

45.- D'AOUST, J. Y. (1977): Effect of storage conditions on the performance of Bismuth Sulfite Agar. J. Clin. Microbiol. 5 (2): 122-124.

46.- DE LA ROSA, M. C., MOSSO, M. A. y DIAZ, F. (1983): Dinámica y distribución de la micropoblación de interés sanitario y ecológico del Río Guadarrama. IX CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valladolid, 1 (2): 883-884.

47.- DE MIGUEL, A., CABO, J. y MATEOS, M. L. (1985): Evaluación de dos técnicas de tratamiento de inóculo para el aislamiento de Salmonellas en aguas fuertemente polucionadas. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. España. (568).

48.- DE ZARRAGA, M. A., FERRER, I., MATA, S., MONTES, J., MARTIN, L. y ZAMARRON, A. (1988): Diarrea aguda infecciosa como causa de ingreso hospitalario. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pg. 121.

49.- DE ZARRAGA, M. A., MATA, S., FERRER, I., MARTIN, L.,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

MONTES, J. y ZAMARRON, A. (1988): Presentaciones atípicas de las enterocolitis producida por Salmonella enteritidis. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pg.124.

50.- EDEL, W. and KAMPELMACHER, E. H. (1973): Salmonella isolation in Nine European Laboratoires using a standardized technique. Bull. Org. Mond. Sante, 41: 297-306.

51.- EL-SHARKAWI, F., GAWAD, A., EL-ATTAR. L., NOFAL, L. and EL-RAHSKY, N. (1983): An evaluation of some differents methods for enumeration of faecal coliforms from waters (Most Probable Number and Membrane Filtration techniques). En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. WHO/UNEP, ICP/ RCE 21(2) 1995I, pp.17-26.

52.- FAIR, J.F. and MORRISON, S. M. (1967): Recovery of bacterial pathogens from high quality surface waters. Water Resources Research, 3: 799-803.

53.- FELIU MENDEZ, T., GRANE TERRADAS, S., and HERNANDEZ HIGUERA, A. (1983): A comparative study of the membrane filtration and Most Probable Number methods in the microbiological analysis of seawater. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. Editado por WHO/UNEP, ICP/RCE 211(2) 2392I, pp.60-75.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

54.- FERRARI, E. and BRIGHENTI, E. (1983): Sull'inquinamento microbiologico del diume Adige. Iq. Mod., 80 (3): 315-320.

55.- FERREIROS, C. and ANGULO, L. (1986): BASIC computer program for the evaluation and interpretation of microbiological data from coastal and shelfish growing waters. J. Microbiol. Methods, 4: 261-265.

56.- FERRER, M. D., DE SIMON, M y ISERN, A. M. (1987): Sensibilidad antibiótica de cepas de Salmonella aisladas en alimentos y aguas. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Gijón (Asturias). pp. 662.

57.- FRICKER, C. R. (1984): A comparison of methods for the isolation of Salmonellae from sewage sludge. Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B., 179: 170-178.

58.- FUKS, D. (1983): A contribution to the comparative study of analytical methods used for detection of major bacterial indicators of pollution caused by faecal sewage. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. Editado por WHO/UNEP, ICP/RCE 211(2), pp.90-93.

59.- FUSTER, C., RAYA, C. y PENACHO, M. A. (1988):

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Salmonelosis y shigelosis en la comarca de "El Bierzo". III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pg. 125.

60.- GAMESON, A. H. L. , MUNRO,D. and PIKE, E. B. (1970): Effects of certains parameters on bacterial pollution at a coastal site. In:Microbial Aspects of pollution. (Editado por SYKES, G. & SKINNER, F. A.), 289 pp.

61.- GARAY, E., MARTINEZ, J. P. and HERNANDEZ, E. (1978): Aislamiento e identificación de Salmonella en la Albufera de Valencia. Revista de Agroquímica y Tecnología de Alimentos, 18 : 119-124.

62.- GELDREICH, E. E. (1970): Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. Am. Water Works Assoc., 62 : 113-120.

63.- GELDREICH, E. E. (1972): Water-Borne Pathogens. En:Water Pollution Microbiology (Editado MITCHELL, R.). John Wiley & Sons, Inc. pp. 207-241. USA.

64.- GELDREICH, E. E. (1974-75): Microbial criteria concepts for coastal bathing waters. Ocean Management,(3) : 225-248.

65.- GELDREICH, E. E. (1976): Fecal coliforms and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. CRC Critical Reviews in

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Environmental Control., 349-371.

66.- GELDREICH, E. E. (1978): Bacterial populations and indicator concepts. En: Indicator of viruses in water and food. (Editado por G.BERG). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Michigan, USA. 424 pp.

