



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLOGICAS

Evaluación y rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales
de la UABC - Unidad Ensenada; toxicidad del afluente y efluente
y su efecto en el desarrollo larval de invertebrados

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFIA COSTERA

PRESENTA

Oc. Alfredo Enríquez González

Ensenada, Baja California, abril del 2002

Evaluación y rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales
de la UABC - Unidad Ensenada; toxicidad del afluente y efluente
y su efecto en el desarrollo larval de invertebrados

TESIS
QUE PRESENTA

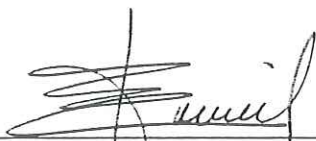
Oc. Alfredo Enríquez González

APROBADA POR

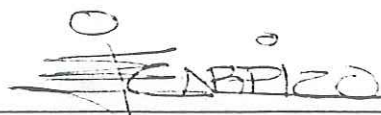


PRESIDENTE DEL JURADO

Dr. Leopoldo Guillermo Mendoza Espinosa



SINODAL PROPIETARIO
M.C. Irma Esthela Soria Mercado



SINODAL PROPIETARIO
Dr. Eugenio de Jesús Carpizo Ituarte

RESUMEN

El aumento en el conocimiento acerca de los efectos adversos de las aguas de desecho sobre cuerpos de agua receptora ha dado lugar a una legislación ambiental estricta y al establecimiento de plantas de tratamiento. La operación deficiente de muchas de ellas, como es el caso de la planta de la UABC – Unidad Ensenada, ha motivado su evaluación con el fin de plantear su rediseño. Por ello se determinó la eficiencia de remoción de contaminantes durante el período de mayo a agosto del 2001. A su vez, se determinó la dilución, transporte e impacto de la descarga de las aguas residuales tratadas por la planta en la zona costera adyacente a dicha descarga. En laboratorio se determinó el tiempo de extinción de la población de coliformes fecales y se evaluó la toxicidad aguda del afluente y efluente, así como del agua de mar adyacente a la descarga sobre *Artemia salina* y a su vez se determinó el efecto del agua de mar adyacente a la descarga sobre la fecundación de gametos de erizo *Lytechinus pictus*. Finalmente se rediseñó la planta de tratamiento con base a la información de la calidad del agua y fluctuación en los volúmenes a tratar. Los resultados mostraron una eficiencia de tratamiento promedio en el período muestreado del 55.4%. Las concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno y de sólidos suspendidos estuvieron dentro del límite máximo permisible de la NOM-001-ECOL-1996. Sin embargo, el número de coliformes fecales fue superior a el límite máximo permisible por esa norma. Asimismo las aguas residuales del efluente de la planta de tratamiento rebasaron reiteradamente la NOM-003-ECOL-1997 y el título de concesión otorgado por la CNA. Las aguas residuales del efluente en el medio marino tuvieron un desplazamiento predominantemente al sur del punto de mezcla del efluente con el agua de mar causa de la corriente litoral. Por otra parte se estimó que las coliformes fecales tuvieron un tiempo de extinción de 96 y 72 hrs a cargas de 100 000 y 10 000 bacterias en el efluente, respectivamente. La prueba de toxicidad empleando *Artemia salina* demostró que el efluente de la planta de tratamiento no causó efectos tóxicos al medio marino adyacente a la descarga y la prueba de toxicidad sobre la fertilización de gametos de erizo *Lytechinus pictus* demostró que no provocó un efecto tóxico en el agua de mar adyacente a la descarga. Basándose en el monitoreo de la planta de tratamiento se propone mantener una continua aireación, una adecuada concentración de lodos en los tanques de aireación y aumentar la tasa de remoción de sólidos (lodos), principalmente del tanque de aireación 1. Igualmente, se plantea que la recirculación de lodos se lleve a cabo del tanque de sedimentación 1 al tanque de aireación 2 y del tanque de sedimentación 2 al tanque de aireación 1. Por último, se plantea mejorar la desinfección al hacer más eficiente la transferencia de ozono y aumentar el tiempo de exposición.

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT POR SU APOYO, A LA UABC, FCM E IIO POR HABER FACILITADO LAS INSTALACIONES Y MATERIAL PARA LA REALIZACION DE ESTE TRABAJO.

AL PROYECTO CONACYT (No. I-32857-U) "EVALUACION Y OPTIMIZACION DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS Y SU IMPACTO EN LA ZONA COSTERA INMEDIATA"

AL DR. LEOPOLDO MENDOZA POR SU CONFIANZA, DEDICACION, PACIENCIA Y AMISTAD BRINDADA A PARTIR DEL PRIMER DIA DE LA REALIZACION DE LA TESIS.

A MIS SINODALES DR. EUGENIO CARPIZO Y M.C. IRMA SORIA POR SU APOYO CONFIANZA Y MOTIVACION DURANTE A INVESTIGACION.

A M.C. ROGELIO SEÑEZ POR EL ANÁLISIS DE MUESTRAS DE LA PRIMERA ETAPA DEL ESTUDIO, ASI COMO A TODO EL PERSONAL DEL LABORATORIO DE BACTERIOLOGÍA MARINA Y DEL LABORATORIO DE MOLUSCOS.

A LOS MAESTROS, ESPECIALMENTE AL DR. VICTOR CAMACHO, DR. FRANCISCO DELGADILLO, DRA. ROXANA RICO, M.C. VICTORIA OROZCO, M.C. ANTONIO TRUJILLO ASI COMO A M.C. ROBERTO ESCOBAR Y DR. ZAUL GARCIA ESQUIVEL QUE JUNTO CON MI COMITE DE TESIS ME BRINDARON SABIOS CONSEJOS Y LOS QUE HAN CONTRIBUIDO EN MI DESARROLLO.

A MIS AMIGOS Y COMPAÑEROS, ESPECIALMENTE A LAURA, OSCAR Y SU FAMILIA, ALEJANDRA... Y SIN OLVIDAR A LOS CRUDACEOS Y POR SUPUESTO TAMBIEN A LOS POLIPOS POR HABER ESTADO CONMIGO Y AGUANTARME EN TODO MOMENTO.

TAMBIEN A MIS PADRES, MI HERMANA, MI CUÑADO Y MI HERMANO QUIENES ME MOTIVAN A SEGUIR ADELANTE.

DEDICO ESTE TRABAJO A UNO Y CADA UNO DE USTEDES QUE ME BRINDARON SU AYUDA PARA PODER REALIZAR ESTE TRABAJO

POR ELLO MUCHAS GRACIAS

SIN EMBARGO UNA PARTE DE MI, ME DICE QUE AL REALIZAR ESTE TRABAJO, YO BUSCABA MI SUPERACIÓN Y DESARROLLO PROFESIONAL PERO AHORA ME DOY CUENTA QUE INFLUENCIADO POR MI HERMANA, SINTIENDO TANTO EL APOYO DE MI CUÑADO COMO EL CONTINUO RESPALDO DE MI HERMANO Y SIN OLVIDAR EL CARÑO COMO LA CONFIANZA BRINDADA POR MIS PADRES, LA SUPERACION Y DESARROLLO PERSONAL SE CONVIERTE EN UN LOGRO, CON SABOR A TRIUNFO FAMILIAR... EN ESTA OCASIÓN ME TOCO A MI SER EL PROTAGONISTA PERO ES UN HECHO QUE MI FAMILIA CRECE Y SE ENRIQUECE...

ASI EL PROXIMO ES MI HERMANO Y EN POCOS AÑOS MI HERMANA. DE ESTA MANERA SEGUIREMOS CRECIENDO, DANDO FRUTOS, Y ENRIQUECIENDONOS DIA A DIA Y CADA VEZ MAS Y MAS...

Y POR SUPUESTO TAMBIEN, A QUIEN EN ESTOS ULTIMOS MESES HA SIDO IMPORTANTE PARA MI

A TI LAU

INDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	5
III. OBJETIVO GENERAL	9
IV. OBJETIVOS PARTICULARES	9
V. METODOLOGÍA	10
1. Monitoreo de la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC-Unidad Ensenada	10
1.1 Determinación de la variación instantánea de la planta de tratamiento en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001	10
1.2. Determinación de la variación media de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001	10
1.3. Determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001	12
1.4. Dilución del efluente en el medio marino (1)	12
1.5. Dilución del efluente en el medio marino (2)	13
1.6. Técnicas analíticas de medición	14
1.7. Análisis Estadístico	15
2. Rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC-Unidad Ensenada	18
3. Pruebas de Toxicidad	19
3.1. Toxicidad aguda de <i>Artemia salina</i>	19
3.1.1. Técnica de eclosión de quistes de <i>Artemia salina</i> y obtención de nauplios	19
3.1.2. Desarrollo de la prueba	20
3.1.3. Análisis Estadístico	20
3.2. Efecto del agua de mar adyacente al efluente en la fecundación de gametos del erizo <i>Lytechinus pictus</i>	22
3.2.1 Obtención de reproductores e inducción al desove	22
3.2.2. Ensayo de fecundación	23
3.2.3. Análisis Estadístico	24

VI. RESULTADOS	26
1. Monitoreo de la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC-Unidad Ensenada.	26
1.1 Determinación de la variación instantánea de la planta de tratamiento en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001	26
1.2. Determinación de la variación media de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001	28
1.3. Volumen de agua residual a la entrada y salida de la planta de tratamiento por unidad de tiempo durante el día	32
1.4. Volumen de agua residual a la entrada y salida de la planta de tratamiento por unidad de tiempo durante el día	34
1.5. Determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001	35
1.6. Variación diurna promedio	40
1.7. Remoción y eficiencia de tratamiento en la variación diurna	44
1.8. Dilución del efluente en el medio marino (1)	50
1.9. Dilución del efluente en el medio marino (2)	57
2.0 Toxicidad aguda sobre <i>Artemia salina</i>	62
2.1. Efecto del agua de mar adyacente al efluente en la fecundación de gametos de erizo <i>Lytechinus pictus</i>	66
2.2. Rediseño de la planta de tratamiento	70
VII. DISCUSION	84
VIII. CONCLUSIONES	121
IX. RECOMENDACIONES	123
X. REFERENCIAS	124
ANEXOS	

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1.	Calendario de muestreo de la calidad del agua del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada, y de la zona marina adyacente a la descarga de la planta	11
Figura 2.	Curva patrón para determinar el número de espermatozoides/ml	23
Figura 3.	Fertilización normal, óvulos fertilizados anormalmente (a-h), óvulo maduro no fertilizado (x) y óvulos no maduros no fertilizados (xx). Los óvulos no maduros pueden llegar a fertilizarse pero estos no deben tomarse en cuenta (EPA, 1995)	24
Figura 4.	Promedios (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3), nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitratos (NO_3^-) del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada durante la variación instantánea del período de septiembre del 2000 a marzo del 2001.	27
Figura 5.	Promedios (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), sólidos suspendidos volátiles (SSv), nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3), nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitratos (NO_3^-) del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada durante la variación media del período de mayo a agosto del 2001.	30
Figura 6.	Promedio y error estándar (I) del flujo de las aguas residuales medidas en el período de mayo a agosto del 2001 a la entrada (afluente) y a la salida (efluente) de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada.	33
Figura 7.	Curva diurna de los flujos a) a la entrada y b) a la salida de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada en el período de mayo a agosto del 2001.	35
Figura 8.	Variación diurna de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del: a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001 y d) del 15 de agosto del 2001.	38

- Figura 9. Variación diurna de nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3), nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitratos (NO_3^-) en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del: a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001 y d) del 15 de agosto del 2001. 39
- Figura 10. Variación diurna promedio ($\bar{x}$), desviación estándar (ds) y error estándar (es) en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada de: a) demanda bioquímica de oxígeno (DBO), b) demanda química de oxígeno (DQO), c) sólidos suspendidos (SS), d) sólidos suspendidos volátiles (SSv), e) amonio (NH_3) y de f) nitratos (NO_3^-). 43
- Figura 11. Dendograma del análisis de conglomerado de los parámetros determinados en la variación diurna del afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad del a) del 22 de mayo del 2001, b) del 19 de junio del 2001, c) del 19 de julio del 2001 y d) 15 de agosto del 2001. 47
- Figura 12. Dendograma del análisis de conglomerado de los parámetros del afluente de la determinación de la variación a) media y b) instantánea de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada 48
- Figura 13. Dendograma del análisis de conglomerado de los parámetros determinados en la variación diurna del efluente del a) del 22 de mayo del 2001, b) del 19 de junio del 2001, c) del 19 de julio del 2001, d) 15 de agosto del 2001, y de los de la variación e) media e f) instantánea de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada. 50
- Figura 14. Concentraciones en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de a) nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitratos (NO_3^-) y b) nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 27 de junio del 2001. 54
- Figura 15. Concentraciones en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de a) nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) y nitratos (NO_3^-) y b) nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 3 de agosto del 2001. 56

Figura 16.	Flujos instantáneos de entrada (afluente) y salida (efluente) de las aguas residuales de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada por unidad de tiempo determinados en la dilución del medio marino (1) y (2).	58
Figura 17.	Concentración en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 31 de agosto, 6 y 21 de septiembre y 3 de octubre del 2001.	59
Figura 18.	Número de bacterias coliformes fecales (NMP/100 ml) a cada 10 metros cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) del punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada con el agua de mar durante el 31 de agosto, 6 y 21 de septiembre y 3 de octubre del 2001.	60
Figura 19.	Planta arquitectónica y corte de tanques de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada (Mendoza-Espinoza, 2001).	72
Figura 20.	Distribución y secuencia de los procesos unitarios de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada (Mendoza-Espinoza, 2001). Línea azul: agua residual y línea café: recirculación de lodos.	73
Figura 21.	Tanque de aireación de cono simple	76
Figura 22.	Promedio (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de la concentración de SSLM y SSvLM de el tanque de aireación a) 1, b) 2 y c) tasa porcentual de SSvLM/SSLM del tanque de aireación 1 y 2 de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	79
Figura 23.	(a) Descarga al mar de aguas residuales tratadas por la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada y formación inmediata de algas verdes y (b) tanques de aireación de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada.	97
Figura 24.	Distribución de procesos unitarios de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada (Mendoza-Espinoza, 2001) y planteamiento de recirculación de lodos de los tanques de sedimentación a los tanques de aireación.	115

LISTA DE TABLAS

Tabla I.	Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. NOM-001-ECOL-1996 (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1997).	16
Tabla II.	Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. NOM-003-ECOL-1997 (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1998).	16
Tabla III.	Comparación estadística de la concentración instantánea de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	28
Tabla IV.	Comparación estadística de la concentración media de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	30
Tabla V.	Relación DBO/DQO de la variación media del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	31
Tabla VI.	Porcentaje de remoción de cada parámetro medido en la determinación de la variación media de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada	32
Tabla VII.	Relación DBO/DQO de la variación diurna del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	40
Tabla VIII.	Eficiencia de tratamiento de la planta de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en la determinación de la variación diurna.	45
Tabla IX.	Comparación estadística de la concentración diurna de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	45
Tabla X.	Comparación estadística de la concentración medida a cada hora y media de cada parámetro en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada por medio de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis de una vía.	46
Tabla XI.	Características del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada previo a la dilución del efluente en el medio marino (1).	51

Tabla XII.	Características del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada previo a la dilución del efluente en el medio marino (2).	57
Tabla XIII.	Extinción de bacterias coliformes fecales en el medio marino.	62
Tabla XIV.	Sobrevivencia porcentual de <i>Artemia salina</i> expuesta al agua residual proveniente del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada, así como también del agua de mar adyacente al efluente de dicha planta, en diferentes días evaluados.	64
Tabla XV.	Efecto del agua de mar adyacente al efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el porcentaje de fertilización y de fertilización considerada normal en gametos de erizo blanco.	67
Tabla XVI.	Efecto del agua residual del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada (al ajustarles la salinidad) en el porcentaje de fertilización y de fertilización considerada normal en gametos de erizo blanco.	70
Tabla XVII.	Generación de agua residual en la UABC – Unidad Ensenada en el período del 22 de mayo al 15 de agosto del 2001.	74
Tabla XVIII.	Carga de contaminantes que llegaron a la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 22 de mayo al 15 de agosto del 2001.	76
Tabla XIX.	Tiempos de retención del agua residual en la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada.	77
Tabla XX.	Tasa alimento/microorganismos en tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.	78
Tabla XXI.	Concentración adecuada de los lodos en los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada para la eliminación de la DBO en un 95%	80
Tabla XXII.	Requerimientos de oxígeno disuelto para la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en función de la DBO.	81
Tabla XXIII.	Tasa de respiración en los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada basándose en la concentración de sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla de dichos tanques.	81

I. INTRODUCCION

El agua, molécula polar (Wheaton, 1993) y compuesto más empleado de los disolventes (Snoeyink y Jenkins, 1996), es imprescindible para todos los seres vivos, ya que es necesaria para el mantenimiento de los mismos, para formar parte de su composición o como ambiente de múltiples especies (Seoanez, 1995).

Para el hombre, las necesidades de agua han ido aumentando, a medida que se ha desarrollado la civilización y ha crecido la población (Seoanez, 1995). Al mismo tiempo se han producido cambios en la calidad del agua (Fair *et al*, 1984), a causa del vertido desordenado de residuos líquidos (Seoanez, 1995) como también de aguas portadoras de residuos, las que en conjunto conforman las aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996). Estas aguas, conocidas a su vez como aguas de desecho, suelen dividirse según su procedencia en: pluviales, públicas, domésticas e industriales. Sin embargo, debido a la naturaleza cambiante de las aguas de desecho, estas se clasifican en cuatro categorías de acuerdo a su toxicidad y aporte de materia orgánica (Ibarra-Angulo, 1995). Por esto, el conocimiento de la naturaleza del agua residual es fundamental para la protección del ambiente (Metcalf y Eddy, 1996).

Desafortunada e inevitablemente el agua se ha ido contaminando, por tanto, su uso ha sido obstaculizado (Seoanez, 1995). Así pues, la insuficiencia de agua, en términos de su calidad, es un problema muy generalizado (Luna y Kenneth, 1980), debido a que la producción de aguas residuales es mayor cuanto mayor es la aglomeración y más elevado es el nivel de vida (Mans, 1984; Seoanez, 1995). Dado que a nivel mundial la mayor proporción de habitantes vive próxima al mar (IGBP, 1993), la zona costera es una de las regiones más afectadas por aguas residuales (Salazar-Vallejo, 1991).

De acuerdo a Mans (1984), el mar ha sido empleado como destino final de los desechos, ya que se pensaba que su volumen y poder auto depurador harían desfavorable el desarrollo de la mayoría de los organismos patógenos, logrando así neutralizar la contaminación. El mar tiene una capacidad de depuración limitada, que hace que las costas lleguen a saturarse de contaminantes (Seoanez, 1995), siendo las aguas de drenaje, principalmente de origen doméstico, el tipo más común de contaminación, en las que la materia orgánica conforma la mayor proporción (Salazar-Vallejo, 1991).

Asimismo se está prestando atención a los efectos ambientales de otros constituyentes tales como los sólidos en suspensión, nutrientes (Metcalf y Eddy, 1996) y compuestos químicos tóxicos para ciertos organismos marinos (Legovic, 1997).

Así pues, el aumento en la investigación de las aguas de desecho ha producido una creciente preocupación en el hombre, en cuanto a que él mismo esta propiciando cambios que se revierten en contra de la sobrevivencia de ciertas especies (Novaro, 1998), lo que ha dado lugar a una legislación cada vez más estricta (Winkler, 1986) y al establecimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales, con el objeto de depurar las aguas usadas para no emitir agua de drenaje en forma cruda a reservorio alguno (Salazar-Vallejo, 1991).

El proceso de tratamiento de residuos tiene como fin la remoción de materia (Winkler, 1986), por lo que las plantas de tratamiento se han diseñado de acuerdo a las características físicas y químicas propias de las aguas residuales, así como también de la calidad del efluente que se desea obtener (Ibarra-Angulo, 1995). Para esto, los distintos procesos y operaciones unitarias se agrupan entre sí para establecer los niveles de eliminación de contaminantes.

En general, el tratamiento primario consiste en la remoción de sólidos suspendidos (Salazar-Vallejo, 1991), el tratamiento secundario en la eliminación de sólidos y materia orgánica (Metcalf y Eddy, 1996) y el tratamiento terciario en la remoción de nutrientes (Salazar-Vallejo, 1991). Entre cada nivel de tratamiento hay una gran diferencia entre el equipo necesario y la inversión mínima para su establecimiento y operación (Salazar-Vallejo, 1991). A nivel mundial existe la tendencia de aumentar el nivel de tratamiento de aguas residuales por lo que ha habido una reducción en el número de plantas con tratamiento primario y en algunos países el nivel de tratamiento mínimo aceptable para el vertido de aguas superficiales es el tratamiento secundario (Metcalf y Eddy, 1996).

Además, la legislación establece que las aguas residuales tratadas tienen que cumplir normas específicas de calidad antes de que sean descargadas en una corriente de agua o bien antes de que puedan volver a usarse (Winkler, 1986). Sin embargo, la operación deficiente de muchas de estas instalaciones ha ocasionado que las condiciones exigidas por la normatividad sobre descargas de aguas residuales no sean cumplidas (Metcalf y Eddy, 1996), por lo que los productos residuales parcialmente tratados son descargados. Tal es el caso de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada, la cual descarga sus aguas residuales al medio marino. Por esto, es importante el manejo adecuado y el continuo mantenimiento de la planta de tratamiento así como también el monitoreo de la calidad del agua e incluso el estudio del efluente como unidad global para abordar el problema del control de la toxicidad. Esto último implica el uso de ensayos de toxicidad para la medición de la misma en las aguas residuales tratadas a descargar (Metcalf y Eddy, 1996). En conjunto, el fin es el conseguir su adecuación a los crecientes y rigurosos requerimientos que se establecen de cara a la mejora ambiental de los cursos y cuerpos de agua.

De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996), el futuro en cuanto al estudio de aguas residuales se centra en la mejora de las plantas de tratamiento existentes. Por ello en la actualidad la mayoría de las operaciones y procesos unitarios empleados en el tratamiento de aguas residuales están siendo sometidos a una intensa y continua investigación, tanto desde el punto de vista de ejecución como de aplicación de los mismos.

II. ANTECEDENTES

El vertido de aguas superficiales, en ríos, lagos y mares, continúa siendo el método de descarga de aguas residuales más común (Metcalf y Eddy, 1996). En la mayoría de los casos el ritmo de desarrollo costero es mucho mayor que el correspondiente a la prestación de servicios necesarios para atender y tratar de atenuar la contaminación (Salazar-Vallejo, 1991). Pese a ello, como medida de control de la contaminación y con el fin de garantizar la permanencia de recursos naturales, durante los últimos 40 años, a nivel mundial, casi se ha triplicado el número de plantas de tratamiento de aguas residuales al servicio de los municipios y comunidades (Metcalf y Eddy, 1996).

Asimismo se han incrementado el número de plantas de pequeño tamaño (Metcalf y Eddy, 1996), ya que el tratamiento de las aguas residuales en el sitio de generación es atractivo en términos de la disponibilidad del agua tratada para volver a usarla, así como del cumplimiento de las regulaciones de control de la contaminación (Winkler, 1986).

La planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada fue diseñada y construida en 1993 (Mendoza-Espinosa, 2001). Un año después del inicio de su operación, la planta mostró deficiencias, incluso la Comisión Nacional del Agua (CNA) aplicó sanciones económicas a la UABC por sobrepasar reiteradamente los límites máximos permisibles establecidos en su permiso de descarga. A la fecha el Programa Integral del Manejo del Agua (PIMA) de la UABC se ha encargado del funcionamiento adecuado de la planta de tratamiento (Mendoza-Espinosa, 2001) y ha implementado un programa de monitoreo y mantenimiento, además de llevar a cabo cambios para incrementar su eficiencia y detener la contaminación marina.

Las medidas de control de la contaminación durante las últimas décadas se han circunscrito principalmente a los contaminantes convencionales identificados como causantes de la degradación de la calidad del agua. Sin embargo, se está prestando atención al control de sustancias tóxicas, especialmente a aquellas presentes en los vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996), ya que estas pueden modular o perturbar el sistema endocrino de un organismo o bien pueden afectar a un ecosistema (Gange *et al*, 1999).

Por ello, existe un gran número de pruebas de toxicidad en toxicología ambiental (Landis y Yu, 1995). Entre ellas, las que emplean a *Artemia spp.* son comúnmente utilizadas debido a su sensibilidad, fácil manejo y disponibilidad (Abel y Axiak, 1991). De acuerdo a McLaughlin (1991) *Artemia spp.* ha sido empleada para el análisis toxicológico de contaminantes, micotoxinas, toxinas algales, anestésicos, compuestos orgánicos e incluso se sabe que este crustáceo es un excelente predictor de actividad anticancerígena.

Sin embargo, Kline y Stekoll (2000) mencionan que el uso de *Artemia spp.* en pruebas de toxicidad de efluentes con elevado contenido de sólidos disueltos totales es baja y que además este organismo carece de sensibilidad y por ende los resultados que obtuvieron fueron bastante variables. No obstante, el gobierno mexicano ha incorporado y establecido un formato, en la norma NMX-AA-110-1995-SCFI, para la evaluación de la calidad del agua mediante pruebas de toxicidad empleando *Artemia spp.* como organismo de prueba (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 1996).

A pesar del gran uso de *Artemia spp.* en ensayos de toxicidad muchos investigadores han preferido utilizar otras especies que son de mayor relevancia ecológica de una región geográfica en particular dando origen a nuevas pruebas de toxicidad (Abel y Axiak, 1991).

Así, con el propósito de estandarizar a un formato las pruebas de toxicidad, la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (EPA) y los estados de California y Washington han desarrollado, modificado y/o revisado procedimientos de toxicidad marina dentro de los cuales figura la prueba con erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* (EPA, 1995). Oshida y Goochey (1980) fueron quienes adaptaron un ensayo de toxicidad marina para evaluar aguas residuales diluidas en agua de mar empleando gametos, embriones y larvas de erizo morado. En dicho ensayo encontraron que las aguas residuales municipales de California reducen significativamente la fertilización del erizo.

Nací y Jackim (1985) citados en EPA (1995) mencionan que al comparar la prueba de fertilización de erizo morado con el pequeño pez *Menidia menidia* y el crustáceo decápodo *Mysidopsis bahia* utilizando cinco metales, los resultados no se correlacionaron bien, pero de manera contraria ocurrió al compararla con la toxicidad aguda de compuestos orgánicos empleando al pez de agua dulce *Pimphales promelas* y a la pulga de agua *Daphnia magna*. Sin embargo Warnau *et al* (1996) mencionan que la prueba de gametos, embriones y larvas de erizo *Paracentrotus lividus* ha resultado ser sensitiva y relevante para propósitos ambientales al evaluar metales. Por su parte Mwatibo y Green (1997) mencionan que la fertilización de erizo morado se ve reducida al evaluar pesticidas y además se presentan anomalías en el desarrollo, tales como malformaciones espiculares.

Además, se han evaluado toxicológicamente a las aguas provenientes de escurrimientos pluviales que desembocan en el mar empleando a gametos de erizo *Strongylocentrotus purpuratus*, e incluso estas pruebas se han comparado con las de la pulga de agua *Ceriodaphnia dubia*, el crustáceo decápodo *Mysidopsis bahia* (Schiff *et al*, 2001), el anfípodo *Rhepoxynius*

abronius (Bay y Schiff, 1997) y el abulón *Haliotis rufescens* (Bay *et al*, 1997). De acuerdo a los autores anteriores la prueba de toxicidad de gametos de erizo fue la más sensible.

Por lo tanto, las pruebas de toxicidad son herramientas valiosas para: (1) establecer concentraciones aceptables de los diferentes parámetros convencionales en las aguas receptoras, (2) determinar la influencia de los parámetros de calidad del agua sobre la toxicidad de la misma, (3) verificar la toxicidad de las aguas residuales para múltiples variedades de especies marinas y (4) determinar el nivel de tratamiento de las aguas residuales necesario para alcanzar los límites establecidos por la legislación relativa al control de la contaminación de aguas, entre otras razones más.

Así pues, si se consideran todos los factores benéficos de la zona costera, como centro urbano, comercial e industrial de alto valor económico y estético, es fácil comprender su importancia. Más aún, la importancia va más allá del punto de vista humano, ya que en la zona costera los mares marginales constituyen una de las zonas más activas geoquímica y biológicamente con relación al resto de la biósfera (Ulloa, 2000). Por esto, es fundamental el evaluar la calidad del agua que llega al mar así como la calidad de la misma agua de mar. Por lo tanto, con el fin de determinar la contaminación marina provocada por la descarga de aguas residuales tratadas de la UABC - Unidad Ensenada, se expone la calidad del agua del afluente y efluente y el impacto de este último sobre el medio marino adyacente, así también se evaluará la operación de la planta para proponer condiciones óptimas de operación de la misma y mejoras en el tratamiento.

III. OBJETIVO GENERAL

Monitorear la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada para determinar la eficiencia del tratamiento y el posible impacto del efluente en el medio marino adyacente, así como proponer el rediseño de la planta de tratamiento.

IV. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la eficiencia de remoción de contaminantes de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001.
2. Determinar la dirección de transporte del efluente en el medio marino adyacente a la descarga de aguas residuales.
3. Determinar el tiempo de vida en el medio marino de la población de coliformes fecales provenientes del efluente.
4. Evaluar la toxicidad aguda del afluente y efluente, así como del agua de mar adyacente a la descarga sobre *Artemia salina*.
5. Determinar el efecto del agua de mar adyacente a la descarga sobre la fecundación de gametos del erizo *Lytechinus pictus*.
6. Rediseñar la planta de tratamiento con base a la información de la calidad del agua y fluctuación en los volúmenes a tratar.

V. METODOLOGÍA

1. Monitoreo de la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada

1.1 Determinación de la variación instantánea de la planta de tratamiento en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001

Se analizó una base de datos de la calidad del agua del afluente y efluente de la planta de tratamiento del período comprendido entre septiembre del 2000 y marzo del 2001 (Anexo 1). En dicha base se contó con datos de demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días de incubación (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3), nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), nitratos (NO_3^-) y sólidos suspendidos (SS). Todas las variables fueron determinadas de acuerdo a las técnicas analíticas de medición que se describen en la sección 1.6 de la metodología.

1. 2 Determinación de la variación media de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001

Se realizaron mediciones de pH, DBO_5 , DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$, NH_3 , $\text{NO}_3^-\text{-N}$, NO_3^- , SS y sólidos suspendidos volátiles (SSv) en muestras compuestas del afluente y efluente de acuerdo a las técnicas analíticas de medición que se describen en la sección 1.6 de la metodología y con la calendarización que se muestra en la Figura 1.

Las muestras compuestas estuvieron constituidas por la mezcla de seis muestras instantáneas, las cuales fueron colectadas en recipientes de plástico, cada hora y media a partir de las 9:00 a.m. Asimismo se midió el volumen de agua residual del afluente y efluente por unidad de tiempo en cada muestra instantánea.

Las muestras se mantuvieron a $4 \pm 2^\circ\text{C}$ en condiciones de oscuridad desde su colecta y mezcla hasta el momento de ser analizadas.

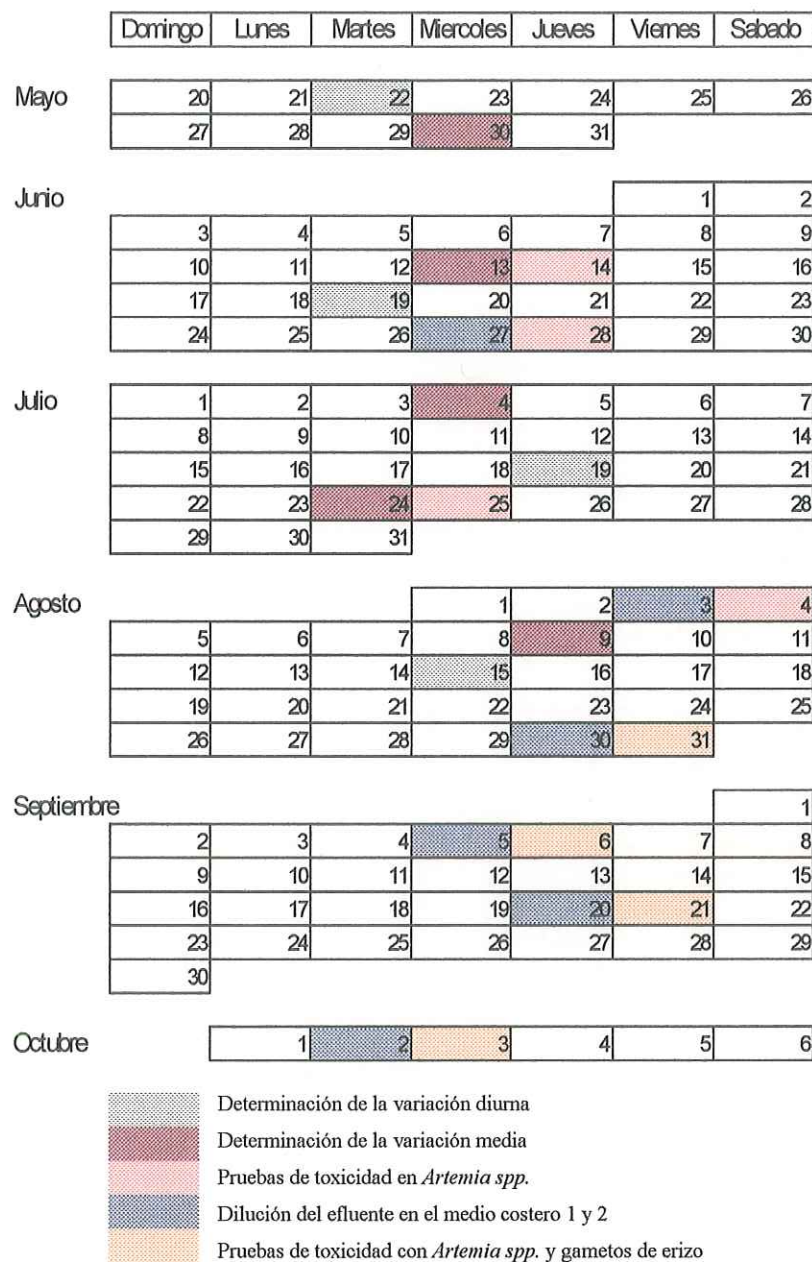


Figura 1. Calendario de muestreo de la calidad del agua del afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada, y de la zona marina adyacente a la descarga de la planta.

1. 3 Determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001

Se realizaron una vez al mes mediciones de pH, DBO₅, DQO, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N, NO₃⁻, SS y SSv en seis muestras instantáneas del afluente y efluente de acuerdo a las técnicas analíticas de medición que se describen en la sección 1.6 de la metodología y de acuerdo al calendario de muestreo (ver Figura 1),

Las muestras se recolectaron, en recipientes de plástico, a las 9:00, 10:30, 12:00, 13:30, 15:00 y 16:30 horas del día y se realizó la medición del volumen de agua residual del afluente y efluente por unidad de tiempo en cada muestra.

1. 4 Dilución del efluente en el medio marino (1)

El 27 de junio y el 3 de agosto se realizaron, durante marea baja en marea muerta y viva respectivamente, mediciones de temperatura, pH, DBO₅, DQO, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N, NO₃⁻, SS, SSv, y bacterias coliformes fecales en muestras instantáneas del afluente y efluente. A su vez se midió el volumen por unidad de tiempo de las aguas residuales.

Con el fin de determinar la dilución del efluente en el medio costero, se realizaron mediciones de salinidad, temperatura, pH, DBO₅, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N, NO₃⁻, y bacterias coliformes fecales en muestras instantáneas de agua de mar localizadas en el punto de mezcla del efluente con el agua de mar y a 10, 20, 30, 40 y 50 m con dirección norte y sur del punto de mezcla. Las técnicas analíticas de medición se describen en la sección 1.6 de la metodología.

1. 5 Dilución del efluente en el medio marino (2)

El 30 de agosto, 5 y 20 de septiembre y 2 de octubre del 2001 se realizaron mediciones de salinidad, pH, DBO_5 y bacterias coliformes fecales en muestras instantáneas del afluente. A su vez se midió el volumen del agua residual por unidad de tiempo y basándose en esta medición, se calculó el tiempo de residencia parcial (T_{Rp}) de la parcela del agua residual entrante a la planta de tratamiento, de acuerdo a la ecuación (1). Se consideró el tiempo de residencia como parcial porque su estimación consideró únicamente a los tanques de sedimentación y ozonación.

$$T_{Rp} = \left(\frac{(V.T.S * 2) + (V.T.O.)}{V.H_2O_{RA}} \right) \quad (1)$$

donde: V.T.S.: volumen del tanque de sedimentación (18.060 m^3).

V.T.O.: volumen del tanque de ozonación (18.060 m^3).

V. H_2O_{RA} .: volumen de agua residual del afluente por hora.

Una vez cumplido el T_{Rp} de la parcela muestreada anteriormente en el afluente, se realizaron mediciones de salinidad, pH, DBO_5 y bacterias coliformes fecales en las muestras instantáneas del efluente, punto de mezcla del efluente con el agua de mar, así como también de muestras colectadas a 10, 20, 30, 40 y 50 m en dirección norte y sur del punto de mezcla.

Además, se determinó a 21°C el tiempo necesario para la extinción de la población de bacterias coliformes fecales del efluente, simulando su vertido en el medio marino a una dilución inicial de 1:250. Para esto se hizo una serie de tiempo en la cual se estimó el número de coliformes fecales a las 3, 6, 12, 24, 48, 72 y 96 horas de haber inoculado el agua de mar con agua proveniente del efluente.

1.6 Técnicas analíticas de medición

La DBO_5 se determinó por el método de diluciones de acuerdo a los procedimientos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985). El método de diluciones se basa en la medición de oxígeno consumido durante 5 días de incubación en condiciones de oscuridad y a una temperatura de 20°C , donde la muestra se diluye con una solución nutritiva que ha sido saturada previamente de oxígeno. El oxígeno disuelto (O_2) se midió por el método Micro-Winkler.

Por su parte, la DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$, NH_3 , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ y NO_3^- se midieron fotométricamente empleando el espectrofotómetro y los métodos de análisis Hach DR/2010. La determinación de la DQO consiste en calentar la muestra por dos horas con un agente oxidante fuerte (dicromato de potasio). Los compuestos orgánicos oxidables reaccionan, reduciendo el ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) al ion crómico (Cr^{3+}) y la cantidad de Cr^{3+} producida es determinada colorimétricamente. Los miligramos por litro (mg/l) de DQO son definidos como los mg de O_2/l de la muestra en las condiciones antes mencionadas.

La determinación del NH_3 se basa en la mezcla de dicho compuesto con cloro para formar monocloramina. La monocloramina reacciona con el salicato para formar 5-aminosalicilato. Este último es oxidado en la presencia catalítica del nitroprusiato de sodio para formar un compuesto de color azul. Dicho color se envuelve por el color amarillo del reactivo que en exceso se encuentra para dar lugar a una solución verde, la cual se evalúa colorimétricamente.

La determinación de los NO_3^- se basa en la reacción de éstos en condiciones ácidas fuertes del ácido cromotrópico (ácido 4,5-dihidroxinaftaleno-2,7-disulfónico) y el producto amarillo resultante, se mide a una absorbancia de 410 nm.

