

**SEMINARIO INTERNACIONAL**  
**TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS**

**ORGANIZADO POR LA DIVISION DE AGUAS SERVIDAS**  
**DIASE**  
**ASOCIACION INTERNACIONAL DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL**  
**AIDIS**

**ASPECTOS DESTACADOS EN LA TECNOLOGÍA DE LAGUNAS**  
**DE ESTABILIZACION**

**Por: Fabián Yáñez, Ph.D.**

**30 Noviembre al 2 de Diciembre 2000**  
**Porto Alegre - BRASIL**

## Contenido

<b>1.0</b>	<b>INTRODUCCION</b>	<b>1</b>
<b>2.0</b>	<b>CONDICIONES DE APLICACIÓN</b>	<b>1</b>
<b>3.0</b>	<b>RESUMEN DE LAS INVESTIGACIONES REALIZADAS</b>	<b>2</b>
<b>4.0</b>	<b>PRINCIPALES HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS DESARROLLADAS</b>	<b>3</b>
<b>4.1</b>	<b>Límite de Carga Facultativa</b>	<b>3</b>
<b>4.2</b>	<b>Reducción de Parásitos y Mortalidad Bacteriana</b>	<b>4</b>
<b>4.3</b>	<b>Funcionamiento Hidráulico</b>	<b>7</b>
<b>4.4</b>	<b>Temperatura en Lagunas</b>	<b>15</b>
<b>4.5</b>	<b>Validación del Modelo de Flujo Disperso para Bacterias</b>	<b>18</b>
<b>4.6</b>	<b>Sistemas de lagunas de varios tipos y modulación de unidades</b>	<b>20</b>
<b>5.0</b>	<b>EXPERIENCIAS INCONVENIENTES</b>	<b>20</b>
<b>6.0</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>22</b>
<b>7.0</b>	<b>REFERENCIAS</b>	<b>22</b>

# ASPECTOS DESTACADOS EN LA TECNOLOGÍA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Por: Fabián Yáñez, Ph.D.

## 1.0 INTRODUCCION

En el presente trabajo el concepto de "Tecnología de Lagunas" implica el estudio sistemático de los procedimientos, recursos o herramientas disponibles para la concepción, modificación u operación de un sistema de lagunas de estabilización. Si bien la tecnología está íntimamente ligada a la ciencia, no se pretende presentar una discusión de todos los aspectos científicos estudiados sobre el tema de lagunas, sino solamente aquellos que por sus características constituyen herramientas de utilidad práctica para el diseño y operación. El contenido de este trabajo cubre por consiguiente aspectos considerados de importancia para los varios tipos de lagunas.

Entre los procesos de tratamiento de aguas residuales utilizados en países del tercer mundo, la laguna de estabilización ha sido el método más empleado, tanto por su bajo costo, como por su alta eficiencia en la reducción de organismos patógenos. Los países industrializados preocupados por resolver problemas de diferente índole, como la eutrofización de los cuerpos receptores, han realizado importantes desarrollos tecnológicos en el tratamiento secundario y avanzado, resultando en un considerable decremento en investigación sobre lagunas de estabilización. Puede aseverarse sin temor a equivocación, que en las últimas dos décadas los países en desarrollo, con la asistencia de científicos de importantes universidades y de entidades internacionales, han tomado el liderazgo en la investigación sobre lagunas y en el desarrollo de nuevas herramientas para su diseño.

Si bien en la última década no se detectan dramáticos desarrollos tecnológicos sobre lagunas, en cambio es evidente un buen número de investigaciones que aclaran la influencia de una serie de variables en resultados anteriormente reportados. A criterio del autor la diseminación de resultados de importantes investigaciones realizadas en las décadas de los 70 y 80 ha sido insuficiente. En los últimos años del siglo 20 aún se detectaban profesionales utilizando herramientas obsoletas para el diseño de lagunas de varios tipos. Es probable que no se hayan aceptado desarrollos anteriores, porque algunos profesionales consideran válido el concepto de tecnología practicable, como aquella que tiene por lo menos de cinco a diez años de experiencia práctica.

En el presente trabajo se describen experiencias que validan algunos desarrollos anteriormente reportados sobre el tema.

## 2.0 CONDICIONES DE APLICACION

Con la finalidad de no presentar la tecnología de lagunas como una panacea para países en desarrollo es conveniente recordar las principales condiciones de aplicación de los procesos de lagunas de estabilización:

- (1) Son condiciones aceptables para utilización de lagunas
  - Altos requisitos de calidad bacteriana y ausencia de helmintos en el efluente
  - La disponibilidad de terreno a bajo costo
  - La presencia de temperaturas cálidas y ausencia de variaciones bruscas
  - Bajo costo inicial en comparación con otras alternativas
  - Bajo costo de operación y mantenimiento
  
- (2) Son condiciones no aceptables para uso de lagunas
  - Altos requisitos de reducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) para controlar la eutrofización del cuerpo receptor
  - Alto costo del terreno
  - La presencia de problemas sociales en la adquisición del terreno: v.g. muchos propietarios
  - La presencia de temperaturas bajas y variaciones bruscas
  - La presencia de desechos coloreados

De las características de aguas residuales domésticas, las más relevantes en relación con aspectos de salud pública para reuso, están los conteos de parásitos y enterobacterias. Los conteos de parásitos y Salmonellas en aguas residuales de países en

desarrollo son del orden de 2000 y 100 por cada 100 ml, respectivamente y en cambio para aguas residuales de países industrializados, son prácticamente inexistentes (Yáñez 1983 a).

En la selección de los procesos de tratamiento de aguas residuales, el conocimiento de estas características bacteriológicas es de fundamental importancia ya que está bien establecido que los procesos convencionales son ineficientes en la remoción de huevos de helmintos, mientras que existe abundante información que destaca las bondades de las lagunas de estabilización para la reducción de parásitos y enterobacterias (Shuval 1988). Desde hace más de una década se conoce que plantas de tratamiento de aeración prolongada y de lodos activados operando en países en desarrollo son deficientes en la remoción de huevos de helmintos (Yáñez y Pescod 1988).

Las Guías de la OMS sobre Calidad de Aguas Residuales Para Reuso Agrícola (WHO 1987), indican los niveles de coliformes fecales y nematodos intestinales recomendados para tres tipos de reuso agrícola de aguas residuales. Estas recomendaciones tienen relevancia directa con los altos índices de morbi mortalidad en la mayoría de países en desarrollo. Para las categorías de reuso que implican consumo humano o animal de productos irrigados con aguas residuales, los niveles recomendados para Nematodos son prácticamente cero. La adopción de Criterios de Calidad de aguas residuales para reuso agrícola, por parte de las Autoridades de Salud Pública de países en desarrollo ha tenido un impacto dramático en la selección de tipos de tratamiento de desechos líquidos de origen doméstico, ya que en muchas circunstancias no podrá dependerse de tecnologías convencionales.

Otro aspecto de gran importancia en la implementación de servicios de agua potable y saneamiento en los países en vías de desarrollo es la búsqueda de la inversión privada. Este esfuerzo requiere de reglas claras para el inversionista y regulaciones precisas. En lo que respecta a tratamiento de las aguas residuales la determinación del grado de tratamiento generalmente requiere un adecuado estudio del cuerpo receptor.

Sobre este tema se debe destacar el hecho de que un gran número de ríos en países del tercer mundo tienen características muy particulares de alta velocidad (0.6 - 1.0 m/s), flujo torrencial y lechos sumamente pedregosos, lo cual hace que se los clasifiquen como ríos de alta montaña. Los pocos estudios que se conoce sobre estos cuerpos receptores evidencian que las constantes cinéticas son totalmente diferentes que las de ríos de llanura, de modo que no se pueden importar parámetros desarrollados para ríos de baja velocidad, pues los resultados que se obtienen con los modelos de calidad son irreales ya que éstos no calibran.

Estudios realizados en ríos de alta montaña evidencian altos valores de constantes de reacción, reaeración y desoxigenación, destacando la gran capacidad de oxigenación natural de estos cursos y por consiguiente la menor importancia del sistema acoplado OD-DBO y la mayor importancia de los parámetros que tienen relación con la Salud Pública, como son los coliformes fecales, (Yáñez y Bermeo 1987).

## **7.0 RESUMEN DE LAS INVESTIGACIONES REALIZADAS**

La gran mayoría de investigaciones realizadas que han aportado importantes herramientas tecnológicas sobre lagunas de estabilización han sido realizadas en países en desarrollo. Se destacan países como: Perú, Brasil, Chile, Jordania y Tailandia, entre otros

Se notan dos fases de investigaciones: una inicial con trabajos realizados en Perú y Brasil en la década de los años 70 y otra en las dos siguientes décadas, hasta la fecha.

Entre los aspectos que entonces fueron causa de criterios divergentes en lagunas se puede mencionar:

- El valor de la carga límite para lagunas facultativas. Por muchos años se trabajó con una correlación para estimar la carga máxima para lagunas facultativa, pero su aplicación no fue enteramente aceptada ya que su desarrollo se basó en estimaciones individuales.
- Una de las principales divergencias ha sido el comportamiento hidráulico de lagunas, el modelo de mezcla completa fue utilizado tanto para dimensionamiento, como para evaluación de lagunas. Evaluaciones de lagunas a escala pilotos y completa realizadas hace más de dos décadas indicaron que las lagunas no se comportan como reactores a mezcla completa.
- Otro tema importante es el coeficiente de mortalidad bacteriana. Se han utilizado valores altos producto del uso del modelo de mezcla completa para evaluación de lagunas. Estos valores se conocen ahora como coeficientes globales de mortalidad y no siguen una cinética racional.
- Existieron divergencias sobre un buen número de aspectos prácticos, entre los cuales se puede mencionar:

- La localización de entrada y salida más conveniente para las diferentes unidades. Se han usado entradas sumergidas en media laguna y salidas de varias formas.
- Se han utilizado profundidades reducidas para lagunas secundarias y terciarias, dando oportunidad de generación de maleza y plantas tubulares en climas tropicales.
- Se han usado todas las formas posibles, como meras preferencias de los diseñadores y sin criterios técnicos aceptables.
- La modulación de unidades de un sistema de lagunas ha sido en muchos casos uniforme, obedeciendo a la aplicación de una mera formulación, en lugar de a concepciones técnicas.
- Uno de los aspectos más conflictivos que además tiene relación con la modulación de unidades ha sido la acumulación de lodos en las lagunas primarias y la programación de los períodos de limpieza. Esto se debió al uso de altas cargas en lagunas y el desconocimiento de las características de compactación de los lodos.

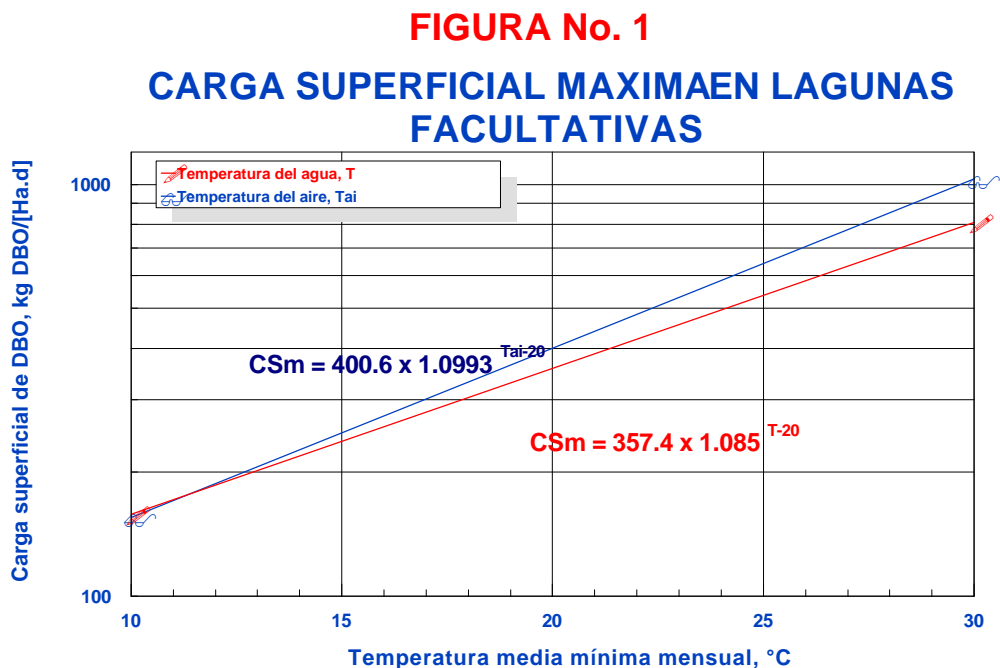
En resumen la filosofía de los temas investigados respondió a los siguientes requisitos:

- La necesidad de conciliar las discrepancias existentes
- El exagerado número de datos no interpretables de evaluaciones
- La necesidad de abandonar el enfoque tipo “Caja Negra” para las evaluaciones
- La necesidad de adoptar un enfoque más técnico - científico

## 8.0 PRINCIPALES HERRAMIENTAS TECNOLÓGICAS DESARROLLADAS

### 8.1 Límite de Carga Facultativa

La determinación de la carga máxima para lagunas facultativas se estudió en las lagunas de San Juan, Lima, Perú, manteniendo cuatro lagunas primarias con cargas superficiales entre 100 y 1200 Kg DBO/(Ha.día). Durante las pruebas se realizaron mediciones del nivel de nitrógeno amoniacal producido. Como la ganancia de NH<sub>3</sub> solamente es posible como resultado de predominancia de procesos anaerobios, se determinó la carga de 357.4 Kg DBO/(Ha.día) como el límite de carga a 20 °C. Para otras temperaturas se adoptó la relación de dependencia que se describe en la **Figura No. 1**, en donde se ha incluido también con propósitos de comparación la correlación desarrollada en el Instituto Asiático de Tecnología (McGarry y Pescod 1970), que es el resultado de una encuesta y observaciones visuales. Las dos correlaciones comparan razonablemente, con la diferencia de que la correlación desarrollada en Lima es función de la temperatura del agua, en cambio la correlación del I.A.T. es función de la temperatura del aire, en ambos casos se usa la temperatura mínima mensual.