67.- GELDREICH, E. E. (1981 a): Current status of Microbiological Water Quality Criteria. AMS News, 47 : 23-27.

68.- GELDREICH, E. E. (1981 b):Membrane filter techniques for total coliform population in water.En: Membrane Filtration Application, Techniques, and Problems. Editado por DUTKA, B. J. . Marcel Dekker, Inc. New York and Basel.,pp.41-73.

69.- GELDREICH, E. E. (1983): Microbiology of water. J.Water Pollut. Control Fed., 55:869-881.

70.- GELDREICH, E. E., BEST, L. C., KENNER, B.A. and VAN DONSEL, D.J. (1968): The bacteriological aspects of of stormwater pollution. J. Water Pollut. Control Fed., 40: 1861-1872.

71.- GELDREICH, E. E. and KENNER, B. A. (1969): Concepts of faecal streptococci in stream pollution. J. Water Poll.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Control Fed. 41: R336

72.- GERBA, C.P., GOYAL, S. M., SMITH, E.M., MELNICK, J. L. (1977): Distribution of viral and bacterial pathogens in a coastal canal community. Mar. Pol. Bull., 8:279-282.

73.- GIL ESTEVEZ, A., GIMENEZ MARTI, M J ., ROS, A., HIDALGO SANCHEZ, J. (1985): Estudio sobre la calidad de las aguas de baño en el litoral de la ciudad de Valencia durante los años 1983 y 1984. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA, S.E.M., Valencia. (517).

74.- GOYAL, A.K., PANHOTRA, B. R., AGNIHOTRI, V. and AGARWAL, K.C. (1981): Comparative evaluation of selective media for isolation of salmonellae/shigellae from faecal samples. Indian J. Med. Res., August, pp.178-182.

75.- GOYAL, S. M., GERBA, C. P. and MELNICK, J. L. (1977): Ocurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas coast. Appl. Environ. Microbiol., 34: 139-149.

76.- GOYAL, S. M., GERBA, C. P. and MELNICK, J. L. (1979): R+ bacteria in estuarine sediments. Mar. Pollut. Bull., 10:25-27.

77.- GRABOW, W. O. K., PROZESKY, O. W. and SMITH, L. S.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

(1974): Drug resistant coliforms call for rewiew of water-quality standards. Water Res., 8 :1-9.

78.- GRABOW, W. O. K., MIDDENDORFF, I. G. and PROZESKY, O. W. (1973): Survival in maturation ponds of coliforms bacteria with transferable drug resistence. Water Res.,7: 1589-1597.

79.- GRABOW, W. O. K., PROZESKY, O. W. and BURGER, J. S. (1975): Behaviour in a river and dam of coliform bacteria with tranferable or not transferable drug resistence. Water Res. 9: 777-782.

80.- GRIMES, D. J. and COLWELL, R. R. (1983): Survival of pathogenic organism in the Anacostia and Potomac Rivers and the Chesapeake Bay Estuary. J. Wash. Acad. Sci., 73 (2): 45-50.

81.- GRIMES, D. J., SINGLETON, F. L., STEMMLER, J., PALMER, L. M., BRAYTON, P. and COLWELL, R. R. (1984): Microbial effects of wastewater effluent discharge into coastal waters of Puerto Rico. Water Res., 18: 613-619.

82.- GRUNNET, K. and BREST NIELSEN, B., (1969): SALMONELLA types isolated from the Gulf of Aarhus compared with types from infected human beings, animals, and feed products in Denmark. Appl. Microbiol., 18: 985-990.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

83.- GRUNNET, K., GUNDSTRUP, A. and BONDE G. J.(1970): Isolation of Salmonella from a polluted marine environment. Technique and enrichment media. Rev. Intern. Océanogr. Méd., 17 : 165-177.

84.- GUINEA, J., SANCHO, J. y PARES, R. (1979): Análisis Microbiológico de Aguas. Aspectos aplicados. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, 122 pp.

85.- HENDRICKS, C.W. and MORRISON, S.M. (1967): Multiplication and growth of selected enteric bacteria in clean mountain stream water. Water Res. 1: 567-576.

86.- HOOD, M. A., NESS, G.E. and BLAKE N. J. (1983): Relationship among fecal coliforms, Escherichia coli and Salmonella spp. in shellfish. Appl. Environ. Microbiol., 45 (1): 122-126.

87.- HUGHES, B., PAGLIARDINI, A., PLISSIER, M., CINI, A. (1985): Relations statistiques entre les bio-indicateurs fecaux dans l'eau de mer. Rev. Franç. Sc. Eau ,4: 237-245.