La determinación de SS y SSV se realizó de acuerdo a los procedimientos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985). La determinación de SS se basó en la diferencia de peso de un filtro GF/C con poros de 0.45 μm , obtenida antes y después de filtrar una muestra de agua residual de volumen conocido. Posteriormente el filtro se incineró a 550°C por 30 minutos y una vez enfriado en el desecador, se determinaron los SSV que corresponden a la pérdida de peso posterior a la incineración.

Por último, las bacterias coliformes fecales se determinaron por medio de Número Más Probable (NMP), descrito en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985), mientras que el pH, la temperatura y la salinidad se midieron empleando un potenciómetro Fisher Scientific modelo Accumet Basic, un termómetro digital Fisher Scientific modelo Tracetable y un refractómetro de mano Westover modelo RHS-10AC, respectivamente.

1.7 Análisis Estadístico

Los datos obtenidos del monitoreo de la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada se compararon con los valores máximos permisibles de las normas: NOM-001-ECOL-1996 y NOM-003-ECOL-1997. Estas normas establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (Tabla I) y los límites máximos permisibles para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público (Tabla II), respectivamente.

Debido a que las normas establecen como límites máximos permisibles el promedio mensual, con fines prácticos se consideró cada muestra instantánea y compuesta como el promedio mensual. Normalmente el promedio mensual es obtenido de cuatro muestras instantáneas representativas del mes o bien de calcular el promedio ponderado en función del caudal de al

menos dos muestras compuestas, Para el caso de los límites máximos permisibles dados en el promedio diario, a éstos se les comparó sólo con las muestras compuestas de la determinación de la variación media de la planta de tratamiento.

Tabla I. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. NOM-001-ECOL-1996 (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1997).

Parámetros	Contaminantes Básicos					
	Explotación pesquera, navegación y otros usos		Recreación		Estuarios	
	Promedio Mensual	Promedio Diario	Promedio Mensual	Promedio Diario	Promedio Mensual	Promedio Diario
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	1 000	2 000	1 000	2 000	1 000	2 000
Sólidos Suspendidos (mg/l)	100	175	75	125	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/l)	100	200	75	150	75	150
pH	muestras	simples	entre	5 - 10		

Tabla II. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. NOM-003-ECOL-1997 (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1998).

Tipos de reuso	Promedio Mensual		
	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/l)	Sólidos Suspendidos (mg/l)
Servicios al público con contacto directo	240	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1 000	30	30

Asimismo, se reportó la eficiencia de tratamiento de la variación instantánea, media y diurna de la planta de tratamiento y se realizó una comparación entre la concentración de cada parámetro en afluente y efluente de manera independiente entre la variación instantánea, media y diurna por medio de un análisis paramétrico (t-Student) o no paramétrico (Wilcoxon) pareado. Para esto, previamente se realizó el ajuste a la distribución normal por la prueba de Kolgomorov-Smirnov. Asimismo se realizó una comparación de cada parámetro medido, en afluente y efluente, cada hora y media durante la determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento. Para esto, se realizó previamente el ajuste a la distribución normal por la prueba de Kolgomorov-Smirnov, así como también la prueba de homogeneidad de varianzas. La comparación de cada parámetro medido cada hora y media en afluente y efluente se llevó a cabo por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis de una vía. Todas las pruebas realizadas se llevaron a cabo a un nivel de significancia del 0.05 empleando el paquete estadístico Sigmastat para Windows versión 2.0.

Con el propósito de observar tendencias de agrupación de los parámetros de la variación instantánea, media y de las cuatro variaciones diurnas de la planta de tratamiento, se realizaron de manera separada para el afluente y efluente análisis de conglomerado. El análisis envuelve el cálculo de distancias euclidianas y los datos se aglomeran utilizando el promedio por parejas desbalanceado (unweighted pair-group average). De este análisis se obtuvieron gráficas de tipo dendograma y a su vez se determinó el coeficiente de correlación de Pearson entre la matriz de distancias y los valores de amalgamación en cada uno de los análisis de conglomerado.

2. Rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada

Durante el monitoreo de la calidad del agua residual de la UABC - Unidad Ensenada comprendido entre el 13 de junio y el 15 de agosto del 2001 (ver figura 1) se tomaron seis muestras del licor de mezcla de cada tanque de aireación a las 9:00, 10:30, 12:00, 13:30, 15:00 y 16:30 hrs, excepto los días 27 de junio y 3 de agosto en los que sólo se tomó una muestra a las 9:20 y 15:15 hrs respectivamente. A cada una de estas muestras le fueron determinadas los sólidos suspendidos de licor de mezcla (SSLM) y sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla (SSvLM), de acuerdo a las técnicas de SS y SSv antes mencionadas. La información obtenida sobre la calidad del agua y volumen de agua entrante a la planta de tratamiento durante la determinación de la variación media como de cada promedio diurno (considerando los datos obtenidos entre las 9:00 y 16:30 hrs del día) fue empleada para calcular dimensiones apropiadas y condiciones de operación para su óptimo funcionamiento.

Se planteó el rediseño de la planta de tratamiento en función de la generación de agua residual por alumno, flujos futuros, tiempos de retención de acuerdo al flujo medio del afluente, tiempo de retención de acuerdo a la carga de DBO y carga de contaminantes; a partir de los cuales se hizo una caracterización del agua residual. Además se determinó la tasa de alimento/microorganismos, la tasa de respiración, la demanda de oxígeno disuelto de acuerdo a la carga de DBO y se determinó el tiempo de residencia de los lodos.

3. Pruebas de toxicidad

3.1 Toxicidad aguda de *Artemia salina*

Se realizaron ocho pruebas de toxicidad aguda en el crustáceo *Artemia salina*. En ellas se evaluó a las 48 hrs de exposición, el efecto tóxico del afluyente, efluente y agua de mar adyacente a la zona de descarga de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada.

De las ocho pruebas realizadas, dos de ellas se desarrollaron con muestras compuestas del agua de la planta que corresponden al 13 de junio y al 24 de julio del 2001, mientras que las seis restantes corresponden a las muestras de dilución del efluente en el medio marino (1) y (2).

El agua de prueba utilizada se mantuvo almacenada en recipientes de plástico por un período no mayor de seis horas, a 4 ± 2 °C y en condiciones de oscuridad hasta el momento de ser utilizadas. A continuación se describe la técnica de eclosión de quistes de *Artemia salina*, la obtención de nauplios y el desarrollo de la prueba:

3.1.1. Técnica de eclosión de quistes de *Artemia salina* y obtención de nauplios

A un embudo de separación de 250 ml se le agregó 200 ml de agua de mar al 80%. El agua de mar fue previamente filtrada hasta 1 μm e irradiada con luz ultravioleta (UV). Posteriormente, se adicionaron 200 mg de quistes, y se establecieron las condiciones de temperatura, luz y oxígeno disuelto requeridas para llevar a cabo la eclosión. Después de 24 hrs se seleccionaron a los nauplios que presentaban mayor movimiento y estos fueron utilizados en la prueba.

3.1.2. Desarrollo de la prueba

Para comenzar el ensayo, se formaron tres grupos de prueba, los cuales fueron: (1) afluente, (2) efluente y (3) punto de mezcla del efluente con agua de mar. En los últimos cuatro ensayos realizados se consideró como grupo (4) al grupo 3 y a las muestras de agua de mar localizadas a 10, 20, 30, 40 y 50 m con dirección norte y sur del punto de mezcla del efluente con el agua de mar.

Los grupos 1, 2 y 3 tenían cinco concentraciones o diluciones de prueba y cinco réplicas por cada concentración, las cuales fueron: 100, 50, 25, 12.5 y 6.25%. Por su parte el grupo 4 solo se evaluó al 100% y por triplicado excepto en el punto de mezcla en el que se contó con cinco réplicas.

Durante cada prueba se llevó a cabo un control con cinco réplicas. El grupo control y el agua de la dilución de las diferentes concentraciones consistió en agua de mar filtrada hasta 1 μm e irradiada con luz UV.

Los ensayos se realizaron utilizando en promedio 10 nauplios de 24 hrs de edad por réplica. A estos organismos de prueba se les colocó en un volumen de 20 ml, sin remoción de la solución de prueba, y en condiciones de continua exposición de luz por 48 hrs. Al término de este período la respuesta evaluada fue la inmovilidad de *Artemia salina*.

3.1.3. Análisis Estadístico

A cada grupo de prueba y al control se les realizó el ajuste a la distribución normal por la prueba de Kolmogorov-Smirnov al igual que la prueba de homogeneidad de varianzas con el fin de decidir utilizar un análisis paramétrico o no paramétrico.

Las comparaciones entre las concentraciones de cada grupo con el control se realizaron con análisis paramétrico ANOVA de una vía, y en el caso de existir diferencias se realizó la prueba a *posteriori* de Tukey. En el caso de un análisis no paramétrico, se realizó la prueba Kruskal-Wallis de una vía, y al existir diferencias se realizó la prueba a *posteriori* de Dunnett's. Todas las pruebas estadísticas se realizaron a un nivel de significancia del 0.05 empleando el paquete estadístico Sigmastat para Windows versión 2.0.

Asimismo, se calculó la Concentración Letal Media (CL_{50}) por medio del método de unidades probabilísticas "Probit" a los grupos efluente y afluente del 3 de agosto y 20 de septiembre del 2001 respectivamente. A los dos grupos anteriores se les calculó las Unidades Toxicológicas agudas (Uta), y el Criterio de Máxima Concentración (CMC) de acuerdo a Metcalf y Eddy (1996):

$$Uta = \frac{100}{CL_{50}} \quad (2)$$

$$CMC = \frac{Uta}{DCI} \leq 0.3 Uta \quad (3)$$

donde DCI es la dilución crítica inicial

El CMC es utilizado para proteger las aguas contra los efectos agudos de la toxicidad y en los vertidos al mar. La DCI se define como la dilución alcanzada en el supuesto de que se den las peores condiciones ambientales en la zona cercana al lugar donde se produce el vertido, y donde la mezcla y la dilución del efluente se obtiene a partir del momento inicial y la boyancia de la descarga. En este trabajo se consideró la DCI como la mínima dilución de las bacterias coliformes fecales del efluente al punto de mezcla del efluente con el agua de mar.

3. 2 Efecto del agua de mar adyacente al efluente en la fecundación de gametos del erizo

Lytechinus pictus

Se realizaron cuatro ensayos de fertilización de gametos de erizo blanco (*Lytechinus pictus*) empleando agua de mar adyacente al efluente de la planta de tratamiento. Estos ensayos se desarrollaron con las muestras que corresponden a la dilución del efluente en el medio costero (2).

Las muestras de agua de mar se almacenaron en recipientes de plástico por un período no mayor de 20 hrs a 4 ± 2 °C y en condiciones de oscuridad hasta el momento de ser utilizadas. A continuación se describe la obtención de reproductores, la inducción al desove y el desarrollo de la prueba:

3.2.1. Obtención de reproductores e inducción al desove

Reproductores de erizo blanco (*Lytechinus pictus*) fueron colectados en Bahía Todos Santos, Ensenada, México por medio de buceo autónomo. Los organismos fueron transportados en seco al Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la UABC - Unidad Ensenada dentro de hieleras. Una vez en el IIO, se colocaron en estanques con aireación y flujo continuo de agua de mar.

Para la inducción al desove, los organismos fueron colocados con el hemisferio oral hacia arriba, en recipientes de plástico, previamente llenados con agua de mar filtrada hasta $1 \mu\text{m}$ e irradiada por UV. Posteriormente, fueron inyectados con solución salina de cloruro de potasio (KCl) a una concentración de 0.55 M insertando una aguja a través de la membrana peristomal. Una vez que los organismos expulsaron los gametos, se tomaron muestras de gametos y se

observó a través de un microscopio el estado y condición de los óvulos, así como también la movilidad de espermatozoides. Al observarse buena condición de óvulos y alta movilidad en espermatozoides, se verificó la viabilidad de fecundación.

3.2.2. Ensayo de fecundación

Cada ensayo consistió en la determinación porcentual de óvulos fertilizados y a su vez se determinó el porcentaje de huevos considerados normales en el control y las 11 muestras de agua de mar adyacente al efluente, las que se hicieron por triplicado. El control consistió en agua de mar filtrada hasta $1\ \mu\text{m}$ e irradiada con luz UV.

Una vez confirmada la viabilidad de fertilización, se colocaron los espermatozoides y óvulos en cámaras de experimentación de 10 ml. En cada cámara, se colocaron 80 ± 20 óvulos/ml y 2200 ± 200 espermatozoides/ml; es decir se colocaron aproximadamente 27 gametos masculinos/gameto femenino. Para conocer el número de espermatozoides por ml, se realizó una curva patrón en relación con la absorbancia de estos a 550 nm, como lo muestra la Figura 2.

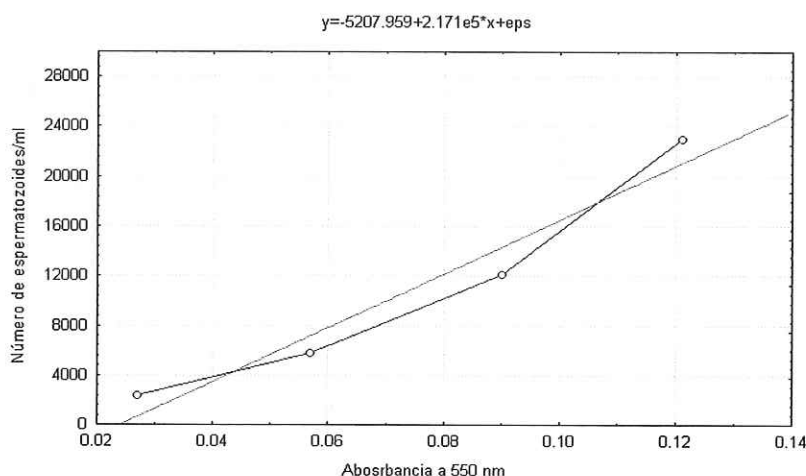


Figura 2. Curva patrón para determinar el número de espermatozoides/ml.

A los 15 minutos de haber mezclado los óvulos y espermatozoides en el agua de prueba, las muestras se fijaron con solución amortiguadora de formalina al 5%. Posteriormente se cuantificaron los óvulos no fecundados, óvulos fecundados y huevos considerados normales de acuerdo a la Figura 3 descrita por la EPA (1995).

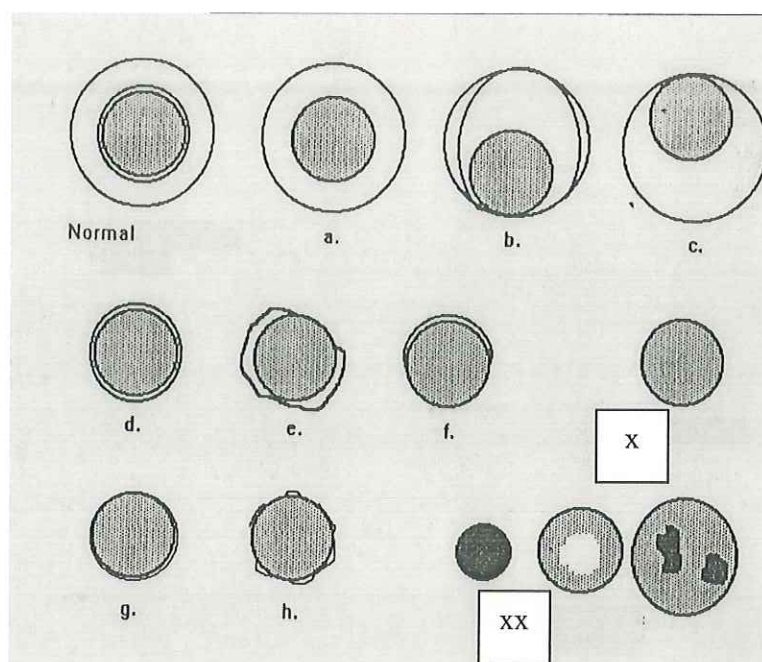


Figura 3. Fertilización normal, óvulos fertilizados anormalmente (a-h), óvulo maduro no fertilizados (x) y óvulos no maduros no fertilizados (xx). Los óvulos no maduros pueden llegar a fertilizarse pero estos no deben tomarse en cuenta (EPA, 1995).

3.2.3. Análisis Estadístico

En cada ensayo del grupo porcentual de óvulos fecundados se realizó el ajuste a la distribución normal por la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la prueba de homogeneidad de varianzas. De manera independiente se realizaron estas pruebas en el grupo porcentual de huevos considerados normales, para decidir utilizar un análisis paramétrico o bien un análisis no paramétrico.

La comparación entre las 11 muestras y el control se realizó con ANOVA de una vía, para el caso paramétrico y, en caso de existir diferencias, se realizó la prueba a *posteriori* de Tukey. Por otro lado la prueba Kruskal-Wallis de una vía se realizó para el caso no paramétrico; en caso de existir diferencias, se realizó la prueba a *posteriori* de Dunnett's. Las pruebas estadísticas realizadas se llevaron a cabo a un nivel de significancia del 0.05, empleando el paquete estadístico Sigmastat para Windows versión 2.0.

VI. RESULTADOS

1. Monitoreo de la calidad del agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada

1.1 Determinación de la variación instantánea de la planta de tratamiento en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001

La base de datos indicó que la concentración y variabilidad de cada parámetro reportado disminuyó una vez que el agua residual fue tratada, a excepción de los NO_3^- y NO_3^- -N, los cuales siempre aumentaron su concentración y variabilidad en el efluente. De manera que los NO_3^- tuvieron un promedio de 6.27 mg/l en el afluente y de 87.71 mg/l en el efluente, en tanto que el promedio de NO_3^- -N fue de 1.41 y 19.72 mg/l en afluente y efluente respectivamente (Figura 4). Este comportamiento, de mayor concentración en el efluente que en el afluente, también ocurrió con la DBO el 23 de marzo del 2001 y con el NH_3 y NH_3 -N el 9 de marzo del 2001.

Los SS, DQO y DBO fueron los parámetros que presentaron mayor variabilidad al llegar a la planta de tratamiento. En el afluente los SS, DQO y DBO, tuvieron un promedio de 97.07, 277 y 158.35 mg/l respectivamente, mientras que en el efluente los SS tuvieron un promedio de 16.67 mg/l, la DQO de 32.17 mg/l y la DBO de 47.05 mg/l. En cuanto al NH_3 y NH_3 -N, las concentraciones promedio fueron de 76.67 y 63.2 mg/l en el afluente y de 23.53 y 19.6 mg/l en el efluente, respectivamente (Figura 4).

Así pues, la DBO, DQO, SS, NH_3 y NH_3 -N tuvieron un porcentaje de remoción promedio (con una variación en términos de desviación estándar) del 63.7 (27.6), 86.1 (9.1), 68.1 (24.9), 67.0 (26.9), 67.3 (27.2) %, respectivamente. En cambio, los NO_3^- y NO_3^- -N aumentaron en promedio 30.1 (19.9) y 28.7 (18.8) veces su concentración en el efluente, respectivamente. Por lo

tanto, la eficiencia de tratamiento en la variación instantánea de la planta de tratamiento fue del 71.23% (cálculo basándose en el por ciento de remoción de la DBO, DQO, SS y NH_3).

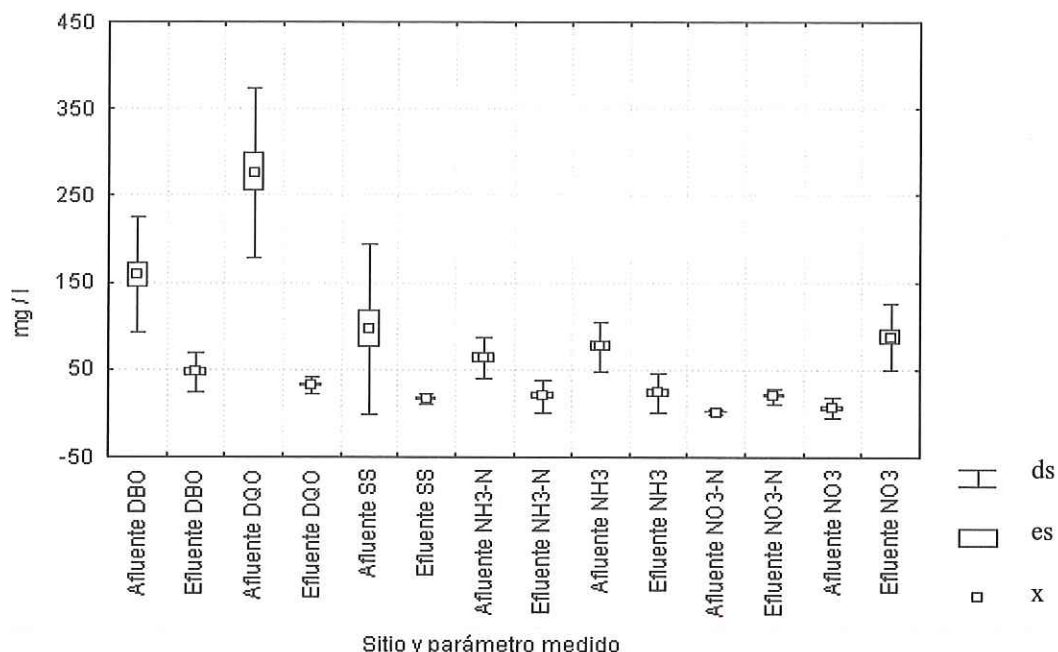


Figura 4. Promedios (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3), nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) y nitratos (NO_3) del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada durante la variación instantánea del período de septiembre del 2000 a marzo del 2001.

Al comparar estadísticamente la concentración del afluente con la del efluente de cada parámetro se encontraron diferencias significativas en cada uno de ellos (Tabla III). Así también las aguas residuales tratadas cumplieron con los valores máximos permisibles de DBO y SS de la norma para descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Sin embargo, la DBO en nueve de doce concentraciones reportadas y el promedio de la variación instantánea rebasó la norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. A su vez, los SS rebasaron la norma anterior en dos de quince ocasiones.

Tabla III. Comparación estadística de la concentración instantánea de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Parámetro	Prueba Estadística	Estadístico calculado	Estadístico esperado	Valor P	Resultado de la prueba
DBO	t-student	t = 5.268	2.201	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO
DQO	t-student	t = 5.852	2.571	($P = 0.002$)	SIGNIFICATIVO
SS	Wilcoxon	W = 0	25.00	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO
NH ₃ -N	t-student	t = 7.059	2.145	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO
NH ₃	t-student	t = 7.006	2.145	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻ -N	t-student	t = -7.602	2.145	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻	t-student	t = -7.543	2.145	($P \leq 0.001$)	SIGNIFICATIVO

1.2 Determinación de la variación media de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001

Las concentraciones por día de los parámetros medidos para la determinación de la variación media de la planta de tratamiento se reportan en el Anexo 2. En ellos, es posible apreciar que la concentración y variabilidad de cada parámetro medido disminuyó una vez que el agua residual fue tratada, a excepción de los NO₃⁻ y NO₃⁻-N, los cuales aumentaron su concentración y variabilidad.

La variación media de la planta de tratamiento muestra que el pH del afluente estuvo en el intervalo de 6.56 a 8.78, mientras que en el efluente estuvo entre 7.15 y 7.87. Ambos intervalos se encontraron dentro de los valores de pH permitidos por la norma NOM-001-ECOL-1996. También se puede apreciar que el máximo valor de pH registrado tanto en afluente como en efluente se presentó el 30 de mayo, día que también se presentó la máxima concentración de DBO en el afluente y, a su vez, el NH₃ y NH₃-N presentaron su máxima concentración tanto en el afluente como en el efluente. Por el contrario, las dos concentraciones máximas de DBO (62.1 y 34.5 mg/l) en el efluente se presentaron el 13 de junio y el 9 de agosto. Estas dos, como también el promedio de la variación media de la DBO del efluente (27.4 mg/l) rebasaron el

límite máximo permisible de DBO de la norma NOM-003-ECOL-1997. De igual manera, el 13 de junio, el 9 de agosto y el 4 de julio, los SS del efluente rebasaron el límite máximo permisible de la norma anterior.

Los SS, SSv, DQO, NO_3 y $\text{NO}_3\text{-N}$ presentaron el 24 de julio la máxima concentración en el afluente, día que también en el efluente se presentaron los máximos de NO_3^- , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ y, a su vez, el pH de ese mismo día presentó sus valores más bajos tanto en afluente como en efluente. En cambio, en el efluente la DQO tuvo su máxima concentración el 13 de junio, cuando también la DBO tuvo su máxima concentración. Por su parte los SS y SSv del efluente tuvieron su máxima concentración el 9 de agosto, día que la DQO presentó la más baja concentración en el efluente. Asimismo, el 9 de agosto y el 4 de julio los SS tuvieron mayor concentración en el efluente que en el afluente. Los SSv presentaron mayor concentración en el efluente que en el afluente el 4 de julio, fecha en la que se presentaron las concentraciones más bajas de NH_3 y $\text{NH}_3\text{-N}$ en afluente y efluente.

En cuanto a la razón porcentual de SSv/SS en el afluente, ésta estuvo entre 85.4 y 97.4, mientras que en el efluente fluctuó entre 50.0 y 75.55 mg/l. Lo que indica que se remueve en promedio un 29.87% de materia orgánica en la planta de tratamiento.

Por otra parte, el promedio de la variación media de la DBO, DQO, SS, SSv, $\text{NH}_3\text{-N}$, NH_3 , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ y NO_3^- en el afluente fue de 109.0, 328.4, 87.8, 75.5, 33.0, 40.1, 7.9 y 35.4 mg/l respectivamente mientras que en el efluente fue de 27.4, 39.4, 49.8, 37.0, 11.0, 13.4, 14.7 y 65.7 mg/l, respectivamente. Es posible observar que la DQO, NO_3 , SS, SSv y DBO fueron los parámetros que presentaron mayor variabilidad al llegar a la planta de tratamiento (Figura 5).

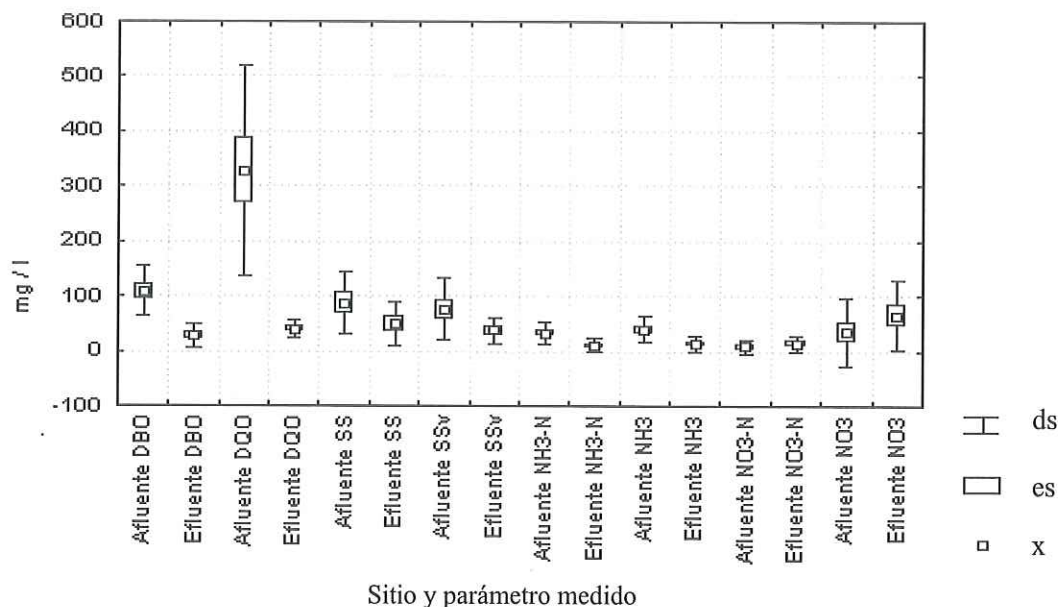


Figura 5. Promedios (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), sólidos suspendidos volátiles (SSv), nitrógeno en forma de amonio (NH₃-N), amonio (NH₃), nitrógeno en forma de nitratos (NO₃⁻-N) y nitratos (NO₃⁻) del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada durante la variación media en el período de mayo a agosto del 2001.

Al comparar la concentración de cada parámetro en afluente y efluente se encontraron diferencias significativas de DBO, DQO, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N y NO₃⁻, con excepción de los SS y SSv, los cuales no mostraron diferencias significativas entre el afluente y efluente (Tabla IV).

Tabla IV. Comparación estadística de la concentración media de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Parámetro	Prueba Estadística	Estadístico calculado	Estadístico esperado	Valor P	Resultado de la prueba
DBO	t-student	t = 3.778	2.776	(P≤0.019)	SIGNIFICATIVO
DQO	t-student	t = 3.230	2.776	(P=0.032)	SIGNIFICATIVO
SS	t-student	t = 1.024	2.776	(P=0.364)	NO SIGNIFICATIVO
SSv	t-student	t = 1.089	5.182	(P=0.356)	NO SIGNIFICATIVO
NH ₃ -N	t-student	t = 4.667	2.776	(P=0.010)	SIGNIFICATIVO
NH ₃	t-student	t = 4.663	2.776	(P=0.010)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻ -N	t-student	t = -4.420	2.776	(P=0.012)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻	t-student	t = -4.417	2.776	(P=0.012)	SIGNIFICATIVO

El cálculo de la relación DBO/DQO en la determinación de la variación media de la planta de tratamiento, denominada relación DBO/DQO media, mostró que en promedio fue de 0.37 y 0.79 para el afluente y el efluente, respectivamente (Tabla V). Además en el afluente la relación DBO/DQO aparentemente fue la misma a excepción del 24 de julio que es cuando se presentó el máximo valor de DQO en afluente. En cambio, en el efluente la relación fluctuó entre 0.23 y 1.92, presentándose la mínima relación del efluente el 9 de agosto debido a que la concentración de DBO fue superior a la de la DQO. También es posible apreciar que el 24 de julio las relaciones DBO/DQO de afluente y efluente fueron muy similares y el 4 de julio la relación del efluente fue superior a la del afluente.

Tabla V. Relación DBO/DQO de la variación media del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Día	Afluente	Efluente
30 de Mayo	0.39	0.49
13 de Junio	0.43	0.98
4 de Julio	0.41	0.32
24 de Julio	0.22	0.23
9 de Agosto	0.38	1.92
Promedio (d.s.)	0.37 (0.08)	0.79 (0.69)

d.s. Desviación estándar

Por último, la remoción de cada parámetro una vez que el agua residual fue tratada manifiesta que las mínimas remociones de $\text{NH}_3\text{-N}$ y NH_3 coincidieron con las mínimas de DBO. En cambio, cuando la DQO presentó la mínima remoción, los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ presentaron el máximo incremento en su concentración. De igual manera, cuando la DQO y la DBO presentaron la máxima remoción, los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ presentaron su mínimo incremento en concentración. En cuanto a los SS y SSv su máxima remoción coincidió con la máxima remoción de la DQO. Sin embargo, dado que los SS y SSv presentaron concentraciones mayores en efluente que en afluente, sus promedios de remoción fueron de 3.1 y 30.1%. Así entonces, para $\text{NH}_3\text{-N}$, NH_3 ,

DQO y DBO los promedios de remoción en la determinación de la variación media de la planta de tratamiento fueron de 69.1, 69.1, 78.7 y 70.2 %, respectivamente. Por otra parte los NO_3^- y NO_3^- -N aumentaron su concentración en el efluente 4.2 veces con relación a la concentración del afluente (Tabla VI). De manera que se obtuvo una eficiencia de remoción del 55.3% (cálculo considerando sólo a la DBO, DQO, SS y NH_3).

Tabla VI. Porcentaje de remoción de cada parámetro medido en la determinación de la variación media de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Día	NH_3 -N (%)	NH_3 (%)	NO_3^- -N (↑)	NO_3^- (↑)	DQO (%)	DBO (%)	SS (%)	SSv (%)
30-Mayo	51.7	51.6	1.9	1.9	89.9	87.1	85.9	No medido
13-Junio	44.7	44.7	6.5	6.5	75.9	44.9	21.2	37.9
4-Julio	76.2	75.9	7.0	7.0	38.6	52.4	+125.0	+88.8
24-Julio	84.9	85.1	1.2	1.2	94.7	94.6	88.8	93.4
9-Agosto	88.1	88.0	4.6	4.6	94.4	71.8	+55.3	8.1
Promedio (d.s)	69.1 (19.74)	69.1 (19.75)	4.2 (2.62)	4.2 (2.62)	78.7 (23.68)	70.2 (21.45)	3.1 (92.66)	30.1 (76.77)

↑ Incremento en número de veces de la concentración del efluente con relación a la concentración del afluente

+ Aumento porcentual en lugar de remoción porcentual, es decir la concentración del efluente fue mayor a la del afluente

d.s. Desviación estándar

1.3 Volumen de agua residual a la entrada y salida de la planta de tratamiento por

unidad de tiempo durante el día

Al volumen de agua residual por unidad de tiempo que entró y salió de la planta de tratamiento durante el día, se le denominó flujo medio de entrada y de salida respectivamente, y éste se evaluó tanto en la determinación de la variación media como en la determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento. Las evaluaciones se realizaron de las 9:00 de la mañana a las 4:30 de la tarde.

El flujo medio de agua residual fue siempre menor en la entrada de la planta de tratamiento que a la salida de ésta (ver figura 6). A pesar de que uno supondría flujos similares, el flujo

medio de salida aumentó en promedio 1.85 veces con relación al flujo medio de entrada y, al compararlos por medio de la prueba t-student, se encontraron diferencias significativas ($P=0.005$).

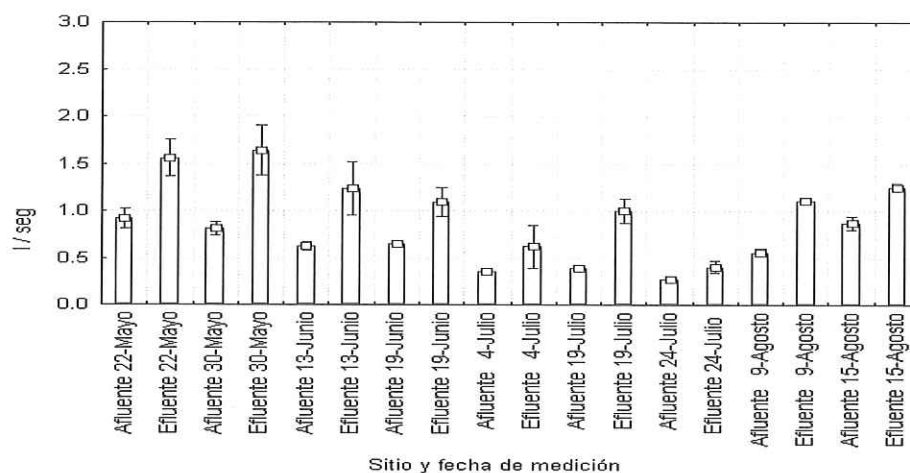


Figura 6. Promedio y error estándar (I) del flujo de las aguas residuales medidas en el período de mayo a agosto del 2001 a la entrada (afluente) y a la salida (efluente) de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada.

Los flujos medios de entrada fluctuaron entre 0.27 y 0.92 l/seg, mientras que los flujos medios de salida estuvieron entre 0.41 y 1.64 l/seg. Los máximos flujos medios de entrada y salida de la planta de tratamiento se presentaron el 22 y el 30 de mayo. Además, se puede apreciar un descenso de los flujos medios de entrada a la planta de tratamiento entre el 4 de julio y 9 de agosto del 2001 (Figura 6). Estos descensos se deben a que en ese período fueron las vacaciones escolares, período en el cual la UABC - Unidad Ensenada tuvo un consumo de agua muy reducido y por ende un bajo desecho de agua residual. Por esto el 24 de julio se registraron los mínimos flujos medios de entrada y salida de la planta de tratamiento.

1.4 Volumen de agua residual a la entrada y salida de la planta de tratamiento por unidad de tiempo a diferentes horas del día

Al volumen de agua residual a la entrada y salida de la planta de tratamiento por unidad de tiempo a diferentes horas del día, se le llamó flujo diurno del afluente y efluente respectivamente. Este flujo se evaluó en la determinación de la variación media así como en la determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento.

Los flujos diurnos de cada hora y media para cada día de muestreo tanto del afluente como del efluente de la planta de tratamiento se reportan en el Anexo 3. En la Figura 7a y b se muestra la fluctuación durante el día. En el afluente los flujos diurnos del 22 y 30 de mayo disminuyeron conforme transcurrió el día; en cambio los flujos diurnos comprendidos entre el 13 de junio y el 15 de agosto presentaron una disminución a las 12:00 y 15:00 hrs del día. Por el contrario el efluente del 22 de mayo al 19 de junio no presentó un patrón en las fluctuaciones de los flujos pero, a partir del 4 de julio, los flujos diurnos presentaron un patrón similar en el cual se observa que a las 12:00 del día aumentaron y mantuvieron un flujo casi constante hasta las 16:30 hrs del día antes de disminuir.

En la mayoría de las ocasiones el flujo diurno del efluente fue superior al flujo diurno del afluente, excepto en los flujos diurnos de las 9:00 de la mañana del 22 de mayo, el de las 10:30 del 30 de mayo, los de las 13:30 y 16:30 del 13 de junio, los de las 9:00, 10:30, 15:00 y 16:30 hrs del 4 de julio y el de las 16:30 del 24 de julio.

En cuanto al máximo flujo diurno, éste se registró tanto en el afluente como en el efluente el 22 de mayo, a las 9:00 y 12:00 hrs del día respectivamente. En el afluente fue de 1.54 l/seg mientras que en el efluente fue de 2.81 l/seg. En tanto que el mínimo flujo diurno del afluente

(0.14 l/seg) y del efluente (0.09 l/seg) se registró el 24 de julio. Para el afluente se presentó a las 9:00 de la mañana, mientras que en el efluente se registró a las 16:30. El 24 de julio se presentaron los menores flujos diarios, 0.14 y 0.35 l/seg en el afluente y 0.09 y 0.73 l/seg en el efluente.

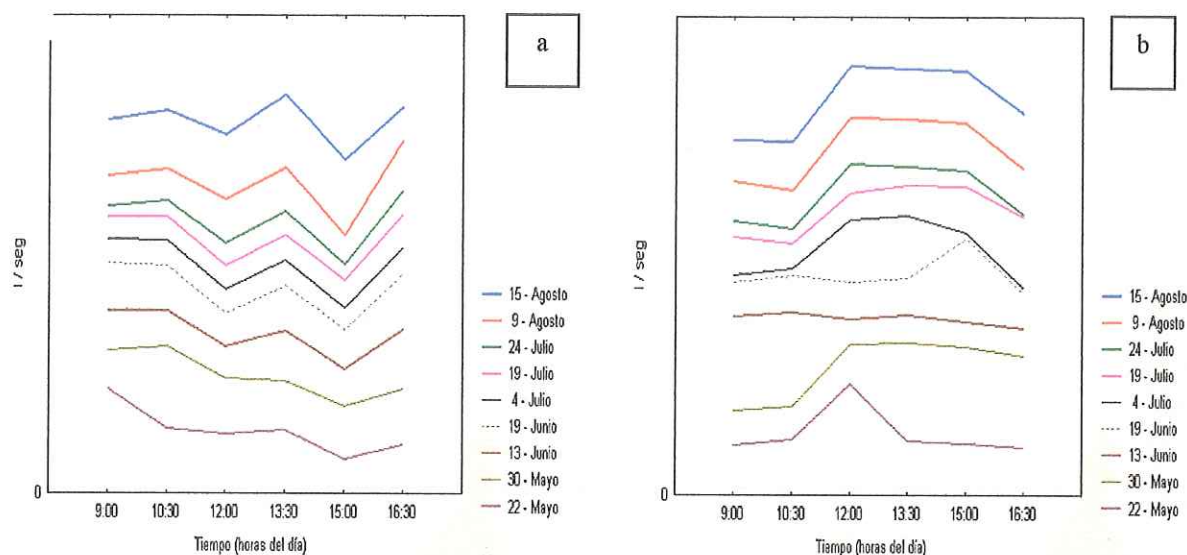


Figura 7. Curva diurna de los flujos a) a la entrada y b) a la salida de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada en el período de mayo a agosto del 2001.