Otras investigaciones validaron esta carga en función de la producción de clorofila, evidenciando que a una carga de 350 Kg./Ha.día se produce una dramática disminución de clorofila, debido a la disminución de poblaciones de algas (Pearson 1983).

#### 4.2 Reducción de Parásitos y Mortalidad Bacteriana

Numerosos estudios sobre reducción de parásitos en lagunas de estabilización sugieren que el principal mecanismo de remoción es la sedimentación. Se conoce que huevos de protozoarios y helmintos sedimentan efectivamente en períodos de 3 a 6 días, pero que huevos de Ancylostoma Duodenale (Hookworm) y Schistosoma pueden desarrollar larvas motiles y aparecer en el efluente. Se ha reportado que la larva miracidia del schistosoma no puede sobrevivir en condiciones de motilidad por más de 10 horas (Shuval 1988). De los datos existentes se ha recomendado un período de retención mínimo de 8 a 10 días para asegurar una remoción de huevos de helmintos, (WHO 1988).

Considerable confusión existe en la conceptualización teórica del coeficiente de mortalidad. Los coeficientes de mortalidad inicialmente reportados se basaron en conteos bacterianos en afluente y efluente y el cálculo del coeficiente de mortalidad forzando el ajuste al submodelo hidráulico de mezcla completa. Dichos valores que son del orden de 2.6 (1/día), (Marras 1974) representan únicamente el coeficiente de una ecuación y no son el resultado de una prueba específica ni tampoco siguen una cinética de orden alguno. Para efectos de este trabajo el autor los denomina Kb' o coeficientes globales de mortalidad bacteriana, o simplemente números de mortalidad. Como se conoce que las lagunas no operan como reactores a mezcla completa, su uso se presta a confusión y debe ser discontinuado.

Los modelos de mezcla completa y flujo tipo pistón definen claramente el coeficiente de mortalidad neto, pues al resolver las ecuaciones originales para condiciones estacionarias (sin afluente y efluente), las ecuaciones resultantes definen el coeficiente -Kb- siguiendo una cinética de primer orden que describe la simple expresión matemática de una prueba de mortalidad neta según la siguiente expresión, en donde No y N son los conteos bacterianos al inicio y a tiempo -t-:

$$N/N_0 = \exp(-K_b \cdot t)$$

El modelo de flujo disperso describe el transporte de bacterias en un reactor de tipo alargado con dos mecanismos de transporte: (1) dispersión convectiva en la dirección del flujo, y (2) dispersión molecular axial en sentido transversal. La ecuación general de este modelo es:

$$\frac{\delta N}{\delta t} = D \frac{\delta^2 N}{\delta X^2} - U \frac{\delta N}{\delta X} - K_b \cdot N$$

En donde:

- N = Conteo de bacterias, NMP/100 ml
- X = Coordenada en la dirección de flujo, m
- U = Velocidad longitudinal promedio del reactor, m/día
- D = Coeficiente de dispersión, longitudinal o axial, m<sup>2</sup>/día
- t = tiempo, días
- Kb = coeficiente de mortalidad neto, 1/ día

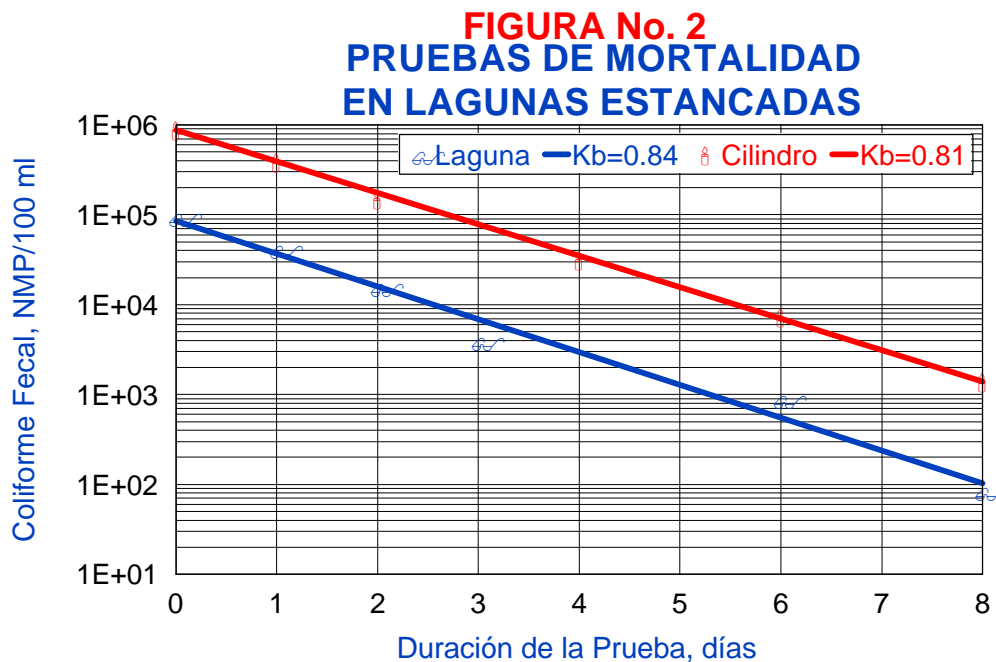
En la ecuación anterior el primer término de la derecha es la dispersión por difusión molecular (en la práctica se utiliza el término dispersión), el segundo término es la dispersión convectiva (llamado también transporte convectivo) y el tercero es la degradación del contaminante. La ecuación anterior es conocida como "modelo de flujo tipo pistón con dispersión axial" o "modelo de flujo disperso".

La solución de la ecuación anterior para el caso de dispersión y velocidad nulas, también describe la o una cinética de mortalidad neta de primer orden, porque la integración de la ecuación anterior para las condiciones indicadas y entre límites: No para t = 0 y N para t; resulta en una expresión de primer orden.

Otra solución de la ecuación anterior para flujo en equilibrio continuo y dispersión nula determina que queden los dos términos de la derecha y la integración entre los límites indicados resulta en la misma ecuación de primer orden que describe el modelo tipo pistón.

De la discusión anterior queda demostrado que solamente puede existir un coeficiente de mortalidad que sigue una reacción de primer orden y que para efectos de este trabajo se lo denomina coeficiente de mortalidad neto. Igualmente se debe destacar la importancia de la adopción del submodelo hidráulico adecuado en la interpretación de datos de evaluación de lagunas. Es justamente en este aspecto en el cual han surgido las discrepancias sobre el valor del coeficiente de mortalidad, pues se ha venido adoptando el submodelo de mezcla completa que desde hace más de dos décadas se sabe que no describe el funcionamiento hidráulico de lagunas.

Con la adopción de metodologías más técnico - científicas en la investigación sobre lagunas se comenzaron a realizar pruebas de mortalidad neta de bacterias en lagunas estancadas, simplificándose el procedimiento a cilindros o baldes sumergidos en las lagunas. En la **Figura No 2** se presentan los resultados de pruebas paralelas, realizadas en las dos formas, los cuales dan resultados similares. Datos sobre mortalidad neta de coliformes fecales en lagunas difieren considerablemente con datos reportados anteriormente en la literatura técnica (Marras 1974) y que han estado en uso por más de dos décadas. Según los estudios de evaluación de las lagunas de San Juan en Lima, Perú el promedio de 31 pruebas de mortalidad neta resultó en un valor de 0.841 1/días (Yáñez 1983 a), lo cual es alrededor de 1/3 del valor antes conocido. Otro conjunto de pruebas efectuadas en Cuenca, Ecuador (Yáñez 1988), reportan un promedio de 11 pruebas de mortalidad neta con un valor resultante de 1.495 1/días. Se han reportado muchos datos de pruebas de mortalidad neta de bacterias, la metodología establecida se ha vuelto normal para evaluación de lagunas, los resultados indican valores alrededor de 1.0 1/día (Castillo y Perretta 1988), (Homsí 2000).

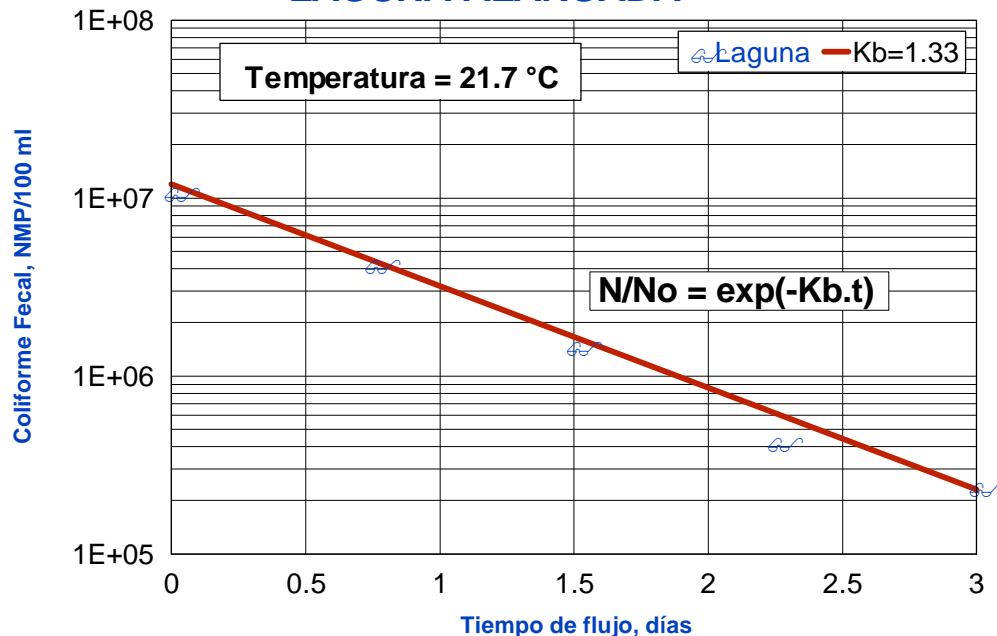


Existe otra forma de determinación del coeficiente de mortalidad neta, con mediciones a lo largo de lagunas con flujo tipo pistón en operación, en donde el decaimiento bacteriano sigue exactamente la ecuación anterior. En las investigaciones del Perú se efectuaron varias pruebas en la laguna S2, la cual fue dividida con pantallas (baffles), para simular el flujo tubular. Los resultados de una prueba se presentan en la **Figura No. 3** en donde constan los conteos bacterianos a lo largo de la laguna, versus el tiempo de flujo correspondiente. El orden de magnitud de la constante de mortalidad neta desarrollado en esta forma coincide con valores reportados en pruebas con lagunas estancadas.

Se han realizado procesamientos de datos de evaluación de lagunas, calculando los coeficientes de mortalidad neta usando el modelo de flujo disperso y el coeficiente de mortalidad global usando el modelo de mezcla completa y se han desarrollado correlaciones para trasladar las dos metodologías (Von Sperling 1999, 2000 a y b). Dichas metodologías sirven para interpretar datos operacionales, pero los resultados tienden a minimizar el valor del enfoque técnico - científico, ya que

el modelo de flujo disperso brinda el submodelo hidráulico generalizado para flujo tubular y la formulación de mezcla completa proviene de un balance de material (bacterias) en un reactor, con flujo continuo. Si las lagunas funcionaran como reactores a mezcla completa, entonces el coeficiente de mortalidad sería también el neto, pero como en la práctica esto no sucede se trabaja con el coeficiente de mortalidad global o número de mortalidad. De manera que las concepciones teóricas que respaldan el desarrollo de los coeficientes de mortalidad global y neto, los hacen tan diferentes que su comparación carece de validez.

**FIGURA No. 3**  
**PRUEBA DE MORTALIDAD EN**  
**LAGUNA ALARGADA**



De la discusión anterior debe dar claro que no se debe usar el coeficiente de mortalidad neta con el modelo de mezcla de mezcla completa.