88.- ISERN VIÑAS, A. M., FERRER ESCOBAR, M. D. y FERNANDEZ PEREZ. F. (1987): Estudio de Salmonella en el agua de mar de las playas de la ciudad de Barcelona. Gaseta Sanitaria, 3 (1): 118-122.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

89.- IZQUIERDO, J. y LUCENA, F. (1981): Situación y perspectivas de la contaminación en el litoral de Badalona. Servicio de Hidrología y Bacteriología del Ayuntamiento de Badalona. Barcelona. España.

90.- JEKOV, S., CAPAPE, C. et GHANEM, R. (1983): Mise au point des techniques d'echantillonage et d'anlyse pour la surveillance de la pollution. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. Editado por WHO/UNEP, ICP/RCE 211(2) 1995I, pp.76-89.

91.- JENKINS, S. H. (1981): EEC Bathing Water Standards. Mar. Poll. Bull., 12: 33-34.

92.- JOFRE, J., VALLESPINOS, F. (1986): Jornadas Sobre Contaminacion De Aquas Litorales. Catedra Ramón Llull, Universidad de Palma de Mallorca, 10, 11 y 12 de Julio de 1986.

93.- JONES, T. (1977): The bacterial quality of sea water. Environ. Health, 85: 174-177.

94.- KABLER, P. W. (1959): Removal of pathogenic microorganism by sewage treatment processes. Sew. Ind. Wastes, 31: 1387-1382.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

95.- KADRI, M. H. & SALEM, A. A. (1985): Incidence of heavy metal and antibiotic resistant coliforms in coastal water and sediments of Kuwait City. Indian J. Mar. Sci. 14:48-49.

96.- KALAPHOTHAKI, V., MAVROMATI, CH., VASSILIADIS, P.,TRICHOPOULOS D. and SERIE CH. (1983): Comparison of the original Rappaport medium (R3Ø) and the Rappaport-Vassiliadis (RV) Medium in the isolatin of Salmonella. 12 th. International Symposium on Microbial Associations and Interactions in Food. Budapest, Hungary (Abst.)

97.- KAMPELMACHER, E. H. (1982): Spread and significance of Salmonellae in surface waters in the Netherlands. In: Bacterial indicators/health hazards associated with water. ASTM-STP635. (Editado por: HOADLEY, A. W. & DUTKA, B. J.) American Society for Testing and Material, Philadelphia, pp.148-158.

98.- KAPER, J. B., SAYLER, G. S., BALDINI, M. M. and COLLWELL, R. R. (1977): Ambient-Temperature primary nonselective enrichment for isolation of Salmonella spp. from an estuarine environment. Appl. Environ. Microbiol., 33 (4): 827-835.

99.- KATZENELSON, E. and TELTSCH, B. (1976): Dispersion of enteric bacteria by spray irrigation. J. Water Pollut.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Control Fed., 48 (4): 701-705.

100.- KIRKMAN, A. H. (1979): Coastal Pollution and the EEC Directive on the Quality of Bathing Water. Environ. Health, July: 144-147.

101.- KONEMAN, E. W., ALLEN, S. D., DOWELL, V. R. and SOMMERS, H. M. (1979): Color Atlas and Textbook of Diagnostic Microbiology. Editado por J.B. LIPPINCOTT COMPANY. Philadelphia. Toronto, 495 pp.

102.- LE MINOR, L. (1984): Genus III. Salmonella. Lignieres, 1900. En: Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, (1), Editado por KRIEG, N. R. y HOLT, J. G. Williams and Wilkins. Baltimore. London, pp. 427-458.

103.- LINNEMANN, C. R., JAFFA, R., GARTSIDE, P. S., SCARPINO, P. V., CLARK, C. S. (1984): Risk of infection associated with a wastewater spray irrigation system used for farming. Journal of Occupational Medecine, 26 (1):41-44.

104.- MAJORI, L. , CAMPELLO, C., NEDOCLAN, G., MODONUTTI, G. B. DARIS, F., POLI, A. (1985): Inquinamento di natura organica di un ecosistema fluviale-marino. 1o. Indagini batteriologiche e valutazione dei riflessi igienico- sanitari su un'area di balneazione. Ig. Mod., 83: 873-888.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

105.- MANUAL DIFCO (1984). Difco Laboratories Incorporated. Detroit, Michigan 482 32. USA.

106.- MANUAL OXOID (1981). Oxoid Limited. Wade Road, Basingstoke. Hampshire RG 24 OPW. England.

107.- MASCAREÑO, D. (1972): Algunas consideraciones oceanográficas de las aguas del Archipiélafo Canario. Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 158: 1-79.