Al realizar la comparación de los flujos diarios, es decir al comparar cada hora y media los flujos de agua residual de entrada y salida de la planta de tratamiento se encontraron diferencias significativas, por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($P \leq 0.001$). Sin embargo al realizar la prueba *a posteriori* de Dunn's no se encontraron las diferencias.

1.5 Determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento en el período de mayo a agosto del 2001

Las concentraciones por día de cada parámetro tanto del afluente como del efluente se reportan en el Anexo 4. De manera general, las variaciones diurnas del afluente como del

efluente se describen a continuación. Las variaciones diurnas de la DQO y la DBO en el afluente mostraron similitud (Figura 8a, b, c y d). Tal similitud se presentó el 19 de junio a partir de las 12:00 del día. Por otro lado la máxima concentración de la DQO (1268 mg/l) se presentó el 15 de agosto cuando la DQO y la DBO aumentaron sus concentraciones conforme transcurría el día. De igual manera en el efluente, donde notablemente las concentraciones y variabilidades disminuyeron, la DQO y la DBO mostraron similitud (Figura 8a, c y d), excepto el 19 de junio, día en que la DBO disminuyó y la DQO aumentó conforme transcurrió el día (Figura 8b). Sin embargo, tanto en afluente como en efluente no hubo similitud entre las cuatro variaciones diurnas.

Al comparar el límite máximo permisible de la DBO de la norma NOM-003-ECOL-1997 se encontró que sólo durante el 19 de julio se cumplió con la norma ya que durante el 22 de mayo, el 19 de junio y el 15 de agosto en dos, tres y seis de seis ocasiones, respectivamente se rebasó el límite máximo permisible. Por otro lado la relación DBO/DQO diurna fluctuó entre 0.06 y 0.53 en el afluente y de 0.04 a 0.96 en el efluente (Tabla VII).

En cuanto a la fluctuación diurna del pH tenemos que durante el 22 de mayo, fluctuó de manera similar en el afluente y el efluente. En cambio, durante el 19 de junio y el 19 de julio no hubo similitud entre el afluente y el efluente, pese a que durante el 19 de julio el pH en el efluente disminuyó conforme transcurrió el día. El caso contrario ocurrió el 15 de agosto cuando el pH del afluente como del efluente aumentó conforme transcurrió el día. Por otra parte los máximos intervalos de pH registrados en afluente como en efluente se obtuvieron el 19 de junio. En el efluente se registraron los dos valores más bajos (2.04 y 2.43), los cuales se encuentran fuera del intervalo permitido por la norma NOM-001-ECOL-1996. De manera paralela a estos dos valores bajos de pH, se presentaron bajas concentraciones de DBO y altas concentraciones

de SS, lo que sugiere que el pH pudo afectar a las poblaciones microbianas presentes en el agua residual tratada y por ende interferir en el análisis de la DBO.

Los SS fluctuaron en el afluente de 14 a 144 mg/l y de 2 a 162 mg/l en el efluente y aunque uno esperaría mayores concentraciones en el afluente, en siete ocasiones fueron mayores las concentraciones del efluente. El 15 de agosto, tanto en el afluente como en el efluente, se presentaron las mayores concentraciones de SS y al comparar el valor máximo permisible de SS de la norma NOM-003-ECOL-1997 se encontró que en los cuatro días evaluados se rebasó la norma. El 19 de julio y el 15 de agosto durante todo el día se violó la norma, mientras que el 22 de mayo y el 19 de junio se rebasó la concentración permisible en tres de seis ocasiones.

Los SSv fluctuaron en el afluente de manera muy similar a los SS, es decir de 14 a 140 mg/l, mientras que en el efluente los SSv fluctuaron de 12 a 90 mg/l. La razón porcentual SSv/SS fue en el afluente de 83.3 a 98.2%, mientras que para el efluente fue de 40 a 70%.

Respecto a los compuestos de nitrógeno, se puede decir, de manera general, que el NH_3 y el $\text{NH}_3\text{-N}$ aumentaron en el afluente conforme transcurrió el día. De igual manera ocurrió el 22 de mayo en el efluente (Figuras 9a, b y c). En cambio, el 15 de agosto en el afluente el NH_3 y el $\text{NH}_3\text{-N}$ fluctuaron entre 39.4 y 102.6 mg/l (Figura 9d). En cada variación diurna en el efluente tanto el NH_3 como el $\text{NH}_3\text{-N}$ mantuvieron concentraciones casi constantes aunque estas difieren entre las cuatro variaciones diurnas (Figuras 9a, b, c y d).

Como es de esperarse los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ aumentaron de afluente a efluente (Figura 9a, b, c y d). Además se puede apreciar que el 22 de mayo y el 19 de julio estos parámetros disminuyeron en el efluente conforme transcurrió el día (Figuras 9a y c). En cambio, como se puede apreciar

en la Figura 9b durante el 19 de junio en el efluente se presentó la máxima concentración de NO_3^- (631.7 mg/l).

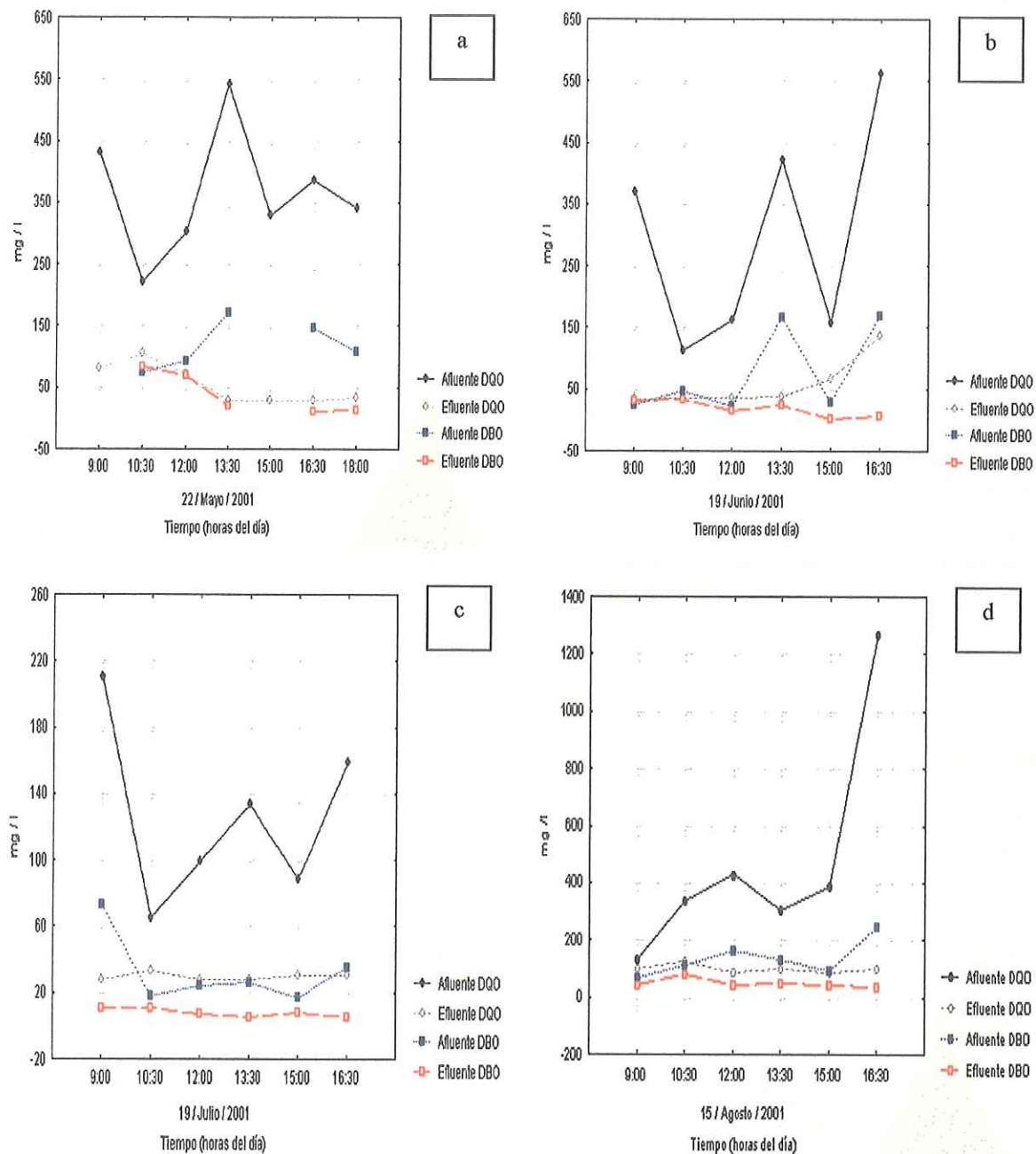


Figura 8. Variación diurna de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del: a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001 y d) del 15 de agosto del 2001

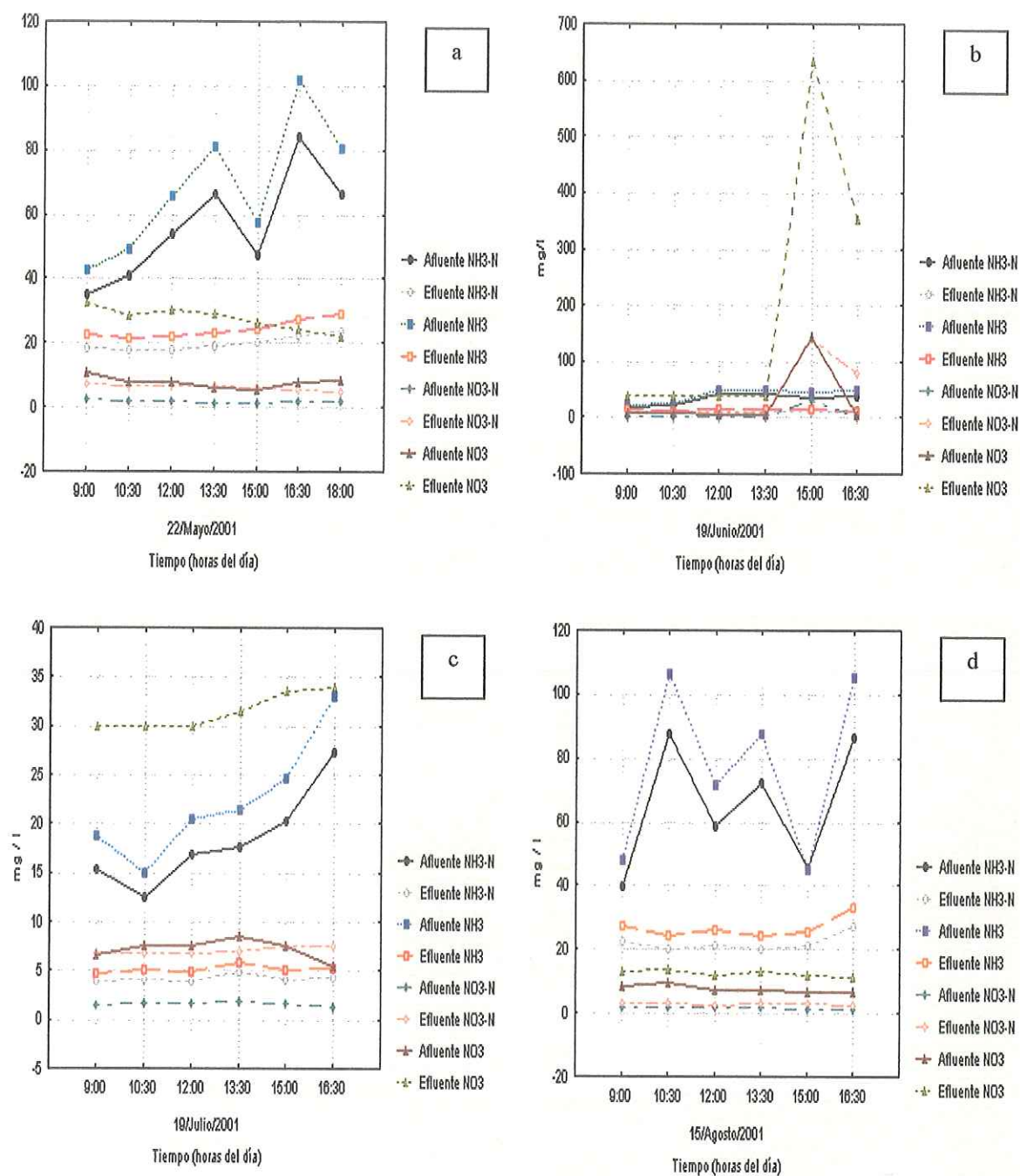


Figura 9. Variación diaria de nitrógeno en forma de amonio (NH₃-N), amonio (NH₃), nitrógeno en forma de nitratos (NO₃⁻-N) y nitratos (NO₃⁻) en el afluyente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del: a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001 y d) del 15 de agosto del 2001

Tabla VII. Relación DBO/DQO de la variación diurna del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Hora del día	Afluente				
	22- Mayo	19 -Junio	19 - Julio	15- Agosto	Promedio (d.s.)
9:00	No determinado	0.06	0.35	0.53	0.31 (0.24)
10:30	0.34	0.43	0.27	0.36	0.35 (0.07)
12:00	0.31	0.14	0.25	0.38	0.27 (0.10)
13:30	0.31	0.39	0.19	0.42	0.33 (0.10)
15:00	No determinado	0.18	0.19	0.25	0.21 (0.04)
16:30	0.38	0.30	0.22	0.20	0.28 (0.08)
18:00	0.32	No medido	No medido	No medido	No calculado
Promedio (d.s.)	0.33 (0.03)	0.25 (0.15)	0.25 (0.06)	0.36 (0.12)	No calculado
Hora del día	Efluente				
	22- Mayo	19 -Junio	19 - Julio	15- Agosto	Promedio (d.s.)
9:00	No determinado	0.95	0.37	0.44	0.59 (0.32)
10:30	0.77	0.92	0.34	0.67	0.68 (0.25)
12:00	0.96	0.43	0.25	0.51	0.54 (0.30)
13:30	0.67	0.65	0.20	0.52	0.51 (0.22)
15:00	No determinado	0.04	0.26	0.51	0.27 (0.24)
16:30	0.36	0.05	0.16	0.38	0.24 (0.16)
18:00	0.38	No medido	No medido	No medido	No calculado
Promedio (d.s.)	0.63 (0.26)	0.51 (0.41)	0.26 (0.08)	0.51 (0.09)	No calculado

d.s. Desviación estándar

1.6 Variación diurna promedio

Las aguas residuales que llegan a la planta de tratamiento mostraron que conforme transcurrió el día la concentración promedio de DBO aumentó, aunque a las 15:00 hrs del día se presentó la concentración promedio más baja del día. A las 16:30 hrs del día se obtuvo el máximo promedio, de 151 mg/l. En cambio, en el efluente las concentraciones promedio disminuyeron conforme transcurrió el día, de manera que en el efluente la máxima concentración promedio (52 mg/l), se presentó a las 10:30 de la mañana y la mínima concentración promedio (15 mg/l) se presentó a las 16:30 hrs (Figura 10a). Asimismo de las 9:00 a la 13:30 hrs del día los promedios de la DBO del efluente rebasaron el límite máximo permisible de DBO de la norma NOM-003-ECOL-1997.

Por otra parte la DQO fue el parámetro que mayor variabilidad presentó durante el día en el afluente, al variar de 183 a 594 mg/l. El máximo promedio de la DQO, al igual que el máximo promedio de la DBO, se presentó a las 16:30. Los dos promedios más bajos de la DQO se presentaron a las 10:30 y 15:00 hrs del día. En el efluente las concentraciones promedio estuvieron entre 48 y 75 mg/l. El máximo promedio ocurrió a las 10:30 de la mañana al igual que el de la DBO (Figura 10b). La relación DBO/DQO promedio de cada hora y media en el afluente fue de 0.21 a 0.35 y en el efluente fue de 0.24 a 0.68 (Tabla VII).

A su vez, los SS presentaron variaciones semejantes durante el día en el afluente y el efluente e incluso las fluctuaciones de sus concentraciones fueron similares. Las concentraciones promedio de SS del afluente tuvieron un patrón similar al de las concentraciones promedio de la DQO del afluente. En el afluente las concentraciones promedio de SS estuvieron entre 48 y 78 mg/l, mientras que en el efluente estuvieron entre 38 y 68 mg/l. A las 10:30 de la mañana, cuando se presentó la máxima concentración promedio del efluente, ésta fue superior a la concentración promedio del afluente y a su vez ésta coincidió en el tiempo con las máximas concentraciones promedio de la DBO y DQO del efluente (Figura 10c). El promedio de los SS del efluente durante todo el día rebasaron el límite máximo permisible de SS de la norma NOM-003-ECOL-1997.

El promedio de los SSv en el afluente y en el efluente disminuyeron su concentración conforme transcurrió el día. A las 12:00 del día se presentó la máxima concentración promedio en el afluente, en tanto que en el efluente la máxima concentración promedio se presentó a las 10:30 de la mañana y, en términos generales, la variabilidad de las concentraciones se redujo (Figura 10d). El promedio de la relación porcentual SSv/SS de cada hora y media en el afluente estuvo entre 89.23 y 98.18%, mientras que en el efluente varió de 45 a 62%.

En lo que respecta al NH_3 como el $\text{NH}_3\text{-N}$, estos presentaron el mismo patrón tanto en el afluente como en el efluente (razón por la cual sólo se muestra la figura del NH_3). En el afluente el NH_3 y $\text{NH}_3\text{-N}$ presentaron un patrón similar al de la DBO. No obstante en este caso la concentración promedio más baja del día la presentaron a las 9:00 de la mañana, pero de igual manera a la DBO el máximo promedio lo presentaron a las 16:30 hrs del día. En el efluente se redujo la variabilidad de concentraciones (Figura 10e). Para el NH_3 las concentraciones promedio fluctuaron entre 16.0 y 19.6 mg/l, mientras que para el $\text{NH}_3\text{-N}$ estuvieron entre 13.2 y 17.3 mg/l.

Los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ presentaron el mismo patrón tanto en el afluente como en el efluente (razón por la cual sólo se muestra la figura del NO_3^-). En el afluente los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ presentaron promedios de concentraciones y variabilidades inferiores a las obtenidas en el efluente. En el afluente el máximo promedio de NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ lo presentaron a las 15:00 hrs del día, cuando se presentaron los mínimos promedios de DBO, DQO y SS en el afluente. En cambio en el efluente las concentraciones promedio se mantuvieron casi constantes de las 9:00 de la mañana a la 13:30 hrs del día. Sin embargo los máximos promedios y las máximas variaciones se presentaron a las 15:00 y 16:30 hrs del día (Figura 10f).

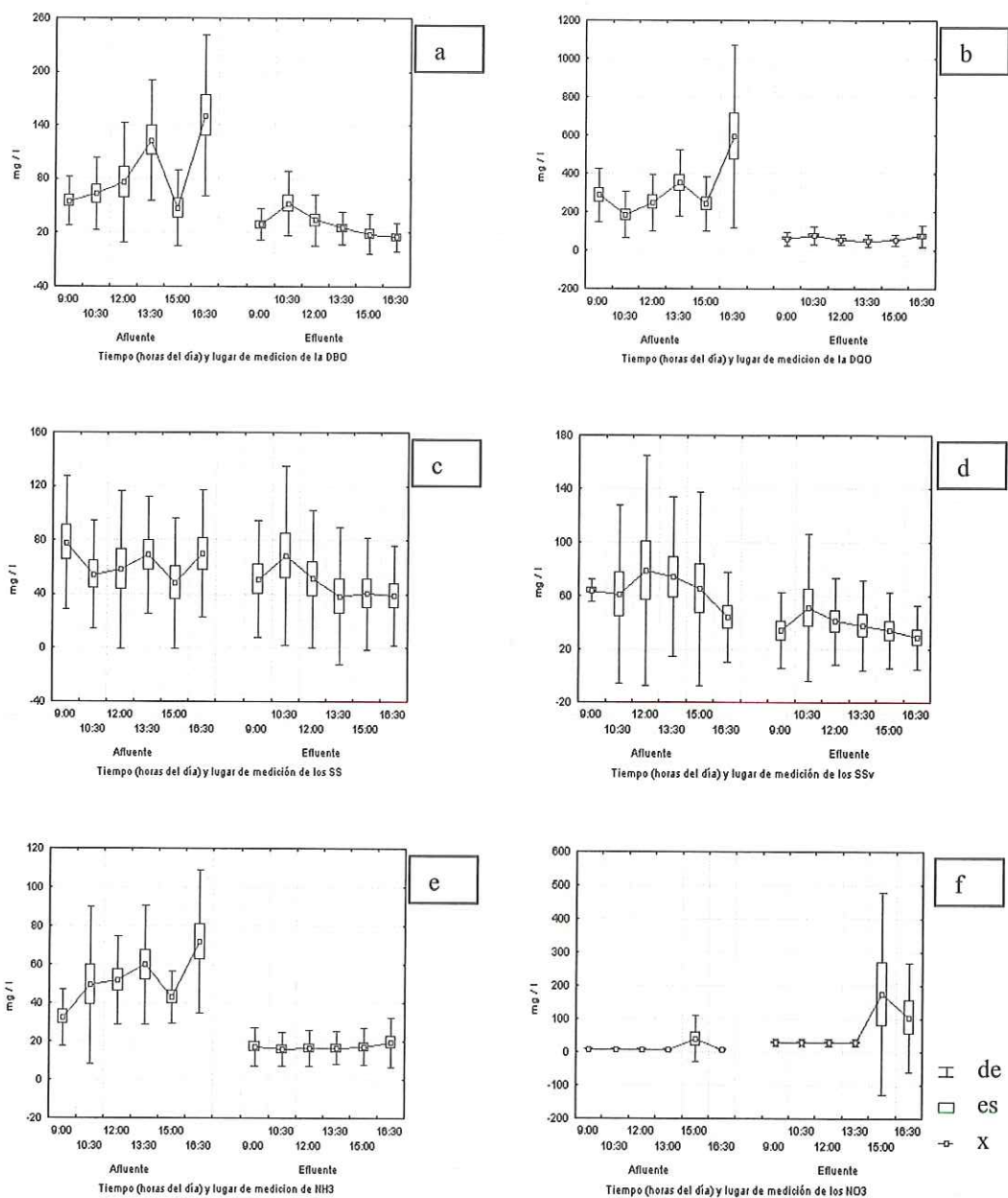


Figura 10. Variación diurna promedio (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada de a) demanda bioquímica de oxígeno (DBO), b) demanda química de oxígeno (DQO), c) sólidos suspendidos (SS), d) sólidos suspendidos volátiles (SSv), e) amonio (NH_3) y f) nitratos (NO_3^-).

1.7 Remoción y eficiencia de tratamiento en la variación diurna

La remoción de cada parámetro en la determinación de la variación diurna de la planta de tratamiento se reporta en el Anexo 5. De manera general, la remoción de la DQO fue de 22.3 a 92.4%. En cambio la DBO, SS y SSv tuvieron en ciertas ocasiones concentraciones mayores en efluente que en afluente. Sin embargo estos mismos parámetros tuvieron remociones máximas del 96.1, 96.9 y 80% respectivamente. Por otro lado el NH_3 y $\text{NH}_3\text{-N}$ tuvieron remociones de 31.6 a 84.2%, mientras que los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ aumentaron de 1.5 a 60.5 veces su concentración del afluente al efluente.

Por otra parte, a las 10:30 de la mañana la DQO, los SS y los SSv presentaron el promedio más bajo de remoción durante el día, siendo estas remociones de 57.4%, 3.8% y 15.4%, respectivamente. Para el NH_3 como el $\text{NH}_3\text{-N}$, el promedio de remoción más bajo, lo presentaron a las 9:00 de la mañana y la DBO lo presentó tanto a las 9:00 como a las 10:30 de la mañana. En cambio, la mayor remoción promedio de cada hora y media para la DQO (85.2%), DBO (89.9%) y NH_3 (94.7%) se presentó a las 16:30. Por su parte, los SS y $\text{NH}_3\text{-N}$ presentaron su máxima remoción a las 13:30 y una hora y media antes los SSv presentaron su máxima remoción promedio.

La eficiencia de tratamiento, en términos porcentuales, se estimó basándose en las remociones de la DBO, DQO, SS y NH_3 . Esta, eficiencia de tratamiento, calculada en promedio cada hora y media estuvo en el intervalo de 38.32 y 71.23%. La menor eficiencia se registró a las 10:30 de la mañana, mientras que la mayor eficiencia de tratamiento se presentó a las 13:30 hrs del día. En cuanto al promedio diario las eficiencias de tratamiento variaron entre 38.53 y 62.81% (Tabla VIII).

Tabla VIII. Eficiencia de tratamiento de la planta de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en la determinación de la variación diurna.

Hora del día	Eficiencia de tratamiento porcentual a lo largo de los días evaluados				
	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio
9:00	65.81	28.42	78.54	3.91	44.17
10:30	12.56	52.13	49.58	38.99	38.32
12:00	44.97	57.07	43.67	57.39	50.77
13:30	86.52	79.60	65.29	53.49	71.23
15:00	80.00	55.878	26.93	47.81	52.66
16:30	86.97	81.04	53.46	29.56	62.76
Promedio (%)	62.81	59.02	61.72	38.53	

Al realizar la comparación estadística diurna de cada parámetro en el afluente y el efluente se encontraron diferencias significativas en la DBO₅, DQO, SSv, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N y NO₃⁻ a la entrada y a la salida de la planta de tratamiento. En cambio los SS no tuvieron diferencias significativas (Tabla IX).

Tabla IX. Comparación estadística de la concentración diurna de cada parámetro medido en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Parámetro	Prueba Estadística	Estadístico calculado	Estadístico esperado	Valor P	Resultado de la prueba
DBO	Wilcoxon	W = 5	81	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO
DQO	Wilcoxon	W = 0	81	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO
SS	t-student	t = 1.828	2.069	(P = 0.081)	NO SIGNIFICATIVO
SSv	t - student	t = 3.352	2.179	(P = 0.006)	SIGNIFICATIVO
NH ₃ -N	t-student	t = 7.808	2.069	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO
NH ₃	t-student	t = 7.699	2.069	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻ -N	Wilcoxon	W = 0	81	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO
NO ₃ ⁻	Wilcoxon	W = 0	81	(P ≤ 0.001)	SIGNIFICATIVO

Sin embargo, al hacer la comparación de cada parámetro medido cada hora y media en el afluente y el efluente se encontró que no hubo diferencias significativas en DBO, SS y SSv y, aunque la DQO, NH₃-N, NH₃, NO₃⁻-N y NO₃⁻ mostraron diferencias, al realizar la prueba *a posteriori* no se encontraron tales diferencias (Tabla X).

Tabla X. Comparación estadística de la concentración medida a cada hora y media de cada parámetro en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada por medio de la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis de una vía.

Parámetro	Estadístico calculado	Valor P	Resultado de la prueba	Prueba <i>a posteriori</i> (Prueba de Dunn's)
DBO	H = 18.90	P = 0.063	NO SIGNIFICATIVO	
DQO	H = 31.34	P ≤ 0.001	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVOS
SS	H = 6.29	P = 0.853	NO SIGNIFICATIVO	
SSv	H = 4.76	P = 0.942	NO SIGNIFICATIVO	
NH ₃ -N	H = 23.31	P = 0.016	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVOS
NH ₃	H = 23.18	P = 0.017	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVOS
NO ₃ ⁻ -N	H = 32.35	P ≤ 0.001	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVOS
NO ₃ ⁻	H = 32.35	P ≤ 0.001	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVOS

Estadístico esperado de la comparación estadística a cada hora y media = 19.675

En el análisis de conglomerado se obtuvieron gráficas de tipo dendograma en las que se puede apreciar, en términos generales, que la distancia de unión entre los parámetros del afluente son mayores a las obtenidas en el efluente. Además los dendogramas del afluente indican, en términos generales, que los parámetros se pueden agrupar en dos grupos, aunque estos grupos no siempre están conformados por los mismos parámetros.

El análisis de la variación diurna del 22 de mayo muestra que los parámetros están agrupados en dos grupos. El primero, a 15.9 unidades, está conformado por el pH, los NO₃⁻ y el flujo, mientras que el segundo grupo, a 129.7 unidades, está conformado por el NH₃, los SS y la DBO. Unidos a estos dos se encuentra la DQO a 731.9 unidades (Figura 11a). En la variación diurna del 19 de junio a una distancia de 135.6 unidades se agrupan el pH, el flujo, el NH₃ y los NO₃⁻, mientras que a 125.6 unidades se agrupan la DBO y los SS. La DQO se une a los dos grupos anteriores a 753.5 unidades (Figura 11b). De manera similar al análisis anterior, el análisis de conglomerado del 19 de julio presenta dos grupos aunque el orden de unión entre los parámetros del primer grupo difiere. En este caso, el primer grupo esta unido a 44.2 unidades, mientras que el segundo grupo esta a 19.1 unidades y a 282 unidades la DQO se une a los dos grupos

anteriores (Figura 11c). A su vez el análisis de conglomerado del 15 de agosto muestra semejanza con el análisis de conglomerado del 22 de mayo, es decir el primer grupo está conformado por el pH, los NO_3^- y el flujo a 17.4 unidades, mientras que el segundo grupo unido a 188.9 unidades está conformado por los SSv, los SS, el NH_3 y la DBO. A los dos grupos anteriores la DQO se les une a 1343.2 unidades (Figura 11d).

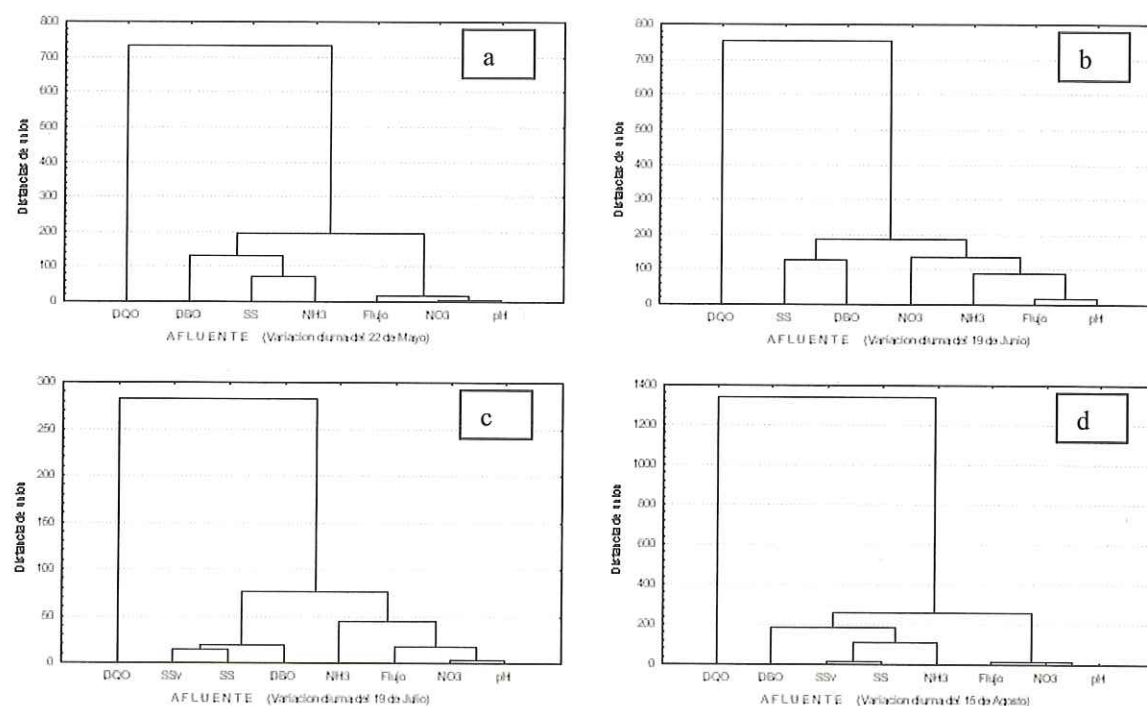


Figura 11. Dendrograma del análisis de conglomerado de los parámetros determinados en la variación diurna del afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001 y d) 15 de agosto del 2001.

En el análisis de conglomerado de la variación media del afluente se distinguen dos grupos, el primero de ellos unido a 55.6 unidades está conformado por el pH, el flujo y el NH_3 ; el segundo grupo a 113.1 unidades está conformado por los SSv, los SS, la DBO y los NO_3^- . A estos dos grupos la DQO se une a 627.9 unidades (Figura 12a). En cambio, en el análisis de conglomerado de la variación instantánea del afluente no se pueden distinguir grupos, en este caso la primera

unión se da entre los SS y NH_3 a 64 unidades, a continuación los NO_3^- se les une a 101 unidades, posteriormente a 155 unidades se une la DBO y por último a 338 unidades se une la DQO (Figura 12b).

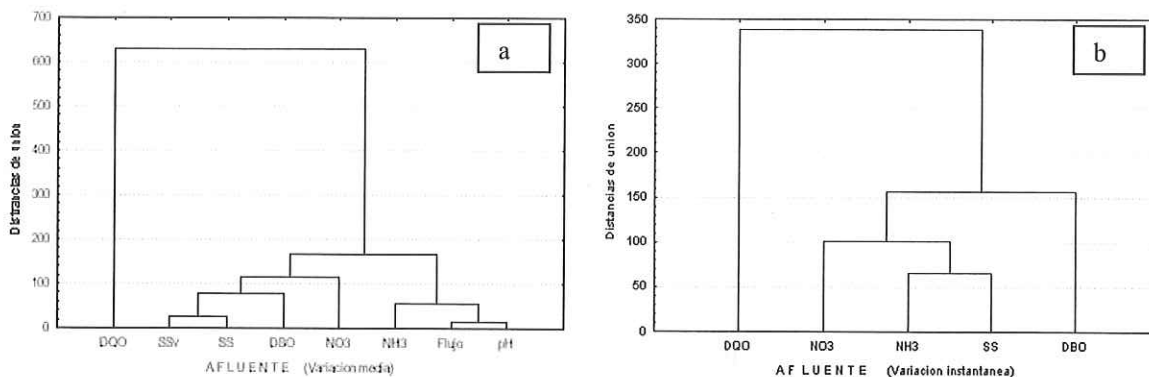


Figura 12. Dendograma del análisis de conglomerado de los parámetros del afluente de la determinación de la variación a) media y b) instantánea de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Además, el coeficiente de correlación entre la matriz de distancias y los valores de amalgación en el afluente, es decir la correlación cofenética, fue de 0.97, 0.98, 0.98, 0.99, 0.98 y de 0.88 para la variación diurna del 22 de mayo, 19 de junio, 19 de julio, 15 de agosto, y para la variación media e instantánea respectivamente, es decir todos los casos estuvieron correlacionados y por lo tanto, bien agrupados.

En el efluente las gráficas del análisis de conglomerado, tanto de las cuatro variaciones diurnas como los de la variación media e instantánea, no mostraron una tendencia patrón de agrupamiento. El análisis de la variación diurna del 22 de mayo en el efluente muestra que el pH y el flujo están unidos a 13.5 unidades, a 14.6 unidades están unidos los NO_3^- y el NH_3 , y estos dos grupos están unidos a 47.6 unidades. Por otra parte los SS y la DBO se unen a 32.3 unidades, a ellos se une la DQO a 53.4 unidades. Los grupos anteriores se unen a 89.4 unidades (Figura 13a). De igual manera en la variación diurna del 19 de junio a una distancia de 13.9 unidades se

agrupan el pH y el flujo, mientras que, unido a 23.4 unidades, está el NH_3 y los SS. A estos dos grupos se les une a 41.7, 316 y 686 unidades la DBO, DQO y los NO_3^- , respectivamente (Figura 13b). En cambio, en la variación diurna del 19 de julio se distinguen dos grupos, uno lo conforman los NO_3^- , DQO y los SS a 10.9 unidades, mientras que el pH, la DBO, el NH_3 , el flujo y los SSv conforman el segundo grupo, el cual esta unido a una distancia de 21.7 unidades. Sin embargo, el pH, la DBO y el NH_3 se unen a 8 unidades (Figura 13c). Por otro lado, en la variación diurna del 15 de agosto se pueden apreciar tres grupos, uno conformado a 61.9 unidades por los SS y la DQO, otro lo conforman los SSv y la DBO a 29.7 unidades y a 49.2 unidades se encuentra el otro grupo conformado por el pH, los NO_3^- , el flujo y el NH_3 (Figura 13d).

En cuanto al análisis de conglomerado de la variación media del efluente, en el dendograma podemos apreciar que a 14.2 unidades el pH, el NH_3 y el flujo conforman un grupo; a 54.4 unidades la DBO, la DQO y los SSv conforman otro grupo, el cual se une al anterior a 71.6 unidades; y a 105.7 y 177.8 unidades se les unen los SS y los NO_3^- , respectivamente (Figura 13e). Por último, en la variación instantánea del efluente se distinguen dos grupos, uno unido a 29 unidades por el NH_3 , los SS y la DQO, mientras que el segundo grupo está unido a 54 unidades por los NO_3^- y la DBO (Figura 13f).

En el efluente la correlación cofenética fue de 0.80, 0.99, 0.92, 0.86, 0.96 y 0.855 para la variación diurna del 22 de mayo, 19 de junio, 19 de julio, 15 de agosto y para la variación media e instantánea respectivamente. Por lo tanto todos los casos estuvieron correlacionados y, por lo tanto, bien agrupados.