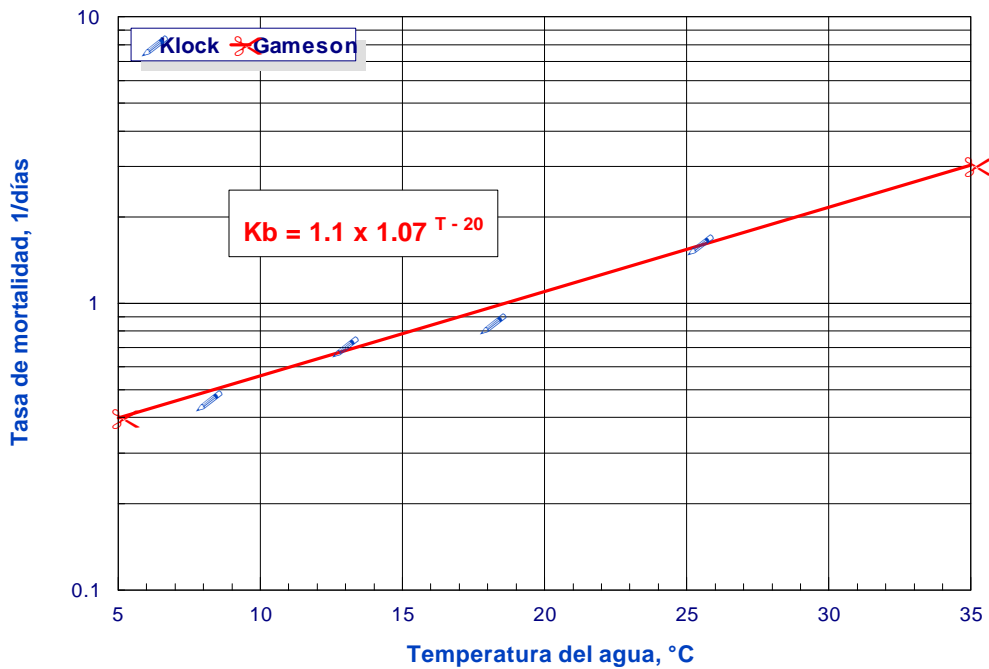
Merece especial consideración destacar los datos de las evaluaciones de las lagunas de Amman, Jordania en vista de que aclara un aspecto de vital importancia, cual es el de la no uniformidad de la constante de mortalidad en lagunas en serie. Los resultados reportados (Saqqar 1987) evidencian bajos valores y además decrecientes con un aumento de carga orgánica. Considerando que las lagunas de Amman están constituidas por una serie de 10 unidades en serie, anaerobias - facultativa y de maduración, se establece claramente que la constante de mortalidad no puede considerarse uniforme para todas las unidades del tren.

Estudios consistentes sobre la influencia de la temperatura en el coeficiente de mortalidad neta no se han reportado a escala completa y es probable que no se lleguen a realizar por lo difícil que resulta el control de la temperatura. Los datos existentes comparan de cerca con otros resultados realizados en condiciones controladas y se presentan en la **Figura No. 4**, (Klock 1971), (Gameson 1974).

De la discusión anterior se establece la necesidad de conducción de pruebas de mortalidad neta, según la metodología sugerida en las investigaciones de Lima, Perú (Yáñez 1983 b). Posteriores estudios sobre la influencia de factores físico químico, como la fotosíntesis y aumentos del pH (Pearson y Mara 1987), el efecto de los rayos solares y la penetración de luz (Curtis y Mara 1994 y 1994), han aclarado enormemente los mecanismos que influyen en la mortalidad de bacterias. Dichos estudios y el conocimiento de los valores del coeficiente de mortalidad neto, sugieren que para propósitos de reducción de bacterias, se debe utilizar la laguna facultativa.



**FIGURA No. 4**  
**INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA EN LA TASA DE MORTALIDAD DE COLIFORME FECAL**



### 4.3 Funcionamiento Hidráulico

El estudio del comportamiento hidráulico de las lagunas requiere de la conducción de pruebas de trazadores. La implementación de este tipo de pruebas si bien no es extremadamente complicada, necesita tener de una serie de precauciones por cuanto la influencia de muchas variables existentes producen resultados distintos. Las principales variables que afectan los resultados de las pruebas de trazadores son:

- Dimensiones de las lagunas y su forma. Las lagunas de forma alargada producen histogramas de concentración aplanados, con valores bajos de la dispersión.
- Caudal: a mayor caudal en una laguna se producen corto circuitos con una forma asimétrica del histograma de concentraciones, destacándose la ubicación del pico de la curva en las primeras horas desde el inicio de la prueba. Antes del inicio de una prueba de trazadores es imprescindible conducir una prueba de infiltración en la laguna para asegurar que ésta sea despreciable. La conducción de pruebas en lagunas con altas infiltraciones ha dado resultados no interpretables por cuanto la recuperación de la masa de trazador es muy baja.
- De las variables meteorológicas el viento en dirección de la salida y la estratificación termal tienden a producir incrementos en la dispersión. En cambio el viento en dirección de la salida tiende a aplanar la curva y produce decrementos en la dispersión.
- El tipo de trazador escogido, determina la cantidad a utilizar y el método de muestreo y análisis
- Paralelamente la periodicidad usada en el muestreo determina la forma de procesamiento de datos.
- Por último toda prueba de trazadores debe validarse consiguiendo una alta recuperación de la cantidad de trazador inyectado, para lo cual es necesario la medición del caudal de salida de la laguna.

En la selección del tipo de trazador, se deben tener en cuenta los siguientes requisitos de un trazador ideal:

- El trazador a escoger debe tener una asociación directa con el líquido, se debe producir una solubilidad total e inmediata. Esto implica que la dosificación del trazador no debe ser en forma sólida sino en solución.
- El trazador debe ser no biodegradable.
- El trazador debe ser no adsorbible en sólidos. La concentración y el volumen del trazador deben ser tal que no incremente la adsorción del mismo en sólidos.

- No debe ser afectado por altos valores altos del pH.
- Los análisis deben ser de alta sensibilidad:
  - Por ejemplo la sal común puede inyectarse en soluciones del orden de 30,000 mg/l y puede ser detectado en concentraciones de 1 mg/l. Esto limita el uso de soluciones de sal común a instalaciones piloto pequeñas.
  - La rhodamina puede ser inyectada en soluciones de 200,000 mg/l y detectarse por fluorometría en concentraciones tan bajas como 1 ug/l. Esto permite el uso de volúmenes reducidos en instalaciones grandes.
- La solución de trazador debe ser de fácil manejo y bajo costo. Las soluciones visibles simplifican dramáticamente el programa de muestreo.

De los trazadores conocidos, los trazadores colorantes fluorescentes son los más utilizados. Su experiencia es más conocida en la rama de la Hidrología. Existen varias posibilidades como:

- La Uranina (Fluorescein Sodio = FS Uranina)
- El Pontacyl B Rosado
- La Rhodamina B
- La Rhodamina WT
- La Rhodamina M
- La Eosina
- La Piranina

La Rhodamina WT y la Rhodamina M en soluciones al 20%, tienen la mejor experiencia práctica como trazadores en lagunas de estabilización, y han sido usadas con preferencia por las siguientes características de evaluación:

- Adecuada intensidad de fluorescencia
- Baja concentración mínima detectable
- Baja adsorción en sólidos
- Independencia del pH y temperatura
- Baja tasa de decaimiento fotoquímico
- Bajo costo y
- Fabricación existente

En el uso de estas soluciones de Rhodamina, se deben tener en cuenta las siguientes precauciones:

Dosis no debe ser muy alta pues adsorción incrementa con la concentración. Usar para  $C_{max} = 200$  y  $C_{min} = 1$  ug/l (microgramos/litro)

Muestreo intenso antes del pico: ideal 15 min.

Muestreo después del pico: 1 hora por 1 día.

Muestreo para cola de la curva: diario.

Los datos necesarios para un adecuado procesamiento en pruebas de trazadores son:

Dimensiones laguna: largo, ancho, profundidad.

Caudal del efluente medido durante la prueba.

Masa de trazador.

Tiempo de inyección del trazador.

Tiempo de inicio de la curva.

Para muestreo no uniforme es imprescindible el método de procesamiento geométrico.

En los últimos años ha habido una creciente práctica del uso de trazadores bacteriófagos (Frederick & Lloyd 1995 y 1996), (Lloyd & Vorkas 1999), (Vorkas & Lloyd 1999), por lo cual se estima conveniente una discusión sobre el tema. Una de las principales desventajas de este tipo de trazador es su biodegradabilidad, se ha reportado que la constante de mortalidad de la mayoría de los bacteriófagos estudiados como trazadores es del orden de 0.5 1/día. Esto implica el uso de los siguientes factores de corrección en las determinaciones realizadas: 1.6 para 1 día; 12 para 5 días; 148 para 10 días; 22,026 para 20 días y 3,269,017 para 30 días.

Para pruebas que comúnmente duran un mes, se tiene un problema experimental, puesto que en 30 días el trazador habría desaparecido por mortalidad neta. Es importante destacar que las constantes de mortalidad son desarrolladas en pruebas tipo batch y por consiguiente su uso está teóricamente limitado a determinaciones resultantes de submodelos

hidráulicos tipo tubular. Sin embargo puede asegurarse que esta corrección no es de gran importancia para las primeras horas en donde sale el pico de la curva, sino para las determinaciones de la cola de la curva.

Aparte del inconveniente de la corrección por mortalidad, la mayor desventaja del uso de trazadores bacteriófagos es la influencia del pH. Se ha reportado que altos valores del pH (sobre 8.5) en combinación con foto oxidación producen condiciones extremadamente hostiles a todos los bacteriófagos estudiados. Esto significa que para la generalidad de lagunas facultativas que reciben una adecuada radiación solar en las horas de la tarde, en donde se incrementa la fotosíntesis y las algas consumen los bicarbonatos, el pH de las lagunas invariablemente sube por encima de 8.5 y produce dichas condiciones hostiles. Por lo cual este tipo de trazador es inconveniente para lagunas facultativas. De otra forma será necesario un monitoreo continuo del pH.

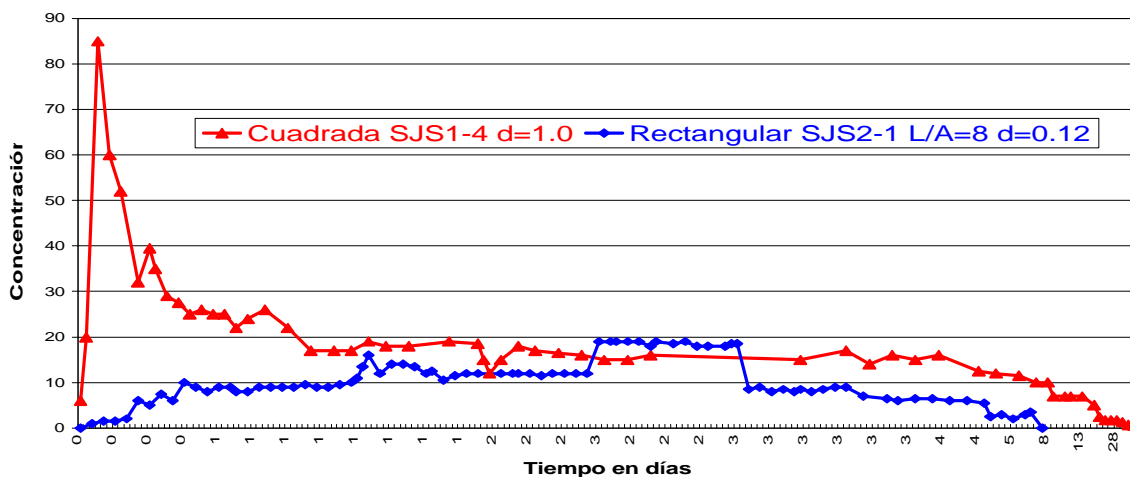
Establecidas las condiciones más adecuadas para la conducción de las pruebas de trazadores, amerita una discusión sobre la forma de procesar los datos de dichas pruebas. En otras palabras los datos de la "curva de distribución de edad". Para el efecto se utilizan dos conceptos matemáticos: (1) el primer momento de la curva  $C$  vs.  $t$  con respecto al origen, define el centro de gravedad de la curva o el tiempo de residencia promedio  $-tm-$ ; (2) el segundo momento de la curva  $C$  vs.  $t$  con respecto al tiempo promedio define la varianza.

La utilización de los dos conceptos antes indicados para el caso generalizado de muestreo no uniforme tiene una peculiaridad y es que las formulaciones deben ajustarse con el "método geométrico" que considera dos observaciones cualesquiera que sean formando un triángulo y un rectángulo y los momentos antes indicados son los vectores que representan las áreas del triángulo y del rectángulo, multiplicados por los respectivos brazos de palanca. Las formulaciones exactas están descritas en otra referencia (Yáñez 1993).