108.- MAVROMATTI, CH., KALAPOTHAKI, V., PAPADAKIS, J. A., VASSILIADIS, P. , TRICHOPOULOS, D. & SERIE, CH. (1980):Isolement des salmonelles a partir de la viande hachee de boef avec le milieu selectif de gelose SS molle et avec le milieu d'enrichissement de Rappaport-Vassiliadis au chlorure de Magnesium-Vert Malachite. Archives de l'Institut Pasteur Hellenique, 26: 9-19.

109.- MAVROMATTI, CH., KALAPOTHAKI, V., TRICHOPOULOS, D., VASSILIADIS, P. AND SERIE, CH. (1984): Recovery of Salmonella from refrigerated preenrichment and refrigerated enrichment media. International J. Food Microbiol., 1: 5-11.

110.- MAVROMATTI, CH., PAPADAKIS, J. A., TRICHOPOULOS, D., VASSILIADIS, P., XIROUCHAKI, E. and SERIE, CH. (1980): Isolement de Salmonella a partir de saucisse de porcs,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

par enrichissement en milieu au tetrathionate de Muller-Kauffmann et enrichissement secondaire en milieu de Rappaport-Vassiliadis (Milieu RV). Archives de l'Institut Pasteur Hellenique Tome XXVI: 21-28.

111.- MAVROMATTI, CH., XIROUCHAKI, E., VASSILIADIS, P., TRICHOPOULOS, D. and SERIE, CH. (1981): Isolement de salmonelles a partir de carcasses de poulets par enrichissement sur milieu de Rappaport-Vassiliadis. Rec. Med. Vet., 157(9): 659-665.

112.- MCCOY, J. H. (1964): Salmonella in crude sewage, sewage effluent and sewage polluted natural waters. Adv. Water Pollut. Res., pp. 206-226.

113.- MENON, A. S. (1985): Salmonella and pollution indicator bacteria in municipal and food processing effluents and the Cornwallis River. Can. J. Microbiol. 31, 598-603.

114.- MONZON-MORENO, C. (1985): Contribución a la epidemiología del Género Salmonella en las Islas Canarias. Universidad de La Laguna. Islas Canarias.Tesis Doctoral.

115.- MONZON-MORENO, C., LOPEZ-ORGE, R. H. y GONZALEZ-LAMA, Z. (1986): Sensibilidad antibiótica de Salmonella spp.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

aislada de aguas residuales de Las Palmas. Rev. Esp. de Microbiol. Clin. 1: 91-93.

116.- MONZON-MORENO, C., GONZALEZ-LAMA, Z., LOPEZ-ORGE, R.H. y O'SHANAHAN, L. (1988): Las Salmonelas en Gran Canaria. III CONGRESO SEIMC. Granada, 8-11 Mayo 1988. pp.151 (05-12)

117.- MOPU. (1977): Instrucciones para el vertido al mar desde tierra de aguas residuales a través de emisarios submarinos. B. O. E. 151: 14247-14256.

118.- MOPU (1979): Plan Indicativo de Usos del Dominio Publico Litoral. Dirección General de Puertos y Costas. Subdirección General de Ordenación y Programación. 202 pp.

119.- MORERA, Mª. A., SIMO, M., ALEGRE, M. D., PUIG, T. Y BELLA, F. (1988): Incidencia de gastroenteritis bacteriana durante un período de 5 años. III CONGRESO SEIMC. Granada, 8-11 Mayo, 1988. (02-01)

120.- MORIÑIGO, M. A., BORREGO, J. J. y ROMERO, P. (1983): Técnica semicuantitativa para recuento de Salmonella a partir de aguas de río. IX Congreso Nacional de Microbiología. S.E.M., Valladolid, 1 (2): 927-928.

121.- MORIÑIGO, M. A., BORREGO, J. J. y ROMERO, P. (1984):

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Método de detección y recuento de Salmonella. Sociedad Española de Microbiología. 4ª Reunión Científica, Grupo de Microbiología de los alimentos, p.55.

122.- MORIÑIGO, M.A., BORREGO, J.J. y ROMERO, P. (1985): Comparación de medios selectivos para la recuperación de salmonellas estresadas a partir de aguas naturales. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. (573).

123.- MORIÑIGO, M. A., BORREGO, J. J. y ROMERO, P. (1985): Relaciones entre la presencia de Salmonella e indicadores bacterianos de la polución en aguas dulces. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. (574).

124.- MORIÑIGO, M. A., BORREGO, J. J. and ROMERO, P. (1986): Comparative study of differents methods for detection and enumeration of Salmonella spp. in natural waters. J. Appl. Bacteriol., 61: 169-176.

125.- MORIÑIGO, M. A., CORNAX, R., MUÑOZ, M.A. y ROMERO, P. (1987): Efectos del ambiente sobre la supervivencia de diferentes serotipos de Salmonella. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S. E. M. Gijón (Asturias). pp.694.