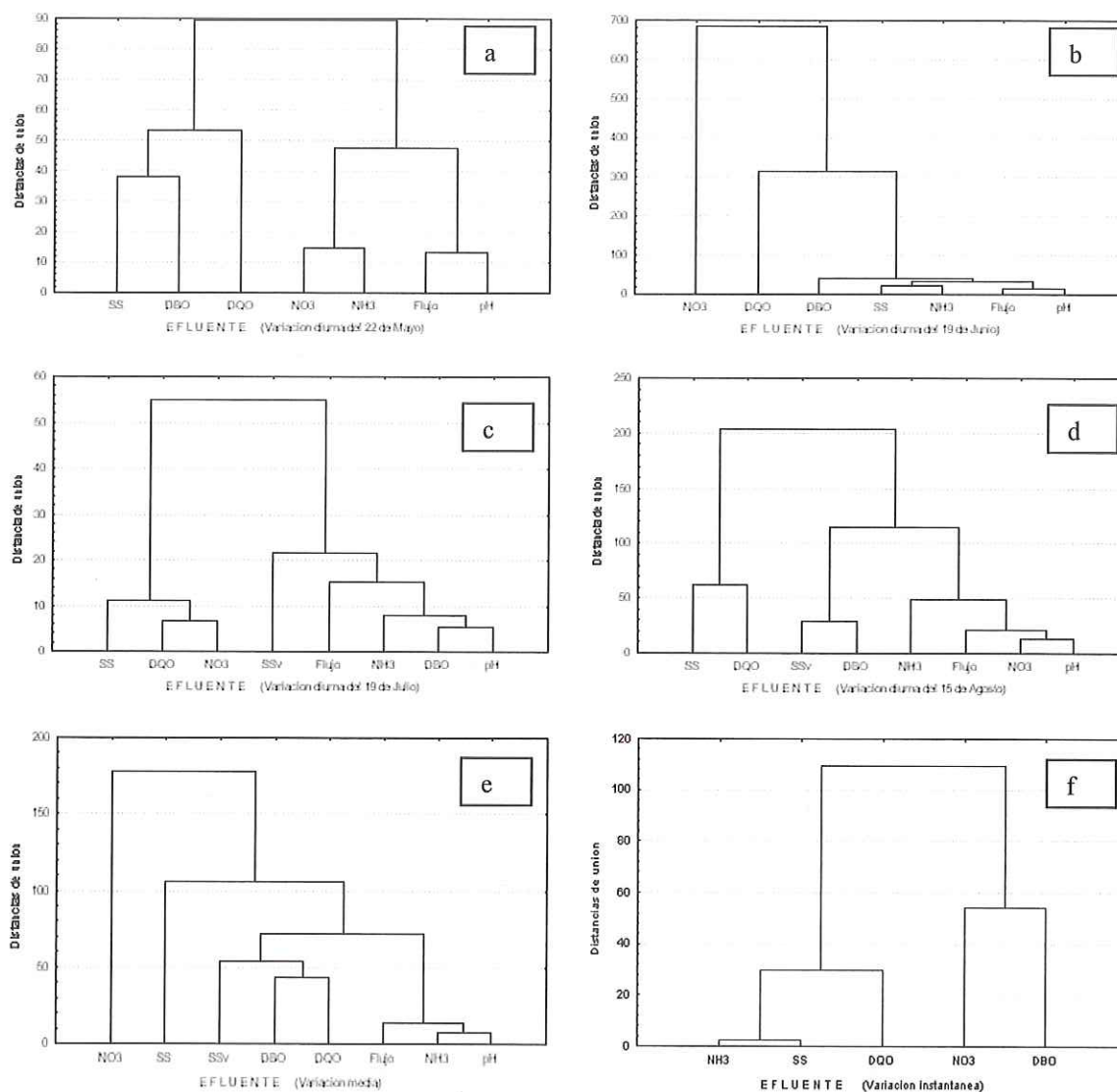


Figura 13. Dendrograma del análisis de conglomerado de los parámetros determinados en la variación diurna del efluente del a) 22 de mayo del 2001, b) 19 de junio del 2001, c) 19 de julio del 2001, d) 15 de agosto del 2001, y de los de la variación e) media y f) instantánea de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

1.8 Dilución del efluente en el medio marino (1)

El 27 de junio y el 3 de agosto del 2001 se realizaron las mediciones de la dilución del efluente en el medio marino (1). En la Tabla XI se resumen las condiciones de calidad del agua

residual que se generó en la unidad universitaria y se presentan las características del agua residual tratada previo a su dilución en el medio marino.

Tabla XI. Características del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada previo a la dilución del efluente en el medio marino (1).

Parámetro	27 de Junio del 2001		3 de Agosto del 2001	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Hora	9:20		15:15	
Flujo (l/seg)	1.47	1.55	0.70	1.03
pH	7.48	8.03	8.15	7.81
Temperatura (°C)	22.7	25.4	23.8	25.2
SS (mg/l)	69.0	10.0	154.0	70.0
SSv (mg/l)	26.0	8.0	146.0	52.0
DQO (mg/l)	316.0	12.0	538.0	39.0
DBO (mg/l)	21.4	5.3	186.3	21.5
NH ₃ -N (mg/l)	13.0	4.2	49.2	9.1
NH ₃ (mg/l)	17.8	5.1	54.8	11.0
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	1.0	14.6	2.1	3.1
NO ₃ ⁻ (mg/l)	4.5	65.4	9.4	13.9
Fecales*	1.7X10 ⁵	49000	1.6X10 ⁸	33000

* Bacterias coliformes fecales en NMP/100ml

El 27 de junio la planta de tratamiento tuvo una eficiencia de tratamiento del 85 %, cálculo basado en el porcentaje de remoción de la DBO (75.0%), DQO (96.2%), SS (85.5%), NH₃ (71.3%) y bacterias coliformes fecales (97.1%). Pese a la remoción del 97.1% de coliformes fecales, la descarga de la planta rebasó ampliamente el límite máximo permisible de coliformes fecales de la norma NOM-003-ECOL-1997. En cambio la DBO y los SS cumplieron con los límites máximos permisibles de DBO y SS establecidos por la norma anterior.

Por otro lado, los NO₃⁻ y NO₃⁻-N aumentaron su concentración en el efluente 14.5 y 14.6 veces con relación a la concentración del afluente respectivamente. Además, en el afluente y el efluente se obtuvieron relaciones de DBO/DQO de 0.06 y 0.44 respectivamente, y la relación porcentual de SSv/SS fue de 37.7% en el afluente y de 80% en el efluente.

En cambio, el 3 de agosto del 2001 en la planta de tratamiento los NO_3^- y NO_3^- -N aumentaron su concentración en efluente 1.5 veces con relación a la concentración del afluente y se obtuvo una eficiencia de tratamiento del 83.1%, cálculo basado en el porcentaje de remoción de la DBO (88.5%), DQO (92.8%), SS (54.5%), NH_3 (79.9%) y bacterias coliformes fecales (99.9%). A pesar de que hubo una remoción del 99.9% de coliformes fecales, la descarga de la planta de tratamiento rebasó ampliamente el límite máximo permisible de coliformes fecales de la norma NOM-003-ECOL-1997. Así también, la DBO y los SS rebasaron los límites máximos permisibles de DBO y SS establecidos por la norma anterior.

En esta ocasión, la relación de DBO/DQO fue de 0.07 y 0.44 en afluente y efluente respectivamente, y la relación porcentual de SSv/SS fue de 94.8 en el afluente y de 74.3 en el efluente.

La medición de la dilución del efluente en el medio marino realizada el 27 de junio a las 9:20 de la mañana mostró que, en el punto de mezcla del efluente con el agua de mar (PMEAM), las concentraciones de DBO, NH_3 , NH_3 -N, NO_3^- , NO_3^- -N fueron de 2.0, 0.46, 0.38, 15.2 y 3.4 mg/l respectivamente. Esta medición se realizó durante marea baja y marea muerta y el PMEAM estuvo aproximadamente a 50 m del efluente.

Asimismo, se determinaron 4 bacterias coliformes fecales NMP/100 ml en el PMEAM. De manera que del efluente al PMEAM se obtuvo una dilución del 62.3, 90.9, 69.8 y 99.9% para la DBO, NH_3 , NO_3^- y bacterias coliformes fecales, respectivamente. Sin embargo, las máximas diluciones del efluente en el agua de mar, en términos de la DBO se presentaron tanto a los 20 m con dirección sur como a los 20 m con dirección norte del PMEAM. Las máximas

concentraciones de la DBO se presentaron a los 30 m con dirección norte y a los 40 m con dirección sur, las cuales fueron aún mayores a la concentración del PMEAM (Figura 14b).

En cambio, a los 10 m norte del PMEAM el NH_3 y el $\text{NH}_3\text{-N}$ aumentaron su concentración a 0.52 y 0.43 mg/l respectivamente, e incluso ésta fue su máxima concentración en el medio marino. En dirección sur al PMEAM, el NH_3 y el $\text{NH}_3\text{-N}$ presentaron la mínima concentración a los 20 m como también ocurrió con la DBO e incluso también la máxima concentración la presentaron a los 40m como la DBO (Figura 14b).

Los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ de los 10 a los 30 m al norte del PMEAM aumentaron su concentración en comparación con la concentración del PMEAM. De manera similar ocurrió al sur del PMEAM pero en este caso el aumento de su concentración fue de los 20 a los 40 m. Además las máximas concentraciones de NO_3^- fueron de 23.7 y 24.6 mg/l a los 20m sur y norte del PMEAM respectivamente, mientras que a los 50 m sur y norte del PMEAM se presentaron las mínimas concentraciones como lo muestra la Figura 14a.

En cuanto a las coliformes fecales estas tuvieron un 100% de remoción por la dilución en el agua de mar, ya que en todos los puntos de muestreo no hubo presencia de estas bacterias, excepto en el PMEAM y a los 10m con dirección norte del PMEAM, donde hubo menos de 5 bacterias NMP/100 ml. No obstante, en ambos sitios hubo un 99.99% de remoción.

Al establecer la dirección de transporte del efluente en el medio marino se consideró la influencia de las bacterias coliformes fecales como indicador, y en este caso se puede decir que el transporte litoral fue al norte del PMEAM. No obstante, al emplear rodamina como trazador de la corriente litoral se pudo observar inicialmente un transporte a los primeros metros al norte

del PMEAM. Sin embargo, después de aproximadamente 15 minutos se pudo apreciar que una gran fracción de la rodamina comenzó a desplazarse al sur, y otra más pequeña se quedó entre los 10 m al norte del PMEAM y el PMEAM. Por lo tanto la corriente litoral fue al sur del PMEAM a pesar de que inicialmente se desplazó hacia el norte del PMEAM.

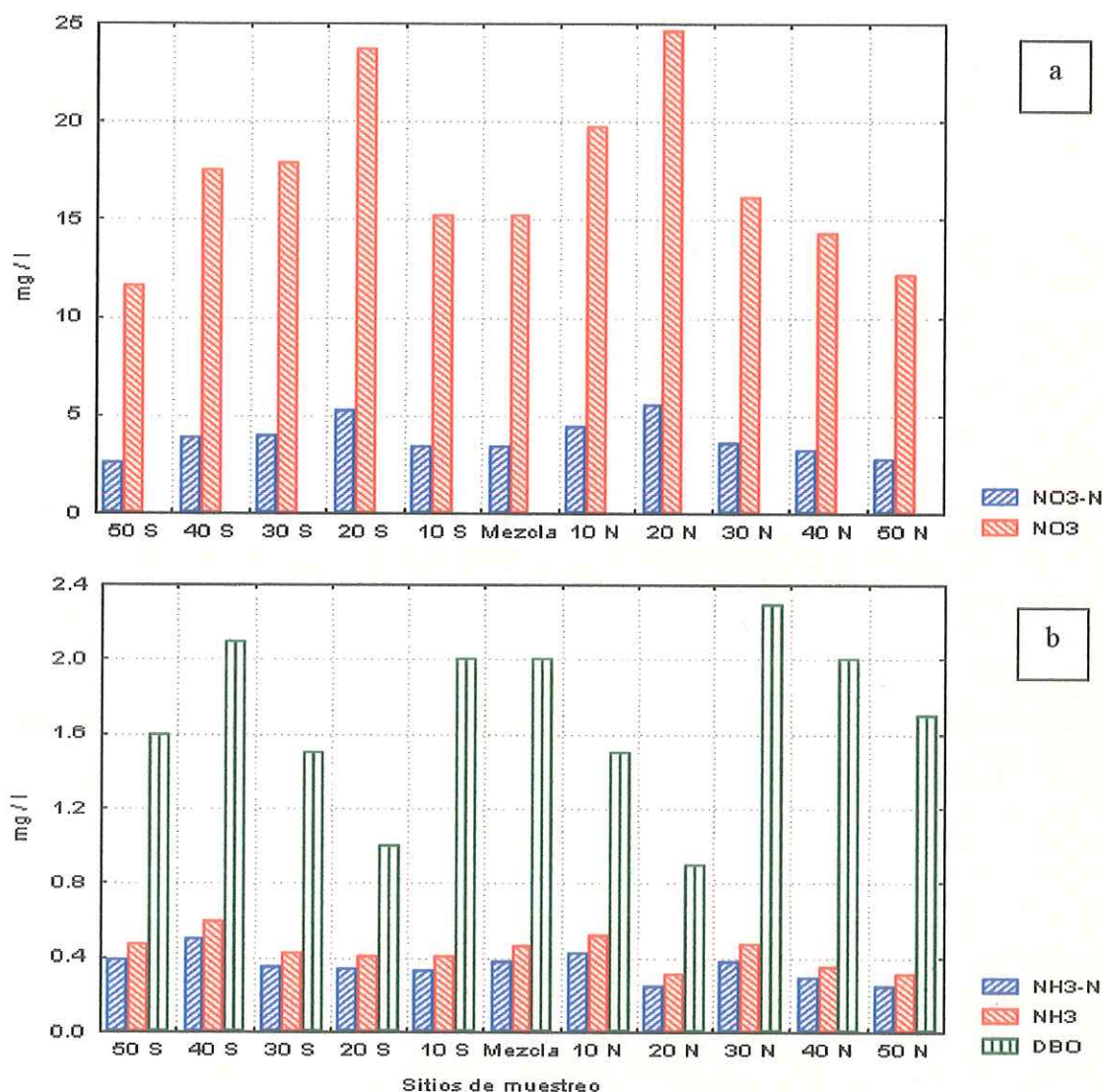


Figura 14. Concentración en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de: a) nitrógeno en forma de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) y nitratos (NO_3) y b) nitrógeno en forma de amonio ($\text{NH}_3\text{-N}$), amonio (NH_3) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 27 de junio del 2001.

El 3 de agosto a las 15:15 hrs de la tarde, durante marea baja y en marea viva, se llevó a cabo la segunda dilución del efluente en el medio marino adyacente. En esta ocasión se obtuvo en el PMEAM 3.2 mg/l de DBO, 1.0 mg/l de NH_3 , 0.83 mg/l de $\text{NH}_3\text{-N}$, 4.5 mg/l de NO_3^- y 1.0 mg/l de $\text{NO}_3^-\text{-N}$. En esta medición, el PMEAM estuvo aproximadamente a 12 m del efluente. Asimismo, se determinaron 1600 coliformes fecales NMP/100 ml en el PMEAM. De manera que del efluente al PMEAM se obtuvo una dilución del 85.11, 90.91, 67.62 y 95.15% para la DBO, NH_3 , NO_3^- y bacterias coliformes fecales, respectivamente. Además, en el medio marino la DBO, NH_3 y $\text{NH}_3\text{-N}$ presentaron la máxima concentración en el PMEAM, y a los 10 m tanto al sur como al norte del PMEAM la DBO fue de 1.9 mg/l. Sin embargo, la DBO fluctuó entre 1.5 y 2.3 mg/l al sur del PMEAM, mientras que al norte del PMEAM las concentraciones de la DBO estuvieron entre 1.6 y 2.2 mg/l (Figura 15b).

El NH_3 fluctuó de 0.30 a 0.41 mg/l al sur del PMEAM, mientras que al norte presentó concentraciones entre 0.27 y 0.44 mg/l. Al igual que la DBO, la máxima concentración se registró a los 20 m norte del PMEAM. En cambio, al sur del PMEAM la máxima concentración de NH_3 se presentó a los 40 m, en tanto que la máxima concentración de DBO la presentó a los 30 m, al igual que la DBO. Las mínimas concentraciones del NH_3 se presentaron a los 50 m al sur y norte del PMEAM (Figura 15b).

Los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ aumentaron su concentración de los 10 a los 20 m en dirección sur del PMEAM así como también a los 50 m, en tanto que en dirección norte del PMEAM las concentraciones aumentaron de los 10 a los 40 m (Figura 15a).

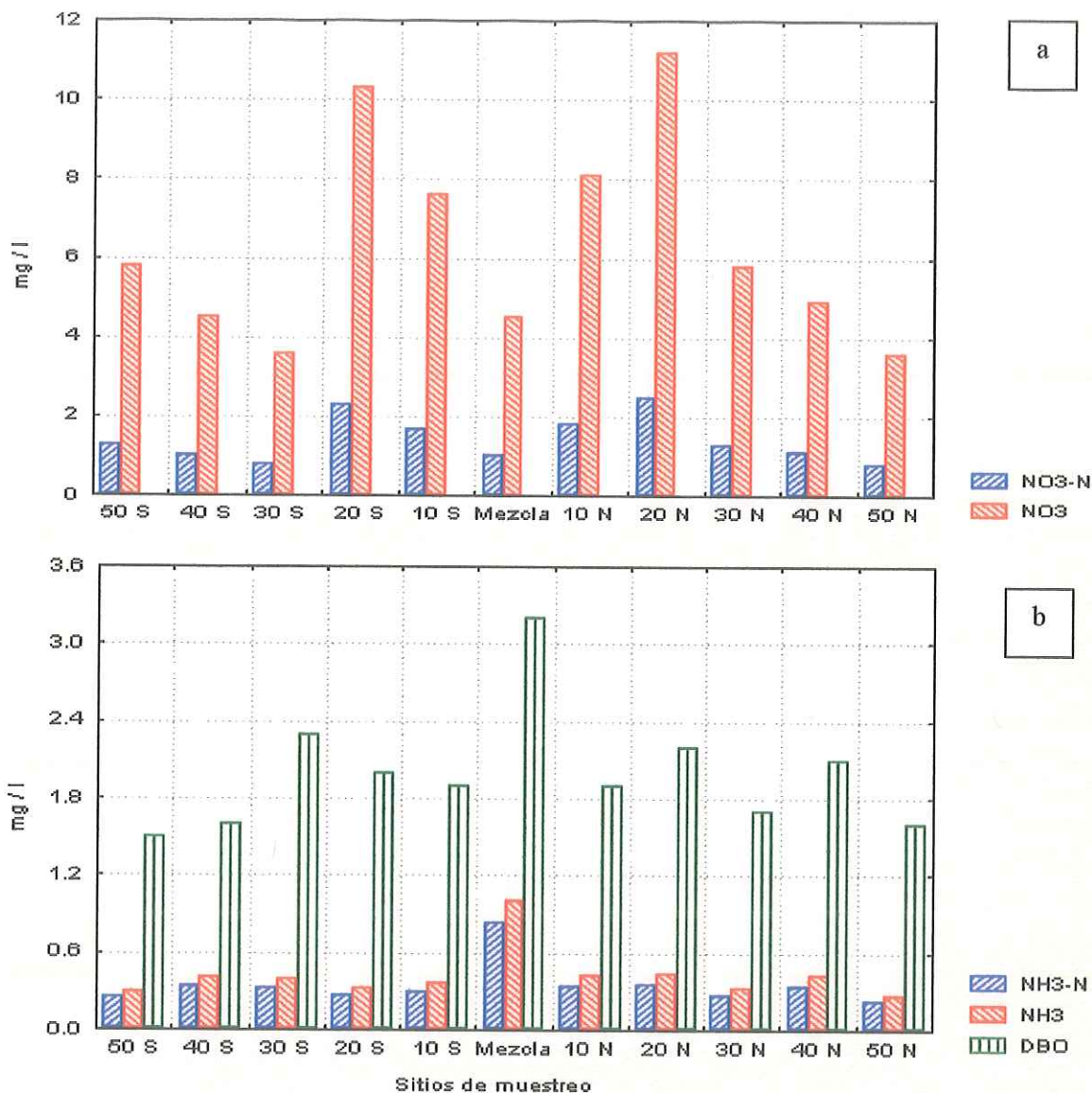


Figura 15 Concentración en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de: a) nitrógeno en forma de nitratos (NO_3^- -N) y nitratos (NO_3^-) y b) nitrógeno en forma de amonio (NH_3 -N), amonio (NH_3) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 3 de agosto del 2001.

Las bacterias coliformes fecales disminuyeron en número conforme se alejaron del PMEAM, de manera que de los 10 a los 30 m al sur las coliformes fecales disminuyeron de 79 a 31 NMP/100 ml, en tanto que al norte disminuyeron de 490 a 17 NMP/100 ml. A partir de los 40 y

50 m tanto al sur como al norte del PMEAM se determinaron menos de 2 coliformes fecales NMP/100 ml. Al establecer la dirección de transporte del efluente en el medio marino las coliformes fecales tuvieron un desplazamiento tanto al sur como al norte. Sin embargo, a los 10 m al norte del PMEAM se puede apreciar la mayor proporción de coliformes fecales por lo que podríamos suponer un transporte al norte. Sin embargo, al igual que la dilución del 27 de junio, al emplear rodamina como trazador de la corriente litoral se pudo observar que la rodamina predominó en los primeros metros al norte del PMEAM. No obstante la rodamina comenzó a desplazarse en forma de abanico, observándose claramente una pluma creciente al sur, a diferencia de la que se desplazó al norte la cual parece estancarse y disminuir.

1.9 Dilución del efluente en el medio marino (2)

Se llevaron a cabo cuatro mediciones de la dilución del efluente en el medio marino (2) y en la tabla XII se muestra las condiciones del afluente y el efluente de la planta de tratamiento en términos del pH, DBO y de coliformes fecales de cada estimación previo a la determinación de la dilución del efluente en el medio marino.

Tabla XII. Características del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada previo a la dilución del efluente en el medio marino (2).

Parámetro	Primera estimación		Segunda estimación		Tercera estimación		Cuarta estimación	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Día	30/08/01	31/08/01	05/09/01	06/09/01	20/09/01	21/09/01	02/10/01	03/10/01
Hora	20:05	12:05	18:45	10:24	20:15	8:00	19:05	11:35
Flujo*	0.93	—	0.98	—	1.32	—	0.91	—
T _{RP}	16 hrs		15 hrs	24 min	11 hrs	24 min	16 hrs	30 min
Flujo*	—	1.04	—	1.15	—	0.76	—	1.09
pH	8.34	7.33	7.23	7.07	8.53	6.86	8.41	7.73
DBO**	89.5	27.3	112.02	16.27	137.44	16.38	102.72	25.30
Fecales***	5.4X10 ⁵	3.5X10 ⁴	4.6X10 ⁵	2.4X10 ⁴	5.4X10 ⁵	11000	3.7X10 ⁴	1.3X10 ⁴

T_{RP} Tiempo de residencia parcial (solo se consideró a los tanques de sedimentación y ozonación)

* Flujo (l/seg)

** DBO (mg/l)

*** Bacterias coliformes fecales por medio de NMP/100 ml

La remoción de la DBO fue de 69.5, 85.48, 83.03 y 75.37% en la primera, segunda, tercera y cuarta estimación respectivamente. En la primera y cuarta estimación, la DBO del efluente rebasó el límite máximo permisible de la DBO establecida en la norma NOM-003-ECOL-1997 (Tabla II). Asimismo, las coliformes fecales en las cuatro estimaciones rebasaron el límite máximo permisible de coliformes fecales establecido también por la norma anterior, pese a que se obtuvieron remociones de coliformes fecales altas, es decir de 93.52, 94.78, 92.82 y 64.86% en la primera, segunda, tercera y cuarta estimación respectivamente.

Además, al realizar la prueba t-student se encontró que los flujos instantáneos de la dilución del efluente en el medio marino (1) y (2) de entrada y salida de la planta de tratamiento (Figura 16) fueron iguales ($P=0.731$).

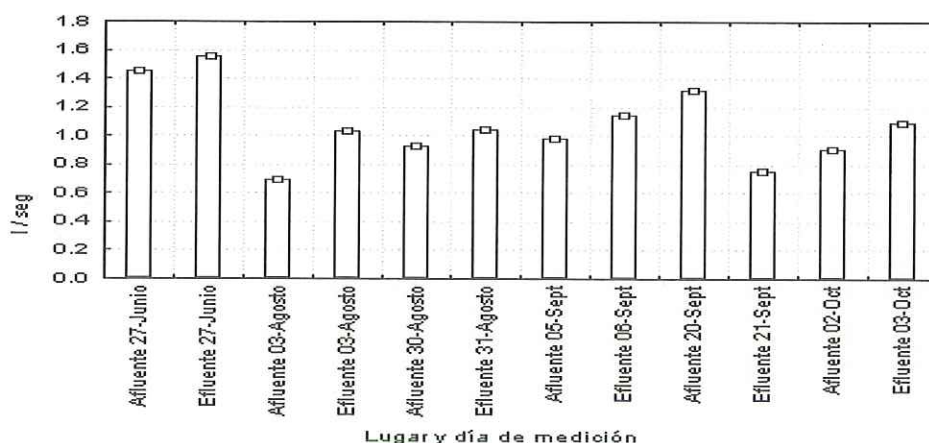


Figura 16. Flujo instantáneo de entrada (afluente) y salida (efluente) de las aguas residuales de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada por unidad de tiempo determinados en la dilución del medio marino (1) y (2).

En cuanto a la dilución del efluente en el medio marino adyacente a la UABC - Unidad Ensenada, en la primera estimación la marea estuvo bajando y el nivel medio del mar se encontraba a 0.6 m. En el PMEAM la DBO fue de 4.74 mg/l, y se determinaron 9200 coliformes fecales NMP/100 ml. En esta ocasión, el PMEAM estuvo aproximadamente a 12 m del efluente.

Así pues, la DBO tuvo una dilución del efluente en el medio marino del 82.64%, mientras que para las bacterias coliformes fecales fue de 97.37%. La DBO en los puntos de muestreo al sur del punto de mezcla fluctuó entre 0.76 y 1.49 mg/l, mientras que al norte del PMEAM las concentraciones estuvieron entre 0.64 y 1.56 mg/l (Figura 17).

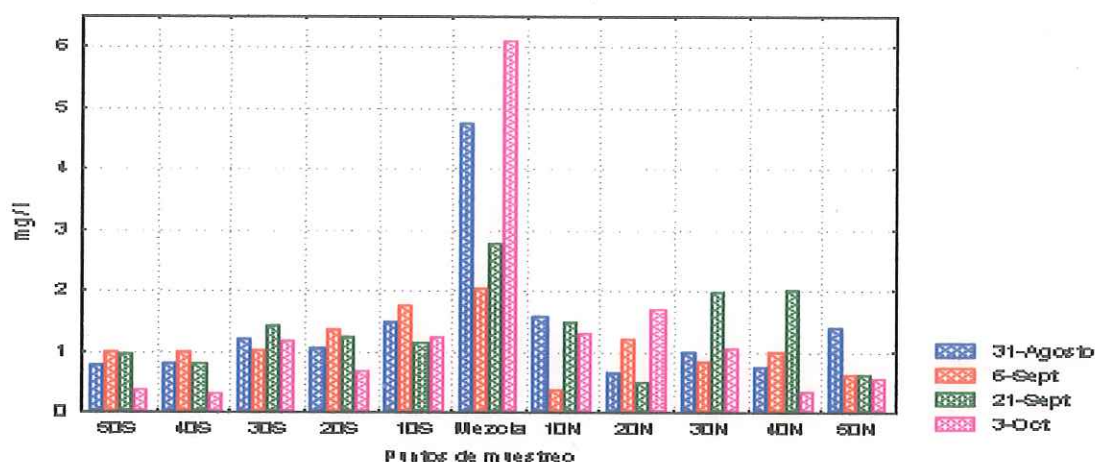


Figura 17. Concentración en punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) y a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) de la mezcla de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante el 31 de agosto, 6 y 21 de septiembre y 3 de octubre del 2001.

Las bacterias coliformes fecales, en términos generales, disminuyeron conforme se alejaban del PMEAM, siendo mayor la disminución hacia el norte, así entonces se puede decir que el transporte del efluente en el medio marino fue al sur como ocurrió al observar el desplazamiento de la rodamina (Figura 18).

En la segunda estimación, la dilución del efluente en el medio marino se realizó cuando la marea estaba subiendo y del nivel medio del mar se encontraba a 1.3 m. El PMEAM estuvo localizado aproximadamente a 7 m del efluente, lugar donde la DBO fue de 2.03 mg/l y se determinaron 11,000 coliformes fecales NMP/100 ml. En el PMEAM se tuvo una dilución del efluente en el medio marino del 87.52 y 95.42% para la DBO y las bacterias coliformes fecales

respectivamente. Además las concentraciones de la DBO en los puntos de muestreo al sur del PMEAM fueron disminuyendo conforme se alejaban de éste; en cambio, al norte del PMEAM las concentraciones fluctuaron entre 0.37 y 1.21 mg/l (Figura 17). Las coliformes fecales fueron mayores a 1600 NMP/100 ml de los 10 a los 40 m al sur del PMEAM y a los 50 m sur el número de bacterias fue igual al de los 10 m al norte del PMEAM, de manera que al norte del PMEAM hubo poca influencia de las bacterias, siendo el transporte litoral en dirección sur (Figura 18). Al emplear rodamina como trazador de corriente litoral también se observó un desplazamiento de ésta al sur.

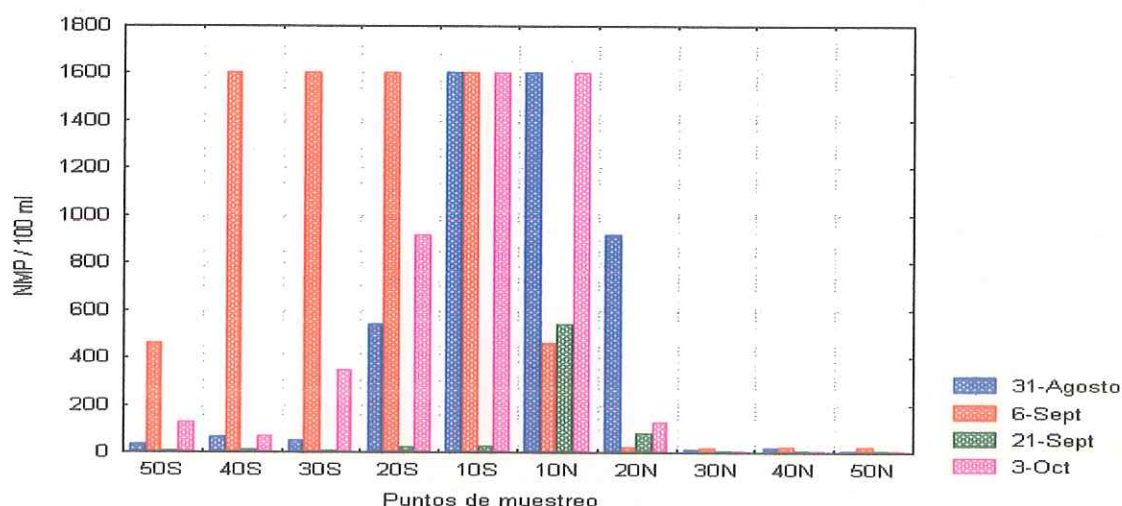


Figura 18. Número de bacterias coliformes fecales (NMP/100 ml) a cada 10 metros al sur (S) como al norte (N) del punto de mezcla del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada con el agua de mar (Mezcla) durante el 31 de agosto, 6 y 21 de septiembre y 3 de octubre del 2001.

La tercera estimación de la dilución del efluente en el medio marino se realizó cuando la marea estaba subiendo y ésta se encontraba a 1.0 m del nivel medio del mar, el PMEAM se localizó aproximadamente a 14 m del efluente. En el PMEAM la DBO fue de 2.78 mg/l y se determinaron 790 bacterias coliformes fecales NMP/100 ml. En este sitio el efluente tuvo una dilución por el agua de mar de 83.03 y 92.82% para la DBO y bacterias coliformes fecales respectivamente. En el medio marino la DBO fluctuó de 0.48 a 1.99 mg/l y en el PMEAM

presentó su mayor concentración. Además, a los 30 y 40 m con dirección norte al PMEAM se observó que la DBO aumentó su concentración en relación a la concentración registrada a los 10 y 20 m (Figura 17). En cuanto a las coliformes fecales se puede apreciar que al norte del PMEAM, éstas fueron disminuyendo de 540 bacterias NMP/100 ml en los 10 m a menos de 5 bacterias NMP/100 ml a los 40 m, mientras que al sur del PMEAM las bacterias disminuyeron de 26 a 4 bacterias NMP/100 ml de los 10 a los 30 m, respectivamente. A los 40 y 50 m tanto al sur como al norte del PMEAM las coliformes fecales fueron de 13 a 7 bacterias NMP/100 ml, respectivamente. Además se puede apreciar que el transporte del efluente en el medio marino fue en dirección norte (Figura 18). Al emplear rodamina como trazador de corriente litoral se observó un desplazamiento hacia el norte del PMEAM.

La cuarta estimación de la dilución del efluente en el medio marino se realizó cuando la marea estaba bajando y el nivel medio del mar se encontraba a 1.0 m. El PMEAM se localizó aproximadamente a 12 m del efluente y en este punto la DBO fue de 6.09 mg/l y se determinaron 1,600 coliformes fecales NMP/100 ml. En este sitio el efluente tuvo una dilución por el agua de mar de 75.93 y 99.77% para la DBO y para las coliformes fecales respectivamente. La DBO fluctuó al sur del PMEAM de 0.32 a 1.24 mg/l, mientras que al norte del PMEAM fluctuó entre 0.35 y 1.69 mg/l. A los 40 m tanto al sur como al norte del PMEAM la DBO presentó la mínima concentración (Figura 17). Las coliformes fecales tanto en el PMEAM como a los 10 m al sur y norte fueron de 1600 NMP/100 ml y a partir de los 20 m al sur del PMEAM las bacterias comenzaron a disminuir. En cambio a partir de los 20 m al norte del PMEAM la presencia de estas bacterias fue nula, lo que indicó que el transporte del litoral fue hacia el sur, tal y como se obtuvo al emplear rodamina como trazador de corriente litoral (Figura 18).

Las concentraciones medidas en cada uno de los puntos de muestreo, tanto de la planta de tratamiento como las realizadas en el medio marino tanto de las diluciones del efluente en el medio marino (1) y (2) se reportan en el Anexo 6.

Por último, se encontró que el tiempo necesario para la extinción de la población de coliformes fecales del efluente, simulando su vertido en el medio marino en una proporción de 1:250, fue de 96 hrs cuando en el efluente se determinaron 350,000 y 130,000 bacterias. Sin embargo, cuando en el efluente se determinaron 11,000 bacterias, es decir en un orden de magnitud menor a los anteriores, la extinción de bacterias coliformes fecales fue de 72 hrs (Tabla XIII).

Tabla XIII. Extinción de bacterias coliformes fecales en el medio marino.

Tiempo de Incubación (Horas)	Fecha del Ensayo		
	31 - Agosto	21 - Septiembre	3 - Octubre
3	1600	79	920
6	1600	49	1600
12	920	26	920
24	540	17	540
48	170	13	79
72	No medido	0	21
96	0	0	0

2.0 Toxicidad aguda sobre *Artemia salina*

Las aguas residuales de las muestras compuestas del 13 de junio no presentaron toxicidad sobre *Artemia salina* ya que los porcentajes de sobrevivencia de este organismo estuvieron entre 91 y 97% en el grupo del afluente y de 90 a 98% en el grupo del efluente (Tabla XIV). Además, al realizar el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis de una vía, no se encontraron diferencias significativas respecto al control tanto en el grupo del afluente ($P=0.058$) como en el grupo del efluente ($P=0.073$). En cambio, el 24 de julio, también con muestras compuestas, la

del afluente en el tratamiento al 10% provocó sobrevivencia de *Artemia salina* del 44% y, a partir de la concentración del 40%, se presentaron mortalidades del 100%. Al realizar la prueba de Kruskal-Wallis de una vía, se encontraron diferencias significativas respecto al control en el grupo del afluente ($P=0.002$), mientras que el grupo del efluente no hubo diferencias significativas ($P=0.091$).

Las aguas residuales de las muestras instantáneas del 27 de junio, en el afluente tuvieron porcentajes de sobrevivencia entre 91 y 95%, mientras que en el efluente estas estuvieron entre 87 y 96%, en tanto que en el PMEAM las sobrevivencias fueron del 76 al 89% (Tabla XIV). Por medio de un ANOVA de una vía, en el grupo del afluente no se encontraron diferencias significativas respecto al control ($P=0.400$). Sin embargo, en el grupo del efluente, al realizar la misma prueba estadística, se encontraron diferencias significativas ($P=0.047$), siendo únicamente la sobrevivencia de *Artemia salina* a la concentración de agua residual tratada al 80% diferente al control. A su vez el grupo del PMEAM presentó, por medio de la prueba de Kruskal-Wallis de una vía, diferencias significativas ($P<0.001$), siendo todas las sobrevivencias del grupo diferentes al control

En el grupo del afluente con muestras instantáneas del 3 de agosto los porcentajes de sobrevivencia estuvieron entre 75 y 90% y, al realizar un ANOVA de una vía, se encontraron diferencias significativas respecto al control ($P=0.011$), siendo diferente la sobrevivencia de *Artemia salina* expuesta a la concentración del 80%. A su vez al realizar la misma prueba estadística en el efluente, se encontraron diferencias significativas ($P<0.001$) en las sobrevivencias de *Artemia salina* expuesta a concentraciones de 40, 80 y 100% del agua de prueba. De manera similar, en el grupo del PMEAM se encontraron diferencias significativas ($P<0.001$) en las sobrevivencias respecto al control (Tabla XIV).

Tabla XIV. Supervivencia porcentual de *Artemia salina* expuesta al agua residual proveniente del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada, así como también del agua de mar adyacente al efluente de dicha planta, en diferentes días evaluados.

Procedencia del agua residual y concentración de prueba	Días y Porcentaje de Supervivencia en las diferentes pruebas							
	13-Jun	27-Jun	24-Jul	3-Ago	31-Ago	6-Sept	21-Sept	3-Oct
Control	98.2	96.8	92.8	97.0	98.4	96.2	96.0	94.6
Afluente al 10%	97.0 (=)	94.8 (=)	44.8 (≠)	90.4 (=)	92.8 (≠)	90.4 (≠)	77.0 (=)	88.2 (=)
Afluente al 20%	96.4 (=)	95.4 (=)	1.8 (≠)	87.4 (=)	91.2 (≠)	87.2 (≠)	52.0 (≠)	90.4 (=)
Afluente al 40%	93.2 (=)	91.0 (=)	0	80.0 (=)	90.2 (≠)	79.6 (≠)	50.6 (≠)	83.8 (=)
Afluente al 80%	91.2 (=)	94.4 (=)	0	75.8 (≠)	86.6 (≠)	75.8 (≠)	22.6 (≠)	60.8 (≠)
Afluente 100%	-----	91.2 (=)	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Efluente al 10%	98.2 (=)	94.8 (=)	96.4 (=)	89.4 (=)	96.4 (=)	94.8 (=)	90.0 (=)	92.4 (=)
Efluente al 20%	98.4 (=)	92.8 (=)	95.0 (=)	80.4 (=)	94.6 (=)	92.8 (=)	92.2 (=)	91.8 (=)
Efluente al 40%	96.6 (=)	92.0 (=)	96.8 (=)	62.6 (≠)	93.0 (=)	88.6 (=)	91.6 (=)	83.8 (≠)
Efluente al 80%	90.0 (=)	87.8 (≠)	87.8 (=)	46.0 (≠)	95.4 (=)	86.2 (=)	87.6 (=)	80.6 (≠)
Efluente 100%	-----	-----	-----	32.6 (≠)	92.0 (=)	83.2 (≠)	88.2 (=)	82.4 (≠)
PM al 10%		89.6 (≠)		92.8 (=)				
PM al 20%		86.8 (≠)		87.8 (=)				
PM al 40%		83.2 (≠)		84.6 (≠)				
PM al 80%		78.4 (≠)		79.4 (≠)				
PM al 100%		76.4 (≠)		76.8 (≠)				
PM					92.0 (=)	87.0 (=)	83.8 (=)	87.4 (=)
50 m al S del PM					86.3 (=)	87.3 (=)	88.0 (=)	87.3 (=)
40 m al S del PM					94.3 (=)	82.6 (=)	90.3 (=)	85.3 (=)
30 m al S del PM					94.0 (=)	88.3 (=)	91.3 (=)	87.6 (=)
20 m al S del PM					96.6 (=)	87.3 (=)	91.0 (=)	87.0 (=)
10 m al S del PM					97.3 (=)	84.3 (=)	97.3 (=)	87.0 (=)
10 m al N del PM					91.3 (=)	88.0 (=)	93.6 (=)	90.6 (=)
20 m al N del PM					97.3 (=)	86.6 (=)	88.3 (=)	90.3 (=)
30 m al N del PM					94.3 (=)	77.6 (=)	95.0 (=)	87.6 (=)
40 m al N del PM					90.3 (=)	71.0 (=)	87.3 (=)	89.0 (=)
50 m al N del PM					96.6 (=)	78.3 (=)	81.6 (=)	90.6 (=)

S Sur
 N Norte
 PM Punto de mezcla del efluente con el agua de mar
 = No hay diferencias significativas respecto al control
 ≠ Hay diferencias significativas respecto al control
 - no hubo supervivencia por efecto de la salinidad

Con las muestras de la dilución del efluente en el medio marino (2) se realizaron las últimas cuatro pruebas de toxicidad sobre *Artemia salina* (Tabla XIV). En estas, las supervivencias en el grupo del afluente del 31 de agosto estuvieron entre 86 y 92%. Al realizar un análisis de

Kruskal-Wallis de una vía, se encontraron diferencias significativas ($P=0.037$), siendo las sobrevivencias de este crustáceo en cada concentración de prueba diferentes al control. En cambio, en el efluente al realizar un ANOVA de una vía no se encontraron diferencias significativas respecto al control tanto en el ensayo del 31 de agosto ($P=0.532$) como también en el del 21 de septiembre en el grupo del afluente ($P\leq 0.001$). De igual manera, el 31 de agosto al emplear las muestras del medio marino adyacente a la UABC - Unidad Ensenada como agua de prueba, no se encontraron diferencias significativas en las sobrevivencias respecto al control ($P=0.426$).