Cabe indicar que se han desarrollado formulaciones aproximadas (Marecos do Monte y Mara 1987), partiendo del concepto que en lugar de dos formas geométricas (un triángulo y un rectángulo), existe solamente un rectángulo y que el vector representante de las concentraciones es la media aritmética de dos observaciones consecutivas y la ubicación de este vector está en el punto medio, lo cual es incorrecto. La aplicación de esta formulación aproximada puede resultar en una diferencia importante en el cálculo de la varianza, del factor de dispersión y del porcentaje de recuperación del trazador. A criterio del autor lo más problemático de esta diferencia de formas de procesamiento es que se han publicado varios trabajos que comparan resultados de pruebas de trazadores que han sido procesados bajo dos métodos totalmente diferentes y por consiguiente las conclusiones son cuestionables.

A continuación se ofrece una discusión sobre resultados de un conjunto de pruebas que brindan herramientas tecnológicas utilizables. Para tener una idea cabal de la forma de la curva de concentraciones, se presenta en la **Figura No. 5** los resultados de dos pruebas de trazadores. La curva con alta dispersión corresponde a la prueba No. 4 en la Laguna S1 del complejo de lagunas de San Juan, Lima, Perú, con un factor de dispersión de 1.0. Se puede apreciar que por efecto de los cortocircuitos existentes, el pico de la curva se presenta a las pocas horas del lanzamiento del trazador. En cambio en la curva con baja dispersión corresponde a la prueba No. 1 en la Laguna S1, del mismo complejo. Esta laguna tiene una forma alargada con una relación largo/ancho = 8 y un factor de dispersión de 0.12. En este caso la curva es aplanada y el pico de la misma está desplazado hacia el centro.

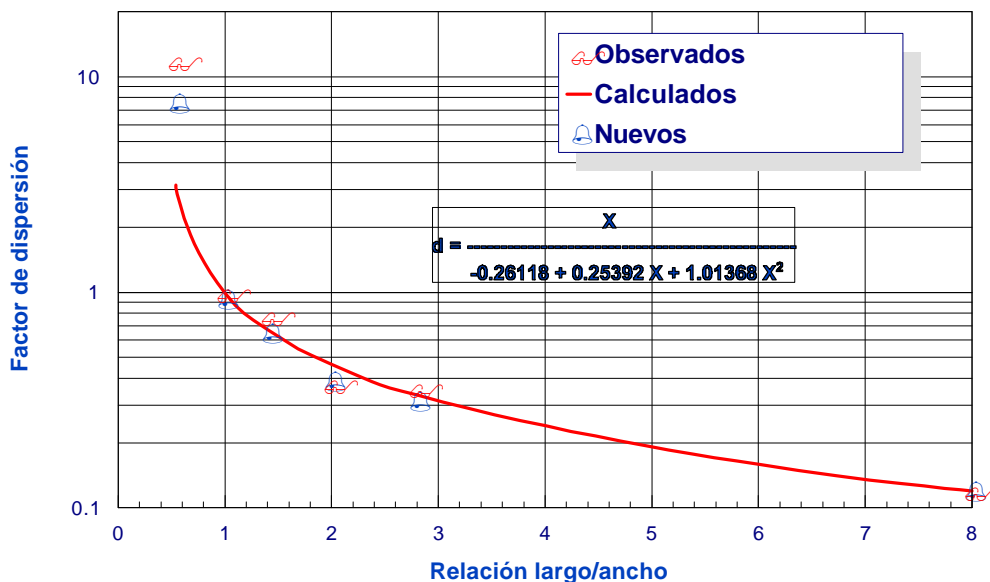
**Figura No. 5**  
**Curva de Trazadores para Lagunas Cuadrada y Rectangular**



En el **Cuadro No. 1** se presenta los resultados de un conjunto de 24 pruebas de trazadores, agrupados para relaciones largo/ancho iguales. Se han escogido las pruebas validadas por recuperaciones de la masa de trazador por encima del 80%. Los datos indican un apreciable rango de valores para las formas de lagunas estudiadas y se han escogido los valores medios para cada forma de laguna. En la **Figura No. 6** se presentan los valores medios del factor de dispersión determinado versus la relación largo/ancho. Esta fue el método más simple de interpretar los resultados de las pruebas y hacer posible el cálculo del factor de dispersión en función de la forma de cada laguna. Se intentaron otras posibilidades de correlaciones utilizando otros parámetros físicos y meteorológicos, sin resultados aceptables (Yáñez 1988).

Se han publicado varias interpretaciones de datos existentes sobre el factor de dispersión determinado con pruebas de trazadores. Una de ellas desarrolla una correlación del factor de dispersión en función del período de retención nominal y la profundidad (Agunwamba, Egbuniwe y Ademiluyi 1992). Esta correlación no se discute en este trabajo en vista de que su uso da resultados muy similares a los reportados en la **Figura No. 6** (Von Sperling 1999). Una evaluación de los modelos de cálculo del factor de dispersión para lagunas indica que la correlación de la figura indicada es la que presenta la menor diferencia entre valores calculados y determinados experimentalmente en tres lagunas (Kellner y Pires, 1999).

**FIGURA No. 6**  
**FACTOR DE DISPERSION VERSUS FORMA**  
**PARA LAGUNAS DE ESTABILIZACION**



En el **Cuadro No. 2** se presenta una actualización con datos de cinco pruebas de trazadores adicionales igualmente validadas con altos valores de recuperación de la masa de trazador arrojada. Los resultados adicionales están en concordancia con lo encontrado anteriormente y para efectos prácticos la correlación de la **Figura No. 6** puede seguirse utilizando hasta que se reporten datos adicionales de pruebas de trazadores adecuadamente validados.

Los cuadros anteriormente indicados brindan además información que sirve para determinar la cantidad de trazado a arrojarse. La concentración idealizada de trazador ( $C_0$ ) en las lagunas varió desde un mínimo de 3.21 hasta un máximo de 23.99  $\mu\text{g/l}$  (microgramos por litro), con una media de 13.08  $\mu\text{g/l}$ . La concentración mínima ( $C_{\text{min}}$ ) detectada fue de 0.8  $\mu\text{g/l}$  y el valor medio de la constante  $K_r = C_0/C_{\text{min}}$  fue de 8.0. Los valores indicados aplican para lagunas relativamente pequeñas con áreas entre 4,100 y 14,900  $\text{m}^2$ . Con el valor medio de  $K_r$  y una concentración mínima a detectar de 1.0  $\mu\text{g/l}$ , una laguna de 1 hectárea, con una profundidad de 1.5 metros, requiere 600 gramos de Rhodamina o 600 ml de una solución al 20%.

Para lagunas de mayor dimensión conviene reducir los requisitos de trazador utilizando un nivel de detección menor con la escala expandida de un espectrofluorómetro. En este caso  $C_{\text{min}}$  puede ser tan bajo como 0.2 microgramos por

Cuadro No. 1																
Resultados de Pruebas de Trazadores en Lagunas de Estabilización (1983)																
	INSTALACION	DATOS DE LA LAGUNA					DATOS DEL TRAZADOR Y RESULTADOS DE LA PRUEBA DE TRAZADORES									
		Area, m2	Prof, m	Vol, m3	m3/s	L/A	Vol, l	mg/l	TIPO	W, g	% Rec.	Co, µg/l	Cmin, µg/l	Kr	d	d Prom
1	SAN JUAN LAGUNA P3 -1	8,900	1.30	11,570	0.02370	0.54	1,995	45,000	RHODAM WT	89.78	91.43	7.76	1.0	7.8	12.000	12.000
2	SAN JUAN LAGUNA P1-1	12,000	1.30	15,600	0.01688	1.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	85.13	9.62	2.0	4.8	0.680	
3	SAN JUAN - LAGUNA P2-1	11,000	1.30	14,300	0.02601	1.00	1.000	200,000	RHODAM WT	200.00	96.77	13.99	2.0	7.0	0.520	
4	SAN JUAN LAGUNA T3-1	5,300	1.30	6,890	0.02150	1.00	0.600	200,000	RHODAM WT	120.00	92.29	17.42	2.0	8.7	1.490	0.994
5	SAN JUAN LAGUNA T3-2	5,300	1.30	6,890	0.02131	1.00	1.530	70,000	RHODAMINA M	107.10	84.17	15.54	2.0	7.8	0.480	
6	SAN JUAN LAGUNA S3-1	4,900	1.30	6,370	0.02251	1.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	88.18	23.55	2.0	11.8	1.800	
7	SAN JUAN LAGUNA S1-1	14,400	1.30	18,720	0.01289	1.41	1.500	200,000	RHODAM WT	300.00	86.47	16.03	2.0	8.0	0.430	
8	SAN JUAN LAGUNA S1-2	14,400	1.30	18,720	0.01438	1.41	1.390	120,000	RHODAM WT	166.80	93.07	8.91	1.7	5.2	0.820	
9	SAN JUAN LAGUNA S1-3	14,400	1.30	18,720	0.01390	1.41	0.300	200,000	RHODAMINA B	60.00	96.45	3.21	0.5	6.4	0.540	
10	SAN JUAN LAGUNA S1-4	14,400	1.30	18,720	0.01198	1.41	1.500	200,000	RHODAM WT	300.00	80.36	16.03	2.0	8.0	1.040	
11	SAN JUAN LAGUNA S1-5	14,400	1.30	18,720	0.02450	1.41	0.750	80,000	RHODAM WT	60.00	92.83	3.21	0.5	6.4	0.730	
12	SAN JUAN LAGUNA S1-6	14,400	1.30	18,720	0.01687	1.41	0.905	110,000	RHODAMINA M	99.55	83.40	5.32	1.1	4.8	0.430	
13	SAN JUAN LAGUNA T2-1	13,200	1.30	17,160	0.01850	1.41	0.550	200,000	RHODAM WT	110.00	90.87	6.41	1.0	6.4	0.520	0.781
14	SAN JUAN LAGUNA T2-2	13,200	1.30	17,160	0.01810	1.41	1.810	70,000	RHODAMINA M	126.70	91.60	7.38	0.6	12.3	0.250	
15	CORINE, UTAH - 7	3,400	1.22	4,148	0.00293	1.41	0.300	200,000	RHODAMINA B	60.00	95.62	14.46	2.0	7.2	0.550	
16	CORINE, UTAH - 6	4,100	1.22	5,002	0.00475	1.41	0.600	200,000	RHODAMINA B	120.00	99.60	23.99	2.0	12.0	1.000	
17	CORINE, UTAH - 5	4,100	1.22	5,002	0.00512	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	92.90	19.99	2.0	10.0	0.590	
18	CORINE, UTAH - 4	4,100	1.22	5,002	0.00512	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	92.90	19.99	2.0	10.0	1.140	
19	CORINE, UTAH - 3	4,100	1.20	4,920	0.00600	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	90.43	20.33	2.0	10.2	1.180	
20	CORINE, UTAH - 2	4,100	1.22	5,002	0.00636	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	91.73	19.99	2.0	10.0	1.710	
21	SAN JUAN LAGUNA T1-1	14,900	1.30	19,370	0.02310	2.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	82.10	7.74	2.0	3.9	0.420	
22	SAN JUAN LAGUNA T1-2	14,900	1.30	19,370	0.01590	2.00	2.000	75,000	RHODAMINA M	150.00	94.99	7.74	0.8	9.7	0.330	0.375
23	CORINE, UTAH - 1	14,900	1.22	18,178	0.00273	2.80	1.000	200,000	RHODAMINA B	200.00	90.34	11.00	1.8	6.1	0.360	0.360
24	SAN JUAN LAGUNA S2-1	8,800	1.30	11,440	0.02400	8.00	0.500	200,000	RHODAM WT	100.00	83.57	8.74	2.0	4.4	0.120	0.120