126.- MÖSE, J. R. and THIEL, W. (1982): Evidence of Salmonella

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

in the Mur River. Comparison 1969-1981. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B, 176 : 562-570.

127.- MUJERIEGO, R. (1980): Calidad de Aguas Costeras y Vertidos de Aguas Residuales en el Mar: sus aspectos sobre la Salud Pública. Ministerio de Sanidad y Seguridad Social, Madrid.

128.- MUJERIEGO, R. (Primer Comité de Expertos en Vigilancia de la Calidad Microbiológica de las Aguas de Baño) (1983): INFORME:LA CALIDAD DE LAS AGUAS LITORALES. Generalitat de Catalunya. Departament de Sanitat i Seguretat Social. 75 pp.

129.- NARDI, G. M., TANZI, M. L., DONATO, F. (1983): La ricerca delle Salmonella in acque superficiale. 2. Resultati e considerazioni circa de l'impiego di mettodiche qualitative e quantitative. Iq. Mod., 80 (2): 203-208.

130.- NAVARRO, M., CASTILLO, J., LARRAZ, M.V. y GOMEZ-LUS, R. (1985): Estudio de Salmonella en aguas residuales. Comparacion con aislamientos clínicos. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M., Valencia. (528).

131.- OCCHIPINTI, A. G. (1972): Studies for a system of ocean

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

of sewages from Santos and Sao Vicente. Revista D.A.E. (Brazil), 86: 155-176.

132.- OLDS, R. J. (1975): Atlas de Microbiología. Editorial Científico Médica, Barcelona,288 pp.

133.- OMS/PNUMA. (1983 a): Exercise d'intercalibration et reunion de consultation sur les methodes de surveillance microbiologique de la qualité des eaux cotieres. Projet commun OMS/PNUE. Med. Pol. Phase II. Barcelonne, 7-11 Novembre, 1983. Ed. R. MUJERIEGO.

134.- OMS/PNUMA. (1983 b): Determination des coliformes totaux dans l'eau de mer par la methode de culture sur membranes filtrantes. METHODES DE REFERENCE POUR LES ETUDES DE POLLUTION MARINE NO. 2. GENEVE. SUISSE.

135.- OMS/PNUMA. (1983 c): Determination des coliformes fecaux dans l'eau de mer par la methode de culture sur membranes filtrantes. METHODES DE REFERENCE POUR LES ETUDES DE POLLUTION MARINE No.3. GENEVE. SUISSE.

136.- OMS/PNUMA. (1983 d): Determination des streptocoques fecaux dans l'eau de mer par la methode de culture sur membranes filtrantes. METHODES DE REFERENCE POUR LES ETUDES DE POLLUTION MARINE No. 4. GENEVE. SUISSE.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

137.- O'SHANAHAN, L. (1981): Contaminación del litoral de Las Palmas (Is. Canarias) por aguas residuales. VIII CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Madrid, p. 259. (478).

138.- O'SHANAHAN, L., DIAZ, J.M., LURY, A. y SANTANA, J. R. (1984): Aislamiento de Enterobacteriáceas en los aerosoles de agua de mar producidos en el litoral de la Avenida Marítima de Las Palmas de Gran Canaria. Inf. Tec.Lab. Bacteriología del C.T.P., I-84.

139.- O'SHANAHAN, L., MEDINA, A. y SANTANA, C. (1985): Estudio sobre Salmonella y Vibrio cholerae en aguas de mar y residuales. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. (527).

140.- O'SHANAHAN, L., VEGA, D. y CAMPOS-HERRERA, M.I. (1987): Aislamiento de Salmonella en agua de mar contaminada por vertidos domésticos. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Gijón (Asturias). pp.714.

141.- PAGAN, F. A., VICTORIA, G., GACTO, M. y TORRELLA, F. (1985): Supervivencia de indicadores de contaminación y de patógenos en aguas marinas y de estuario. X CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S.E.M. Valencia. España. (572).

142.- PAPADAKIS, J. A., KALAPOTHAKI, V. , POLYCHRONOPOLOU, A.,

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

TRICHOPOULOS, D. and SERIE, CH. (1976): Evaluation of different malachite green brands in the performance of Rappaport's Medium. European J. Appl. Microbiol., 2: 135-141.

143.- PAPASIAN, C. J., BARTHOLOMEW, W. R., NETER, E. and AMSTERDAM, D. (1984): Recovery of Salmonella Group B from blood and Salmonella Group C_2 from feces and serological evidence of dual infection in one patient. J. Clin. Microbiol., 20 (3): 584-585.

144.- PAPPONET, A. et BRISOU, J. (1937): Rev. Hyg. 59 : 465-480.