El 6 de septiembre en el grupo del afluente los porcentajes de sobrevivencia fueron de 75 a 90% y al realizar la prueba de Kruskal-Wallis de una vía, se encontraron diferencias significativas ($P=0.023$), las sobrevivencias de *Artemia salina* siendo expuestas a cada una de las concentración de prueba diferentes al control. En cambio, en el efluente los porcentajes de sobrevivencia estuvieron entre 83 y 94% y, por medio de la prueba de Kruskal-Wallis, se encontraron diferencias significativas ($P=0.005$), siendo la sobrevivencia expuesta al 100% del agua residual tratada la diferente al control.

Las sobrevivencias del 21 de septiembre en el grupo del afluente, por medio de un ANOVA de una vía, tuvieron diferencias significativas respecto al control ($P=<0.001$). Al igual que el 3 de octubre ($P=<0.001$). Para el 21 de septiembre los porcentajes de sobrevivencia de *Artemia salina* expuesta a las concentraciones de 20, 40 y 80% del agua de prueba fueron las que resultaron diferentes, mientras que para el 3 de octubre el porcentaje de sobrevivencia expuesto a la concentración del afluente al 80% fue la diferente.

Las sobrevivencias expuestas a las muestras del medio marino adyacente a la UABC - Unidad Ensenada fueron estadísticamente iguales, al realizar una prueba de Kruskal-Wallis, durante el 6 (P=0.200), 21 de septiembre (P=0.597) y 3 de octubre (P=0.879).

Además, todas las sobrevivencias (de los diferentes días evaluados) que fueron diferentes al control en el análisis estadístico paramétrico tuvieron un bajo efecto observable a la concentración de prueba (LOEC).

Por el intervalo de sobrevivencias que presentaron los grupos evaluados sólo se pudo determinar la CL_{50} de la sobrevivencia de *Artemia salina* al ser expuesta al agua residual tratada del 3 de agosto y al agua residual cruda (del afluente) del 20 de septiembre. La CL_{50} del 3 de agosto del agua del efluente fue de 68.07%, mientras que la del afluente del 20 de septiembre fue de 40.55%. Asimismo, las unidades toxicológicas agudas del efluente del 3 de agosto y del afluente del 20 de septiembre fueron de 1.47 y 2.47 respectivamente y, en ambos casos, el criterio de máxima concentración no se rebasó. Cabe mencionar que para el cálculo del criterio de máxima concentración la dilución crítica inicial equivalía a 13.92.

2.1 Efecto del agua de mar adyacente al efluente en la fecundación de gametos del erizo

Lytechinus pictus

El 31 de agosto el porcentaje de fertilización del control fue del 96.6% y en las muestras de agua de mar adyacente a la UABC - Unidad Ensenada los porcentajes de fertilización estuvieron entre 76 y 98%. Se encontraron diferencias significativas respecto al control (P=0.002), por medio de un ANOVA de una vía, y al realizar la prueba de Tukey se encontró que el porcentaje de fertilización diferente fue el que se llevó a cabo con agua proveniente de los 10 m en dirección sur al PMEAM. Además el porcentaje de óvulos fertilizados normales fue para el

control de 71.3% y los porcentajes de óvulos fertilizados normales empleando las muestras de agua de mar fueron de 58 a 72% (Tabla XV). Al realizar una comparación con el control, por medio de un ANOVA de una vía, no se encontraron diferencias significativas ($P=0.011$).

Tabla XV. Efecto del agua de mar adyacente al efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el porcentaje de fertilización y de fertilización considerada normal en gametos de erizo blanco.

Procedencia	31 – Agosto		6 – Septiembre		21 – Septiembre		3 – Octubre	
del Agua	% F	% F N	% F	% F N	% F	% F N	% F	% F N
Control	96.6	71.3	93.0	70.0	96.3	49.6	90.6	72.3
50 m Sur	95.3 (=)	66.6 (=)	89.6 (=)	53..6 (=)	81.3 (≠)	34.6 (≠)	77.6 (=)	69.6 (=)
40 m Sur	90.6 (=)	60.0 (=)	90.0 (=)	47.3 (≠)	83.6 (≠)	38.3 (=)	85.3 (=)	58.6 (=)
30 m Sur	89.3 (=)	58.6 (=)	84.6 (=)	58.6 (=)	81.3 (≠)	42.0 (=)	90.3 (=)	64.3 (=)
20 m Sur	89.6 (=)	70.6 (=)	96.0 (=)	54.0 (=)	85.0 (≠)	40.0 (=)	89.3 (=)	60.3 (=)
10 m Sur	76.6 (≠)	65.3 (=)	93.3 (=)	58.0 (=)	72.3 (≠)	35.6 (≠)	81.0 (=)	62.0 (=)
PM	98.3 (=)	71.3 (=)	89.3 (=)	47.0 (≠)	83.3 (≠)	21.3 (≠)	79.3 (=)	53.6 (≠)
10 m Norte	90.6 (=)	72.0 (=)	95.0 (=)	51.0 (=)	86.0 (≠)	35.6 (≠)	83.0 (=)	63.6 (=)
20 m Norte	89.0 (=)	68.6 (=)	84.6 (=)	57.3 (=)	86.3 (≠)	27.0 (≠)	86.0 (=)	58.3 (=)
30 m Norte	92.0 (=)	70.0 (=)	86.3 (=)	59.0 (=)	88.3 (=)	34.3 (≠)	88.6 (=)	60.3 (=)
40 m Norte	93.3 (=)	60.6 (=)	94.0 (=)	60.0 (=)	84.3 (≠)	41.3 (=)	87.6 (=)	62.3 (=)
50 m Norte	93.6 (=)	64.6 (=)	92.6 (=)	49.3 (≠)	79.6 (≠)	43.0 (=)	87.3 (=)	55.6 (≠)

% F Porcentaje de fertilización

% F N Porcentaje de fertilización considerada normal

PM Punto de mezcla del efluente con el agua de mar

= No hay diferencias significativas respecto al control

≠ Hay diferencias significativas respecto al control

En cambio, el 6 de septiembre el porcentaje de fertilización en el grupo control fue del 93%. En esta ocasión al realizar la prueba de Kruskal-Wallis de una vía se encontró que no existían diferencias significativas en los porcentajes de fertilización respecto al control ($P=0.213$), ya que los porcentajes de fertilización al emplear agua de mar adyacente al efluente de la planta de tratamiento estuvieron entre 84 y 96%. En cuanto al porcentaje de óvulos fertilizados normales, se encontraron diferencias significativas con el control (por medio de un ANOVA de una vía $P=0.011$), siendo diferentes los porcentajes de óvulos fertilizados normales que emplearon agua

de prueba recolectada en el PMEAM, como también la recolectada tanto a los 40 m en dirección sur del PMEAM como a los 50 m en dirección norte del PMEAM (Tabla XV).

El 3 de septiembre el control presentó un porcentaje de fertilización del 96.3%. Sin embargo, los porcentajes de fertilización al emplear agua proveniente del medio marino fluctuaron entre 72.3 y 88.3%. Al realizar un ANOVA de una vía se encontraron diferencias significativas respecto al control ($P < 0.001$), siendo solo el porcentaje de fertilización empleando agua recolectada a los 30 m en dirección norte del PMEAM igual al control. En cuanto al porcentaje de óvulos fertilizados normales, el control presentó 49%, y los porcentajes de óvulos fertilizados normales empleando agua proveniente del medio marino fueron de 21 a 43%. Por medio de un ANOVA de una vía se encontraron diferencias significativas respecto al control ($P < 0.001$), siendo diferentes los porcentajes de óvulos fertilizados normales al emplear el agua proveniente del PMEAM, la recolectada a los 10, 20, 30 m al norte del PMEAM como también las aguas provenientes de los 10 y 50 m al sur del PMEAM (Tabla XV).

Por último, el 3 de octubre se registró el más bajo porcentaje de fertilización por parte del control, siendo éste del 90.6%. Sin embargo, al realizar un ANOVA de una vía, se encontró que no hubo diferencias significativas entre los porcentajes de fertilización empleando agua de mar y el control ($P = 0.055$). No obstante, en la comparación por medio de un ANOVA de una vía de los porcentajes de óvulos fertilizados normales hubo diferencias significativas ($P = 0.006$), siendo diferentes al control los porcentajes de óvulos fertilizados normales empleando agua proveniente del PMEAM como la de los 50 m en dirección norte del PMEAM (Tabla XV).

Además, a todos los porcentajes de fertilización y de fertilización considerada normal que fueron diferentes al control en el análisis estadístico paramétrico se les determinó si tuvieron un

bajo efecto observable a la concentración de prueba (LOEC), o si mostraron un efecto no observable a la concentración de prueba (NOEC). De tal forma que el 31 de agosto a los 10 m en dirección sur del PMEAM el porcentaje de fertilización presentó NOEC. De igual forma en el porcentaje de fertilización considerada normal del 6 y 21 de septiembre, como también el del 3 de octubre, excepto en el PMEAM del último, el cual presentó LOEC. El 20 de septiembre a los 20 m en dirección norte al PMEAM e incluso también el 20 de septiembre pero en el porcentaje de fertilización todas las muestras presentaron LOEC.

Con el fin de poder evaluar directa y globalmente las aguas residuales del afluente y del efluente en términos de toxicidad, se les ajustó la salinidad para hacerlas similares al agua de mar, empleando la fórmula descrita por Cavanaugh (1956). Paralelamente, se llevaron a cabo controles de salinidad de acuerdo a las diluciones del agua residual. El control de agua de mar natural tuvo un porcentaje de fertilización y de fertilización considerada normal del 96.6 y 71.3% respectivamente, mientras que para los controles de salinidad los porcentajes estuvieron entre 94 y 96.6%. Para la fertilización y para la fertilización considerada normal los porcentajes estuvieron entre 62 y 69.6% (Tabla XVI). Además, al realizar un ANOVA de una vía se encontró que no hubo diferencias significativas entre el control de agua de mar y los controles de salinidad en la fertilización ($P=0.223$) y en la fertilización considerada normal ($P=0.301$).

Una vez ajustada la salinidad a las aguas residuales, la prueba consistió en exponer a un grupo de gametos masculinos a diferentes diluciones del agua residual tanto del afluente como del efluente, por un período de 30 min. Posteriormente se adicionaban los óvulos y después de 15 min se midieron los porcentajes de fertilización y de fertilización considerada normal. Esta prueba se realizó exactamente igual pero en lugar de exponer inicialmente a los gametos masculinos se expuso a los gametos femeninos. Así entonces, se encontró que los porcentajes de

fertilización fueron mayores en el efluente que en el afluente y además los gametos masculinos resultaron ser más sensibles en comparación con los gametos femeninos (Tabla XVI).

Tabla XVI. Efecto del agua residual del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada (al ajustarles la salinidad) en el porcentaje de fertilización y de fertilización considerada normal en gametos de erizo blanco.

Tratamientos	Fertilizados (%)	Normales (%)
Control	96.6	71.3
Control salinidad al 50 %	94.0	62.0
Control salinidad al 25 %	96.0	63.0
Control salinidad al 12.5 %	97.6	67.0
Control salinidad al 6.25 %	95.0	69.6
Control salinidad al 3.12 %	96.6	67.0
Esperma-Afluente 50%	5.8	00.0
Esperma-Afluente 25%	11.4	00.0
Esperma-Afluente 12.5 %	23.3	40.0
Esperma-Afluente 6.25 %	85.5	71.2
Esperma-Efluente 50 %	73.5	56
Esperma-Efluente 25 %	97.5	20.5
Esperma-Efluente 12.5 %	97.4	40.5
Esperma-Efluente 6.25 %	90.9	40.0
Óvulo-Afluente 50 %	22.5	0
Óvulo-Afluente 25 %	11.8	0
Óvulo-Afluente 12.5 %	42.9	67.7
Óvulo-Afluente 6.25 %	85.1	59.3
Óvulo-Efluente 50 %	94.8	45.5
Óvulo-Efluente 25 %	95.0	39.5
Óvulo-Efluente 12.5 %	92.3	47.2
Óvulo-Efluente 6.25 %	95.7	50.0

2.2 Rediseño de la planta de tratamiento

Para lograr rediseñar la planta de tratamiento es importante hacer una descripción, así como también mencionar el funcionamiento actual de la planta, la cual se caracteriza por tratar de manera aerobia, aguas residuales de origen doméstico, empleando lodos activados suspendidos.

La planta de tratamiento (Figura 19 y 20) está constituida por un cárcamo receptor cuya función es ecualizar los flujos, dos tanques de aireación a donde llega el agua residual sin sedimentación primaria, dos tanques de sedimentación en donde es separada la biomasa (lodos activados) del agua tratada, un tanque de ozonación en donde se lleva a cabo la oxidación final de la materia orgánica todavía presente en el agua residual, así como su desinfección antes de ser vertida. También cuenta con un tanque de almacenamiento temporal de sólidos, en donde por medio de la aplicación de ozono, se lleva a cabo la desinfección y degradación de los mismos antes de ser reciclados al primer tanque de aireación o bien de que sean eliminados del sistema. A su vez, cuenta con un cuarto de máquinas en el que se encuentran los sopladores, el compresor de aire, los ozonizadores, un concentrador de oxígeno y el control automatizado de las máquinas.

El volumen empleado actualmente es de 230.12 m^3 , estimando un gasto mínimo de 0.2 l/seg y un gasto máximo de 2.0 l/ség ; el tiempo de retención de la planta de tratamiento está entre 1.2 y 13.2 días (Mendoza-Espinosa, 2001).

En cuanto al funcionamiento, las aguas residuales llegan al cárcamo receptor y una vez que llega a un volumen determinado, el agua es bombeada automáticamente al primer tanque de aireación y de éste, el agua fluye por gravedad al segundo tanque de aireación. En los tanques de aireación se lleva a cabo la remoción de materia orgánica y NH_3 a través de la acción de microorganismos en suspensión. En estos tanques la aireación es aplicada con el fin de proporcionar el oxígeno necesario a los microorganismos y también para mantener condiciones de mezcla continua. Una vez que el agua residual cumplió con un tiempo de retención, en función del volumen de agua que entra a estos tanques, el agua pasa al primer tanque de sedimentación, en donde los microorganismos que provienen de los tanques de aireación se sedimentan, y una parte de ellos son regresados al segundo tanque de aireación mientras que los

otros son bombeados al tanque de tratamiento de los lodos, mientras tanto el agua parcialmente clarificada pasa al segundo tanque de sedimentación, en donde se precipitan los sólidos remanentes y el material sedimentado es regresado al primer tanque de aireación, mientras el agua clarificada pasa al tanque de ozonación. En este se lleva a cabo la desinfección y una mayor degradación de material orgánico que pudiera haber permanecido en el agua ya tratada. Una vez desinfectada, el agua residual tratada es descargada al mar.

La generación de agua residual por alumno se estimó con el flujo medio de entrada equivalente a 24 hrs y en función de la estimación de la población universitaria. El número de alumnos de la UABC - Unidad Ensenada en el 2001 fue de 2092 (PIMA, 2000). Sin embargo como la evaluación de la planta de tratamiento se realizó en período escolar y vacacional, el número de alumnos se estimó basándose en el flujo registrado en el afluente, considerando al máximo flujo en función del máximo número de alumnos. De esta manera el promedio de generación de agua residual fue de 25.93 l/alumno*día (Tabla XVII).

Tabla XVII. Generación de agua residual en la UABC – Unidad Ensenada en el período del 22 de mayo al 15 de agosto del 2001.

Día evaluado	Número de alumnos	Flujo (l/día)	Generación de agua residual (l/alumno*día)
22 de Mayo	2902	79488	27.39
30 de Mayo	2902	69984	24.12
13 de Junio	2030	53568	26.39
19 de Junio	2030	56156	27.66
4 de Julio	1250	31104	24.88
19 de Julio	1250	33696	26.96
24 de Julio	900	23328	25.92
9 de Agosto	2030	48384	23.83
15 de Agosto	2902	76032	26.20
Promedio		52416	25.93

El 22, 30 de mayo y 15 de agosto se consideró que hubo 2902 alumnos en la unidad universitaria y para poder calcular el número de alumnos en periodo vacacional se obtuvo el promedio del flujo del 13, 19 de junio y 9 de agosto; basándose en este se estimó el número de alumnos considerando que 2902 alumnos generaban 0.92 l/seg. De igual manera se calculó el promedio de los flujos del 4 y 19 de julio y con el flujo del 24 de julio.

El flujo medio futuro para el 2002, 2005 y 2010 se estima en 56.05, 69.37 y 99.69 m³/día respectivamente. En cambio el máximo flujo futuro se estima en 60.03 m³/día para el 2002, de 74.25 m³/día para el 2005 y de 106.58 m³/día para el 2010. En tanto que el mínimo flujo futuro se estima en 51.72 m³/día para el 2002, en 63.97 m³/día para el 2005 y en 91.83 m³/día para el 2010. Estos flujos futuros se estiman considerando un aumento en el número de alumnos en el orden de 140, 654 y 1823 para el año 2002, 2005 y 2010 respectivamente. La información del incremento en el número de alumnos fue proporcionada por PIMA.

Por otra parte, las aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada se catalogan como medianas aunque en la mayoría de los casos las concentraciones que presentan pertenecen a la categoría de débiles (Metcalf y Eddy, 1996). Si bien las concentraciones de los parámetros medidos nos dan una idea del funcionamiento de la planta de tratamiento, la carga de contaminantes (CC) nos brinda la relación del contaminante en función del flujo de entrada. Por esto es importante estimar la carga de contaminantes de acuerdo a la ecuación (4):

$$CC \text{ (kg/día)} = \frac{\text{concentración del contaminante (mg/l)} * \text{flujo (m}^3\text{/día)}}{1000} \quad (4)$$

Como es de esperarse, la carga de contaminantes es mayor durante el período escolar que en el período vacacional. En el período evaluado, del 22 de mayo al 15 de agosto, la carga promedio de la DBO, DQO, SS, SSv, NH₃ y NO₃⁻ fue de 6.34, 17.65, 4.49, 3.24, 2.71 y 0.895 kg/día respectivamente (Tabla XVIII).

Tabla XVIII. Carga de contaminantes que llegaron a la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 22 de mayo al 15 de agosto del 2001.

Día evaluado	DBO (kg/día)	DQO (kg/día)	SS (kg/día)	SSv (kg/día)	NH ₃ (kg/día)	NO ₃ ⁻ (kg/día)
22 de Mayo	9.626	29.33	5.055	no determinado	5.27	0.592
30 de Mayo	10.238	26.31	6.928	no determinado	5.47	0.594
13 de Junio	6.042	14.03	3.535	3.11	1.37	0.385
19 de Junio	4.306	16.75	2.881	N. d.	2.22	1.639
4 de Julio	0.955	2.33	0.622	0.56	0.63	0.263
19 de Julio	1.082	4.24	1.044	0.94	0.75	0.242
24 de Julio	3.098	14.16	8.612	3.55	0.81	3.405
9 de Agosto	5.932	15.58	3.677	3.58	2.02	0.367
15 de Agosto	10.433	36.13	8.036	7.68	5.87	0.570
Promedio	5.75	17.65	4.487	3.24	2.71	0.895

Por otra parte, de acuerdo a Winkler (1986) se puede calcular el tiempo de retención en el tanque de aireación (T_{RTA}) de tipo cono simplex a partir de la ecuación empírica de diseño ($T_{RTA} = 0.16 S_o^{2/3}$ donde S_o es la carga de la DBO en g/m^3). Sin embargo en este caso la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada cuenta con tanques de aireación donde se emplean difusores en vez de aireadores mecánicos por lo que dicha formula empírica puede ser una aproximación del T_{RTA} para producir un efluente aceptable en un aireador de cono simplex (Figura 21). Además en este caso la DBO estaba expresada en g/hr.

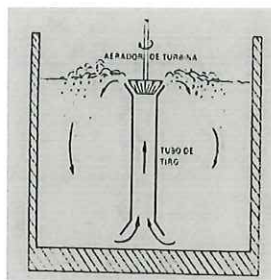


Figura 21. Tanque de aireación de cono simplex.

Al emplear la fórmula empírica se obtiene para la máxima carga de DBO (434.71 g/hr) un tiempo de 9.18 hrs para la remoción de nutrientes carbonáceos. Para que se efectúe la

nitrificación, Winkler (1986) menciona que se debe agregar un 50% al tiempo estimado. En este caso se requerirán 13.77 hrs. Así, el promedio de la carga de DBO requiere de 6.58 hrs para la remoción de nutrientes carbonáceos y 9.87 hrs para que se efectué nitrificación.

El tiempo de retención en la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada estuvo entre 3 y 9.83 días en el período evaluado (Tabla XIX). De acuerdo al diseño original, éste pretendía tener un tiempo de retención de 2.62 días, de tal forma que en los tanques de aireación el tiempo de retención fuera de 48 hrs, en los tanques de sedimentación de 9.86 hrs y en el tanque de ozonación de 4.93 hrs. De acuerdo a los flujos medidos en el afluente la planta de tratamiento presenta dimensiones apropiadas para lograr los tiempos de residencia pretendidos desde su diseño. Sin embargo se estima que cuando la población universitaria sea de 5816 alumnos y si cada uno de éstos genera 55 l/día como lo estima Metcalf y Eddy (1996) la planta de tratamiento estará a su máxima capacidad dentro de 14 años y si consideramos el flujo máximo medido (27.39 l/alumno*día), dentro de 20 años la planta estará a su máxima capacidad, es decir cuando se tenga una población universitaria de 11679 alumnos.

Tabla XIX. Tiempos de retención del agua residual en la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada.

Día evaluado	Tiempo de retención en los tanques de aireación (hrs)	Tiempo de retención en los tanques de sedimentación (hrs)	Tiempo de retención total (días)
22 de Mayo	53.12	10.90	2.89
30 de Mayo	60.32	12.38	3.28
13 de Junio	78.82	16.18	4.29
19 de Junio	114.78	15.42	4.09
4 de Julio	135.74	27.86	7.39
19 de Julio	125.30	25.72	6.82
24 de Julio	181.00	37.16	9.86
9 de Agosto	87.26	17.90	4.75
15 de Agosto	55.52	11.40	3.02

Volumen total: 230120 l, de los cuales 87970 l corresponden a cada tanque de aireación y 18060 l corresponde a cada tanque de sedimentación y al de ozonación..

Además como la eficiencia del proceso depende entre otros factores de la tasa de alimento/microorganismos (Tasa A/M), ésta se estimó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa A/M} = \frac{\text{Kg de DBO en afluente al día}}{\text{Kg SSvLM}} \quad (5)$$

Los datos de SSLM y SSvLM se reportan en el anexo 7. Al igual que la relación porcentual de SSvLM/SSLM (Figura 22). De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) la relación porcentual, por lo general, se encuentra en el intervalo de 70 a 80%.

De manera que la Tasa A/M en el tanque de aireación 1, presentó valores entre 0.0056 y 0.2727, mientras que en el tanque de aireación 2, los valores estuvieron entre 0.0111 y 0.4119. Como se puede apreciar esta tasa fue mayor en el tanque de aireación 2, cuyo tanque es el que recibe las aguas residuales brutas. De manera que en el tanque de aireación 2 hay menos microorganismos (Tabla XX).

Tabla XX. Tasa alimento/microorganismos en tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Día evaluado	Tanque de aireación #1 Tasa A/M	Tanque de aireación #2 Tasa A/M
13 de Junio	0.1235	0.4040
19 de Junio	No determinado	0.4119
4 de Julio	0.0056	0.0111
19 de Julio	0.0063	0.0444
24 de Julio	0.0191	0.0542
9 de Agosto	0.1482	0.1405
15 de Agosto	0.2727	0.3847
Promedio	0.0959	0.2073

Tasa A/M tasa alimento/microorganismos expresada en mg de DBO * día / mg de SSvLM

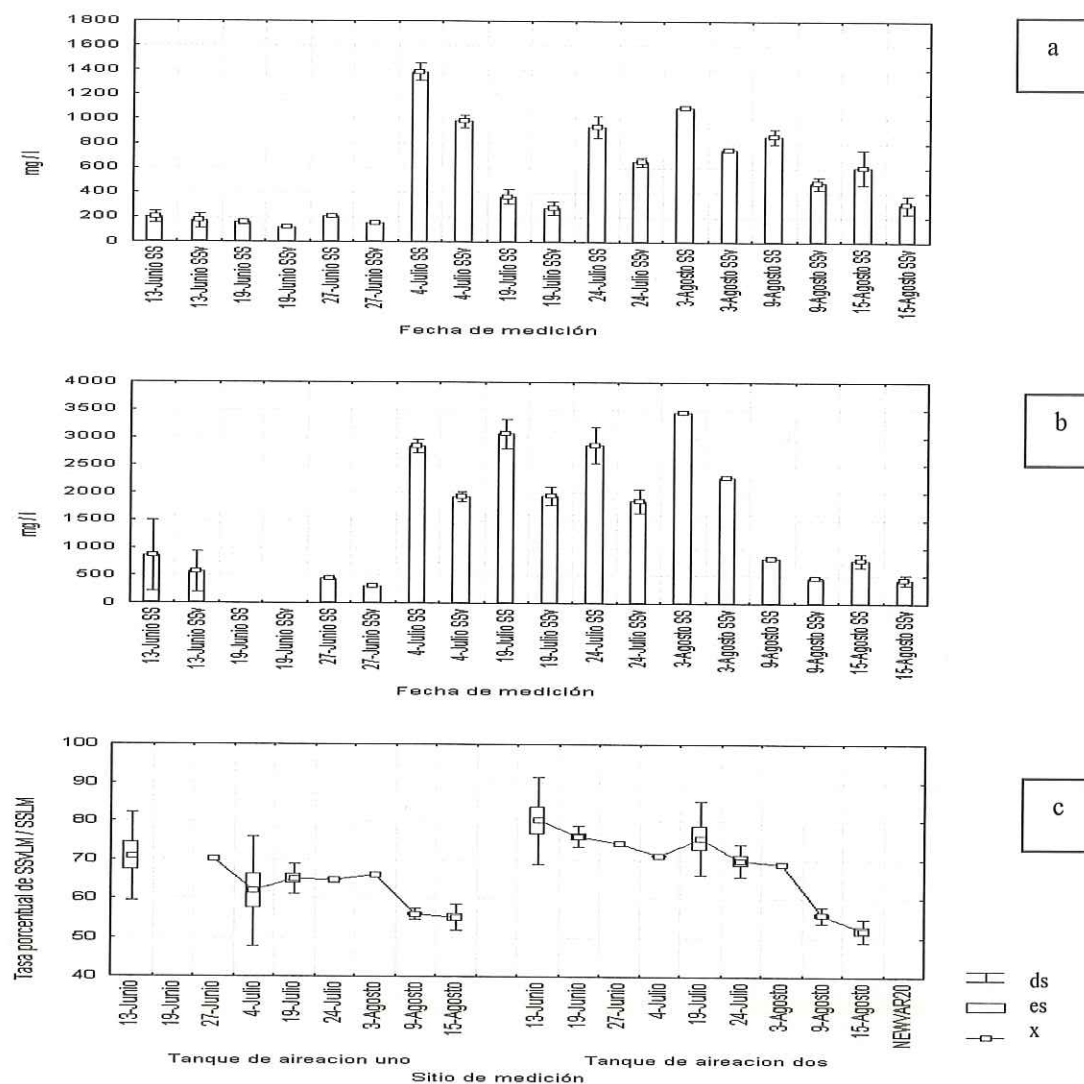


Figura 22. Promedio (x), desviación estándar (ds) y error estándar (es) de la concentración de SSLM y SSvLM del tanque de aireación a) 1, b) 2 y c) tasa porcentual de SSvLM/SSLM del tanque de aireación 1 y 2 de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Así como la tasa alimento/microorganismos es un factor importante para lograr una buena eficiencia del tratamiento, la adecuada concentración de lodos y de oxígeno disuelto (O_2) también lo son.

Al estimar la adecuada concentración de lodos para eliminar la DBO en un 95% se obtuvo que en la planta de tratamiento los lodos (en los tanques de aireación) están en exceso, en un factor de 3.5 veces (Tabla XXI). Para evaluar la adecuada concentración de lodos primero se estimó la tasa de utilización específica (U) a un 95% de eficiencia de eliminación de la DBO como lo muestra la ecuación 6. Posteriormente se calculó la concentración de lodos adecuados despejando de la ecuación 7, la concentración de lodos (X).

$$U = (\text{Tasa A/M}) * 0.95 \quad (6)$$

$$U = \frac{(S_o - S)}{\theta X} \quad (7)$$

Donde: U : Tasa de utilización específica (mg de DBO/mg de SSvLM*día)

S_o : Concentración de DBO en afluente (mg/l)

S : Concentración de BDO en efluente (mg/l)

θ : Tiempo de retención en tanques de aireación (días)

X : Concentración de lodos (mg/l)

Tabla XXI. Concentración adecuada de los lodos en los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada para la eliminación de la DBO en un 95%.

Día evaluado	U	So -S	θ	X calculada	X medida
13 de Junio	0.5011	50.7	3.284	30.8	365.1
19 de Junio	0.3913	57.5	4.783	30.7	118.8
4 de Julio	0.0158	36.1	5.656	404.0	1454.1
19 de Julio	0.0481	24.3	5.221	96.8	1108.3
24 de Julio	0.0706	125.6	7.542	235.9	1248.8
9 de Agosto	0.2817	88.1	3.636	86.0	467.5
15 de Agosto	0.6382	86.7	2.313	58.7	371.7
Promedio				206.1	733.5

U Tasa de utilización específica expresada en mg de DBO/mg de SSvLM*día⁻¹
 So - S Diferencia entre la concentración de DBO en afluente y efluente expresada en mg/l
 θ Tiempo de retención en tanques de aireación expresada en días
 Xcalculada Concentración de lodos en mg/l obtenidos a partir de las ecuaciones 6 y 7
 X medida Concentración de lodos en mg/l a partir del promedio de SSvLM que se encontraron en los tanques de aireación.

En cuanto al O₂, este es empleado para satisfacer las demandas de los organismos y a su vez sirve para mantener una mezcla adecuada en los tanques. Mendoza-Espinosa (2001) menciona

que se requiere de 1.0 a 1.4 kg de O₂/kg de DBO para satisfacer la demanda y en promedio diario en muestras del tanque de aireación el oxígeno disuelto debe estar entre 2 y 3 mg/l con el fin de mantener una adecuada actividad microbiana. La Tabla XXII muestra los Kg de O₂ requeridos en función de los Kg de DBO.

Tabla XXII. Requerimiento de oxígeno disuelto para la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en función de la DBO.

Día evaluado	DBO (Kg/día)	Mínimo O ₂ requerido (Kg/día)	Máximo O ₂ requerido (Kg/día)
22 de Mayo	9.626	9.626	13.476
30 de Mayo	10.238	10.238	14.333
13 de Junio	6.042	6.042	8.459
19 de Junio	4.306	4.306	6.028
4 de Julio	0.955	0.955	1.337
19 de Julio	1.082	1.082	1.515
24 de Julio	3.098	3.098	4.267
9 de Agosto	5.932	5.932	8.305
15 de Agosto	10.433	10.433	14.606

Asimismo, Metcalf y Eddy (1996) mencionan que la tasa de respiración, es decir el O₂ consumido/microorganismos va de 2 a 7 g/día por g de SSvLM. De esta forma se tiene que en el tanque de aireación 1 hay mayor respiración por haber mayor cantidad de SSvLM (Tabla XXIII).

Tabla XXIII. Tasa de respiración en los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC –Unidad Ensenada basándose en la concentración de sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla de dichos tanques.

Día evaluado	Tanque de aireación 1 (Kg de O ₂ /día)	Tanque de aireación 2 (Kg de O ₂ /día)
13 de Junio	98 - 345	30 - 105
19 de Junio	No determinado	21 - 73
4 de Julio	338 - 1186	172 - 604
19 de Julio	341 - 1195	49 - 170
24 de Julio	325 - 1137	114 - 400
9 de Agosto	80 - 280	84 - 295
15 de Agosto	76 - 267	54 - 190

La cantidad teórica de oxígeno que es inyectado a cada tanque de aireación es entre 6603 a 18050 Kg de O₂/día. Considerando el tipo de sopladores con los que cuenta la planta de tratamiento, se ha calculado que se inyecta de 1.7 a 2.8 m³/seg de aire. Asumiendo que la eficiencia estándar de transferencia de oxígeno (SOTE) para el tipo de difusores con los que cuenta la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada es de 15 a 24% en un tanque de aireación de 4.5 m de profundidad (Metcalf y Eddy, 1996). Se sabe que a mayor profundidad mayor transferencia y además la velocidad de transferencia de gases suele ser proporcional a la diferencia entre la concentración existente y la concentración de equilibrio del gas disuelto. Sin embargo, al comparar estos valores con los de oxígeno requerido (Tabla XXII y XXIII), se puede concluir que existe suficiente oxígeno en cada tanque de aireación, si es que estos están funcionando las 24 hrs del día.

Igualmente, el tiempo de residencia de los lodos (TRL) es un parámetro clave para lograr una buena eficiencia en las plantas de tratamiento de aguas residuales. El TRL se define como el número promedio de días que los microorganismos son mantenidos en el proceso de lodos activados antes de que sean removidos, intencional o no intencionalmente. El TRL puede calcularse a través de los SSvLM de la siguiente manera:

$$TRL = \frac{\text{masa total de sólidos dentro del proceso de lodos activados}}{\text{masa total de sólidos saliendo del proceso cada día}} \quad (8)$$

La cantidad de sólidos saliendo del proceso cada día es el resultado de la suma entre los sólidos removidos (kg/día) y los sólidos del efluente (kg/día).

Para el caso de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada se asume una tasa de sólidos removidos del 10% (se asume el 10% ya que a mayor porcentaje de sólidos removidos el

balance de sólidos se ve afectado y por ende provoca una mala operación de la planta). Los cálculos de TRL se realizaron con los SSvLM de los tanques de aireación, asumiendo además que en los tanques de sedimentación los SSvLM mantendrían las mismas proporciones (sólidos removidos) que en los tanques de aireación, aunque pudieran estar a mayor concentración en los tanques de sedimentación. Se asume que dichas proporciones se mantienen si las consideramos como un modelo de masas, donde se mantiene un equilibrio.

De manera que se tiene que el TRL en los dos tanques de aireación fue de 6.27, 3.65, 9.82, 9.82, 7.71 y 5.82 días durante el 13 de junio, 4, 19 y 24 de julio, y 9 y 15 de agosto respectivamente. En promedio del TRL fue 7.18 días.

VII. DISCUSION

Para evaluar la calidad del agua del afluente y efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada se determinó la variación instantánea, media y diurna de ésta. Como ya se ha mencionado, se tomaron tanto muestras instantáneas para la determinación de la variación instantánea y diurna como muestras compuestas para la determinación de la variación media. De acuerdo a la EPA (1995) al tomar muestras instantáneas existe una alta probabilidad de no considerar concentraciones pico si es que la frecuencia de muestreo es baja, aunque estas muestras tienen la ventaja de poder ser recolectadas fácilmente y en menor tiempo. En cambio, las muestras compuestas al ser recolectadas en un período de tiempo mayor pueden presentar concentraciones pico. No obstante, éstas pueden ser diluidas por concentraciones menores. Sin embargo, esto implica un aumento en el equipo de muestreo y en ocasiones se utiliza equipo sofisticado y costoso.

Las muestras instantáneas y las compuestas indican tanto las características de las aguas residuales generadas en la UABC - Unidad Ensenada como el nivel de tratamiento que tuvieron éstas en la planta. Pese a que se realizaron análisis de conglomerado, los resultados no mostraron un agrupamiento característico propio de las aguas generadas en la unidad universitaria así como de las tratadas por la planta, sobretodo en las del efluente, posiblemente debido a la ineficiencia de la planta de tratamiento. Si bien el propósito de este análisis estadístico es descriptivo, este nos ayudaría por medio de las tendencias de agrupación, características del afluente y del efluente, a reducir el número de parámetro a analizar. De acuerdo a Mendoza-Espinosa (2001) las aguas residuales pueden variar a lo largo del año, día de la semana u hora de trabajo. En especial las variaciones estacionales se hacen patentes en lugares como colegios y universidades en las que las actividades se concentran en diferentes épocas del año, cuyas variaciones dependen de la actividad que se desarrolla y del tamaño de la comunidad (Metcalf y Eddy,

1996), lo que también puede influir en las tendencias de agrupación. Por esto, a la entrada de la planta de tratamiento la variabilidad de los constituyentes del agua residual muestran amplios intervalos de concentración principalmente en términos de los SS, SSv, DBO y DQO. Asimismo se sabe que los cambios repentinos en la calidad del agua a tratar pueden provocar vulnerabilidad en el sistema de lodos activados, lo que pone en manifiesto que la operación y el mantenimiento adecuado considerando los cambios repentinos en la calidad del agua de la planta de tratamiento son factores importantes para lograr una buena eficiencia de tratamiento.