Cuadro No. 2																
Resultados de Pruebas de trazadores en Lagunas de Estabilización (2000)																
	INSTALACION	DATOS DE LA LAGUNA					DATOS DEL TRAZADOR Y RESULTADOS DE LA PRUEBA DE TRAZADORES									
		Area, m2	Prof., m	Vol., m3	m3/s	L/A	Vol, l	mg/l	TIPO	W, g	% Rec.	Co, µg/l	Cmin, µg/l	Kr	d	d Prom
1	SAN JUAN LAGUNA P3 -2	8,900	1.30	11,570	0.01951	0.54	1.620	110,000	RHODAMINA M	178.20	91.87	15.40	1.5	10.3	7.635	7.635
2	SAN JUAN LAGUNA P1-1	12,000	1.30	15,600	0.01688	1.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	85.13	9.62	2.0	4.8	0.739	
3	SAN JUAN LAGUNA IP1-1	12,000	1.30	15,600	0.02500	1.00			YODO 131	(1)	82.83				0.800	
4	SAN JUAN LAGUNA P2-1	11,000	1.30	14,300	0.02601	1.00	1.000	200,000	RHODAMI WT	200.00	96.77	13.99	2.0	7.0	0.608	
5	SAN JUAN LAGUNA IP2-1	11,000	1.30	14,300	0.02601	1.00			YODO 131	(1)	87.60				0.775	
6	SAN JUAN LAGUNA P3 -1	8,900	1.30	11,570	0.02370	1.00	1.995	45,000	RHODAM WT	89.78	91.43	7.76	1.0	7.8	0.848	0.935
7	SAN JUAN LAGUNA T3-1	5,300	1.30	6,890	0.02150	1.00	0.600	200,000	RHODAM WT	120.00	92.29	17.42	2.0	8.7	1.384	
8	SAN JUAN LAGUNA T3-2	5,300	1.30	6,890	0.01531	1.00	1.530	70,000	RHODAMINA M	107.10	84.17	15.54	2.0	7.8	1.023	
9	SAN JUAN LAGUNA S3-1	4,900	1.30	6,370	0.02251	1.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	88.18	23.55	2.0	11.8	1.300	
10	SAN JUAN LAGUNA S1-1	14,400	1.30	18,720	0.01289	1.41	1.200	200,000	RHODAM WT	240.00	86.47	12.82	2.0	6.4	0.556	
11	SAN JUAN LAGUNA S1-2	14,400	1.30	18,720	0.01438	1.41	1.390	120,000	RHODAM WT	166.80	93.07	8.91	1.7	5.2	0.845	
12	SAN JUAN LAGUNA S1-3	14,400	1.30	18,720	0.01390	1.41	0.300	200,000	RHODAMINA B	60.00	96.45	3.21	0.5	6.4	0.549	
13	SAN JUAN LAGUNA S1-4	14,400	1.30	18,720	0.01198	1.41	1.500	200,000	RHODAM WT	300.00	80.36	16.03	2.0	8.0	1.016	
14	SAN JUAN LAGUNA S1-5	14,400	1.30	18,720	0.02450	1.41	0.750	80,000	RHODAM WT	60.00	92.83	3.21	0.5	6.4	0.818	
15	SAN JUAN LAGUNA S1-6	14,400	1.30	18,720	0.01687	1.41	0.905	110,000	RHODAMINA M	99.55	83.40	5.32	1.1	4.8	0.432	
16	SAN JUAN LAGUNA IS1-1	14,400	1.30	18,720	0.01800	1.41			YODO 131	(1)	83.64				0.565	
17	SAN JUAN LAGUNA T2-1	13,200	1.30	17,160	0.01850	1.41	0.550	200,000	RHODAM WT	110.00	90.87	6.41	1.0	6.4	0.512	0.652
18	SAN JUAN LAGUNA T2-2	13,200	1.30	17,160	0.01810	1.41	1.810	70,000	RHODAMINA M	126.70	91.60	7.38	0.6	12.3	0.942	
19	CORINE, UTAH - 7	3,400	1.22	4,148	0.00293	1.41	0.300	200,000	RHODAMINA B	60.00	95.62	14.46	2.0	7.2	0.580	
20	CORINE, UTAH - 6	4,100	1.22	5,002	0.00475	1.41	0.600	200,000	RHODAMINA B	120.00	99.60	23.99	2.0	12.0	0.575	
21	CORINE, UTAH - 5	4,100	1.22	5,002	0.00512	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	92.90	19.99	2.0	10.0	0.445	
22	CORINE, UTAH - 4	4,100	1.22	5,002	0.00512	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	92.90	19.99	2.0	10.0	0.445	
23	CORINE, UTAH - 3	4,100	1.20	4,920	0.00600	1.41	0.500	200,000	RHODAMINA B	100.00	90.43	20.33	2.0	10.2	0.734	
24	CORINE, UTAH - 2	4,100	1.22	5,002	0.00636	1.41	0.600	200,000	RHODAMINA B	120.00	91.73	23.99	2.0	12.0	0.761	
25	SAN JUAN LAGUNA T1-1	14,900	1.30	19,370	0.02310	2.00	0.750	200,000	RHODAM WT	150.00	82.10	7.74	2.0	3.9	0.501	
26	SAN JUAN LAGUNA IT1-1	14,900	1.30	19,370	0.02100	2.00			YODO 131	(1)	92.50				0.421	0.394
27	SAN JUAN LAGUNA T1-2	14,900	1.30	19,370	0.01590	2.00	2.000	75,000	RHODAMINA M	150.00	94.99	7.74	0.8	9.7	0.260	
28	CORINE, UTAH - 1	14,900	1.22	18,178	0.00273	2.80	1.000	200,000	RHODAMINA B	200.00	90.34	11.00	1.8	6.1	0.315	0.315
29	SAN JUAN LAGUNA S2-1	8,800	1.30	11,440	0.02400	8.00	0.500	200,000	RHODAM WT	100.00	83.57	8.74	2.0	4.4	0.130	0.130

litro. Aplicando estos conceptos, una laguna de 16 hectáreas con una profundidad de 2.0 m requeriría 2.0 litros de una solución de Rhodamina al 20%, lo cual es un requisito manejable.

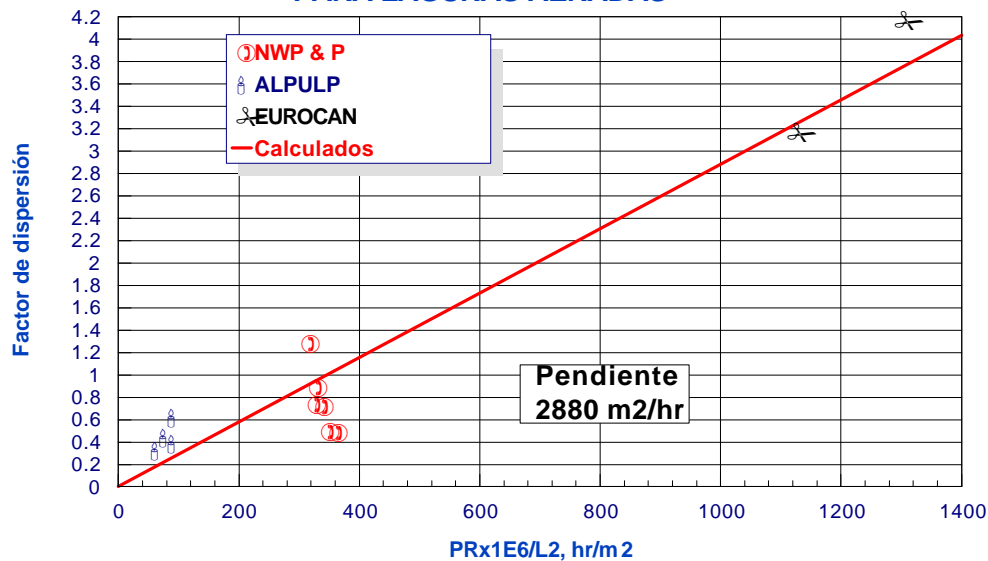
De una revisión de los valores del factor de dispersión reportados, se concluye que las lagunas de estabilización no se comportan como reactores a mezcla completa y que por el contrario sufren de importantes corto circuitos. Por otro lado es evidente que los valores del factor de dispersión para lagunas de igual forma o de igual relación largo/ancho, no son constantes y difieren en razón del efecto de las variables físicas y meteorológicas, por lo tanto para una adecuada caracterización de este factor, una sola prueba es insuficiente, pues se requieren muchos datos. Es justamente este aspecto en el que existe un vacío en la investigación experimental.

Los datos de pruebas de trazadores incluidos en el **Cuadro No. 2** no son todos los que existen en la literatura técnica. Se conoce de adicionales experiencias realizadas, pero no se incluyen los datos por cuanto hasta el momento de la escritura del presente trabajo no se disponía de información para validar los resultados o porque las condiciones de las pruebas o los trazadores utilizados no cumplen con los requisitos necesarios para ser aceptables (Iwugo y Winnicki 1976), (Marecos do Monte y Mara 1987), (Moreno 1990), (Torres y Soler 1997), (Nakai, Major, Nadur, y Caldas, 1998), (Vorkas y Lloyd 1999), (Homsí 2000).

La investigación para caracterización hidráulica de lagunas aeradas es la que menos atención ha recibido. Los únicos datos que se conoce hasta el momento de la escritura de este trabajo fueron publicados hace más de un cuarto de siglo (Murphy y Wilson 1974) y se reproducen en el **Cuadro No. 3**. Los autores mencionados desarrollaron una correlación del factor de dispersión en función del período de retención nominal y de la longitud entre entrada y salida. Estos datos se presentan en la **Figura No. 7**, con la finalidad de proveer material para discusión.

**FIGURA No. 7**

**CORRELACION DE FACTOR DE DISPERSION  
PARA LAGUNAS AERADAS**



Los datos correspondientes a factores de dispersión bajos (Instalaciones de NWP&P y ALPULP) corresponden a pruebas en lagunas alargadas y los datos más importantes (Instalación de EUROCAN) corresponde a dos pruebas en una laguna cuadrada. La pendiente de la recta de mejor ajuste tiene un valor de 2880 m<sup>2</sup>/hr, valor que puede ser utilizado para el cálculo del factor de dispersión de lagunas aeradas de diferentes formas, mientras se publican otros datos. Es importante indicar que los factores de dispersión calculados con esta correlación, han dado resultados razonablemente aceptables para la reducción bacteriana en las lagunas aeradas de Cuenca, Ecuador, en comparación con valores observados (Yáñez y Durazno 2000).

Cuadro No. 3														
Resultados de Pruebas de trazadores en Lagunas Aeradas														
No.	INSTALACION	DATOS DE LA LAGUNA						DATOS DEL TRAZADOR Y RESULTADOS DE LA PRUEBA						1E6*PR/L <sup>2</sup>
		Area, m <sup>2</sup>	Prof., m	Vol., m <sup>3</sup>	L, m	m <sup>3</sup> /s	PR, d	Vol, l	mg/l	TIPO	W, g	% Rec.	d	hr/m <sup>2</sup>
1	North West Pulp & Paper A-3	84,987	3.094	262,989	533.40	0.82359	3.6958	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	1.280	311.75799
2	North West Pulp & Paper A-2	84,987	3.094	262,989	533.40	0.79730	3.8167	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	0.742	321.95076
3	North West Pulp & Paper A-6	84,987	3.094	262,989	533.40	0.79292	3.8375	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	0.895	323.70813
4	North West Pulp & Paper A-5	84,987	3.094	262,989	533.40	0.76664	3.9708	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	0.721	334.95532
5	Alpulp, Canadá B-4	121,410	4.115	499,602	1341.12	1.23100	4.5833	12.490	200,000	RHODAMINA WT	2498.01	> 90.00	0.331	61.15858
6	North West Pulp & Paper A-1	84,987	3.094	262,989	533.40	0.74473	4.0833	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	0.498	344.44513
7	North West Pulp & Paper A-4	84,987	3.094	262,989	1115.12	0.71844	4.2500	6.575	200,000	RHODAMINA WT	1314.94	> 90.00	0.494	82.02703
8	Alpulp, Canadá B-3	121,410	4.115	499,602	1341.12	1.01634	5.5833	12.490	200,000	RHODAMINA WT	2498.01	> 90.00	0.447	74.50227
9	Alpulp, Canadá B-1	121,410	4.115	499,602	1341.12	0.84987	6.6667	12.490	200,000	RHODAMINA WT	2498.01	> 90.00	0.395	88.95794
10	Alpulp, Canadá B-2	121,410	4.115	499,602	1341.12	0.84987	6.6667	12.490	200,000	RHODAMINA WT	2498.01	> 90.00	0.623	88.95794
11	Eurocan, Canadá C-2	91,971	4.115	378,461	335.28	0.84111	6.0833	9.462	200,000	RHODAMINA WT	1892.30	> 90.00	3.170	1298.78588
12	Eurocan, Canadá C-1	91,971	4.115	378,461	335.28	0.72721	5.2500	9.462	200,000	RHODAMINA WT	1892.30	> 90.00	4.170	1120.87001





#### 4.4 Temperatura en Lagunas

El conocimiento del parámetro de temperatura es de gran importancia, para el diseño de lagunas de estabilización ya que los procesos de asimilación de la materia orgánica y de reducción bacteriana son dependientes de la temperatura y un incremento de 4 - 5°C de la temperatura del líquido sobre la del ambiente, puede producir una reducción apreciable en requisitos de área para las lagunas.

Por muchos años se ha dependido de información meteorológica, específicamente de la temperatura ambiental mínima promedio mensual, para el dimensionamiento de lagunas de estabilización, (Gloyna 1971), (McGarry y Pescod 1970). Estudios sobre el comportamiento de la temperatura, realizados en países con climas tropicales o subtropicales, han determinado que lagunas de estabilización ganan calor vía radiación de onda corta y larga y que la temperatura del líquido permanece varios grados por encima de la temperatura del aire, durante la mayor parte del año (Burgers 1982), (Auerswald 1979), con menores diferencias durante períodos de invierno, (Vargas y Sanchez 1972).

Los procedimientos de cálculo de la temperatura en lagunas utilizados en la rama de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental se describen brevemente, con indicaciones de las ventajas y desventajas de su utilización. Se describe en mayor detalle este tema en otra referencia (Yáñez 1993).