145.- PETERSON, M. E., YOKEL, B. J. and LIM, D. V. (1984): Recovery of selected pathogens from Naples Bay, Florida, and associated waterways. Estuaries, 7 (2): 133-138.

146.- PETRILLI, F. L., DE RENZI, G. P., PALMERINI MORELLI, R. and DE FLORA, S. (1979): Survey of the pollution in a coastal area of the Tyrrenian Sea. Aerial photography, physico-chemical and microbiological investigations and mutagenic monitoring. Water Res., 13: 895-904.

147.- PICHOT, G. et BARBETTE, J. (1978): Estimation des taux moyens de la disparition des bactéries fécales dans les eaux cotières belges de la mer du Nord. Rev. Int.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Océanog. Méd., 51-52 : 639-659.

148.- PLAKOTHYA, L. P. (1984): Survival of Salmonella in aerosol state under experimental conditions. Gig. Sanit. 6: 75-77.

149.- PLANTE, R., CAPRIOLI, T., DRAPEAU, A.J. and KASATIYA, S. S. (1978): Les Salmonella dans les eaux de surface et d'egout de la Region de Montreal. Eau Quebec., 11 (3): 199-204.

150.- POOLE, L., BORCHERS, M. y COOK, S. (1983): Algunos programas de uso común en BASIC. Edición para ATARI.Editado por OSBORNE/McGraw-Hill. 200 pp.

151.- PUMAROLA, T. (1984) Estudio sobre las técnicas de aislamiento y el grado de contaminación de las aguas residuales de Barcelona por microorganismos del género Salmonella. Barcelona: Facultad de Medicina de la Universidad de Barcelona. Tesis Doctoral.

152.- RANGNEKAR, v. M., BANKER, H. I., JHALA, H. I. (1985): Antimicrobial resistance and R-plasmids of Salmonella paratyphi A isolated at Bombay. Indian J. Med Res., 77: 5-9.

153.- RAO, K. S. and BOOPATHY, R. (1985): Studies on the survival of coliforms and faecal streptococci in sewage

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

polluted waters. Asian Environ., 7: 20-24.

154.- RAPPAPORT, F., KONFORTI, N. and NAVON, B. (1956): A new enrichment medium for certain Salmonellae. J.Clin. Path.,9: 261-266.

155.- REILLY, W. J., FORBES, G. L., PATERSON, G. M., and SHARP, J. C. M. (1981): Human and animal salmonellosis in Scotland associated with environmental contamination, 1973-1979. Vet. Rec., 108: 553-555.

156.- REINA, J., GIL, J., PARRAS, F., SALVA, F. y ALOMAR, P. (1988): Etiología de la gastroenteritis aguda en pacientes hospitalizados. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pg. 121.

157.- REINA, J., SALVA, F. GIL, J. y ALOMAR, P. (1988): Estudio epidemiológico de la gastroenteritis aguda en Palma de Mallorca durante el período 1983-1986. Rev. Esp. Microbiol. Clin., 3 (2):123-127.

158.- RIVILLA, R. y GONZALEZ, C. C. (1987): Variación estacional de la población de coliformes y otros indicadores en los hidrohabitats del Parque Nacional de Doñana. XI CONGRESO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA. S. E. M. Gijón (Asturias). pp.680.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

159.- ROBERTSON, W. J. (1984): Pollution indicators and potential pathogenic microorganism in estuarine recreational waters. Can. J. Public Health. 75: 19-24.

160.- RODIER J. (1975): L'Analyse de l'Eau. Eaux Naturelles, Eaux Résiduaires, Eau de Mer. Ed. por DUNOD.París, Bruxelles, Montreal, 364 pp.

161.- RODRIGUEZ, D. y MARTINEZ. M. (1988): Estudio epidemiológico de toxiinfecciones (TIA) por Salmonella spp. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988. pp. 124.

162.- ROMERO, M., DE ROQUE, M. C. y CABRER, B. (1988): Estudio de 97 brotes de toxiinfeccion alimentaria por Salmonella en la Isla de Mallorca durante los últimos 5 años. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988, pp.123.

163.- ROHFL, F. J. and SOKAL, R. R. (1981): Statistical Tables. Editado por FREEMAN, W. H. and Company. New York. 219 pp.

164.- ROY, C. (1984): Interpretación de un antibiograma. Enfermedades Infecciosas, 1 (2): 29-36.

165.- RUEDA, M. J. y LLINAS, O. (1985): Criterios de control de calidad de aguas litorales de Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria. Inf. Admvos. C.T.P. Nº 11.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

166.- SILLIKER, J. H. (1982): The Salmonella problem: current status and future direction. J. Food Prot. 45: 661-666.