La eficiencia de tratamiento en la determinación de la variación instantánea de la planta de tratamiento en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001 fue de 71.23%, y en la determinación de la variación media fue de 55.3%, aunque uno esperaría eficiencias de tratamiento similares. Estas diferencias se pueden deber a que en la variación media de la planta de tratamiento los SS y SSv mostraron en el afluente y en el efluente concentraciones semejantes y estadísticamente las concentraciones a la entrada y a la salida de la planta de tratamiento fueron iguales e incluso en ocasiones fue mayor la concentración de SS en el efluente que en el afluente. Esto puede ser debido a que una fracción de lodos tiene que ser eliminado del sistema (planta de tratamiento) y por ello se desalojan por el efluente. Además la baja remoción de lodos hace que la planta de tratamiento sea una trampa de sólidos (Raúl Canino com. personal¹). Asimismo, en la mayoría de los casos los porcentajes de remoción de los parámetros medidos fueron menores en la variación media que en la variación instantánea, a excepción del NH_3 . A diferencia de la variación media, en la variación instantánea cada parámetro presentó diferencias significativas en el afluente y el efluente, esto se puede explicar por las características propias de las muestras.

¹ Raúl Canino. Encargado de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC-Unidad Ensenada y Catedrático de la Facultad de Ciencias Marinas de la UABC, Ensenada BC

Los porcentajes de eficiencia de tratamiento obtenidos, tanto de la variación instantánea como de la variación media de la planta de tratamiento fueron inferiores a los esperados por el tratamiento secundario, en el cual se elimina materia orgánica disuelta y suspendida remanente hasta en un 95% (New York Dept. of Health, 1997). De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) los niveles de calidad alcanzados en el tratamiento avanzado de lodos activados que llevan a cabo nitrificación en etapa única son de 10-25 mg/l de SS, de 5-15 mg/l de DBO, de 20-45 mg/l de DQO y de 1-5 mg/l de $\text{NH}_3\text{-N}$. En términos generales, los niveles antes mencionados fueron rebasados tanto en la variación instantánea como en la variación media de la planta de tratamiento, excepto en las concentraciones instantáneas y medias de la DQO y en las concentraciones instantáneas de SS.

Asimismo, Metcalf y Eddy (1996) mencionan que en una planta de tratamiento con reactor de mezcla completa con agitación y empleando difusores de aire se esperan remociones de la DBO entre el 85 y el 95%. Sin embargo, en la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada ni el promedio de remoción de la variación instantánea ni el de la variación media estuvieron en el intervalo anterior aunque hubo ocasiones puntuales en las que la remoción de la DBO estuvo en el intervalo de 85 a 95%, como fue el caso del 26 de octubre del 2000 y el 16 de febrero del 2001 en la variación instantánea como también el 30 de mayo y 24 de julio del 2001 en la variación media.

Dado que la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada no lleva a cabo la desnitrificación, los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ aumentaron del afluente al efluente. Además, se sabe que la concentración de los NO_3^- aumenta con la concentración de ozono (Wheaton, 1993). Por otra parte de acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) la concentración crítica de NO_3^- es de 45 mg/l. A dicha concentración este compuesto puede causar metahemoglobinemia en los niños, es decir los

infantes por debajo de seis meses de edad no han desarrollado ácido clorhídrico en sus jugos gástricos. El pH en sus conductos alimentarios es entonces suficientemente alcalino y permite que las bacterias reductoras de nitratos reduzcan a nitritos los nitratos ingeridos. Los nitritos convierten entonces la hemoglobina de la sangre en metahemoglobina, produciendo una condición conocida como cianosis. Aunque el agua residual tratada no será utilizada para consumo humano es importante destacar que la concentración crítica fue rebasada reiteradamente en la variación instantánea y en la variación media. Pese a ello, esta siendo planteado emplear esta agua residual tratada para riego a través del PIMA de la UABC (Mendoza-Espinosa, 2001), una vez que cumpla con la norma NOM-003-ECOL-1997. Sin embargo, el riego es considerado un reuso del agua residual tratada en servicio al público de contacto directo (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1997). Por esto, considero necesario el prestar especial atención a la concentración de los diferentes compuestos de nitrógeno, pese a que la norma NOM-003-ECOL-1997 no establece límites máximos permisibles para NO_3^- y que el riesgo de que alguien llegue a intoxicarse por NO_3^- es remoto. Sería recomendable indicar que el agua de riego es exclusiva para el abastecimiento de los jardines y que esta agua no es potable.

Por otra parte, se sabe que la determinación de los caudales de agua residual es un aspecto fundamental para su captación, tratamiento y evacuación. Los caudales medios (o bien los flujos medios) de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada en el período de mayo a agosto del 2001 fueron mayores 1.85 veces a la salida que a la entrada de la planta e incluso estadísticamente muestran diferencias. Esto debido a que las aguas residuales que llegan a la planta deben cumplir con un tiempo de retención, por lo que al medir los flujos de entrada y salida se está midiendo el flujo de diferentes parcelas de agua, siendo por esto diferentes los flujos. No obstante uno esperaría flujos similares.

La amplia fluctuación de los flujos medios tanto de entrada como de salida se debe al número de usuarios y a la actividad que se desarrolla en diferentes épocas del año y por ende estos flujos tienen gran variabilidad ya que la evaluación de la planta se realizó tanto en períodos escolares como en períodos vacacionales.

También es importante mencionar que la determinación del flujo medio de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada se realizó de las 9:00 a las 16:30 hrs del día, cuando se estima que los máximos flujos se presentan. De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) los caudales registrados en las plantas de tratamiento siguen aproximadamente un patrón de variación diaria, es decir, las primeras horas de la mañana, en las que el consumo de agua es mínimo también son mínimos los caudales que se registran, así la primera punta se alcanza cuando llega a las plantas de tratamiento el agua correspondiente al consumo pico, a la última hora de la mañana, y el segundo pico suele darse a última hora de la tarde, entre las 19:00 y las 21:00 hrs del día.

Así, los flujos diurnos del afluente y del efluente en el mismo período y horario evaluado que el flujo medio en la planta de tratamiento de la UABC-Unidad Ensenada, pero en este caso determinando a cada hora y media, no mostraron semejanza. Sin embargo, en los diferentes días evaluados, cada grupo, es decir el afluente y el efluente, de manera independiente mostraron semejanza (Figura 7), lo que concuerda con lo mencionado por Metcalf y Eddy (1996), es decir, los patrones de variación de los caudales de agua residual son idénticos para todos los días laborales de la semana y obviamente en fines de semana los caudales disminuyen por el reducido número de alumnos o personal que se encuentra en la unidad universitaria. No obstante, estadísticamente los flujos diurnos, es decir los flujos de entrada y salida de la planta de tratamiento de cada hora y media, resultaron ser iguales.

De la misma forma que los caudales, las concentraciones de los constituyentes del agua residual también sufren variaciones, en función de las costumbres, actividad que se desarrolla, tamaño de la población (las que producen variaciones a corto plazo) y de las condiciones de carácter estacional (las que producen variaciones a largo plazo). Metcalf y Eddy (1996) mencionan que la DBO y los SS siguen la misma curva que la variación de los caudales pero para estos casos la concentración pico suele presentarse alrededor de las 17:00 hrs. Sin embargo en la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada las variaciones diurnas de la DBO y de los SS no siguieron las curvas de los flujos diurnos. Incluso las curvas diurnas de la DQO y de los compuestos de nitrógeno fueron diferentes a las curvas diurnas de los flujos, posiblemente debido a que Metcalf y Eddy (1996) hablan de un patrón de plantas de tratamiento de tipo municipal, mientras que la planta de la UABC – Unidad Ensenada esta restringida a la comunidad universitaria que difiere de costumbres y desechos de una comunidad típica.

Por otra parte, pese a que cada día evaluado en la determinación diurna, tanto en el afluente como en el efluente, las concentraciones de DBO y DQO presentan similitud, la variación diurna de la DBO en los cuatro días evaluados fue diferente. En cambio, la variación diurna de la DQO y de lo SS del 22 de mayo, 19 de junio y 19 de julio presentaron el mismo comportamiento en el afluente, mientras que en el efluente los dos anteriores y el NH_3 presentaron similitud el 22 de mayo y el 15 de agosto pero estas fueron diferentes a la variación del 19 de junio, la que fue similar a la del 19 de julio. En términos generales, las variaciones diurnas del NH_3 en el afluente indicaron similitud el 22 de mayo, el 19 de junio y el 15 de agosto. Por otra parte, los NO_3^- presentaron, tanto en el afluente como en el efluente, variaciones similares, aunque difieren el 19 de junio en el afluente a las 15:00 hrs del día y en el efluente a las 15:00 y 16:30 hrs del día debido a que se presentaron concentraciones pico.

De igual manera se puede apreciar una relación entre la variación diurna promedio de los parámetros medidos. En el afluente la DBO y el NH_3 mostraron semejanza y estos dos a partir de las 12:00 del día mostraron semejanzas con la DQO y los SS, mientras que en el efluente la variación diurna promedio de la DBO y los SS presentan semejanzas y en términos generales el NH_3 y la DQO mantienen una concentración de 16 a 20 mg/l y de 48 a 75 mg/l respectivamente (Figura 10a, b, c y d). De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996), es conveniente observar que muchos de los parámetros medidos y que son constituyentes de las aguas residuales están relacionados entre ellos, como ya se ha mencionado con los parámetros medidos en la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada, lo que pone de manifiesto que las aguas residuales generadas en la unidad universitaria pueden variar cada hora, día, semana y/o época del año independientemente de la posible relación entre los constituyentes de esta.

Así, Metcalf y Eddy (1996) mencionan que la DQO de agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO, siendo esto debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que se oxidan por vía biológica. En muchos tipos de aguas residuales es posible establecer una relación entre los valores de la DBO y la DQO. Para aguas domésticas brutas típicas el cociente DBO/DQO se halla en el intervalo de 0.4 – 0.8. Sin embargo, es importante hacer mención del hecho que esta relación presenta importantes variaciones en función de la carga de contaminantes y del nivel de tratamiento a que se ha sometido a las aguas residuales. En la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada se obtuvieron cocientes promedio de la relación DBO/DQO de 0.37 y 0.79 para el afluente y el efluente respectivamente en la variación media mientras que en la variación diurna, en el afluente fue de 0.06 a 0.53 y en el efluente de 0.04 a 0.96. Los cocientes DBO/DQO fluctuaron día a día e incluso cada hora y media (Tabla VII). Sin embargo para establecer la relación típica DBO/DQO en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento es indispensable primero

lograr el correcto funcionamiento de la planta o mínimamente lograr que la eficiencia de tratamiento sea constante. Sin embargo al considerar el intervalo de cocientes mencionados por Metcalf y Eddy (1996) podemos decir que valores menores a 0.4 indican la presencia de aguas residuales con abundante material no biodegradable o bien que el análisis de la DBO tuvo interferencias. En cambio valores mayores a 0.8 indican aguas residuales con abundante materia biodegradable. Para el caso de los cocientes obtenidos en la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada se puede decir que predomina el material no biodegradable, el cual en su mayoría pudiese provenir de laboratorios.

Además se sabe que existe una relación porcentual del cociente de los SS_v/SS . Como ya se ha mencionado, esta relación típicamente se encuentra entre el 70 y 80%. Sin embargo, en el afluente de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada, el promedio del cociente porcentual de SS_v/SS fue de 90.2%, mientras que en el efluente fue de 63.1%, ambos promedios obtenidos en la variación media de la planta de tratamiento. De manera similar, en la variación diurna de la planta de tratamiento el promedio de la relación anterior fue de 92.1 y de 54.3% en el afluente y el efluente, respectivamente. Debido a que la relación porcentual del cociente de los SS_v/SS indica la cantidad de materia orgánica y materia inorgánica presente en el agua en forma de sólidos suspendidos, se puede decir que a la entrada de la planta de tratamiento las aguas residuales presentan una alta carga de materia orgánica y una vez que el agua residual ha sido tratada, la materia orgánica disminuye. Así la planta de tratamiento removió en promedio 27.1 y 37.8% de materia orgánica en la variación media y en la variación diurna, respectivamente.

A su vez, tanto la remoción de los constituyentes del agua residual como la eficiencia de tratamiento puede presentar variación diurna. En la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada las remociones diurnas de la DQO, DBO, NH_3 , NH_3-N , SS y SS_v calculadas cada hora

y media de cada día evaluado presentaron similitud a los cambios de concentración en el afluente del parámetro removido, aunque tal similitud no lo fue en proporción. Igualmente las remociones promedio de cada hora y media de la DQO, DBO, NH_3 , $\text{NH}_3\text{-N}$ y SS mostraron similitud a los cambios de concentración promedio en el afluente del parámetro removido, aunque también no lo fue en proporción. En cuanto a los NO_3^- y $\text{NO}_3^-\text{-N}$, estos aumentaron sus concentraciones en el efluente y los incrementos promedio de cada hora y media presentaron similitud inversa a los cambios de la concentración promedio en el afluente del parámetro removido, es decir cuando aumentó la concentración el incremento promedio disminuyó.

En la variación diurna de la planta de tratamiento la eficiencia promedio fue de 52.7%. Sin embargo, durante el día la eficiencia promedio fluctuó entre 35.4 y 70.0%. Estos porcentajes, al igual que los obtenidos en la variación instantánea y media de la planta de tratamiento, son inferiores a los esperados por el tratamiento secundario. Además las aguas residuales diurnas en la mayoría de las ocasiones presentaron niveles de calidad inferiores a los niveles de calidad alcanzados en el tratamiento avanzado de lodos activados que llevan a cabo nitrificación en etapa única mencionados por Metcalf y Eddy (1996), con excepción del 19 de julio, día de muestreo cuando hubo el menor número de alumnos en la universidad.

Asimismo, como ya se ha mencionado, en una planta de tratamiento como la de la UABC - Unidad Ensenada se esperan remociones de la DBO entre el 85 y 95%. Sin embargo, la DBO en repetidas ocasiones presentó concentraciones mayores en el efluente que en el afluente debido, entre otras causas, a que una porción de los lodos se debe evacuar de la planta diariamente, con el fin de mantener constante la concentración de los lodos. Además, se puede deber a la falta de aireación en los tanques, es decir a una mala operación de la planta. Sin embargo al excluir las concentraciones mayores del efluente, las remociones diurnas fluctúan entre 24.4 y 96.1%, lo

que claramente indica que la planta opera inconsistentemente y por ende ineficientemente. También en la variación diurna la concentración crítica de los NO_3^- (45 mg/l) fue rebasada, en esta ocasión se rebasó durante el mismo día (19 de junio) a las 3:00 y 4:300 de la tarde.

Por otra parte se sabe que el ambiente químico para los organismos acuáticos está fuertemente influenciado por el pH, de manera que este parámetro de calidad es de gran importancia tanto para las aguas naturales como para las aguas residuales, por lo que si el pH se desvía demasiado del valor neutro, el agua se vuelve directamente tóxica para la mayoría de los sistemas acuáticos (Wheaton, 1993). Metcalf y Eddy (1996) mencionan que el intervalo de concentraciones adecuado para la óptima proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico. De acuerdo a Wheaton (1993) en los lagos el pH varía entre 6 y 9, mientras que en los océanos varía de 7.8 a 8.3 unidades. En plantas de tratamiento el pH óptimo es por arriba de 6.8 (New York Dept. of Health, 1997). Metcalf y Eddy (1996) mencionan que el pH óptimo se sitúa entre 6.5 y 7.5. Así pues, la planta de tratamiento de la UABC-Unidad Ensenada, por ser de lodos activados, debe tener un estricto control de pH ya que cambios bruscos pueden inhibir actividad biológica e incluso puede provocar cambios en la microfauna. No obstante, las aguas residuales que se generaron en la UABC - Unidad Ensenada estuvieron en el intervalo de 6.56 a 8.78 y de 7.15 a 7.87 en el afluente y el efluente respectivamente durante la variación media, en tanto que en la variación diurna el pH estuvo en el intervalo de 6.46 a 8.75 en afluente, mientras que en el efluente los valores más bajos fueron de 2.04 y 2.43 a excepción de estos dos valores el intervalo de pH del efluente fue de 7.21 a 8.14. Los intervalos de pH registrados, en términos generales, están dentro del pH requerido y la gran mayoría de ellos están dentro del intervalo considerado óptimo, como lo mencionaron Metcalf y Eddy (1996). En cambio los valores más bajos de pH, 2.04 y 2.43, los cuales no están en el intervalo óptimo, pudieran deberse a que en el tanque de aireación 1 se suspendió el

suministró de oxígeno, lo que en repetidas ocasiones se observó, y por lo tanto el oxígeno se agotó dando pauta a que se desarrollaran y predominaran microorganismos filamentosos y bacterias anaerobias, las cuales producen ácido sulfúrico y metano, dependiendo del grado de degradación de la materia orgánica, como producto final de su metabolismo y por ende el pH disminuye. Además, como consecuencia del bajo pH (de las 15:00 y 16:30 hrs del 19 de junio) la DBO fue baja, debido a que se inhibió, posiblemente por toxicidad de las aguas, la actividad microbiana y con esto la prueba no fue representativa, e incluso el oxígeno presente pudo originar la oxidación química de compuestos y por ende la DQO y los NO_3^- aumentaron. Los valores altos de DQO pueden confirmar la toxicidad de las aguas y puede asumirse que la alta concentración tanto de la DQO como de los NO_3^- se deba a que estos utilizaron el oxígeno del tanque de aireación 2 y al pasar al tanque de aireación 1 predominaron organismos que utilizaron sulfato y dióxido de carbono como aceptor de electrones de la materia orgánica y por ello los NO_3^- no fueron utilizados.

Las aguas residuales tratadas de la UABC-Unidad Ensenada en la mayoría de las ocasiones cumplieron con el intervalo permisible de pH establecido por la norma NOM-001-ECOL-1996. Sin embargo el 19 de junio a las 15:00 y 16:30 hrs del día los valores de pH, 2.04 y 2.43, violaron la norma anterior, debido muy probablemente a una mala operación de la planta de tratamiento.

Tal como el pH de las aguas residuales debe de cumplir con lineamientos ambientales establecidos por normas oficiales, también ciertos constituyentes de las aguas residuales tratadas requieren cumplir con las normas mexicanas referentes a las descargas de aguas residuales. Actualmente las aguas residuales tratadas de la UABC – Unidad Ensenada se vierten al mar por lo que estas deben cumplir con la norma NOM-001-ECOL-1996, la cual establece los límites

máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Al comparar los valores máximos permisibles de SS y DBO de esta norma, NOM-001-ECOL-1996 (Tabla I), con las concentraciones medidas en el efluente tanto de las variaciones instantáneas como medias y diurnas, la planta de tratamiento descargó de acuerdo a la norma, aguas residuales tratadas consideradas aptas o de calidad aceptable. Sin embargo, también las aguas residuales tratadas deben cumplir con el título de concesión, IBCA101543/01ERGR96, otorgado el 5 de agosto de 1996 por la CNA, en el cual se otorga el permiso a la UABC por un plazo de 5 años, de descargar aguas residuales tratadas. De acuerdo a dicha concesión, la concentración máxima de SS y DBO en la descarga de aguas residuales debe ser de 30 y 45 mg/l en concentración promedio y concentración máxima instantánea, respectivamente (Mendoza-Espinosa, 2001). Basándose en estos lineamientos de calidad, la planta vierte sus aguas al mar violando la concesión y por ende podría hacerse acreedor de multas por descargas de aguas residuales tratadas con niveles de calidad inferior a lo establecido por la concesión.

Además el PIMA de la UABC plantea el reuso del agua residual tratada para riego de jardines de la unidad universitaria para evitar descargar las aguas residuales y optimizar el uso del recurso. Sin embargo, para poder reusar el agua residual tratada esta debe de tener la calidad para servicio al público con contacto directo estipulada en la norma NOM-003-ECOL-1997, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes, en términos de coliformes fecales, huevos de helminto, grasas, aceites, DBO y SS totales, para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público (Tabla II). Sin embargo, por la calidad del agua residual tratada, ésta no debiese ser utilizada para riego de los jardines por lo menos hasta que la planta de tratamiento opere de manera más eficiente y que su efluente mantenga las concentraciones de SS, DBO y coliformes fecales que establece la norma anterior.

Sin embargo, actualmente las aguas residuales que se generan en la UABC - Unidad Ensenada, aunque son tratadas por la planta de tratamiento y estas se podrían reutilizar mejorando su tratamiento, son descargadas al mar y es preocupante que no hayan sido del todo tratadas, y sobretodo si se sabe que la planta de tratamiento opera de manera ineficiente, ya que el impacto que puede sufrir el medio marino se traduce en un deterioro ambiental, el cual está en función del tipo de contaminación, forma y cantidad vertida, así como de condiciones hidrológicas, climáticas y topográficas del medio marino adyacente. Se sabe que los estudios sobre contaminación marina son muy abundantes, especialmente para los ambientes templados (Salazar-Vallejo, 1991), dado que la actividad antropogénica puede afectar en cantidad y calidad el agua que llegará al mar (NRC, 2000). Por ejemplo, se sabe que el oxígeno disuelto sufre una disminución inmediata a partir del punto de la descarga a hasta que va recuperándose naturalmente por actividad biológica y por procesos físicos (como intercambio con la atmósfera). En cambio, tanto la DBO como la materia en suspensión presentan concentraciones máximas al principio (desde la descarga) hasta que disminuyen lentamente a límites normales. El NH_3 inicialmente va aumentando hasta que su concentración se hace máxima poco antes de llegar al mínimo la concentración de oxígeno disuelto. En cambio los NO_3^- disminuyen inicialmente hasta casi desaparecer. Posteriormente aumentan su concentración hasta donde se encuentra la máxima concentración de oxígeno disuelto y por último disminuyen lentamente hasta llegar a límites normales (Seaonez, 1995).

Welch y Lindell (1992) mencionan que las corrientes de agua con alto contenido de nutrientes provenientes de efluentes, pueden crear condiciones para que se lleguen a desarrollar algas verdes a lo largo del trayecto de la corriente, especialmente, si las velocidades son relativamente pequeñas. Así, del efluente de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada al mínimo PMEAM se puede apreciar la formación de algas verdes (ver figura 23a).

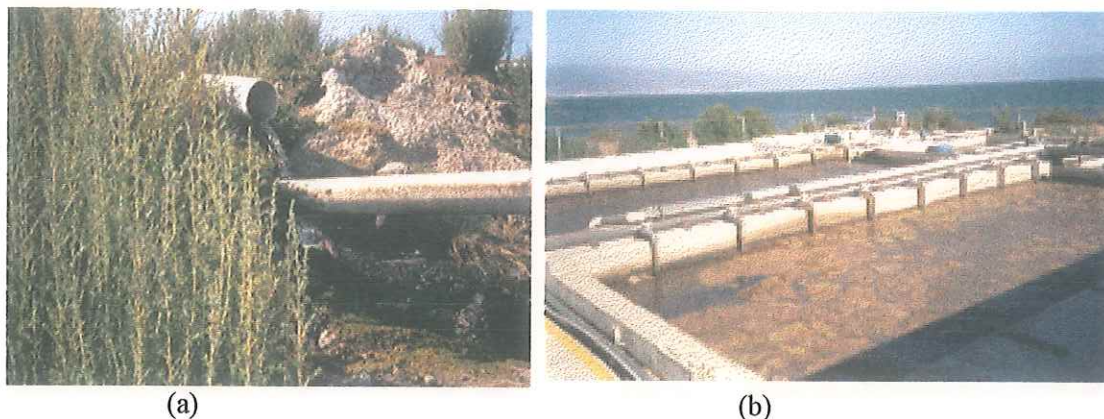


Figura 23 (a) Descarga al mar de aguas residuales tratadas por la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada y formación de algas verdes y (b) tanques de aireación de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada.

La descarga del efluente de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada en el medio marino adyacente en la mayoría de las ocasiones presentó la máxima concentración de DBO en el PMEAM y conforme se alejaba al norte y al sur de este punto la concentración disminuyó casi inmediatamente y permaneció en concentraciones relativamente constantes, posiblemente llegando hasta los límites normales en el agua de mar. Lo anterior, de manera similar a lo reportado por López-Ramírez (1993). Sin embargo, el 27 de junio la DBO no presentó el comportamiento anterior, debido a que la carga de la DBO aunque fue disminuyendo conforme se alejaba del PMEAM, aumentó su concentración a los 30 y 40 m en dirección norte y sur respectivamente; posteriormente la concentración de la DBO volvió a disminuir.

Además, López-Ramírez (1993) reportó para la zona adyacente a la descarga de la UABC – Unidad Ensenada, antes de la puesta en marcha de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC, concentraciones de DBO de 0.37 a 0.09 mg/l. Otros trabajos han reportado para la zona de rompiente adyacente a descargas orgánicas en otras áreas de la Bahía de Todos Santos valores de 8 mg/l (Peña-Manjarrez, 1987), 4.35 mg/l (Arce-Duarte, 1984) y de 1.5 a 2.0 mg/l (Rivera-Duarte, 1984), mientras que en este trabajo los valores de DBO estuvieron entre 0.32 y

2.30 mg/l, es decir se amplió el intervalo reportado por López-Ramírez (1993) pero fue inferior a los de Peña-Manjarrez (1987) y Arce-Duarte (1984).

El NH_3 no mostró un comportamiento como lo describió Seaonez (1995), ya que la dilución provocada por el agua de mar fue tan grande que las concentraciones a lo largo del trayecto medido son casi constantes, aunque no llegan a las concentraciones normales. En aguas superficiales costeras van de 1 a 50 μM (0.017 a 0.852 mg/l) y en mar abierto a nivel superficial las concentraciones normales son superiores a 0.5 μM (0.008 mg/l). En zonas afectadas puede haber concentraciones de NH_3 hasta de 100 μM , es decir 1.7 mg/l (Francisco Delgadillo, com. personal²). En cambio los NO_3^- a pesar de que no disminuyeron inicialmente presentan una dinámica como lo describió Seaonez (1995). En términos generales se puede apreciar que las concentraciones de NO_3^- aumentan y posteriormente disminuyen. No obstante, esas concentraciones aún son superiores a los límites normales, los cuales son a nivel superficial en la Bahía de Todos Santos menores a 0.2 μM , es decir inferiores a 0.012 mg/l (Espinosa-Carreón, *et al.* 2001). Por su parte González-Morales *et al* (1993) reportaron para el verano de 1986, concentraciones superficiales de nitrato de 1.0 a 10.0 μM (0.062-0.620 mg/l) afuera de la bahía, concentraciones que aun son inferiores a las medidas en el medio marino adyacente a la descarga de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada. Del Valle-Villorín (1985) determinó un incremento significativo en la concentración de nutrientes por efecto de la contaminación orgánica en la zona costera de la Bahía de Todos Santos. Por lo anterior, se corrobora que la actividad antropogénica tiene una gran influencia en el ciclo global de los nutrientes, especialmente en el transporte de nutrientes a estuarios y a otras aguas costeras (NRC, 2000).

² Francisco Delgadillo. Investigador del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la UABC, Ensenada BC

De acuerdo a López-Ramírez (1993) el resultado de desechar los residuos acuosos de la UABC – Unidad Ensenada al mar, previo a la instalación de la planta de tratamiento de aguas residuales, se refleja en el abatimiento de oxígeno provocando zonas anóxicas. De manera que el impacto biológico que ocasionaba la descarga al medio marino se ve reflejado marcadamente en la biomasa fitoplanctónica. Actualmente la UABC – Unidad Ensenada cuenta con la planta de tratamiento de aguas residuales, gracias a la cual no descarga aguas residuales crudas, pese a la falta de optimización del tratamiento. Sin embargo, la puesta en marcha del PIMA ha hecho que la planta opere de manera más eficiente pero aún falta que esta opere a su óptimo nivel.

Por otra parte, posiblemente el comportamiento de los diferentes contaminantes descrita por Seaonez (1995) no presenten tal dinámica por ser la distancia de muestreo pequeña e incluso porque en el trayecto medido además de la descarga de la planta de tratamiento existen 5 descargas que también provienen de la UABC - Unidad Ensenada, algunas de las cuales provienen de laboratorios húmedos de acuacultura y otras de escurrimientos. Sin embargo, especial atención debe de ponerse a éstas ya que por un lado se regula el vertido de aguas residuales y por el otro se vierten aguas residuales sin previo tratamiento. Además debemos considerar que la corriente litoral puede transportar contaminantes descargados en otras zonas de la bahía y por lo general en lo que se refiere a nutrientes y eutroficación costera en gran medida tiene que ver con fuentes no controladas (NRC, 2000).

De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996), las bacterias coliformes son indicadoras de contaminación biológica generada por desechos humanos. Por ello, se considera que la presencia de coliformes puede ser un indicador de la posible presencia de organismos patógenos y a su vez pueden ser utilizadas como trazadoras de la dirección de transporte de las descargas una vez que han sido vertidas al mar. El efluente de la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada

descargó al mar coliformes fecales en el orden de 1.1×10^3 a 3.5×10^4 NMP/100 ml, aunque en la planta de tratamiento mínimamente y en promedio se removió el 63 y 90% de las coliformes fecales, respectivamente. El sistema de desinfección resultó ser insuficiente ya que las descargas de la planta de tratamiento rebasaron ampliamente el límite máximo permisible de coliformes fecales establecido por la norma NOM-003-ECOL-1997.

Una vez en el mar, las coliformes fecales tuvieron una dilución crítica inicial, es decir del efluente al PMEAM, de 13.92 mientras que la máxima dilución inicial fue de 12250. Estas diferencias se pueden deber a la distancia del PMEAM, que en los casos anteriores fue de 14 y 50 m respectivamente. La distancia del PMEAM es importante ya que las coliformes fecales están asociadas a los sólidos, es decir las bacterias se encuentran adheridas o formando parte del sólido y, por lo tanto, debido a que los sólidos contaminantes vertidos en un cuerpo de agua tienden a sedimentarse en un gradiente que conforme aumenta la distancia hacia el efluente disminuye la concentración de sólidos en la columna de agua. Es de esperarse menor concentración de coliformes fecales a mayor distancia del efluente, como ocurrió el 27 de junio. Además, la dilución de aguas residuales tratadas vertidas al mar, en este caso en términos de las coliformes fecales, deben considerar las condiciones oceanográficas, como son dirección, velocidad de la corriente litoral y el estado de la marea principalmente.

Considerando las condiciones oceanográficas adyacentes a la descarga de la UABC - Unidad Ensenada se puede decir que la corriente litoral predominante mantenía una dirección al sur del PMEAM, incluso el 27 de junio, 3 y 31 de agosto cuando al utilizar a las coliformes fecales como trazadores de corrientes se suponía una dirección al norte. Al emplear rodamina se pudo apreciar de manera cualitativa que la corriente litoral tuvo una dirección al sur, lo que hace suponer la presencia de un pequeño vórtice entre el PMEAM y los 10 m al norte del PMEAM,

como también ocurrió el 3 de octubre. Trabajos previos como el de Aranda-Manteca (1983) han demostrado una corriente litoral típica y/o predominante en la zona de la bahía adyacente a la unidad universitaria con dirección sur. Sin embargo, la corriente litoral puede cambiar de dirección por cambios morfológicos de la línea de costa, por la construcción de estructuras de protección costeras así como también por efecto de la dirección e intensidad de propagación del viento.

Como ya se mencionó, la marea es un factor importante que puede determinar el destino de las aguas residuales tratadas vertidas al mar, ya que la marea está asociada en lagunas, estuarios y en ciertas bahías a condiciones de mezcla, lo que favorece la dilución o acumulación de contaminantes, incluso puede influir en el transporte de contaminantes. Sin embargo en este caso la marea no determina la dirección de transporte de los contaminantes, ya que al bajar la marea uno esperaría que la dirección de transporte fuera para el norte y cuando esta subiera la dirección fuera hacia el sur, siendo más notorio en mareas vivas que en mareas muertas. Dado que no se cumple lo anterior, se asume que la corriente litoral fue el principal agente oceanográfico que determinó el transporte de contaminantes, mientras que la marea, carga de contaminantes vertidos al mar y la corriente litoral fueron los principales agentes que determinaron la velocidad de dilución de los contaminantes descargados. De igual manera, López-Ramírez (1993) menciona que el proceso de dilución y oxidación de la materia orgánica aportada al medio marino por la UABC – Unidad Ensenada se mostró influenciada por la marea.

Si bien el volumen de agua que se encuentra en los mares y océanos es aproximadamente el 97% del total de agua presente en el planeta (Luna y Kenneth, 1980), al descargar cualquier tipo de agua a estos reservorios se espera una dilución de sus componentes. A pesar de que la materia orgánica terrígena, tanto disuelta como particulada se recicla rápidamente al ser transferida a la

zona costera (Opsahl y Benner, 1997; Keil *et al*, 1997), las aguas residuales producen una serie de alteraciones en los cuerpos de agua receptores debido a los diversos productos o constituyentes que contienen. Dichas alteraciones provocan de manera general que los cuerpos receptores sean cada vez más vulnerables y menos capaces de asimilar los contaminantes, sobre todo porque el vertido de residuos no tiene freno (Seaonez, 1995), pese a que los vertidos hoy en día y en su mayoría son de aguas residuales tratadas.

La planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada ha vertido por casi 10 años las aguas residuales tratadas al mar y, aunque se sabe que la planta opera ineficientemente y pese a ello sus aguas son descargadas al mar, esto ha provocado sin duda una alteración que a lo largo de los 10 años posiblemente se encuentren indicios de contaminación. Se sabe que algunos indicios de contaminación se ven reflejados corporalmente. De acuerdo a Ibarra-Angulo (1995) esta contaminación es también conocida como machado, en otras palabras, los organismos llegan a decolorarse. En erizos y anémonas al realizar los muestreos de dilución del efluente en el medio marino (1) y (2) se pudo apreciar contaminación corporal pero no se le puede atribuir por completo a los desechos de la universidad ya que este decoloramiento o blanqueamiento puede ser debido al uso de cloro para capturar pulpos que es una practica común en la zona.

Además, las aguas costeras al proveer de hábitat a diversas especies hacen de dicha zona una de las más productivas del planeta por lo que la continua disposición de desecho puede provocar que la ecología del lugar se modifique y a su vez puede dar lugar a la sucesión de especies por cambios de pH, aumento de la turbidez, asentamiento de partículas, incremento de compuestos o elementos traza, que al elevar su concertación se vuelven tóxicos (Ibarra-Angulo, 1995) como por una sobrecarga de nutrientes que generen eutroficación (NRC, 2000).

De acuerdo a Salazar-Vallejo (1991) los efectos a largo plazo por la adición continua o por el efecto acumulativo dependerán del tiempo respectivo de desintegración o persistencia y los cuerpos de agua costeros varían en susceptibilidad de cargas (NRC, 2000). De manera que si consideramos las características del agua residual que se genera en la unidad universitaria se pueden clasificar a los contaminantes como transitorios, cuya vida media está en el orden de días, aunque si se descargan productos orgánicos artificiales como detergentes, estos contaminantes por ser estables en el agua de mar resultan ser muy persistentes e incluso si se llegan a descargar metales pesados, estos contaminantes son considerados permanentes por tener una duración casi indefinida (Salazar-Vallejo, 1991).

Las aguas residuales tratadas por la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada una vez que son vertidas al mar sufren una dilución inmediata, gracias a la cual los posibles efectos negativos que estas pudieran causar al medio marino sean mínimos. Además, las aguas del efluente de la planta de tratamiento cumplen con los valores máximos permisibles de la norma NOM-001-ECOL-1996. Sin embargo en el medio marino se puede estimular el proceso de eutroficación y por otra parte si se llegan a descargar sustancias tóxicas (como compuestos orgánicos, metales pesados, entre otros) éstas pueden acelerar la degradación del ecosistema provocando un costo asociado (NRC, 2000). La EPA ha establecido límites para el vertido de 129 contaminantes identificados como prioritarios, los cuales se seleccionaron en función de su relación o potencial relación con procesos cancerígenos, mutagénicos, teratogénicos o su alta toxicidad (Metcalf y Eddy, 1996). Lo anterior pone de manifiesto que los análisis físico-químicos pueden ser precisos en valor absoluto. Sin embargo de acuerdo a Salazar-Vallejo (1991) estos carecen de relevancia espacio-temporal porque su valor se limita al sitio y momento en que fue tomada la muestra. Debido a esto, se determinó el tiempo de extinción de la población

de coliformes fecales y de manera simultanea se realizaron las pruebas fisico-químicas y de toxicidad.

De acuerdo a Salazar-Vallejo (1991) la contaminación biológica, provocada por bacterias coliformes fecales, es una de las más desagradables y nocivas por los efectos negativos potenciales para la salud humana, lo que ha motivado el estudio y evaluación del tiempo necesario para la desaparición del 90% de la viabilidad de la población de las coliformes fecales (T_{90-CF}), ya que parece que estas bacterias tienen mayor resistencia en el agua de mar de lo que se suponía. El mismo autor menciona que Bonnefont *et al.* (1985) encontró que la mayoría de las poblaciones de coliformes fecales tenía un T_{90-CF} de 6 hrs aunque también hubo poblaciones de coliformes fecales con T_{90-CF} de hasta 200 hrs. En este trabajo, se evaluó el tiempo necesario para la extinción de la población de coliformes fecales (T_{100}) y se encontró que a 21° C el T_{100} fue de 96 hrs cuando en el efluente se registraban coliformes fecales en el orden de 1×10^4 NMP/100 ml. A su vez cuando en el efluente se registraban estas bacterias en un orden de magnitud menor, el T_{100} fue de 72 hrs. De manera que las coliformes fecales son viables en el agua de mar por determinado tiempo dependiendo de la carga bacteriológica, la temperatura, el alimento y competencia biológica tanto por el fitoplancton como por bacterias marinas.

Por otro lado, al realizar las pruebas de toxicidad aguda empleando *Artemia salina*, se apreció que en general las aguas residuales generadas en la unidad universitaria no causarían efectos tóxicos agudos en el medio marino. Sin embargo en dos ocasiones las aguas residuales generadas en la unidad universitaria presentaron toxicidad y sólo en una ocasión las aguas residuales tratadas presentaron toxicidad, siendo notablemente más tóxicas las aguas residuales del afluente, como se esperaba.

Asimismo, cuando hubo diferencias significativas entre las sobrevivencias expuestas a las diferentes concentraciones de prueba y las del control, se observó un bajo efecto a la concentración de prueba (LOEC), es decir, la toxicidad en este caso fue baja.

Dado que las aguas residuales cumplen un tiempo de retención en la planta de tratamiento, es claro que en la dilución del efluente en el medio marino (1) la parcela de agua residual del afluente no es la misma a la del efluente. Por esto, las aguas residuales del efluente pudieron mostrar toxicidad en tanto que las aguas residuales del afluente no la mostraron o bien pudo haberse presentado el efecto de manera contraria, es decir que las aguas residuales del afluente fueran tóxicas mientras que las del efluente no fueran, pese a que no se tratara de la misma parcela de agua residual. Si bien uno espera que la planta de tratamiento logre disminuir la concentración y/o elimine contaminantes, que pudieran ser tóxicos, se asume que la toxicidad cuando se presenta en el afluente disminuya o desaparezca en el efluente, provocando (si llegara a ocurrir) el menor daño posible a los lodos activados de la planta de tratamiento. Así pues, con el fin de evaluar toxicológicamente a la misma parcela de agua en afluente y efluente se decidió realizar la dilución del efluente en el medio marino (2). En ella se consideró el tiempo de retención parcial en lugar del total, debido a que las aguas residuales generadas en la unidad universitaria, una vez que se encuentran en los tanques de aireación de la planta de tratamiento, se homogenizan inmediatamente por la completa y continua mezcla que se lleva a cabo. A partir de ahí es posible suponer un balance de masas, en otras palabras, se permite expresar lo que ocurre en el interior de la planta en función del tratamiento y del tiempo de retención. Sin embargo, es importante mencionar que en cada momento se presentan cambios en las características del agua residual ocasionados tanto por la entrada de una nueva parcela de agua como también por el mismo tratamiento que se lleva a cabo.