El método del balance calórico por conducción excluye otros vectores de flujo calórico (Eckenfelder 1966) y la formulación desarrollada está exclusivamente limitado a pequeñas lagunas en climas no tropicales, a falta de otras correlaciones o modelos más adecuados. Para lagunas con altos períodos de retención los valores calculados tienden a aproximarse a los de la temperatura del ambiente. La formulación desarrollada debe aplicarse en ausencia de mejores métodos y para estanques de área reducida, idealmente aerados y con una buena densidad de energía para mezcla.

Otra forma de cálculo es el uso de correlaciones de temperatura desarrolladas con mediciones de temperaturas del líquido y ambiente, en instalaciones existentes. Por consiguiente, su uso está limitado a condiciones climáticas similares. Existen muchos estudios con datos resultantes de registros continuos. Una discusión detallada de las correlaciones existentes se presenta en otra referencia (Yáñez 1993).

El modelo de balance calórico completo fue inicialmente reportado en la literatura en forma parcial (Fritz 1980), (Gehm y Bregman 1976) y ha sido adaptado por el autor para tomar en cuenta precipitación, la ubicación del sitio en cualquier hemisferio y la posibilidad de utilización de datos meteorológicos fácilmente obtenibles en países en desarrollo, principalmente de estaciones meteorológicas de aeropuertos. Se ha resuelto la ecuación diferencial de balance de energía en forma simple y adicionalmente se han desarrollado programas de computación para facilitar su uso en una computadora personal (Yáñez 1988 y 1993).

El modelo se basa en un balance calórico completo en un cuerpo de agua expuesto a las condiciones atmosféricas, teniendo en cuenta los vectores calóricos que se indican en la **Figura No. 8**, en unidades de Cal/(cm<sup>2</sup>.día) y que corresponden a:

$I_o$  = Radiación solar de onda corta absorbida,  
 $H_a$  = Radiación atmosférica de onda larga,  
 $H_{ar}$  = Radiación atmosférica de onda larga reflejada,  
 $H_e$  = Pérdida de calor por evaporación,  
 $H_n$  = Radiación solar de onda larga absorbida,

$I_s$  = Radiación atmosférica de onda larga,  
 $I_{rs}$  = Radiación atmosférica de onda corta reflejada,  
 $H_w$  = Radiación superficial del agua, de onda larga,  
 $H_c$  = Pérdida o ganancia de calor, por conducción,

Con estos componentes, se puede calcular la cantidad de calor ganada o perdida por un cuerpo de agua  $H_n$ , en la siguiente forma:

$$H_n = I_s + H_a - (I_{rs} + H_{ar} + H_w + H_e + H_c)$$

Los cinco primeros términos de la ecuación son flujos primarios de radiación y son de mucha importancia en el proceso termal. Los otros dos dependen de condiciones físicas particulares. Las radiaciones de onda corta y onda larga absorbidas están dadas por las siguientes relaciones:

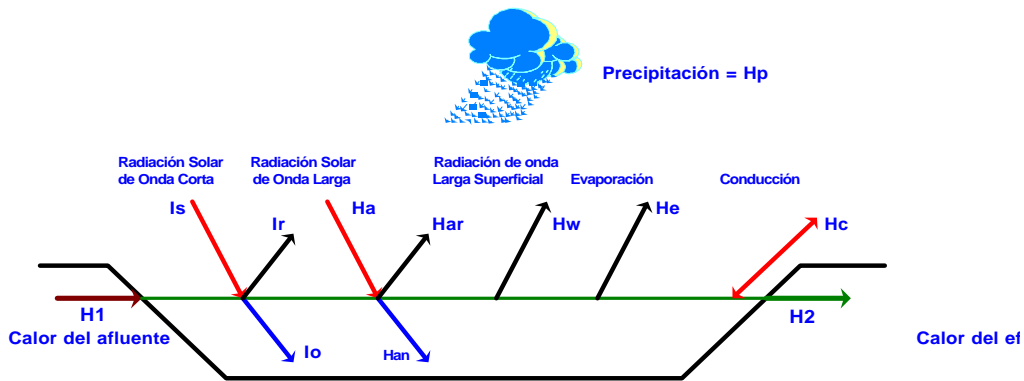
$$I_o = I_s - I_{rs}$$

$$H_n = H_a - H_{ar}$$

$$H_n = I_o + H_n - (H_w + H_e + H_c)$$

Las ecuaciones que describen los vectores calóricos del afluente, efluente y lluvia, conjuntamente con la solución de la ecuación general de balance calórico para condiciones discretizadas horarias y los procedimientos para calibración y simulación del

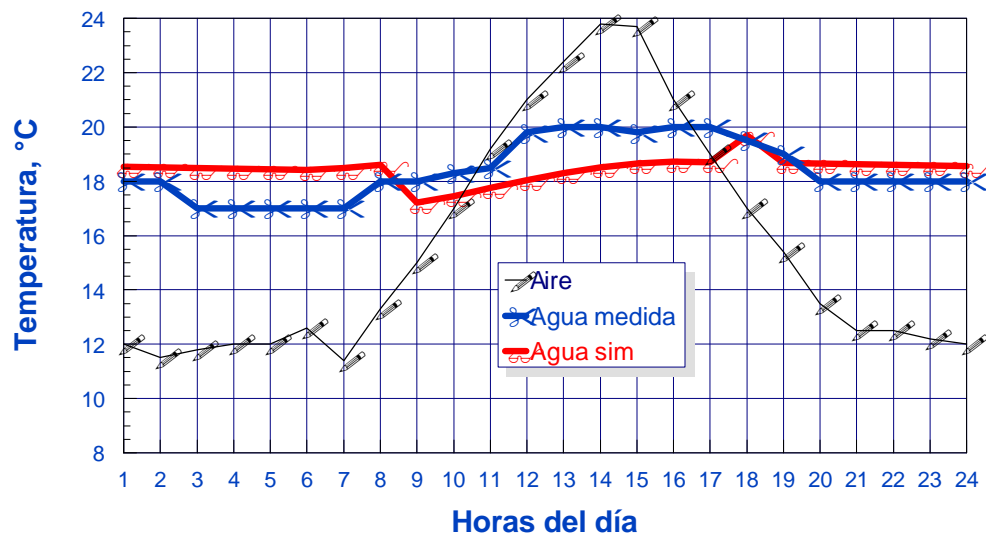
modelo, están descritas en otra referencia (Yáñez 1993). Se han efectuado corridas para calibración del modelo con datos de horarios de por lo menos cinco instalaciones de lagunas, en variadas condiciones meteorológicas y de localización geográfica. En el presente trabajo se presenta una discusión de tres validaciones del modelo en diferentes condiciones meteorológicas.



**FIGURA No. 8**  
**Vectores del Balance Calórico Completo**

En la **Figura No. 9** se presentan los valores observados y simulados para condiciones meteorológicas de una laguna en Cuenca, Ecuador, en el día 7 de Marzo de 1988. Si bien los valores observados y simulados no coinciden exactamente para todas las horas, la temperatura simulada al final del día de la calibración (17.9 °C) compara con la temperatura observada (18.0 °C), con un error de 0.1 °C. Adicionalmente los valores de las temperaturas medias diarias coinciden exactamente sin error, por esta razón no se creyó conveniente el ajuste de los coeficientes del modelo.

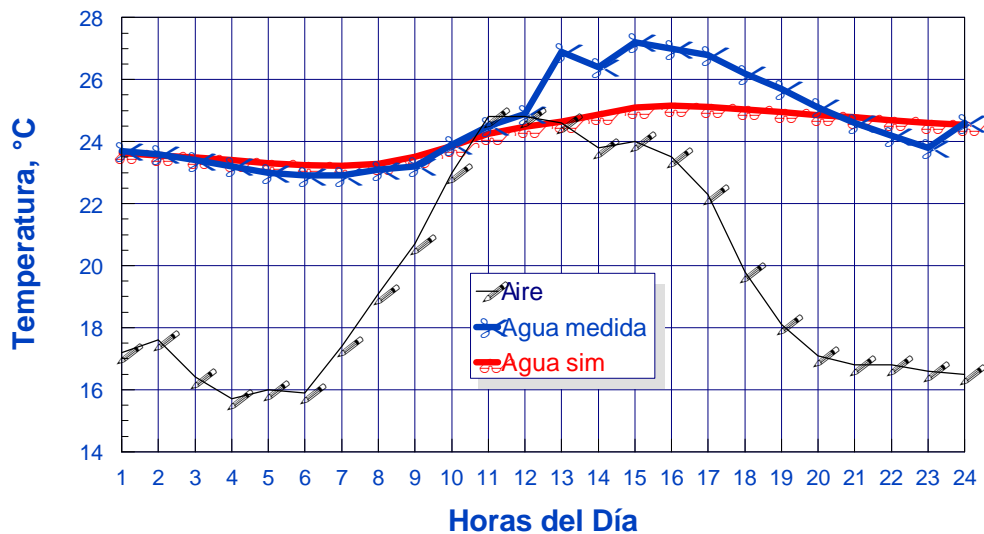
**FIGURA No. 9**  
**DATOS DE CALIBRACION DE TEMPERATURA LAGUNA EN CUENCA, ECUADOR**



En la **Figura No. 10** se presentan los valores observados y simulados para condiciones meteorológicas de la laguna P1 de la instalación de San Juan, Lima, Perú, para el 25 de Abril de 1982, con una nubosidad variable y las temperaturas observada y simulada al final del día comparan con tan solo una diferencia de 0.07 °C, o sea un error del 0.3% lo cual indica una comparación excelente, para propósitos prácticos. En este caso las temperaturas medias para el mismo día comparan con una diferencia de 0.4 °C.

**FIGURA No. 10**

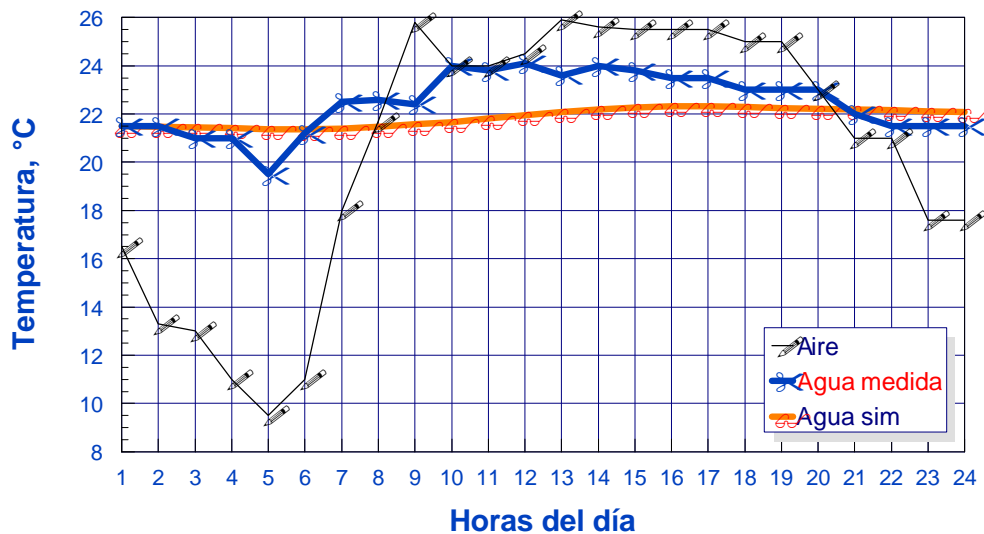
**DATOS DE CALIBRACION DE TEMPERATURA  
LAGUNA EN LIMA, PERU**



En la **Figura No. 11** se presentan los valores observados y simulados para condiciones meteorológicas de cielo claro y un viento fuerte de la laguna A1 del complejo de Al Samra, Amman, Jordania, el día 4 de Junio de 1988. En este caso las temperaturas observada y simulada al final del día comparan con un error del 2.74% y las temperaturas medias para ese día comparan con 0.2 °C de diferencia.