167.- SLANETZ, L. W., BARTLEY, C. H. and STANLEY, K. W., (1968): Coliforms, fecal streptococci and Salmonella in seawater and shellfish. Health Lab. Sci.,5 : 66-78.

168.- SMITH, H.W. (1970): Incidence in river water of Escherichia coli containing R factors. Nature , 228: 1286-1288.

169.- SMITH, H. W. (1971): Incidence of R+ Escherichia coli in coastal bathing water of Britain. Nature, 234: 155-156.

170.-SOKAL, R. R. y ROHLF, F. J. (1969): Biometría. Editado por H. BLUME Ediciones. Madrid, 832 pp.

171.- STELZER, W. and ZIEGERT, E. (1985): Investigation of the occurrence of R+ Bacteria in river water. Acta Hydrochim. Hydrobiol., 13: 195-206.

172.- STENEIGER, F. 1955. On shifts of frequency of freely living Salmonella forms at the coastal of Heligoland. Zbl. Bakt. I Orig., 162:440-445.

173.- STENEIGER, A.(1956): Zur Freilandbiologie der Salmonellen in Bereich des westlichen Mitelmeers. Int.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

Bakt. Parasit. Infekt. Hyg.,166: 245-253.

174.- STRYSZAK, A. (1949): Behaviour of micro-organism of the Salmonella group in the seawater of the gulf of Gdansk. Bull. Inst. Marine and Trop. Med., 2: 213-219.

175.- TELTSCH, B. and KATZENELSON, E. (1978): Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. Appl. Environ. Microbiol., 35 (2):290-296.

176.- TELTSCH, B., KEDMI, S., BONNET, L., BORENZSTAJN-ROTEM, Y. and KATZENELSON, E. (1980): Isolation and identification of pathogenic microorganism at wastewater irrigated fields: Ratios in air and wastewater. Appl. Environ. Microbiol., 39 (6):1183-1190.

177.- THATCHER, F. S. and CLARK, D.S. (1972): Salmonelas. En: Análisis Microbiológico de los Alimentos: 109-128. Editorial Acribia. Zaragoza.

178.- VAN SCHOTHORST, M. and RENAUD, A. M. (1983): Dynamics of Salmonella isolation with modified Rappaport's medium (R10). J. Appl. Bacteriol., 54: 209-215.

179.- VANDEVELDE, T. (1982): Etude de la pollution bacterienne du littoral Nord-Pas-Calais. Facteurs de variation et d'incertitude. D.E.A. Université de Lille I., 66 p.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

180.- VASSILIADIS, P. (1983): The Rappaport-Vassiliadis (RV) enrichment medium for the isolation of Salmonellae: an overview. J. Appl. Bacteriol., 54: 69-76.

181.- VASSILIADIS, P., KALANDIDI, A., XIROUCHAKI, E., PAPADAKIS, J. and TRICHOPOULOS, D. (1977): Isolation of Salmonella from minced meat by the use of a new procedure of enrichment. Zbl. Bact. Orig. B., 166: 81-86.

182.- VASSILIADIS, P., KALANDIDI, A., XIROUCHAKI, E., PAPADAKIS, J. and TRICHOPOULOS, D. (1977): Isolement de salmonelles a partir de saucisses de porc en utilisant un nouveau procedé d'enrichissement (R10/43 C). Rec. Med. Vet., 153 (7-8):498- 494.

183.- VASSILIADIS, P., KALAPHOTHAKI, V., TRICHOPOULOS, D., MAVROMATTI, CH. and SERIE, CH.(1981): Improved isolation of Salmonella from naturally contaminated meat products by using Rappaport-Vassiliadis Enrichment Broth. Appl. Environ. Microbiol., 42 (4): 615-618.

184.- VASSILIADIS, P., KALAPOTHAKI, V., TRICHOPOULOS, D., MAVROMATTI, CH. and SERIE, CH. (1984): A comparison of the original Rappaport medium (R medium) and the Rappaport-Vassiliadis medium (RV medium) in the isolation of Salmonellae from meat products. J. Hyg. Camb., 93: 51-

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

58.

185.- VASSILIADIS, P., MAVROMATTI, CH., CRHONAS, G. and EFSTRATIOU, M. (1984): Sensitivity and specifity of the RV enrichment medium (Rappaport-Vasiliadis Medium) for the salmonellae and optimal inoculum ratio. Preliminary results. International Symposium on Salmonella, New Orleans, USA.

186.- VASSILIADIS, P., MAVROMATTI, CH., KALAPOTHAKI, V., CHRONAS, G.and EFSTRATION, M (1985): Salmonella isolation with Rappaport-Vassiliadis enrichment medium seeded with different sized inocula of pre-enrichment cultures of meat products and sewage polluted water. J. Hyg., 95: 139-148.