Aunque *Artemia salina* es un organismo de prueba ampliamente utilizado en ensayos de toxicidad, ensayos para identificar compuestos bioactivos y en estudios ambientales (Teng, 1993), se ha reportado que para estudios de toxicidad de efluentes este organismo carece de sensibilidad (Kline y Stekoll, 2000). Sin embargo, se utilizó a la *Artemia salina* en este trabajo ya que este organismo es eurihalino, es decir tiene la ventaja de tener una alta tolerancia a un amplio intervalo de salinidades, cuyas concentraciones tolerables van de 5 a 150 g/l de sales disueltas y, además es un organismo utilizado en una prueba de toxicidad oficial de acuerdo a la legislación ambiental mexicana (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 1996). Debido a que las aguas residuales y la dilución de estas en el agua de mar en la zona costera pueden ir de 0 a 40‰, la salinidad no iba a ser un factor de estrés y/o limitante en el desarrollo del organismo, a diferencia de organismos estenohalinos, los cuales toleran un intervalo estrecho de concentraciones de sales disueltas. Así pues, la toxicidad puede ser resultado de un desbalance de iones mayores, aún cuando los sólidos disueltos totales se aumentan al intervalo tolerable por la especie en cuestión.

Por lo anterior, el elegir a un organismo de prueba es un factor de suma importancia en toxicología, ya que el grado en que las diferentes especies pueden ser afectadas por contaminantes varía considerablemente entre los organismos (Zahn, 1991). Del mismo modo que no existe una especie más sensible para los estudios de toxicidad o ecotoxicología, tampoco existe alguna para evaluar la calidad ambiental en todas las condiciones. Sin embargo, se ha delineado el conjunto de características deseables que una especie indicadora debe satisfacer, las cuales son: solidez taxonómica, amplia distribución y abundancia (Salazar-Vallejo, 1991) o bien que sea representativa del lugar a evaluar.

Hoy en día existen abundantes pruebas de toxicidad en las que se emplean diferentes especies como organismos de prueba, muchas de estas reconocidas por gobiernos y agencias ambientales. Tal es el caso de la prueba de toxicidad en la que se emplean gametos de erizo. En este trabajo se decidió realizar la prueba anterior dada la disponibilidad de erizo en la región, así como también de la sensibilidad, costo y rapidez con que se desarrolla la prueba.

Hguyen *et al.* (1999) mencionan que estadios larvales tempranos, especialmente los recién eclosionados, cuando son expuestos a sustancias tóxicas son consideradas como etapas críticas de vida. La razón de esto es por la pérdida de la membrana protectora de los embriones y por lo tanto en esta etapa de vida los organismos están completa y directamente expuestos a los efectos tóxicos. De manera que la respuesta a sustancias tóxicas se manifiesta en el desarrollo anormal de órganos y/o sistemas. También Mwatibo y Green (1997) mencionan que la exposición de gametos a contaminantes tóxicos puede contribuir en alteraciones de compuestos esenciales y, aun más, puede evitar la fertilización y/o provocar un desarrollo defectuoso.

Así pues, al evaluar toxicológicamente la dilución del efluente en el medio marino (2) por medio de la prueba de gametos de erizo se encontró que el porcentaje de fertilización fue similar al grupo control, con excepción del 21 de septiembre. Pese a ello, las aguas evaluadas mostraron un bajo efecto observable a la concentración de prueba. En cuanto a la fertilización normal se registraron casos diferentes al control y en su mayoría fueron concentraciones de efecto no observable. Por lo que las aguas residuales una vez diluidas en el agua de mar, en términos generales no mostraron toxicidad crónica severa e incluso no se aprecia similitud entre los resultados de artemia y de erizo, aunque en ambos casos los contaminantes descargados por la planta de tratamiento no manifiestan un efecto tóxico severo. De acuerdo a Kline y Stekoll

(2000) la similitud entre diferentes sensibilidades a efluentes generalmente aumenta a mayor similitud taxonómica.

De cualquier forma, Warnau *et al* (1996) mencionan que el ensayo del erizo es sensible y relevante para propósitos ambientales, y que su sensibilidad es comparable a otras pruebas de toxicidad reconocidas. Además la sensibilidad entre las pruebas puede diferir debido a que una evalúa el efecto crónico (en gametos de erizo) y la otra evalúa el efecto agudo (en artemia). De acuerdo a Ramanathan y Burks (1996) las pruebas de toxicidad crónica por lo general son más sensibles y pueden ser utilizadas para predecir niveles de contaminación que no causarían un efecto, es decir pueden predecir niveles de seguridad. En el presente estudio, la prueba de erizo resultó más sensible.

Es importante mencionar que los contaminantes tóxicos en el mar pueden comportarse de manera diferente a como se comportan en agua dulce debido al mayor grado de dilución, además de considerar la influencia que puede ejercer la matriz del agua de mar en las características y comportamiento del contaminante, como por ejemplo en procesos de precipitación, sedimentación, absorción, adsorción, entre otros (Abel, 1991). Por estas consideraciones, la toxicología marina necesita tener en cuenta las reacciones químicas que se llevan a cabo tanto en los experimentos como las que se presentan en el mar.

Al simular la matriz del agua de mar empleando agua de mar sintética, se logró que no hubiera diferencia entre los controles de salinidad y el control de agua de mar natural filtrada e irradiada por UV en los porcentajes de fertilización y en los de fertilización considerada normal en los embriones de erizo. No obstante, al evaluar las aguas residuales del afluente y del efluente de la planta de tratamiento, una vez que se les ajustó la salinidad, se pudo apreciar notablemente

que el afluente fue relativamente más tóxico que el efluente. Además, la resistencia hacia los contaminantes parece ser más fuerte en los óvulos que en los espermatozoides, posiblemente debido al menor tamaño de los espermatozoides, ya que existe una relación alométrica entre la superficie de contacto y el volumen de un cuerpo. Esta relación indica mayor cociente a menor volumen, es decir mayor parte del cuerpo está en contacto con el medio, por ello los espermatozoides son más vulnerables a los contaminantes. De igual forma, Mwatibo y Green (1997) encontraron que los espermatozoides son más susceptibles aunque en este caso ellos evaluaron los efectos adversos potenciales de pesticidas organoclorados. También Moore (1991) menciona que la continua sobrevivencia de muchos organismos marinos en situaciones de contaminación se debe a la efectividad de su mecanismo de protección celular. Es decir, los óvulos de erizo pueden ser más resistentes que los espermatozoides de erizo por su protección celular, además los gametos masculinos y femeninos pueden tener diferentes tiempos de vida.

De cualquier forma, en el ambiente natural no parece ser que la fertilización de gametos de erizo pueda ser alterada significativamente ante contaminantes, a excepción de que se presente contaminación en un grado muy severo, ya que Warnau *et al* (1996) menciona que el espermatozoide de los erizos, como también de otras especies marinas, sufre una rápida dilución en los primeros metros de su liberación aun bajo condiciones oceanográficas de calma, dando como resultado la rápida pérdida en la capacidad de fertilización por los espermatozoides. De manera que el espermatozoide es capaz de fertilizar los óvulos únicamente a unos minutos de su liberación. Por esto, el ensayo de toxicidad de gametos de erizo cuando se realiza en períodos pequeños (pocos minutos) puede ser comparado con lo que pudiera ocurrir en el medio natural.

Por otro lado Bay *et al* (1997) mencionan que no encontraron relación evidente entre la toxicidad y la variación de los parámetros de calidad. De igual modo en este trabajo tampoco

hubo relación evidente entre las pruebas de toxicidad y los parámetros medidos. La única posible relación que se encontró fue con la muestra compuesta del afluente del 24 de julio y su toxicidad sobre *Artemia salina*, en la cual los parámetros de calidad medidos en el afluente presentaron las máximas concentraciones y el mínimo valor de pH.

En el medio marino la toxicidad, tanto de erizo como de artemia, no mostró relación con los parámetros de calidad posiblemente debido a que la toxicidad respondía al sinergismo de compuestos, sustancias tóxicas naturales; ajenas a las aguas residuales, como por ejemplo a sustancias producidas por dinoflagelados (Oshida *et al*, 1981) o bien a sustancias antropogénicas descargadas en otros sitios de la bahía. Asimismo, las sustancias contaminantes descargadas una vez en el mar pudieron convertirse en sustancias tóxicas y/o pudieron actuar de manera sinérgica entre ellas, ya sea entre los mismos contaminantes descargados o entre contaminantes y sustancias que constituirían al agua de mar.

De haber existido una relación evidente entre la toxicidad y los parámetros de calidad y/o si se hubiera presentado un gradiente tóxico del efluente al PMEAM y de este a los puntos de muestreo hubiera sido posible demostrar, bajo otra herramienta, el transporte de los contaminantes en el mar. Por lo anterior las aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada descargadas al mar no causan efectos adversos severos. Sin embargo Zahn (1991) menciona que las especies bentónicas, por lo general, son las más impactadas. Por esto, Salazar-Vallejo (1991) menciona que las *Littorina spp* se han empleado como detectores de contaminación, dado que en ambientes impactados se incrementan las anormalidades en los embriones de estas y, considerando que en la zona de la descarga de la UABC - Unidad Ensenada uno puede encontrar abundantes litorinas, sería recomendable realizar pruebas de toxicidad empleando a estas con el fin de evaluar la bioacumulación de los contaminantes descargados.

A su vez, al estudiar la toxicidad de efluentes en el medio marino se tiene la ventaja de que se emplean organismos marinos sensibles a cambios tóxicos del efluente, los cuales se relacionan y se presentan cuando ocurren cambios en la operación y funcionamiento de la planta de tratamiento (Oshida *et al*, 1982).

Aunque es evidente que las descargas antropogénicas deterioran el ambiente, muchas de ellas aparentemente no contaminan a corto plazo. Sin embargo la contaminación día a día aumenta y las inversiones para su rehabilitación son de muy alto costo y con perspectivas de lenta solución. Por esto Salazar-Vallejo (1991) menciona que se han generalizado el establecimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales. Las plantas de tratamiento han ido reduciendo la carga de contaminantes descargados a cuerpos de agua. No obstante existen plantas de tratamiento con mala operación e inadecuado mantenimiento y por ende su funcionamiento es ineficiente, lo que no cumple con los objetivos de estas instalaciones depuradoras de aguas residuales. Por esto se dice que la contaminación no se reduce por el hecho de construir una planta de tratamiento sino por el adecuado tratamiento que reciben las aguas de desecho como también de su adecuada disposición.

El tratamiento de las aguas residuales es muy diverso. Sin embargo muy probablemente hoy en día el tratamiento biológico de aguas residuales por medio de lodos activados es quizás el proceso de más amplio uso. El tratamiento biológico (como el de los lodos activados) se basa en el proceso aparentemente simple en el que una población mixta de micro y macroorganismos se pone en contacto por un tiempo suficiente que permita a estos descomponer y utilizar como nutrientes sustancias que contaminan el agua, el cual simula bajo condiciones controladas e intensivas el mecanismo por el cual las aguas naturales se autopurifican (Winkler, 1986).

Sin embargo, los procesos biológicos son sumamente vulnerables a los cambios de gasto y carga. De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) metales pesados como otros residuos, entre los que se incluyen compuestos orgánicos e inclusive sustancias que modifiquen drásticamente los niveles de pH, pueden ser vertidos a la red de alcantarillado y producir efectos tóxicos o inhibidores sobre el sistema de tratamiento, especialmente en el caso de tratamientos biológicos, lo que causa disminución en la eficiencia de tratamiento. Por esto, es indispensable monitorear continuamente la calidad física, química y biológica del agua del afluente y del efluente de la planta de tratamiento.

En la evaluación de la planta de tratamiento se registraron, como ya se mencionó, valores bajos de pH los cuales pudieron causar efectos tóxicos o inhibidores sobre los microorganismos que conforman los lodos activados y de esta manera reducir la eficiencia de tratamiento. De acuerdo al IMSS-Jefatura de Conservación (1975) un lodo bien activado se logra de una a cuatro semanas, por lo que si el pH u otra sustancia inhibidora o tóxica desequilibra severamente a la comunidad de microorganismos, los lodos activados tardarán en recuperarse de acuerdo al daño causado y por ende la planta operará por debajo de su eficiencia hasta que estos se recuperen.

Por otro lado, si se llega a detectar que una planta de tratamiento opera ineficientemente se deben de tomar medidas inmediatas para su recuperación pero si estas medidas no logran aumentar la eficiencia, se podría pensar en el rediseño de la planta de tratamiento. La planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada opera ineficientemente y aunque se han tomado medidas para su mejoramiento tanto operacional como funcional, no se ha podido lograr que funcione adecuadamente; por lo que se plantea su rediseño, no sin antes considerar la categoría de los contaminantes.

El rediseño de la planta de tratamiento no contempla el modificar físicamente las instalaciones ya que estas, de acuerdo a los cálculos realizados, son de dimensiones adecuadas. De manera que el rediseño de la planta de tratamiento se estimó en función de la tasa alimento/microorganismos, de la relación porcentual SSvLM/SSLM, de la cantidad de oxígeno disuelto en los tanques de aireación como también de la tasa de respiración de los microorganismos y del tiempo de residencia de los lodos.

La tasa alimento/microorganismos indicó que en el tanque de aireación 1 hay más microorganismos a diferencia del tanque de aireación 2 en el cual hay más alimento y menos microorganismos. De acuerdo a Metcalf y Eddy (1996) la tasa típica alimento/microorganismo va de 0.05 a 1 Kg de DBO al día/Kg SSvLM. En la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada la tasa alimento/microorganismo estuvo en general más próxima al valor inferior típico mencionado por los autores anteriores por lo que los tanques de aireación presentan una alta concentración de microorganismos. Posiblemente si hubiera más microorganismos en el tanque de aireación 2 que en el tanque de aireación 1 las aguas residuales serían más rápidamente depuradas. Se recomendaría que en general hubiera menor número de microorganismos para que de esta manera el alimento aun disponible pudiera ser utilizado y de esta manera no ocurriría producción endógena, por esto se plantea tener menor número de microorganismos en el tanque de aireación 1 ya que si el número de microorganismos es mayor, la cantidad de lodos aumenta y por ende estos microorganismos (lodos) podrían interferir en la recirculación de lodos y, a su vez, en el TRL.

Si la tasa alimento/microorganismo es alta se debe disminuir la purga de lodos y aumentar la recirculación de estos, si por el contrario la relación es baja hay que aumentar la purga. Por ello se propone que del tanque de sedimentación 1 los lodos se recirculen al tanque de aireación 2 y

del tanque de sedimentación 2 los lodos se recirculen al tanque de aireación 1, es decir de manera contraria a como se ha estado realizando (Figura 24). Asimismo se recomienda que la remoción de sólidos se realice al desalojar estos del tanque de sedimentación 1.

Además, se sabe que, a mayor número de microorganismos, mayor cantidad de oxígeno disuelto se requerirá. De manera que se busca un balance entre alimento y microorganismos, en el cual el alimento pueda ser utilizado en su totalidad o casi en su totalidad sin causar problemas posteriores. Sin embargo un problema claro es debido a los cambios de caudales y cargas que se dan entre los fines de semana y los días laborales, esto no solo puede modificar la relación alimento/microorganismos, sino también la relación porcentual $SSvLm/SSLM$ como a su vez el TRL.

En cuanto a la relación porcentual de $SSvLM/SSLM$ se puede apreciar que esta fue mayor en el tanque de aireación 2 que en el tanque de aireación 1, es decir mayor cantidad de materia orgánica se encuentra en el tanque de aireación 2, lugar donde llegan las aguas residuales brutas. Lo que confirma relativamente la relación alimento/microorganismos, debido a que la relación $SSvLM/SSLM$ indica mayor cantidad de materia orgánica en el tanque de aireación 2. La materia orgánica es la suma de los microorganismos (lodos) y de la aportación de las aguas residuales. Así, la cantidad de materia inorgánica habla del grado de remineralización que ocurre en el tanque de aireación 1, y a su vez del posible acumulamiento de material predominantemente de tipo inorgánico. Este acumulamiento se puede deber a la falta de mezcla como resultado de la falta de aireación en dicho tanque. Incluso la mayor cantidad de material inorgánico en el tanque de aireación 1 se puede deber a que sustancias y elementos como metales suelen estar asociados a sólidos y existen más de estos en este tanque.

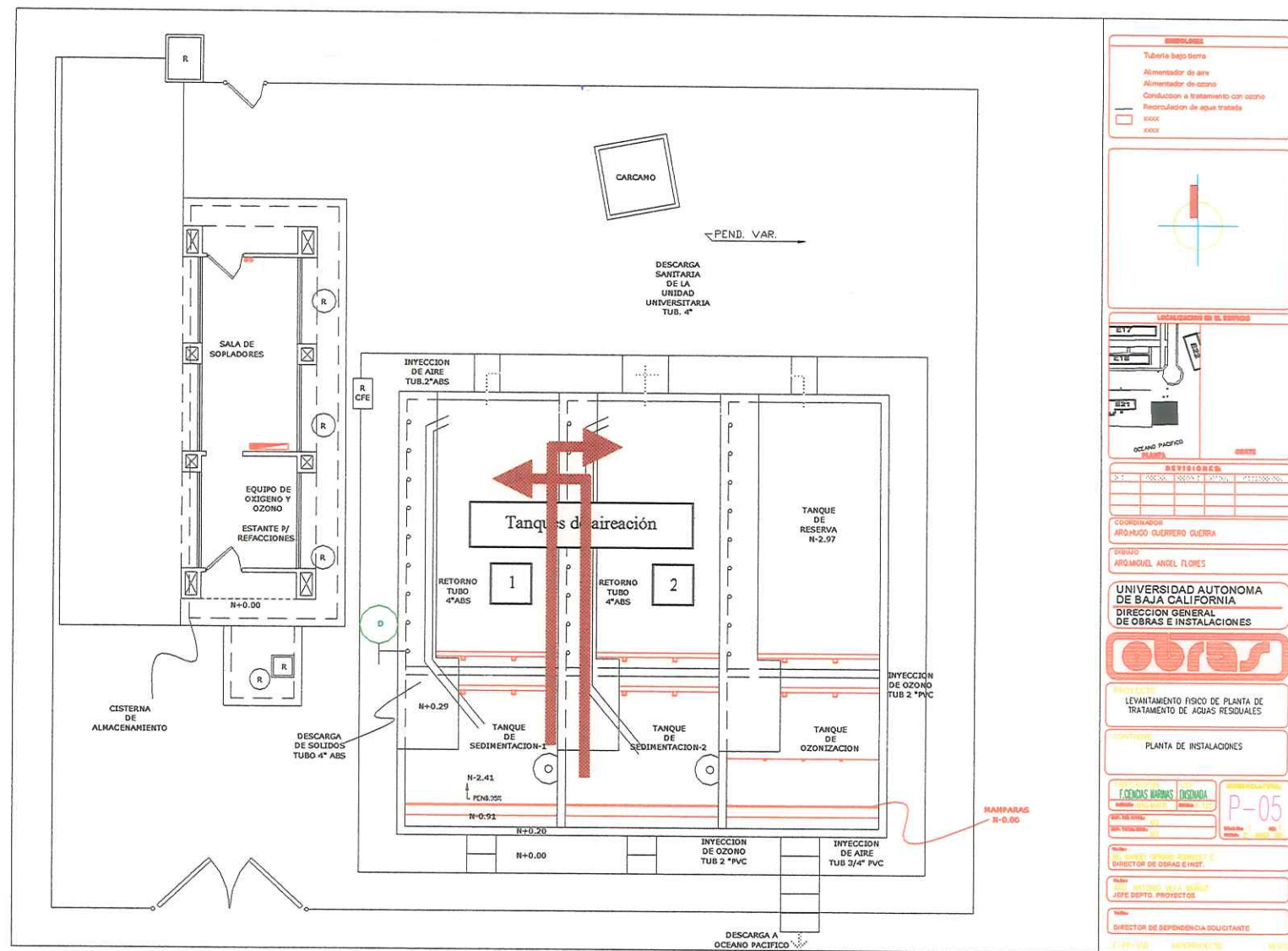


Figura 24. Distribución de procesos unitarios de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC - Unidad Ensenada (Mendoza-Espinosa, 2001) y planteamiento de recirculación de los lodos, de los tanques de sedimentación a los tanques de aireación.

Por otro lado, pese a que hay más material inorgánico en el tanque de aireación 1 en comparación con el tanque de aireación 2, se sabe que hay más microorganismos en el tanque de aireación 1, al comparar las concentraciones de SSvLM de cada tanque de aireación. Con esto se confirma lo planteado por la tasa alimento/microorganismos, es decir, que la recirculación de lodos es más cargada para el tanque de aireación 1 que para el tanque de aireación 2. Así pues, también la recirculación puede contribuir con el aumento en la carga inorgánica a los tanques de aireación debido a que los sólidos tienen una alta fracción inorgánica.

Por lo anterior, la cantidad de oxígeno disuelto en los tanques de aireación es un factor importante en la planta de tratamiento debido a que la planta depende de la actividad biológica de los microorganismos. Por ello, los microorganismos dependen del oxígeno disuelto, el cual ésta en función de la cantidad de aire inyectado. Teóricamente el aire inyectado a cada tanque de aireación es suficiente para que este transfiera oxígeno en mayor cantidad o concentración a la requerida obviamente al considerar el continuo funcionamiento de los difusores.

Asimismo, la aireación permite la completa y continua mezcla de los lodos y de las aguas residuales que llegan a la planta de tratamiento. Sin embargo, durante la evaluación de la planta de tratamiento en repetidas ocasiones se encontró suspendida la aireación principalmente en el tanque de aireación 1 (Figura 23b). Esta suspensión en el suministro de aireación puede provocar que se desarrollen otro tipo de organismos, filamentosos y anaerobios, los cuales modifican la comunidad y por ende la eficiencia de tratamiento se ve reducida. Se ha determinado empíricamente que se requiere de 1.0 a 1.4 Kg de O_2 /Kg de DBO. En promedio diario en muestras de los tanques de aireación, el oxígeno disuelto debe de estar entre 2 y 3 mg/l con el fin de mantener una adecuada actividad microbiana. Metcalf y Eddy (1996) mencionan a su vez que

la tasa de respiración se puede calcular en función de los SSvLM y también en función de estos (SSvLM) se puede calcular el TRL.

La tasa de respiración puede ser utilizada, si los lodos se mantienen constantes, como indicador de la edad de los lodos. Una tasa de respiración alta es indicio de lodos jóvenes y por el contrario, una tasa de respiración baja indica la presencia de lodos viejos. Por otra parte Mendoza-Espinosa (2001) menciona que típicamente el TRL debe variar entre 1 a 5 días, aunque es común encontrar sistemas con TRL entre 15 y 30 días. No obstante, en la planta de tratamiento el TRL promedio fue de 7.2 días. Sin embargo, cuando los lodos activados no están completamente mezclados por la falta de aireación, el TRL puede modificarse, ya sea por alta sedimentación y/o falta de producción de lodos nuevos por inhibición causada por niveles bajos de oxígeno disuelto. De esta forma la tasa de respiración no podría funcionar como indicativo de la edad de los lodos.

Es importante mencionar que cualquier modificación en la operación de la planta de tratamiento debe de llevarse a cabo en cambios operacionales menores al 10% por día y continuamente monitoreando los cambios que el aumento podría ocasionar (Mendoza-Espinosa, 2001), ya que cambios mayores pueden afectar el proceso de tratamiento. Un control directo de los lodos es el mantenerlos en un nivel entre 0.3 y 0.9 m en el clarificador, ya que una capa mayor de lodos en dicho tanque puede provocar el deterioro en la calidad del afluente del tanque como del mismo efluente y por el otro lado una capa inferior es una indicación de que los lodos están siendo removidos rápidamente.

Si bien los SS tienden a sedimentarse se puede por medio de procesos químicos como la floculación aumentar la tasa de sedimentación y así los SS serían más fácilmente concentrados y

por ende removidos y/o eliminados en el proceso de tratamiento. Sin embargo, el empleo de agentes floculantes (por ejemplo de sulfato de aluminio $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3^{+2}]$, hidróxido de aluminio $[\text{Al}(\text{OH})_3^+]$ y cloruro férrico $[\text{FeCl}_3^{+3}]$ entre otros) puede generar contaminación por metales si no son suministrados adecuadamente. Por otra parte, la planta de tratamiento funciona como una trampa de sólidos debido a que los lodos como son abundantes y poco removidos del sistema, contribuyen al aumento en concentración de los sólidos. De acuerdo a la estimación de la adecuada concentración de lodos para eliminar en un 95% la DBO (Tabla XXI), los tanques de aireación en conjunto presentan más de tres veces la concentración adecuada, lo que confirma y demuestra que la planta de tratamiento funciona como trampa de sólidos, sobretodo cuando la planta esta sin suministro de aire o bien cuando este suministro es tan bajo que no permite una mezcla homogénea y en cambio permite la sedimentación de lodos desde el tanque de aireación 1.

Quizás el problema más serio de las aguas residuales tratadas por la planta de tratamiento de la UABC - Unidad Ensenada es la alta carga de coliformes fecales en el efluente, pese a que se utiliza al ozono como desinfectante. Cabe señalar que inicialmente la planta de tratamiento desinfectaba las aguas residuales tratadas utilizando cloro por medio de pastillas de hipoclorito de calcio. Sin embargo este método no logró la eficiencia requerida. Además existía el riesgo potencial de producir sustancias altamente tóxicas para organismos marinos, una vez que el cloro reaccionará con el NH_3 del agua residual (Mendoza-Espinosa, 2001).

Se sabe que la eficiencia del ozono como desinfectante (bactericida –viricida) es 300 veces más potente que el cloro (Aquaclear Technologies Inc.) y su eficiencia radica en la concentración en que es aplicado, el tiempo de exposición, la profundidad del tanque y el tiempo de retención de las aguas residuales tratadas (Metcalf y Eddy, 1996; Mendoza-Espinosa, 2001).

Para aumentar la eficiencia del desinfectante sería recomendable aumentar la concentración de este y que el suministro del ozono se dé a través de burbujas finas, de 3 a 4 mm. Además, para lograr una mayor transferencia, es recomendable cubrir el tanque de ozonación, por ser esta sustancia químicamente inestable y de rápida disipación (Metcalf y Eddy, 1996). Asimismo se sabe que la fuerza iónica provoca disminución en la efectividad del ozono y se ha detectado que las aguas que llegan a la planta de tratamiento presentan ciertos niveles de salinidad (Raúl Canino, com. personal¹). Esto no sólo hace más difícil la desinfección sino que también afecta a los microorganismos (lodos activados) del sistema, por lo que es recomendable disponer adecuadamente de las aguas residuales generadas en cada uno de los diferentes laboratorios.

Un aspecto que no se había considerado es la disposición de los lodos o su posible utilización como abono en los jardines de la UABC - Unidad Ensenada una vez que hayan sido neutralizados. De no ser así se podrían trasladar al basurero municipal.

Sin embargo, el rediseño de la planta de tratamiento no quiere decir que a partir de este la planta siempre vaya a trabajar adecuadamente ya que Metcalf y Eddy (1996) señalan que los caudales como las cargas de contaminantes son variables, y en algunos casos las variaciones son muy amplias. Por ello es preciso establecer *a priori* un mantenimiento sistemático de tipo preventivo, correctivo y de emergencia en los diferentes procesos y operaciones unitarias para evitar que cualquier falla, tanto operacional como funcional, provoque la disminución en la eficiencia de tratamiento.

El mantenimiento preventivo reduce los costos del mantenimiento correctivo e incrementa la eficiencia y vida de las instalaciones y equipos, ya que a través de este mantenimiento se realiza la inspección periódica de equipos y mecanismos para descubrir fallas o posible fallas que lleven

a la descompostura o deterioro de los equipos y a su vez se realizan acciones para corregir a tiempo dichas fallas (Filatoff y Szoke, 1997).

También los autores anteriores mencionan que en este mantenimiento se deben realizar análisis físicos, químicos y biológicos de las aguas residuales así como inspecciones visuales tanto de los lodos (haciendo hincapié del color, olor y presencia de espumas) como de los tanques (registrando en estos si hay formación de algas, materia flotante, acumulación de sólidos y zonas de turbulencia).

En cambio, el mantenimiento correctivo ocurre cuando la falla o causa del problema ha sido identificada y se requiere que en el menor tiempo posible sea reparada la falla o bien el problema sea solucionado. A diferencia del mantenimiento correctivo, las medidas de emergencia poseen rutas críticas específicas a problemas que puedan ocurrir (Filatoff y Szoke, 1997). En el anexo 8 se presentan algunos problemas típicos que pueden ocurrir en plantas de tratamiento así como las causas que los provocan.

VIII. CONCLUSIONES

- 1 La planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada tuvo un promedio de remoción de contaminantes durante el período muestreado del 55.4%. Las concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno y de sólidos suspendidos estuvieron dentro del límite máximo permisible de la NOM-001-ECOL-1996. Sin embargo, el número de coliformes fecales fue superior al límite máximo permisible de esa norma. Asimismo las aguas residuales tratadas rebasaron reiteradamente la norma NOM-003-ECOL-1997 y el título de concesión IBCA101543ERGR96 otorgado por la CNA.
- 2 Las aguas residuales del efluente en el medio marino tuvieron un desplazamiento predominantemente al sur del punto de mezcla del efluente con el agua de mar a causa de la corriente litoral.
- 3 Las bacterias coliformes fecales a 21°C presentaron una vida en el medio marino de 96 y 72 hrs a cargas de 1×10^4 Y 1×10^3 NMP/100 ml, respectivamente.
- 4 La prueba de toxicidad empleando *Artemia salina* demostró que el efluente de la planta de tratamiento de la UABC – Unidad Ensenada no causó efectos tóxicos al medio marino adyacente a la descarga.
- 5 La prueba de toxicidad sobre la fertilización de gametos de erizo blanco *Lytechinus pictus* demostró que no existió un efecto tóxico de el agua de mar adyacente a la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

- 6 Como medida de rediseño, se plantea mantener una continua aireación y una adecuada concentración de lodos en los tanques de aireación, para ello aumentando la tasa de remoción de lodos, principalmente del tanque de aireación 1. Igualmente se plantea que la recirculación de lodos se lleve a cabo del tanque de sedimentación 1 al tanque de aireación 2 y del tanque de sedimentación 2 al tanque de aireación 1. Finalmente se plantea mejorar la desinfección del agua residual al hacer más eficiente la transferencia de ozono y aumentar el tiempo de exposición, de ser necesario, se recomienda cubrir el tanque de ozonación.

IX. RECOMENDACIONES

- 1 Diseñar un programa de mantenimiento preventivo, correctivo y de emergencia de tipo sistemático para la planta de tratamiento.
- 2 Diseñar y difundir un programa educativo-cultural sobre la disposición de residuos con el fin de que la población universitaria pueda evitar accidentes, problemas directos e indirectos de salud así como problemas de contaminación ambiental, además de evitar que compuestos químicos potencialmente tóxicos puedan llegar a la planta de tratamiento y alterar su funcionamiento.
- 3 Emplear a *Littorinas spp.* como organismos de prueba en ensayos de toxicidad ya que en la zona de muestreo son abundantes, y comparar a estas litorinas con aquellas que provengan de zonas no perturbadas o no contaminadas.

REFERENCIAS

1. Abel, P.O., 1991. Approaches to measuring the toxicity of pollutants to marine organisms. En: *Ecotoxicology and The Marine Environment*. Abel, P.D & Axiak, V. (Editors), Ellis Horwood, New York, NY, USA Pp 19-38
2. Aranda-Manteca, F.J., 1983. Estudio de minerales pesados como trazadores de la corriente litoral en la bahía de Todos Santos, B.C. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada, Pp 78
3. Arce-Duarte, F.A., 1984. Efectos de la contaminación orgánica en la zona costera de la Bahía Todos Santos, Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada, Pp 75
4. Axiak, V., y Abel, P.O., 1991. Special cases of toxicity test. En: *Ecotoxicology and The Marine Environment*. Abel, P.D y Axiak, V. (Editors), Ellis Horwood, New York, NY, USA Pp 59-76
5. Bay, S., Greenstein, D., Jirik, A. y Zeller, A. 1997. Toxicity os Stormwater from Ballona and Malibu Creeks. En: *Southern California Coastal Water Project Annual Report 1995-1996*. Westminster, California. Pp 96-104
6. Bay, S. y Schiff, K. 1997. Impacts of Stormwater Discharges on the Nearshore Environment of Santa Monica Bay . *Southern California Coastal Water Research Project, Annual Report 1996*. Long Beach, California. Pp 105-118
7. Cavanaugh, G.M., 1956. Formulae and Methods VI. Marine Biological Laborathory, Woods Hole, Massachussets 62-69
8. Del Valle-Villorín, F.J. 1985. Efectos de la contaminación orgánica en la concentración de nutrientes en la zona costera de la Bahía Todos Santos, B.C. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada, Pp 56

- 9.EPA. 1995. Short Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to West Coast Marine and Estuarine Organisms. First Edition. Chapman, G.A., Denton, D.L. y Lazorchak, J.M. (Editors). EPA/600/R-95/136
- 10.Espinosa-Carreón, T.L., Gaxiola-Castro, G., Robles-Pacheco, J.M y Najera-Martínez, S., 2001. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila a en aguas costeras de la Ensenada del Sur de California. *Ciencias Marinas* 27(3):397-422
- 11.Filatoff, T.A. y Szoke, B.J.A., 1997. Planta de tratamiento y sistema de reuso de agua para casa habitación. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería. UABC. Ensenada Pp 130
- 12.Gange, F., Pardos, M. y Blaise, C.1999. Estrogenic Effects of Organic Environmental Extracts with the Trout Hepatocyte Vitellogenin Assay. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (62) Pp 723-730
- 13.González-Morales, A.T., Gaxiola-Castro, G. And Lara-Lara, J.R. 1993. Daily photosynthetic parameters and biomass from size-fractionated phytoplankton off Baja California. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 36: 147-158
- 14.Ibarra-Angulo, M. 1995. Las Aguas residuales sobre la zona costera de Baja California: Alternativas de Tratamiento. Guión de la Unidad Audiovisual. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada
- 15.IGBP. 1993. Introduction. En: *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone*. Science Plan. Report No. 25. Edited by P.M. Holligan and H. de Boois with the assistance of members of the LOICZ Core Project Planning Committee. Stockholm. Pp 5-18
- 16.IMSS-Jefatura de Conservación, 1975. Manual Básico para el Control de los Desechos Líquidos. Serie de Saneamiento ambiental. Pp 89
- 17.Keil, R.G., Mayer, L.M., Quay, P.D., Richey, J.E and Hedges, J.J. 1997. Loss of organic matter from riverine particles in deltas. *Geochimica et Cosmochimica Acta* (61) 1507-1511

- 18.Kline, E.R y Stekoll, M.S. 2000. Relative Sensitivity of Marine Species to an Effluent with elevated total dissolved solids. *Environmental Toxicology and Chemistry* (19) 228-233
- 19.Landis, W.G. y Yu, M.H. 1995. *Introduction to Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems*. Lewis Publishers, Boca Raton Florida. Pp 328
- 20.Legovic, T. 1997. Toxicity may affect predictability of eutrophication models in the coastal sea. *Ecological Modelling* (99) 1-6
- 21.López-Ramírez, P.E. 1993. Variaciones diurnas de algunos efectos producidos por la descarga del material orgánico introducido por la UABC – Unidad Ensenada, en la línea de costa cercana al efluente durante noviembre de 1992. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada. Pp 92
- 22.Luna, B.L y Kenneth, S.D., 1980. *El Agua*. 2da. Edición. Colección Científica de Time-Life. Editado por Time Life International de México, D.F., Pp 199
- 23.Mans, T. C. 1984. *El Agua, Cultura y Vida*. Aula Abierta Salvat. Barcelona España. Pp 64
- 24.McLaughlin, J.L, 1991, Crown Gall Tumours on Potato Discs and Brine Shrimp Lethality: Two Simple Bioassays for Higher Plants Screening and Fractionation. En: *Methods of Plant Biochemistry* Vol 6, Hostettlann (Editor). Academic Press. London. Pp 1-33
- 25.Mendoza-Espinosa, L.G. 2001. *Manual de Operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma de Baja California, Unidad Ensenada*. Programa Integral para el Manejo del Agua (P.I.M.A.). Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada Baja California. Pp 109
- 26.Metcalf y Eddy 1996. *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización* Volumen 1 y 2. 3ra Edición. Revisado por: George Tchobanoglous y Franklin L. Burton. McGraw-Hill, México. Pp 1485

27. Moore, M.N., 1991. Cellular reactions to toxic environmental contaminants in marine molluscs. En: *Ecotoxicology and The Marine Environment*. Abel, P.D y Axiak, V. (Editors), Ellis Horwood, New York, NY, USA Pp 157-175
28. Mwatibo, J.M. y Green, J.D. 1997. Effects of Methoxychlor Pre-Exposure on Sea Urchin Gametes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (58) 589-595
29. New York Dept of Health, 1997, *Manual de Tratamiento de Aguas Negras*. Limusa-Noriega Editores, México Pp 304
30. Nguyen, L.T.H., Janssen, C.R. and Volckaert, F.A.M., 1999. Susceptibility of embryonic and larval African catfish (*Clarias gariepinus*) to toxicants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (62) 230-237
31. Novaro, O. 1998. Introducción. En: *Contaminación*. 1ra Edición. El Colegio Nacional, México, Pp IX-XIV
32. NRC, 2000, *Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy Press. Pp 405
33. Opsahl, S. and Benner, R. 1997. Distribution and cycling of terrigenous dissolved organic matter in the ocean. *Nature* (386) 480-482
34. Oshida, P.S y Goochey, T.K. 1980. A new test for measuring seawater toxicity. Southern California Coastal Water Research Project, Biennial Report 1979-1980. Long Beach, California. Pp 149-159
35. Oshida, P.S, Bay, S.M, Haeckl, A., Goochey, T.K and Greenstein, D., 1982. Seawater and wastewater toxicity studies. Southern California Coastal Water Research Project, Biennial Report 1981-1982. Long Beach, California. Pp 217-223
36. Peña-Manjarrez, J.L., 1987. Contribución al estudio de fuentes de contaminación por materia orgánica y sus aportes a la Bahía de Todos Santos, B.C. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada, Pp 78

- 37.PIMA, 2000. Departamento de Obras. UABC, Ensenada
- 38.Ramanathan, A and Burks, S.C., 1996. Hazard evaluation of soil contaminants with aquatic animals and plant toxicity test. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (56) 956-963
- 39.Rivera-Duarte, I. 1984. Comportamiento de los contaminantes derivados de la industria pesquera en la región del Sauzal, Bahía Todos Santos, Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada, Pp 81
- 40.Salazar-Vallejo, S.I. 1991. Contaminación Marina: Métodos de Evaluación Biológica. 1ra. Edición. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Fondo de Publicaciones y Ediciones, Gobierno de Quintana Roo. Pp 188
- 41.Schiff, K.C., Bay, S.M. y Stransky, C. 2001. Characterization of Stormwater toxicants from an urban watershed to freshwater and marine organisms . Southern California Coastal Water Research Project, Biennial Report 1999-2000. Long Beach, California. Pp 71-84
- 42.Seaonez, M.C. 1995. Aguas Residuales Urbanas. Tratamientos Naturales de Bajo Costo y Aprovechamiento. Colección Ingeniería Medioambiental. Coedición: Ediciones Mundi-Prensa y Análisis y Trabajos Prospectivos. S.L. España, Pp 368
- 43.Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 1996, Norma Mexicana NMX-AA-110-1995-SCFI. Que establece el método biológico para la evaluación de la calidad del agua mediante pruebas de toxicidad aguda utilizando *Artemia franciscana*. Dirección General de Normas
- 44.Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1997, Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997

45. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1998, Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Diario Oficial de la Federación, 21 de septiembre de 1998
46. Snoeyink, V.L y Jenkins, D. 1996. Química del Agua. Editorial Limusa, México, D.F. Pp 508
47. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA and WPCF, 1985. 16A. Ed., APHA, USA Pp 1268
48. Teng, W.S., 1993. Toxicity testing using the brine shrimp: *Artemia salina*. En: Colegate, S.M and Molyneux, R.J., Bioactive Natural Products, Detection, Isolation and Structural Determination. CRC Press. Boca Raton, USA Pp 441-456
49. Ulloa-Herrera, R.S. 2000. Caracterización de los parámetros que determinan el perfil vertical de clorofila a en el Golfo de California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. UABC. Ensenada. Pp 84
50. Warnau, M., Iaccarino, M., De Biase, A., Temara, A., Jangoux, M., Dubois, P. y Pagano, G. 1996. Spermiotoxicity and Embryotoxocity of Heavy Metals in the Echinoid *Paracentrotus lividus*. Environmental Toxicology and Chemistry (15) 1931-1936
51. Welch, E.B and Linbell, T., 1992. Ecological Effects of Wastewater: applied limnology and pollutant effects. 2o Edition. EYFNSPON. Chapman-Hall. London. Pp 425
52. Wheaton, F.W. 1993. Acuacultura. Diseño y Construcción de Sistemas. AGT Editores S.A. México, D.F. Pp 704
53. Winkler, M.A. 1986. Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Editorial Limusa, México, D.F. Pp 338

54. Zahn, R.K., 1991. Primary deoxyribonucleic acid damage produced in the marine environment by pollution: assessment and possible consequences. En: *Ecotoxicology and The Marine Environment*. Abel, P.D & Axiak, V. (Editors), Ellis Horwood, New York, NY, USA Pp 201-218

ANEXOS

ANEXO 1

Variación instantánea en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el período de septiembre del 2000 a marzo del 2001.