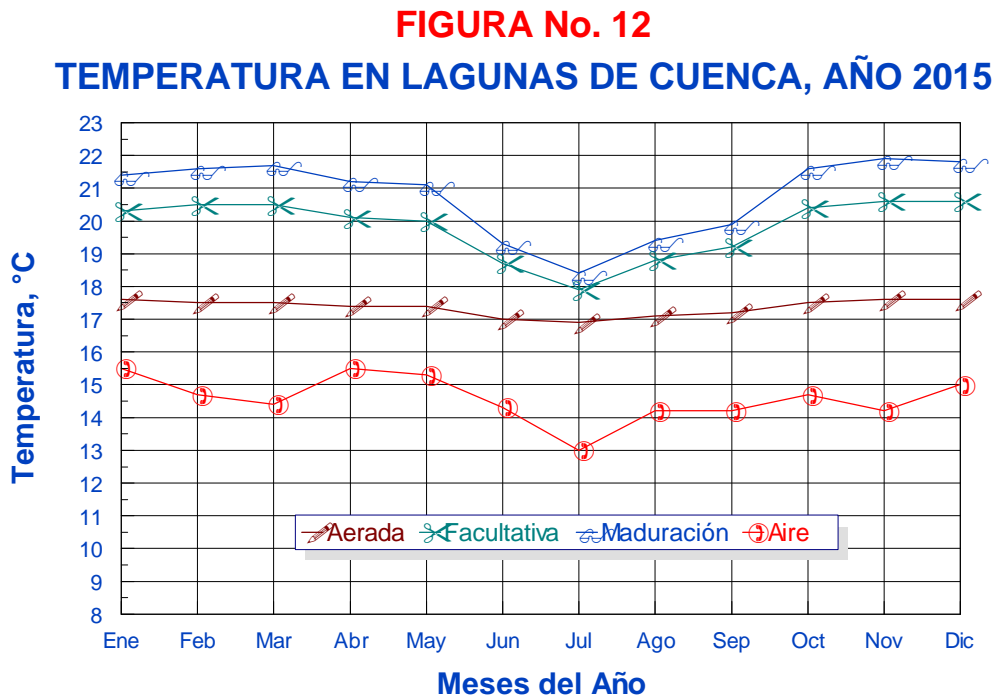
**FIGURA No. 11**

**DATOS DE CALIBRACION DE TEMPERATURA  
LAGUNA A1, AL SAMRA, AMMAN, JORDANIA**



Para simulación de las temperaturas del agua de una instalación proyectada se debe contar con un banco de datos meteorológicos de un año representativo. El procedimiento es el cálculo de los balances calóricos netos en forma horaria, para luego proceder al cálculo del balance neto diario (Hn), con este valor se procede a calcular la temperatura del agua. El modelo calcula las temperaturas mensuales promedio, e imprime las temperaturas promedio mensuales del agua y el aire.

En la **Figura No. 12** se presentan las temperaturas medias mensuales del ambiente y simuladas del agua, para las lagunas aerada, facultativa y de maduración del proyecto de lagunas de Cuenca, Ecuador. Para el efecto se han tomado los datos meteorológicos horarios existentes más completos, que corresponden a la Estación Cuenca Aeropuerto para el año 1986. En el presente caso se ha iniciado la simulación en el día 1 de enero, con las condiciones de diseño del año 2015. Se puede observar que las lagunas ganan calor consecutivamente.



De un análisis de las temperaturas simuladas, se observa que después de un año de simulación los valores de las temperaturas convergen a valores comparables. Por lo que se puede concluir que el modelo es una valiosa herramienta de simulación.

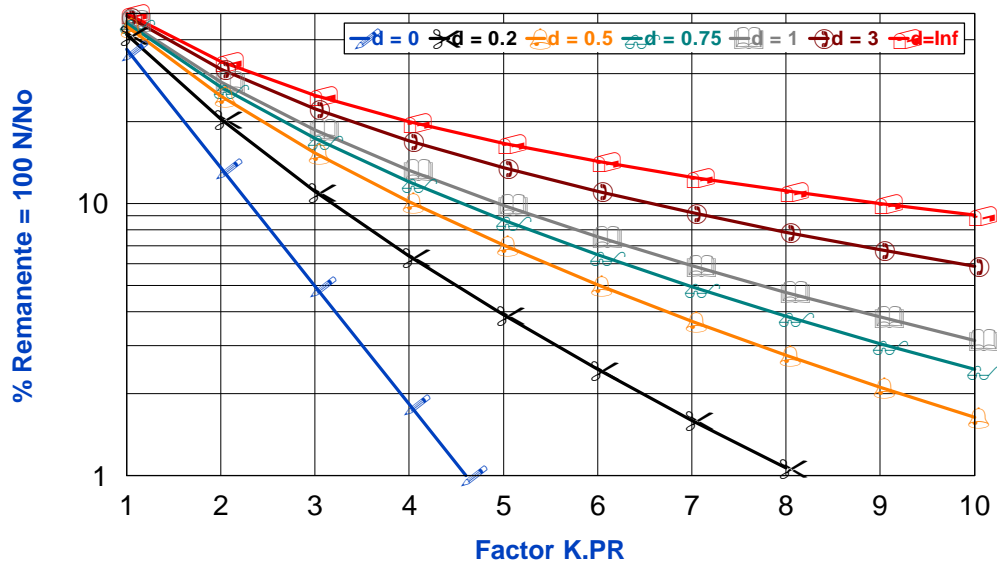
Las discusiones anteriores demuestran que el modelo de temperaturas simula fielmente temperaturas con datos meteorológicos medidos en el mismo día, para variadas condiciones, falta comprobar cuan fiel es el modelo para condiciones de campo de una instalación en operación. Para el efecto se requieren datos de una estación meteorológica en el mismo sitio y mediciones de temperatura y caudales, en forma horaria en las lagunas y por un período de por lo menos tres meses. Estos datos están siendo recopilados en las lagunas de Ucubamba, Cuenca, Ecuador y serán sujeto de otro reporte, pues hasta el momento de la escritura de este trabajo no estaban disponibles.

#### 4.7 Validación del Modelo de Flujo Disperso para Bacterias

Establecidos adecuados valores de la constante neta de mortalidad bacteriana y determinado el submodelo hidráulico a través del factor de dispersión, puede utilizarse con seguridad el modelo de flujo disperso. Los resultados a obtenerse dependen solamente de la veracidad de los dos parámetros indicados. El uso del modelo de flujo disperso es simple con la ayuda de diagramas como el que se presenta en la **Figura No. 13** o simples modelos de computación que se reportan en otra referencia (Yáñez 1993).

**FIGURA No. 13**

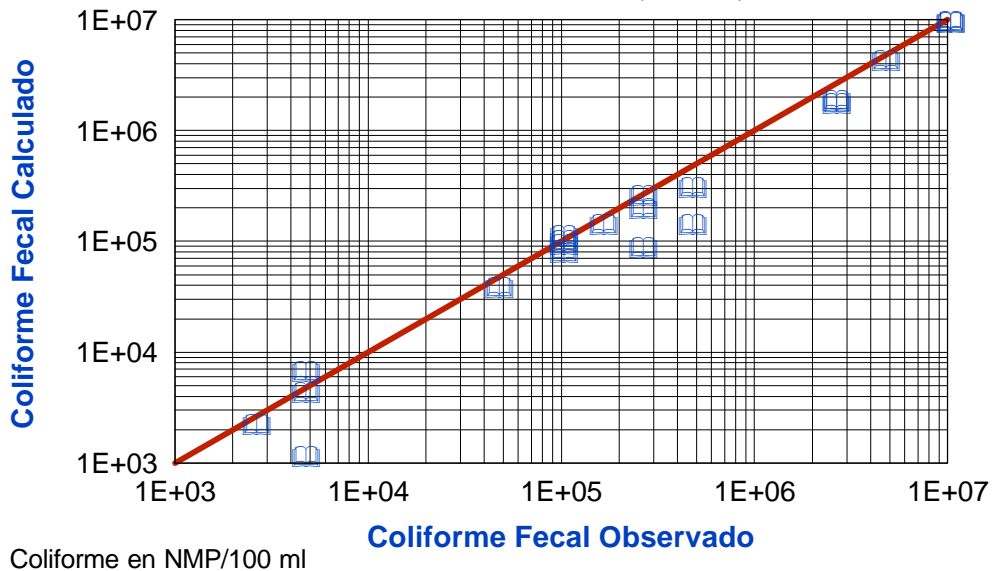
**MODELO DE FLUJO DISPERSO**



Para validar el modelo de flujo disperso se han utilizado datos de las investigaciones de Lima, Perú (Yáñez 1983), en donde existe certidumbre sobre el desarrollo de la constante neta de mortalidad y del factor de dispersión para lagunas primarias, secundarias y terciarias. En los datos que se presentan en el **Cuadro No. 4** se han incluido todos los valores medidos y en la columna de la derecha se incluyen los valores calculados. Los dos tipos de concentraciones comparan muy aceptablemente, en un intervalo de valores de cuatro ciclos logarítmicos, lo cual puede apreciarse en la **Figura No. 14**, en donde se nota que los valores calculados que más se desvían de las observaciones tienen concentraciones ligeramente mejores que las calculadas.

**FIGURA No. 14**

**VALIDACION DEL MODELO DE FLUJO DISPERSO  
LAGUNAS DE SAN JUAN, LIMA, PERU**



Cabe indicar que en el **Cuadro No. 4** se han usado las constantes de mortalidad y factores de dispersión determinados. En los casos en donde no se dispuso de pruebas de trazadores, los factores de dispersión fueron obtenidos de las medias de las varias observaciones, o sea de la **Figura No. 5** en función de la relación largo/ancho.

El autor considera que la caracterización hidráulica de lagunas es uno de los temas que amerita investigación, pero hasta tanto se profundiza en el tema, estima recomendable la utilización del modelo de flujo disperso, para el cálculo de la reducción bacteriana en sistemas de lagunas, con las correlaciones reportadas.

#### **4.8 Sistemas de lagunas de varios tipos y modulación de unidades**

La selección de los sistemas de lagunas depende de una serie de factores entre los cuales los más importantes se encuentra el criterio de existencia o grado de tratamiento orgánico y bacteriológico, la disponibilidad de terreno, su costo y la topografía del terreno. A continuación se revisan unas pocos criterios para selección de los diferentes sistemas.

Para altos requisitos de calidad bacteriológica en el efluente, la serie facultativa y de maduración es la más recomendable cuando hay disponibilidad de terreno. En este caso el número de lagunas en serie depende casi exclusivamente de las condiciones topográficas, en lugar de formulaciones matemáticas. La primera laguna facultativa se dimensiona para cargas por debajo del límite y su profundidad tiene en cuenta el período de acumulación de lodos.

La serie anaerobia - facultativa es la que más requiere cuidado y es atractiva cuando no hay necesidad de reducción de bacterias y se tiene un desecho concentrado. La primera laguna de tipo anaerobio se dimensiona para carga orgánica y en relación con bacterias la reducción es despreciable. Uno de los aspectos más conflictivos del diseño de la laguna anaerobia es la profundidad de la misma en relación con la acumulación de lodos y el tiempo necesario para secado de una cantidad de lodos acumulado en menos área. Para el dimensionamiento de la segunda laguna facultativa, se debe asegurar que la carga superficial esté por debajo del límite y por consiguiente el área de la laguna facultativa es mucho mayor que la primera. La reducción de bacterias comienza en la facultativa. Igualmente que en el caso anterior, el número de unidades de la serie depende de la calidad del efluente y de las condiciones topográficas.

La serie aerada - facultativa y de maduración es atractiva cuando existe una limitada disponibilidad de terreno y alta calidad bacteriológica del efluente. En este caso la reducción bacteriana ocurre en todas las unidades del tren. El diseño de la primera laguna se realiza para períodos de retención nominal de dos días o menos. No se recomienda el diseño de lagunas con aeración en serie pues no tiene sentido la inclusión de aeración en la segunda laguna, con una limitada cantidad de biomasa, lo cual es considerado un derroche de energía (Marrais 1980).

#### **9.0 EXPERIENCIAS INCONVENIENTES**

El autor desea enfatizar la irracionalidad del uso del modelo de mezcla completa, para el cálculo de la reducción de bacterias en lagunas en serie con la utilización de la siguiente fórmula:

$$N = N_0 / (1 + Kb' \cdot PR)^n$$

La utilización de esta fórmula implica por un lado que la cinética de mortalidad permanece uniforme para un sistema de lagunas en serie y por otro lado que el tamaño de las unidades también es uniforme. El uso de esta formulación que no fue desarrollada para lagunas del tipo anaerobio ha dado lugar a sistemas con problemas operativos para series anaeróbica - facultativa, puesto que para que la laguna facultativa funcione como tal es imprescindible asegurar una carga netamente facultativa, lo cual no se logra con la aplicación de dicha ecuación, sobre todo para lagunas primarias de alta carga seguidas de otras unidades. Un ejemplo dramático de esto se tiene en las lagunas de Amman, en donde debido a las altas cargas de las lagunas primarias, las siguientes lagunas del tren permanecen anaerobias hasta casi el final de la serie, particularmente en condiciones de invierno.