187.- VASSSILIADIS, P., MAVROMATTI, CH., XIROUCHAKI, E., TRICHOPOULOS, D., KALAPOTHAKI, V. and SERIE, CH. (1981): Recherche de Salmonella dans des produits carnes. Rec. Med. Vet., 157 (7-8): 581-584.

188.- VASSILIADIS, P., PAPADAKIS, J. A. , KARALIS, D., and TRICHOPOULOS, D. (1976) : Enrichment in Muller-Kauffmann's Broth and Rappaport's Broth from buffered peptone water in the isolation of Salmonella from minced meat. J. Appl. Bact., 40: 349-354.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

189.- VASSILIADIS, P., PATERAKI, E., PAPADAKIS, J. and TRICHOPOULOS , D. (1976): Evaluation of the growth of Salmonellae in Rappaport's broth and in Mueller-Kauffmann Tetrathionate Broth. J. Appl. Bact., 37: 411-418.

190.- VASSILIADIS, P., PATERAKI, E., PAPAICONONOMOU, N. and PAPADAKIS, J. (1976): Comportement des S. typhi, S. paratyphi A, S. paratyphi C, et S. gallinarum-pullorum dans certain milieux d'enrichissement. Arch. Inst. Pasteur Hellen. 23: 35-39.

191.- VASSILIADIS, P., TRICHOPOULOS, D., KALANDIDI, A. and XIROUCHAKI, E. (1978): Isolation of Salmonella from sewage with a new procedure of enrichment. J. Appl. Bacteriol., 44 : 233-239.

192.- VASSILIADIS, P., TRICHOPOULOS, D., KALAPHOTHAKI,V. and SERIE, CH. (1981): Isolation of Salmonella with the use of 100 ml of the R10 modification of Rappaport's enrichment medium. J. Hyg. Camb., 87: 35-41.

193.- VILLA, L., AULICINO, F., PICCIONI, A., and ZAPPONI, G.A. (1983): A statistical analysis of the results of the inter-laboratory exercise on sampling and analytical methods. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. WHO/UNEP, ICP/RCE 211(2) 1995I, pp. 8-16.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

194.- VILLA, L., ZAPPONI, G.A., AULICINO, F. and DONATI, G. A. (1983): A comparison of microbiological methods for monitoring indicator organism in seawatere and sand. Ibidem, pp. 47-59.

195.- VILLASANTE, P. A., PEREZ POMATA, M. T., LADRON DE GUEVARA, M. C., MERINO, F. J. y VELASCO, A. C. (1988): Enteropatógenos habituales a lo largo de cinco años en el área de Madrid. III Congreso SEIMC. Granada, Mayo de 1988. pp. 120.

196.- VILLOTA, J., MELLADO, M. J., CILLERUELO, M. J., GARCIA, M., BARREIRO, G. PEREZ, M. L., MARTIN, P. y BAQUERO, M. (1988): Brote de 100 casos de toxiinfección alimentaria en niños, en la Comunidad de Madrid. III Congreso SEIMC. Granada, mayo de 1988. pp. 122.

197.- VOLTERRA, L., TOSTI, E., VERO, A. and IZZO, G. (1985): Microbial pollution of marine sediments in the southern strecht of the Gulf of Naples. Water, Air and Soil Pollut. 26, 175-184.

198.- WOLF, H. W. (1972): The coliform count as a measure of water quality. En: Water Pollution Microbiology (Ed. by MITCHELL, R.) WILEY-INTERSCIENCE, 333-345.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003

199.- WORLD HEALTH ORGANIZATION. REGIONAL OFFICE FOR EUROPE. (1974): Guides and Criteria for Recreational Quality of Beaches and Coastal Waters. Copenhagen. 31 pp.

200.- WHO/UNEP (1983): Evaluation and Interpretation of Microbial Data from Coastal Recreational Waters.Report on a joint WHO/UNEP Meeting. Rome, 24-26 November, 1982. World Health Organization. Regional Office for Europe, Copenhagen. 109 pp.

201.- YOSHPE-PURER, Y. (1983): Comparison of methods for monitoring indicator organism in marine waters. En: Methods for monitoring selected pollutants in sewage effluents and coastal recreational waters. Editado por WHO/UNEP, ICP/RCE 211(2) 1995I, pp.39-46.

202.- YOSHPE-PURER, Y. and SHUVAL H.I. (1972): Salmonellae and bacterial indicator organism in polluted coastal water and their hygienic significance. En Marine Pollution and Sea Life (Editado por RUIVO, M.), Fishing News (Books). Ltd. pp. 574-580.

© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital, 2003