Días	DBO ₅	DQO	SS	NH ₃ -N	NH ₃	NO ₃ ⁻ -N	NO ₃ ⁻
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)

	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
28-Sept-00	166.59	47.39	nm	nm	116	20	77.4	23.2	94.0	28.2	0.3	21.0	3.5	95.1
12-Oct-00	174.51	39.73	nm	nm	141	21	81.2	4.1	98.6	1.3	0.9	39.6	4.6	180.0
26-Oct-00	289.15	18.08	nm	nm	121	19	69.6	0.4	84.6	0.4	0.9	35.8	3.8	158.2
03-Nov-00	186.03	42.25	nm	nm	78	12	40.2	18.0	48.8	21.8	0.6	17.0	2.6	75.6
16-Nov-00	135.14	66.69	nm	nm	100	19	63.2	13.7	76.8	16.6	0.3	19.8	1.1	87.6
24-Nov-00	239.49	51.09	nm	nm	414	11	74.8	28.1	90.8	34.1	10.7	15.4	47.2	68.4
18-Ene-01	37.80	15.45	nm	nm	10	8	18.7	6.4	22.7	7.7	0.9	10.2	3.9	45.2
25-Ene-01	126.55	14.20	nm	nm	44	9	52.4	3.2	63.6	3.9	0.6	19.0	2.7	84.1
16-Feb-01	169.09	58.66	nm	nm	83	26	97.2	66.4	118.2	80.4	0.9	6.6	3.8	29.2
02-Mar-01	nm	nm	228	27	31	24	86.6	39.5	105.2	47.9	0.9	15.7	3.6	69.4
09-Mar-01	nm	nm	422	25	150	14	41.4	42.7	50.4	52.0	1.4	13.8	6.0	61.3
13-Mar-01	159.54	62.11	328	26	48	14	91.8	10.0	111.3	12.1	0.7	25.5	3.1	112.5
20-Mar-01	nm	nm	278	47	38	20	69.6	12.7	84.6	15.4	0.5	17.5	2.1	77.5
23-Mar-01	74.11	83.97	130	40	26	17	29.0	13.3	35.0	16.2	0.9	19.6	3.7	86.5
27-Mar-01	142.21	65.00	276	28	56	16	54.9	12.3	66.9	14.9	0.6	19.3	2.4	85.1

DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
 DQO Demanda química de oxígeno
 SS Sólidos suspendidos
 NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
 NH₃ Amonio
 NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
 NO₃⁻ Nitratos
 nm No medido

ANEXO 2

Variación media en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el período de mayo a agosto del 2001.

AFLUENTE												
Día	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
30-Mayo	8.78	64.4	78.2	1.9	8.5	376	146.3	0.39	99	nm	nc	0.82
13-Junio	8.55	21.0	25.5	1.6	7.2	262	112.8	0.43	66	58	87.87	0.61
04-Julio	7.58	16.8	20.4	1.7	7.6	75	30.7	0.41	20	18	90.00	0.36
24-Julio	6.56	28.6	34.8	32.6	146.0	607	132.8	0.22	178	152	85.39	0.27
9-Agosto	8.40	34.4	41.8	1.7	7.6	322	122.6	0.38	76	74	97.37	0.56

EFLUENTE												
Día	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
30-Mayo	7.87	31.1	37.8	3.2	14.3	38	18.8	0.49	14	nm	nc	1.53
13-Junio	7.66	11.6	14.1	10.5	47.0	63	62.1	0.98	52	36	69.23	1.15
04-Julio	7.60	4.0	4.9	11.9	53.3	46	14.6	0.32	45	34	75.55	0.62
24-Julio	7.15	4.3	5.2	40.0	179.2	32	7.2	0.23	20	10	50.00	0.41
9-Agosto	7.62	4.1	5.0	7.8	34.9	18	34.5	1.92	118	68	57.63	1.11

DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
 DQO Demanda química de oxígeno
 SS Sólidos suspendidos
 SSv Sólidos suspendidos volátiles
 NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
 NH₃ Amonio
 NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
 NO₃⁻ Nitratos
 nm No medido
 nc No calculado

ANEXO 3

Flujos diarios del afluente y del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 22 de mayo al 15 de agosto del 2001.

Horario	Días de medición del flujo diario (l/seg) en el afluente de la planta de tratamiento								
	22 de mayo	30 de mayo	13 de junio	19 de junio	4 de julio	19 de julio	24 de julio	9 de agosto	15 de agosto
9:00	1.54	0.55	0.60	0.69	0.36	0.33	0.14	0.45	0.81
10:30	0.95	1.20	0.52	0.66	0.37	0.36	0.23	0.47	0.84
12:00	0.87	0.82	0.47	0.48	0.34	0.35	0.33	0.64	0.95
13:30	0.93	0.71	0.74	0.67	0.36	0.37	0.35	0.64	1.07
15:00	0.51	0.78	0.53	0.59	0.31	0.40	0.23	0.43	1.10
16:30	0.72	0.81	0.87	0.81	0.37	0.50	0.35	0.72	0.49
18:00	0.87								

Horario	Días de medición del flujo diario (l/seg) en el efluente de la planta de tratamiento								
	22 de mayo	30 de mayo	13 de junio	19 de junio	4 de julio	19 de julio	24 de julio	9 de agosto	15 de agosto
9:00	1.27	0.85	2.38	0.86	0.15	0.96	0.41	0.99	1.05
10:30	1.39	0.83	2.38	0.92	0.16	0.64	0.34	0.97	1.24
12:00	2.81	0.99	0.61	0.94	1.56	0.68	0.73	1.17	1.27
13:30	1.37	2.47	0.68	0.92	1.56	0.79	0.44	1.22	1.27
15:00	1.31	2.40	0.66	2.08	0.13	1.16	0.42	1.17	1.30
16:30	1.19	2.30	0.69	0.87	0.15	1.77	0.09	1.11	1.39
18:00	1.15								

ANEXO 4

Variación diurna en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 22 de mayo del 2001.

AFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:15		23.5	8.04	34.8	42.4	2.4	10.7	432	nm	nc	142	nm	nc	1.54
10:40		24.1	8.43	40.6	49.4	1.7	7.6	222	74.9	0.34	46	nm	nc	0.95
12:00		24.6	8.36	54.0	65.8	1.7	7.6	303	92.8	0.31	46	nm	nc	0.87
13:30		24.2	8.18	66.2	81.0	1.3	5.8	542	170.6	0.31	68	nm	nc	0.93
15:00		23.7	8.43	47.4	57.6	1.2	5.4	329	nm	nc	24	nm	nc	0.51
16:40		24.7	8.75	83.8	101.8	1.7	7.6	386	146.1	0.38	56	nm	nc	0.72
18:15		24.7	8.60	66.0	80.2	1.9	8.5	340	108.5	0.32	132	nm	nc	0.87

EFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:24		23.6	7.21	18.4	22.4	7.2	32.3	81	nm	nc	44	nm	nc	1.27
10:49		24.2	7.50	17.6	21.4	6.4	28.7	107	82.7	0.77	68	nm	nc	1.39
12:12		24.6	7.48	18.1	22.0	6.8	30.1	73	70.2	0.96	40	nm	nc	2.81
13:43		24.2	7.28	18.8	22.9	6.5	29.1	29	19.5	0.67	4	nm	nc	1.37
15:11		23.7	7.38	20.2	24.5	5.8	26	30	nm	nc	2	nm	nc	1.31
16:52		24.7	7.76	22.3	27.2	5.4	24.2	29	10.5	0.36	6	nm	nc	1.19
18:28		24.7	7.86	23.7	28.8	4.9	21.9	34	12.8	0.38	4	nm	nc	1.15

Temp Agua-r Temperatura del agua residual
 DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
 DQO Demanda química de oxígeno
 SS Sólidos suspendidos
 SSv Sólidos suspendidos volátiles
 NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
 NH₃ Amonio
 NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
 NO₃⁻ Nitratos
 nm No medido
 nc No calculado

Variación diurna en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 19 de junio del 2001.

AFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:25		22.7	7.83	17.0	20.8	1.8	8.1	371	24.2	0.06	24	nm	nc	0.69
10:40		23.8	7.58	21.2	25.8	1.8	8.1	112	47.8	0.43	48	nm	nc	0.66
12:00		24.3	8.25	41.0	49.8	1.1	4.9	163	23.3	0.14	24	nm	nc	0.48
13:40*		22.8	8.41	40.4	49.0	1.1	4.9	422	166.7	0.39	46	nm	nc	0.67
15:05*		22.7	6.46	36.2	44.0	32.0	143.4	158	29.3	0.18	32	nm	nc	0.59
16:40		22.6	8.68	39.2	47.6	1.3	5.8	563	168.7	0.30	134	nm	nc	0.81

1.9

EFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:36		23.2	7.92	11.7	14.2	8.7	38.9	34	32.4	0.95	18	nm	nc	0.86
10:50		24.0	7.62	10.7	13.0	8.7	38.9	36	33.2	0.92	18	nm	nc	0.92
12:10		24.5	7.89	11.1	13.5	8.4	37.6	35	15.1	0.43	14	nm	nc	0.94
13:50		24.6	7.90	11.0	13.4	8.6	38.7	38	24.7	0.65	14	nm	nc	0.92
15:15		23.2	2.04	11.0	13.4	141.0	631.7	67	2.9	0.04	30	nm	nc	2.08
16:50		24.5	2.43	15.4	12.7	78.4	351.2	137	6.6	0.05	28	nm	nc	0.87

Temp Agua-r Temperatura del agua residual
 DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
 DQO Demanda química de oxígeno
 SS Sólidos suspendidos
 SSv Sólidos suspendidos volátiles
 NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
 NH₃ Amonio
 NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
 NO₃⁻ Nitratos
 nm No medido
 nc No calculado
 * Presencia de espuma

Continuación... A N E X O 4

Variación diurna en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 19 de Julio del 2001.

AFLUENTE														
Hora	Temp Amb (°C)	Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:19	25.3	23.5	7.83	15.4	18.8	1.5	6.5	210	72.7	0.35	84	70	83.3	0.33
10:32	23.3	23.4	7.90	12.4	15.0	1.7	7.6	65	17.6	0.27	14	14	nc	0.36
12:00-	24.5	23.2	8.01	16.8	20.4	1.7	7.6	99	24.5	0.25	18	18	nc	0.35
13:30	24.8	23.2	7.81	17.6	21.4	1.9	8.5	134	25.9	0.19	32	32	nc	0.37
15:06	24.0	23.3	8.06	20.2	24.6	1.7	7.6	88	16.8	0.19	16	14	87.5	0.40
16:37-	24.8	23.1	7.98	27.2	33.0	1.2	5.4	159	35.2	0.22	22	20	90.9	0.50

EFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:35		22.9	8.02	3.9	4.7	6.7	30.0	28	10.3	0.37	28	14	50.00	0.96
10:46		23.6	8.14	4.2	5.1	6.7	30.0	33	11.1	0.34	26	12	46.15	0.64
12:14		24.1	8.12	4.0	4.9	6.7	30.0	28	7.0	0.25	26	18	69.23	0.68
13:41		24.4	8.11	4.8	5.9	7.0	31.4	28	5.6	0.20	22	14	63.63	0.79
15:19		24.7	8.02	4.2	5.1	7.5	33.6	31	8.2	0.26	30	14	70.00	1.16
16:48		24.1	7.85	4.3	5.3	7.6	34.0	31	5.0	0.16	30	12	40.00	1.77

Temp Amb Temperatura ambiente
Temp Agua-r Temperatura del agua residual
DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
DQO Demanda química de oxígeno
SS Sólidos suspendidos
SSv Sólidos suspendidos volátiles
NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
NH₃ Amonio
NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
NO₃⁻ Nitratos
nc No calculado
- Agua muy opaca

Continuación... A N E X O 4

Variación diurna en el afluente y el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada del 15 de Agosto del 2001.

AFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:00 /		24.0	7.88	39.4	47.8	1.8	8.1	130	68.6	0.53	62	58	93.55	0.81
10:30 /		24.5	8.49	87.6	106.6	2.1	9.4	334	111.9	0.36	110	108	98.18	0.84
12:00		25.5	8.44	58.8	71.4	1.6	7.2	428	163.8	0.38	144	140	97.22	0.95
13:30		25.0	8.57	72.0	87.6	1.6	7.2	305	129.6	0.42	130	116	89.23	1.07
15:00 *		24.0	8.52	45.4	45.2	1.4	6.3	386	95.3	0.25	120	116	96.66	1.10
16:30		24.0	8.61	86.4	105.0	1.5	6.5	1268	254.1	0.20	68	68	nc	0.49

EFLUENTE														
Hora		Temp Agua-r (°C)	pH	NH ₃ -N (mg/l)	NH ₃ (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DBO ₅ / DQO	SS (mg/l)	SSv (mg/l)	SSv / SS (%)	Flujo (l/seg)
09:00		24.0	7.29	22.5	27.4	2.9	12.9	101	44.9	0.44	114	54	47.37	1.05
10:30		24.0	7.36	20.1	24.5	3.1	13.9	124	83.3	0.67	162	90	55.55	1.24
12:00		25.0	7.42	21.6	26.3	2.7	12.1	85	43.0	0.51	126	64	50.79	1.27
13:30		25.0	7.51	20.0	24.3	3.0	13.1	97	50.3	0.52	114	62	54.38	1.27
15:00		25.0	7.54	21.1	25.7	2.8	12.2	86	43.5	0.51	100	54	54.00	1.30
16:30		25.0	7.57	27.2	33.1	2.5	11.2	99	37.9	0.38	92	46	50.00	1.39

Temp Agua-r Temperatura del agua residual
 DBO₅ Demanda bioquímica de oxígeno
 DQO Demanda química de oxígeno
 SS Sólidos suspendidos
 SSv Sólidos suspendidos volátiles
 NH₃-N Nitrógeno en forma de amonio
 NH₃ Amonio
 NO₃⁻-N Nitrógeno en forma de nitratos
 NO₃⁻ Nitratos
 nc No calculado
 * Presencia de espuma
 / Olor desagradable

ANEXO 5

Remoción diurna de los parámetros medidos en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Remoción diurna de la Demanda química de oxígeno (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00	81.25	90.84	86.66	22.31	70.27
10:30	51.80	65.86	49.23	62.87	57.44
12:00	75.91	78.53	71.72	80.14	76.58
13:30	91.65	90.99	79.10	68.20	82.49
15:00	90.88	57.59	64.77	77.72	72.74
16:30	92.49	75.66	80.50	92.19	85.21
18:00	90.00				
Promedio diario	81.99	76.58	71.99	67.23	

Remoción diurna de la Demanda bioquímica de oxígeno (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00		- 33.88	85.83	34.55	29.00
10:30	- 10.41	30.54	36.93	61.57	29.66
12:00	24.35	35.19	71.43	73.75	51.18
13:30	88.57	85.18	78.38	61.19	78.33
15:00		90.10	51.19	54.35	65.21
16:30	92.81	96.09	85.79	85.08	89.94
18:00	88.20				
Promedio diario	56.70	50.64	68.26	61.75	

Remoción diurna de los sólidos suspendidos (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00	69.01	25.00	66.66	-83.87	19.20
10:30	-47.82	62.5	46.15	-45.45	3.84
12:00	13.04	41.66	-44.44	12.50	5.69
13:30	94.12	69.56	31.25	12.30	51.81
15:00	91.66	6.25	-87.50	16.06	6.62
16:30	89.28	79.10	-36.36	-35.29	24.18
18:00	96.97				
Promedio diario	58.04	47.35	-4.04	-20.63	

Remoción diurna de los sólidos suspendidos volátiles (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00			80.00	6.90	43.45
10:30			14.28	16.66	15.47
12:00				54.28	54.28
13:30			56.25	46.55	51.4
15:00				53.45	53.45
16:30			40.00	32.35	36.18
18:00					
Promedio diario			47.63	35.03	

- aumento porcentual en lugar de remoción debido a que la concentración del efluente aumentó en comparación a la del afluente

Continuación... A N E X O 5

Remoción diurna de los parámetros medidos en la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

Remoción diurna del amonio (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00	47.17	31.73	75.00	42.68	33.28
10:30	56.68	49.61	66.00	37.02	62.33
12:00	66.56	72.89	75.98	63.16	69.65
13:30	71.73	72.65	72.43	72.26	72.27
15:00	57.46	69.54	79.27	43.14	62.35
16:30	73.28	73.32	83.94	68.48	74.75
18:00	64.09				
Promedio diario	62.42	61.62	75.44	61.12	

Remoción diurna del nitrógeno en forma de amonio (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo	19 de junio	19 de julio	15 de agosto	Promedio porcentual cada hora y media
	(%)	(%)	(%)	(%)	
9:00	47.13	31.67	74.67	42.89	48.97
10:30	56.65	49.53	66.13	77.05	62.34
12:00	66.48	72.93	76.19	63.26	69.72
13:30	71.60	72.77	72.73	72.22	72.33
15:00	57.38	69.61	72.21	53.52	63.18
16:30	73.07	60.71	84.19	68.52	71.62
18:00	64.09				
Promedio diario	62.34	59.45	74.35	62.91	

Incremento diurno de los nitratos (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo (incremento en número de veces)	19 de junio (incremento en número de veces)	19 de julio (incremento en número de veces)	15 de agosto (incremento en número de veces)	Promedio porcentual cada hora y media
9:00	3.02	4.80	4.62	1.59	3.51
10:30	3.77	4.80	3.95	1.47	3.50
12:00	3.96	7.67	3.95	1.68	4.32
13:30	5.02	7.90	3.69	1.82	4.61
15:00	4.81	4.41	4.42	1.94	3.89
16:30	3.18	60.52	6.29	1.72	17.94
18:00	2.57				
Promedio diario	3.76	15.02	4.49	1.71	

El incremento (en número de veces) se calculó basándose en el aumento de la concentración del afluente al efluente.

Incremento diurno del nitrógeno en forma de nitratos (Horario y días de evaluación)					
Horario	22 de mayo (incremento en número de veces)	19 de junio (incremento en número de veces)	19 de julio (incremento en número de veces)	15 de agosto (incremento en número de veces)	Promedio porcentual cada hora y media
9:00	3.00	4.83	4.45	1.61	3.48
10:30	3.76	4.83	3.94	1.47	3.50
12:00	4.00	7.63	3.94	1.68	4.30
13:30	5.00	7.82	3.68	1.87	4.59
15:00	4.83	4.41	4.41	1.50	3.79
16:30	3.17	60.31	6.37	1.66	17.88
18:00	2.58				
Promedio diario	3.76	14.97	4.47	1.64	

El incremento (en número de veces) se calculó basándose en el aumento de la concentración del afluente al efluente.

ANEXO 6

Dilución del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el medio marino adyacente.

[Determinación #1 de la dilución del efluente en el medio marino (1)].

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento		Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada											
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	27/Junio													
Hora	9:20													
Flujo (l/seg)	1.47	1.55												
pH	7.48	8.03		8.30	8.30	8.25	8.27	8.23	7.94	8.16	8.25	8.30	8.28	8.39
Temp (°C)	22.7	25.4		23.6	23.5	23.6	23.3	22.6	24.2	23.8	23.3	22.8	23.1	22.9
SS (mg/l)	69	10												
SSv (mg/l)	26	8												
DQO (mg/l)	316	12												
DBO (mg/l)	21.4	5.3		1.6	2.1	1.5	1.0	2.0	2.0	1.5	0.9	2.3	2.0	1.7
NH ₃ -N (mg/l)	13.0	4.2		0.39	0.50	0.35	0.34	0.33	0.38	0.43	0.25	0.38	0.29	0.25
NH ₃ (mg/l)	17.8	5.1		0.47	0.60	0.43	0.41	0.41	0.46	0.52	0.31	0.47	0.35	0.31
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	1.0	14.6		2.6	3.9	4.0	5.3	3.4	3.4	4.4	5.5	3.6	3.2	2.8
NO ₃ ⁻ (mg/l)	4.5	65.4		11.6	17.5	17.9	23.7	15.2	15.2	19.7	24.6	16.1	14.3	12.2
Fecales*	1700000	49000		0	0	0	0	0	4	4.5	0	0	0	0
OBSERVACIONES			Temperatura ambiente: 27°C											
			En afluente olores desagradables y presencia de espuma											
			Zona de mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla) aproximadamente a 50 m (metros) del efluente. Además había 4 aportes extras al S y 1 al N											
			La salinidad fue de 6, 2, 30 y 34 (‰) en afluente, efluente y mezcla y en el medio costero adyacente respectivamente.											
			La relación DBO/DQO en afluente fue de 0.07, mientras que en efluente fue de 0.44 y en cuanto a la relación SSv/SS en afluente fue de 37.7% y en efluente fue de 80.0%											

DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
SS	Sólidos suspendidos
SSv	Sólidos suspendidos volátiles
NH ₃ -N	Nitrógeno en forma de amonio
NH ₃	Amonio
NO ₃ ⁻ -N	Nitrógeno en forma de nitratos
NO ₃ ⁻	Nitratos
Temp	Temperatura
Fecales*	Bacterias coliformes fecales (NMP/100ml)
S	al Sur de la mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla)
N	al Norte de la mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla)

Dilución del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el medio marino adyacente.

[Determinación #2 de la dilución del efluente en el medio marino (1)].

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento			Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada										
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	3/Agosto													
Hora	15:15													
Flujo (l/seg)	0.70	1.03												
pH	8.15	7.81		8.47	8.37	8.42	8.21	8.40	8.07	8.38	8.45	8.49	8.52	8.48
Temp (°C)	23.8	25.2		23.5	23.4	22.9	23.3	23.6	24.0	23.6	22.6	22.8	22.9	22.8
SS (mg/l)	154	70												
SSv (mg/l)	146	52												
DQO (mg/l)	538	39												
DBO (mg/l)	186.3	21.5		1.5	1.6	2.3	2.0	1.9	3.2	1.9	2.2	1.7	2.1	1.6
NH ₃ -N (mg/l)	49.2	9.1		0.25	0.34	0.33	0.27	0.30	0.83	0.34	0.36	0.27	0.34	0.22
NH ₃ (mg/l)	54.8	11.0		0.30	0.41	0.40	0.33	0.37	1.00	0.42	0.44	0.32	0.42	0.27
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	2.1	3.1		1.3	1.0	0.8	2.3	1.7	1.0	1.8	2.5	1.3	1.1	0.8
NO ₃ ⁻ (mg/l)	9.4	13.9		5.8	4.5	3.6	10.3	7.6	4.5	8.1	11.2	5.8	4.9	3.6
Fecales*	1.6X10 ⁸	33000		1.8	1.8	31	49	79	1600	490	23	17	1.8	1.8
OBSERVACIONES			Temperatura ambiente: 25°C											
			En afluente olores desagradables y presencia de espuma											
			Zona de mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla) aproximadamente a 12 m (metros) del efluente. Además había 4 aportes extras al S y 1 al N											
			La salinidad fue de 0, 6, 30 y 35 (‰) en afluente, efluente, mezcla y en el medio costero adyacente respectivamente											
			La relación DBO/DQO en afluente fue de 0.35, mientras que en efluente fue de 0.55 y en cuanto a la relación SSv/SS en afluente fue de 94.8% y en efluente fue de 74.3%											

DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
SS	Sólidos suspendidos
SSv	Sólidos suspendidos volátiles
NH ₃ -N	Nitrógeno en forma de amonio
NH ₃	Amonio
NO ₃ ⁻ -N	Nitrógeno en forma de nitratos
NO ₃ ⁻	Nitratos
Temp	Temperatura
Fecales*	Bacterias coliformes fecales (NMP/100ml)
S	al Sur de la mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla)
N	al Norte de la mezcla del efluente con el agua de mar (Mezcla)

Continuación... A N E X O 6

Dilución del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el medio marino adyacente.

[Determinación # 1 y 2: de la dilución del efluente en el medio marino (2)].

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento		Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada											
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	30/Agosto	31/Agosto												
Hora	20:05	12:05												
Flujo (l/seg)	0.93	1.04												
pH	8.34	7.33		8.21	8.22	8.18	8.20	8.21	8.07	8.12	8.19	8.23	8.19	8.18
Salinidad (‰)	0	0		32	32	32	32	31	30	32	32	32	32	32
DBO (mg/l)	89.5	27.3		0.76	0.81	1.20	1.05	1.49	4.74	1.56	0.64	0.98	0.73	1.38
Fecales*	5400000	350000		33	64	49	540	1600	9200	>1600	920	11	17	2
OBSERVACIONES			En afluente olores desagradables y presencia de espuma Tiempo de residencia parcial de = 16 hrs Zona de mezcla del efluente con el agua de mar aproximadamente a 12 m (metros) del efluente. Además había 4 aportes extras al S y 1 al N											

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento		Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada											
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	5/Septiembre	6/Septiembre												
Hora	18:45	10:24												
Flujo (l/seg)	0.98	1.15												
pH	7.23	7.07		7.82	7.86	7.85	7.85	7.72	7.42	8.03	7.91	8.00	7.99	8.02
Salinidad (‰)	0	5		32	32	32	32	32	30	31	32	32	32	32
DBO (mg/l)	112.02	16.27		0.99	1.00	1.03	1.37	1.77	2.03	0.37	1.21	0.83	0.99	0.63
Fecales*	4600000	240000		460	>1600	>1600	>1600	>1600	11000	460	20	15	23	23
OBSERVACIONES			En afluente olores desagradables y presencia de espuma color blanca y el agua color café Tiempo de residencia parcial = 15 hrs 24 minutos Zona de mezcla del efluente con el agua de mar aproximadamente a 7 m (metros) del efluente. Además había 4 aportes extras al S y 1 al N											

S al Sur del punto de mezcla del efluente con el agua de mar
N al Norte del punto de mezcla del efluente con el agua de mar
Mezcla Es el punto de mezcla del efluente con el agua de mar y por lo tanto los puntos de muestreo en el medio marino son a partir este.
DBO Demanda bioquímica de oxígeno
Fecales* Bacterias coliformes fecales (NMP/100ml).
Tiempo de residencia parcial del agua residual en la planta de tratamiento, se dice que es parcial porque consideró únicamente a los tanques de sedimentación y ozonación.

Continuación... A N E X O 6

Dilución del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada en el medio marino adyacente.

[Determinación # 3 y 4: de la dilución del efluente en el medio marino (2)].

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento			Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada										
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	20/Septiembre	21/Septiembre												
Hora	20:15	8:00												
Flujo (l/seg)	1.32	0.76												
pH	8.53	6.86		7.99	7.96	7.95	7.91	7.89	7.65	7.82	7.90	8.01	8.02	8.00
Salinidad (‰)	0	4		32	32	32	32	32	27	30	31	32	32	32
DBO (mg/l)	137.44	16.38		0.97	0.80	1.43	1.24	1.14	2.78	1.49	0.48	1.97	1.99	0.62
Fecales*	5400000	11000		7.8	13	4.5	22	26	790	540	79	7.8	4.5	0.0
OBSERVACIONES			En afluente olores desagradables y presencia de espuma Tiempo de residencia parcial = 11 hrs 24 minutos Zona de mezcla del efluente con el agua de mar aproximadamente a 14 m (metros) y el transporte litoral iba hacia el N. Además había 4 aportes extras al S y 1 al N											

Variable	Sitios de muestreo													
	Planta de tratamiento			Puntos de muestreo en medio marino adyacente a la UABC-Unidad Ensenada										
	Afluente	Efluente		50m S	40m S	30m S	20m S	10m S	Mezcla	10m N	20m N	30m N	40m N	50m N
Día	2/Octubre	3/Octubre												
Hora	19:05	11:35												
Flujo (l/seg)	0.91	1.09												
pH	8.41	7.73		8.14	8.15	8.15	8.14	8.10	7.85	8.11	8.12	8.15	8.15	8.14
Salinidad (‰)	0	3		31	31	31	31	30	25	31	31	31	31	31
DBO (mg/l)	102.72	25.30		0.38	0.32	1.16	0.69	1.24	6.09	1.30	1.69	1.06	0.35	0.55
Fecales*	370000	130000		130	70	350	920	1600	1600	>1600	130	0	0	0
OBSERVACIONES				En afluente olores desagradables y presencia de espuma Tiempo de residencia parcial = 16 hrs 30 minutos Zona de mezcla del efluente con el agua de mar aproximadamente a 12 m (metros) del efluente. Ademas había 4 aportes extras al S y 1 al N										

S al Sur del punto de mezcla del efluente con el agua de mar
N al Norte del punto de mezcla del efluente con el agua de mar
Mezcla Es el punto de mezcla del efluente con el agua de mar y por lo tanto los puntos de muestreo en el medio marino son a partir del punto de mezcla del efluente con el agua de mar.
DBO Demanda bioquímica de oxígeno
Fecales* Bacterias coliformes fecales (NMP/100ml).
Tiempo de residencia parcial del agua residual en la planta de tratamiento, se dice que es parcial porque consideró únicamente a los tanques de sedimentación y ozonación.

ANEXO 7

Concentración de sólidos suspendidos de licor de mezcla (SSLM) y de los sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla (SSvLM) de los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

13 de Junio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	273	247	90.47	147	100	68.03
10:30	720	547	75.97	173	127	73.41
12:00	187	133	71.12	187	140	74.87
13:30	1947	1167	59.94	193	193	N.d.
15:00	1107	687	62.06	207	193	93.24
16:30	893	580	64.95	293	267	91.13
Promedio	854.5	560.2	70.8	200.0	170.0	81.1
d.s.	641.96	364.81	11.33	49.91	60.20	11.31

19 de Junio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	nm	nm	nm	127	100	78.74
10:30	nm	nm	nm	153	113	73.86
12:00	nm	nm	nm	193	147	76.17
13:30	nm	nm	nm	167	120	71.86
15:00	nm	nm	nm	153	120	78.43
16:30	nm	nm	nm	147	113	76.87
Promedio				156.67	118.83	75.99
d.s.				22.03	15.61	2.68

27 de Junio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
9:20	446.67	313.33	70.2	206.67	153.33	74.2

4 de Julio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	2890	1960	67.82	1420	1000	70.42
10:30	2930	1990	67.92	1330	940	70.68
12:00	2680	1800	67.16	1460	1030	70.55
13:30	2720	1840	67.65	1450	1040	71.72
15:00	2870	1930	67.25	1360	970	71.32
16:30	2990	2040	68.23	1280	910	71.09
Promedio	2846.6	1926.6	67.67	1383.3	981.6	71.0
d.s.	121.44	91.14	0.41	71.74	51.15	0.50

SSLM Sólidos suspendidos de licor de mezcla
SSvLM Sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla
d.s. desviación estándar
N.d. No determinado
nm no medido

Continuación... A N E X O 7

Concentración de sólidos suspendidos de licor de mezcla (SSLM) y de los sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla (SSvLM) de los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

19 de Julio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	3470	2190	63.11	360	330	91.66
10:30	2960	1900	70.63	470	360	76.59
12:00	2890	1830	63.32	390	240	61.54
13:30	2930	1840	62.80	340	250	73.53
15:00	nm	nm	nm	350	260	74.29
16:30	nm	nm	nm	290	220	75.86
Promedio	3062.5	1940	64.9	366.6	276.6	75.6
d.s.	273.17	169.5	3.78	60.22	55.4	9.62

24 de Julio del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	2450	1590	64.90	780	600	76.92
10:30	3200	2080	65.00	950	650	68.42
12:00	2750	1750	63.63	960	640	66.66
13:30	3030	1970	65.02	950	690	72.63
15:00	nm	nm	nm	1050	700	66.66
16:30	nm	nm	nm	920	620	67.39
Promedio	2857.5	1847.5	64.64	935.0	650.0	69.78
d.s.	328.98	219.75	0.67	87.81	38.99	4.15

3 de Agosto del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
15:15	3450	2280	66.1	1090	750	68.8

9 de Agosto del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	750	410	54.60	830	460	55.40
10:30	810	450	55.50	880	480	54.50
12:00	840	470	55.90	870	480	55.20
13:30	810	450	55.50	800	440	55.00
15:00	800	470	58.70	800	440	55.00
16:30	860	480	55.80	970	580	59.80
Promedio	811.6	455.0	56.0	858.3	480.0	55.8
d.s.	37.64	25.10	1.40	64.32	52.15	1.97

SSLM Sólidos suspendidos de licor de mezcla
SSvLM Sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla
d.s. desviación estándar
nm no medido

Continuación... A N E X O 7

Concentración de sólidos suspendidos de licor de mezcla (SSLM) y de los sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla (SSvLM) de los tanques de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UABC – Unidad Ensenada.

15 de Agosto del 2001						
Hora	Tanque de aireación 1			Tanque de aireación 2		
	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)	SSLM (mg/l)	SSvLM (mg/l)	SSvLM/SSLM (%)
09:00	870	500	57.47	700	350	50.00
10:30	700	370	52.85	750	390	52.00
12:00	nm	nm	nm	720	360	50.00
13:30	nm	nm	nm	600	300	50.00
15:00	nm	nm	nm	420	240	57.14
16:30	nm	nm	nm	460	210	46.65
Promedio	785	435	55.2	608.3	308.3	50.97
d.s.	120.21	91.92	3.27	140.35	71.39	3.48

SSLM Sólidos suspendidos de licor de mezcla

SSvLM Sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla

d.s. desviación estándar El incremento (en número de veces) se calculó basándose en el aumento de la concentración del afluente al efluente.

nm no medido

Anexo 8 Medidas de Emergencia de acuerdo a Filatoff y Szoke (1997)

[illegible]

Continuación... Anexo 8 Medidas de Emergencia de acuerdo a Filatoff y Szoke (1997)

Problema	Causa											
	Exceso de Oxígeno disuelto	Difusores obstruidos	Transferencia inadecuada de oxígeno	Vertedores desnivelados	Descarga tipo industrial	Temperatura baja	SSvLM Insuficientes	Tiempo de retención bajo	Septicidad en el aereador	Septicidad en el sedimentador	Desnitrificación	Influentes Anormales
1. Sedimento pobre en el clarificador												
Abundamiento lodo filamentoso												
Abundamiento lodo no filamentoso												
Lodo Ascendente												
Desfloculación												
Floculo disperso												
Floculo fino												
2. Arrastre de lodos en el clarificador												
3. Espuma excesiva en el aereador												
Espuma blanca												
Espuma café oscura gruesa												
4. Reducida demanda de O.D. en el aereador												
5. Alta demanda de O.D. en el aereador												
6. Olores en el aereador y clarificador												
7. Lodo séptico												
8. Natas en exceso en el clarificador												
9. Crecimiento excesivo de algas en las paredes y vertederos del clarificador												
10. Bajo O.D. en el aereador												
11. Alto O.D. en el aereador												
12. Alto/bajo pH en el aereador												
13. Remoción baja de DBO												
14. Concentración baja de SS en el gasto de la tolva del sedimentador												

O.D. Oxígeno disuelto

DBO Demanda bioquímica de oxígeno

SS Sólidos suspendidos

SSvLM Sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla

Acciones correctivas a las Medidas de Emergencia de acuerdo a Filatoff y Szoke (1997)

Causas	Acciones Correctivas		Incremento de recirculación	Decremento en recirculación	Incremento en purga	Decremento en purga	Incremento en SSLM	Decremento en SSLM	Incremento en aireación	Decremento en aireación	Limpieza de difusores	Agregar nitrógeno y/o fósforo	Colocar manparas	Nivelar vertedores	Ajustar equipo de aireación	Implementar programa de pretratamiento	Colocar chafalanes en esquinas de aereador	Analizar toxicidad	Instalar tanque de igualación	Agregar tanque al servicio
Demanda de oxígeno alta																				
Demanda de oxígeno baja																				
pH alto																				
pH bajo																				
Lodo joven																				
Lodo viejo																				
Manto de lodos alto																				
Manto de lodos bajo																				
Alimento/Microorganismos alto																				
Alimento/Microorganismos bajo																				
Edad de lodos alta																				
Edad de lodos baja																				
Nutrientes Insuficientes																				
Fósforo alto																				
Choque de carga orgánica																				
Choque de carga hidráulica																				
Mezcla pobre																				
Toxicidad																				
Acumulación de sólidos en el aereador																				
Corto circuito																				
Exceso de oxígeno y carbono																				
Difusores obstruidos																				
Transferencia inadecuada de oxígeno																				
Vertedores desnivelados																				

SSLM Sólidos suspendidos de licor de mezcla

Continuación... Anexo 8 Acciones correctivas a las Medidas de Emergencia de acuerdo a Filatoff y Szoke (1997)

Causas	Acciones Correctivas		Incremento de recirculación	Decremento en recirculación	Incremento en purga	Decremento en purga	Incremento en SSLM	Decremento en SSLM	Incremento en aireación	Decremento en aireación	Limpieza de difusores	Agregar nitrógeno y/o fósforo	Colocar manparas	Nivelar vertedores	Ajustar equipo de aireación	Implementar programa de pretratamiento	Colocar chafanes en esquinas de aereador	Analizar toxicidad	Instalar tanque de igualación
Descarga tipo industrial																			
Temperatura baja																			
SSvLM Insuficientes																			
Tiempo de retencion bajo																			
Septicidad en aereador																			
Septicidad en sedimentador																			
Desnitrificación																			
Influentes anormales																			

SSvLM Sólidos suspendidos volátiles de licor de mezcla