El uso de esta formulación para dimensionamiento de lagunas en serie del tipo facultativo también es incorrecto puesto que la simple manipulación del exponente -n- o del número de lagunas produce resultados irreales. Por ejemplo si se desea diseñar una instalación para reducir coliformes fecales cinco ciclos logarítmicos ( $N/N_0 = 1E-5$ ) y una constante de mortalidad global de 2.6 (1/día), se puede lograr con las siguientes posibilidades:

**CUADRO No. 4**

**VALIDACION DEL MODELO DE FLUJO DISPERSO**

**LAGUNAS DE SAN JUAN , LIMA, PERU**

SEM	Q L/s	PR días	T °C	Mortalidad		Factor d	Coliformes fecales		
				Kb20	KbT		No	N Obs.	N Calc.
<b>LAGUNAS FACULTATIVAS PRIMARIAS</b>									
116	25.5	7.08	26.5	0.446	0.692	1.000	9.30E+07	9.30E+06	9.42E+06
120	30.1	6.00	25.8	0.760	1.125	1.000	2.80E+07	2.40E+06	1.76E+06
131	23.3	7.75	20.5	0.621	0.642	1.000	4.30E+07	4.30E+06	4.26E+06
145	23.1	7.82	23.1	0.613	0.756	1.000	2.40E+07	2.40E+06	1.85E+06
154	25.2	7.16	20.4	0.658	0.676	1.000	9.30E+07	9.30E+06	9.57E+06
<b>LAG. FACULTATIVAS SECUNDARIAS</b>									
106	17.2	10.50	25.6	0.539	0.787	0.660	9.30E+06	2.40E+05	1.99E+05
111	23.0	7.85	26.0	1.150	1.726	0.820	9.30E+06	9.30E+04	1.03E+05
112	22.0	8.21	26.0	1.150	1.726	0.820	9.30E+06	9.30E+04	9.30E+04
120	30.1	6.00	27.7	0.567	0.955	0.567	2.40E+06	9.30E+04	7.84E+04
125	16.4	11.01	25.7	0.625	0.919	1.040	4.30E+06	4.30E+05	1.41E+05
126	16.4	11.01	24.5	0.762	1.033	1.040	4.30E+06	9.30E+04	1.13E+05
131	18.9	9.55	21.0	0.928	0.993	0.660	2.40E+06	4.30E+04	3.83E+04
136	27.1	6.66	19.5	0.640	0.619	0.660	4.30E+06	4.30E+05	3.07E+05
140	24.8	7.28	18.8	1.255	1.157	0.660	4.30E+06	2.40E+05	8.83E+04
148	21.4	8.44	20.8	1.083	1.143	0.660	9.30E+06	1.50E+05	1.43E+05
152	18.5	9.76	21.7	0.660	0.740	0.660	9.30E+06	2.40E+05	2.59E+05
<b>LAGUNAS TERCARIAS</b>									
106	11.9	15.17	25.5	0.423	0.614	0.500	2.40E+05	2.40E+03	2.21E+03
112	12.7	14.22	26.2	0.563	0.856	0.500	9.30E+05	4.30E+03	4.30E+03
136	22.4	8.06	19.5	0.803	0.776	0.420	4.30E+05	4.30E+03	6.57E+03
148	16.9	10.68	20.7	0.897	0.941	0.500	1.50E+05	4.30E+03	1.14E+03



- Con una unidad y período de retención nominal de 38,461 días
- Con dos unidades de igual tamaño en serie y período de retención nominal de 121 días en cada unidad o sea 242 días de tratamiento
- Con tres unidades de igual tamaño en serie y período de retención nominal de 17.5 días en cada unidad o sea 52.4 días de tratamiento
- Con cuatro unidades de igual tamaño en serie y período de retención nominal de 6.5 días en cada unidad o sea 25.8 días de tratamiento
- Con cinco unidades de igual tamaño en serie y período de retención nominal de 3.5 días en cada unidad o sea 17.3 días de tratamiento

El ejemplo anterior plantea un absurdo matemático ya que la simple manipulación del número de unidades ha reducido el tiempo de tratamiento de 38,000 a 17 días, sin haber mejorado ni la mortalidad ni el submodelo hidráulico. Aparte de la manipulación, el incremento del número de unidades acarrea invariablemente a que las primeras unidades tiendan a ser anaerobias.

## 6.0 CONCLUSIONES

- A juzgar por los trabajos publicados en la última década se concluye que las investigaciones sobre lagunas siguen concentradas en países en desarrollo. En este período no se detectan dramáticos desarrollos tecnológicos. Mas bien se reportan resultados de importantes investigaciones que han servido para aclarar el conocimiento sobre la influencia de variables físicas en el comportamiento de lagunas de estabilización.
- A juzgar por la concepción de algunos sistemas de tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización, se concluye que importantes herramientas tecnológicas desarrolladas en los años 80 no están siendo utilizadas y no se han diseminado adecuadamente entre los profesionales de la Ingeniería Ambiental.
- De las herramientas tecnológicas disponibles para dimensionamiento de lagunas, los estudios de mortalidad neta, comportamiento hidráulico a través del coeficiente de dispersión y el modelo de simulación de temperaturas constituyen los desarrollos más importantes. El conocimiento de las constantes de mortalidad neta y del factor de dispersión facilita el uso del modelo de flujo disperso para simulación de la reducción de bacterias en una laguna de estabilización. Este modelo ha sido adecuadamente validado para un amplio intervalo de condiciones operativas.
- El método de balance calórico completo que resultó en el desarrollo del modelo de simulación de temperaturas, es una valiosa herramienta para cálculo de la temperatura del agua y el mismo ha sido validado en instalaciones de varios países.
- La práctica del uso de lagunas de igual tamaño en serie ha resultado en un abuso, particularmente para series anaerobia - facultativa. Si en una instalación es necesario la reducción de bacterias, la presencia de la unidad anaerobia es inconveniente, mejor es la serie aerada - facultativa.
- El uso de bacteriófagos como trazadores para el estudio del comportamiento hidráulico de lagunas de estabilización debe quedar restringido a unidades en las cuales el pH no sobrepasa 8.5.
- Se detecta que la investigación sistemática sobre temas importantes en lagunas de estabilización ha sido discontinuada, siendo necesario el apoyo y coordinación internacional.

## 7.0 REFERENCIAS

Agunwamba, J.C., Egbuniwe, N., Ademiluyi, J.O. (1992), "Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds". Water Research, **26** (1), p. 85-89.

Burgers, L., (1982), "Temperature behaviour in waste stabilization ponds under tropical conditions" PAHO/CEPIS Report, Lima, Perú.

Castillo, G. & Perretta, F., (1988). "Decaimiento de microorganismos de origen fecal en lagunas de estabilización en Chile". Trabajo presentado en el XXI Congreso de AIDIS, Rio de Janeiro, Brasil, Septiembre de 1988.

- Curtis, T.P. & Mara, D.D., (1992), "The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design". *Water Science & Technology* **26**(7-8): 1729.
- Curtis, T.P. & Mara, D.D., (1994), "Light penetration in waste stabilisation ponds". *Water Research* **28**(5): 1031.
- Eckenfelder, W.W., (1966), "Industrial Water Pollution Control". McGraw Hill, N.Y.
- Frederick, G.L. & Lloyd, B.J., (1995), "Evaluation of *Serratia marcescens* bacteriophage as a tracer and a model for virus removal in waste stabilisation ponds". *Water Science & Technology* **31**(12): 291.
- Frederick, G.L. & Lloyd, B.J., (1996), "An evaluation of retention time and short-circuiting in waste stabilisation ponds using *Serratia marcescens* bacteriophage as a tracer". *Water science & technology* **33**(7): 49.
- Fritz, J.J., (1980), "Non steady state bulk temperature determination for stabilization ponds". *Water Research*, 14, P.413.
- Gameson, A.L.H. & Gould, D.J., (1974). "Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea Water". *Proceedings of the Symposium on Discharge of Sewage from Sea Outfalls*. Pergamon Press.
- Gehm, H.W. & Bregman, J.I., (1976), "Handbook of Water Resources and Pollution Control.", New York, N.Y.
- Homsi, J., (2000), " Diagnostico y evaluacion del sistema de tratamiento de aguas servidas de San Rafael". Informe preparado para la Empresa de Servicios Sanitarios del Maule, ESSAM, Chile.
- Iwugo, K. O. Y Winnicki, R., (1976) "A study of mixing characteristics of sewage stabilization ponds with radioactive tracers". *The Public Health Engineer, The Official Journal of the Institution of Public Health Engineering, Zambia*. Vol 4, No. 5, p. 138.
- Kellner, E. & Pires, E.C., (1999), "Availacao de modelos de cálculo do número de dispersao para lagoas de estabilizacao". *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, Vol 4, No. 3-4, p. 152.
- Klock, J.W., (1971). "Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons". *Journal WPCF*, vol. 43:10, p. 2071.
- Lloyd, B.J. & Vorkas, C.A., (1999), "A diagnostic methodology for the evaluation and hydraulic optimisation of waste stabilisation pond design for pathogen removal using field assessments and hydraulic modelling". *4th IAWQ Specialist Int. Conf. on Waste stabilisation ponds: Technology and the Environment, Marrakech*.
- Marais, G.v.R., (1974), "Fecal bacteria kinetics in stabilization ponds". *Journal of the Sanitary Engineering Division. Proc. ASCE*, 100, EE1, p.119.
- Marais, G.v.R., (1980), "Aerated Lagoons". Unpublished report, University of Cape Town, South Africa.
- Marecos do Monte, M.H. & Mara, D.D., (1987), "The hydraulic performance of waste stabilisation ponds in Portugal". *Water science & technology* **19**(12): 219.
- McGarry, M. & Pescod, M.B., (1970), "Stabilization pond design criteria for tropical Asia." *Second Int. Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas, MO. U.S.A.*
- Moreno, M D., (1990) "A tracer study of the hydraulics of facultative stabilization ponds". *Water Research*, Vol 24, No. 8, p. 1025.
- Nakai, J., Major, M. S., Nadur, S. E., Hirata, D. y Caldas, J. R. F., (1998) "Determinacao do tempo de detencaõ hidráulico - ETE Piratininga". *Anais do IX encontro técnico. SABESP, Sao Paulo, 1998*.
- Pearson, H.W., (1983), "Estimation of Cholophil a as a measure of algal biomass in waste stabilization Ponds". *Seminario Regional de Investigación sobre lagunas de estabilización. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú, Marzo de 1983*.
- Pearson, H. W., & Mara, D.D., (1987), "Physicochemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilisation ponds". *Wat. Sci. Techn.* **19**(12): 145.

Saqqar, M.M., (1987), "Kinetics of coliform die off in Samra waste stabilization ponds, Jordan". Master of Science Thesis in Environmental Engineering, Department of Civil Engineering, University of Jordan.

Shuval, H.I., et. al. (1986), "Wastewater irrigation in developing countries, health Effects and technical solutions". World Bank Rechnical Paper No. 51, 1986.

Torres, J.J., & Soler, A., (1997), "Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond". Water Research **31**(4): 679.

Vargas, C. & Sánchez, A., (1972), "Puesta en marcha y Ira. etapa de experimentación en las lagunas de estabilización de Melipilla". Publicación I-24, Universidad de Chile.

Von Sperling, M. (1999) "Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds". Water Research, 33 (6). pp. 1435-1448

Von Sperling, M. (2000 a), "Proposição de modelos para a estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização, com base em dados de 33 lagoas brasileiras". (submetido) Revista Engenharia Sanitaria e Ambiental, ABES.

Von Sperling, M. (2000 b), "Relationship between first-order decay coefficients in ponds, according to plug flow, CSTR and dispersed flow regimens". I conferencia latinoamericana en lagunas de estabilizacion y reuso. Cali, 24-27/10/2000.

Vorkas, C.A. & Lloyd, B.J., (1999), "A comparative assessment of bacteriophages as tracers and models for virus removal in waste stabilisation ponds". 4th IAWQ Specialist Int. Conf. on Waste stabilisation ponds: Technology and the Environment, Marrakech

Murphy, K. L. & Wilson, A. W., (1974) "Characterization of Mixing in Aerated Lagoons". Journal of the Environmental Engineerin Division, ASCE, Vol. 100. No. EE5, p. 1015.

World Health Organization. (1988), "Health Guidelines for Reuse of Effluents". Report of a WHO Scientific Group. WHO Technical Series Draft Report. January 1988.

Yanez, F. (1983 a), "Reducción de organismos patógenos y diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo". Seminario Regional de Investigación Sobre Lagunas de Estabilización. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú, Marzo de 1983.

Yanez, F., (1983 b), "Manual de Métodos Experimentales: Evaluación de Lagunas de Estabilización". CEPIS/OPS/OMS, Serie Técnica No. 24.

Yanez, F. & Bermeo, J. C. (1987), "Estudio sobre contaminación de ríos de alta montaña en el Ecuador". Trabajo Presentado en el Tercer Congreso Bolivariano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Quito, Ecuador, Julio, 1987.

Yanez, F., (1988), "Estudios básicos para los diseños definitivos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de cuenca". Informe Final para la Empresa Pública Municipal de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado de Cuenca, Ecuador, Mayo, 1988.

Yanez, F. & Pescod, M.B. (1988), "Wastewater treatment and reuse in Jordan". Joint Mission Report to the World Bank and FAO. June 1988.

Yáñez, F. , (1993), "Lagunas de Estabilización, Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento". Libro publicado por la Empresa Pública Municipal de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado de Cuenca, Ecuador.

Yáñez, F. & Durazno, G. (2000) "Experiencia en el Ecuador con Lagunas de gran Tamaño en Altura". Trabajo presentado en este Seminario.