

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN
CRISTÓBAL DE HUAMANGA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA DE FORMACIÓN PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



**Toxicidad de las aguas de las lagunas de
maduración de la Planta de Tratamiento de las
Aguas Residuales “La Totorá” probada en *Baetis*
sp., (Insecta:Ephemeroptera). Ayacucho 2006.**

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE BIÓLOGA

Con mención en la especialidad de Ecología y Recursos Naturales

Presentado por:

Bach. JUDY ELIZABETH, DEL CAMPO TANTALEAN

AYACUCHO – PERÚ

2008

*A mi querido hijo Joaquín
principal motor que rige mi
vida*

*A mis queridos padres Jorge y Dora como
muestra de gratitud por su esfuerzo y
sacrificio para forjar en mi una profesión
que amo bastante; y haberme dado valores
morales que permiten mi progreso como
persona.*

*A mis hermanos Jorge,
Kathy, Cynthya y Grace, por
su constante apoyo y por
estar ahí siempre*

AGRADECIMIENTO

A mi Alma Mater, Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga y a sus docentes que con su tutoría, enseñanza y guía contribuyeron en mi formación personal y profesional. Con singular reconocimiento a la Especialidad de Ecología y Recursos Naturales.

Mi reconocimiento a la Empresa Prestadora de Servicios de Agua y Saneamiento (EPSASA) por el apoyo recibido para realizar los análisis fisicoquímicos de las muestras de agua.

A mi asesor MCs. Carlos Emilio Carrasco Badajoz por su orientación académica y contribución durante su constante asesoramiento del presente trabajo de investigación.

Al Ing. Julio Hinojosa Molero, Jefe de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de "Quicapata" por su apoyo en los análisis de las muestras.

Al Bach. Rudecindo Huincho Rodríguez, Jefe de los Laboratorios de Control de Calidad de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de "Quicapata"

A todos los amigos, por su apoyo físico y moral que me inculcaron a iniciar con el proyecto que ahora lo veo culminado.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTO	iii
ÍNDICE	iv
RESUMEN	v
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	5
1. Contaminación de los ecosistemas acuáticos continentales	5
2. Macroinvertebrados bentónicos	15
3. Toxicidad	20
4. Planta de tratamiento de aguas residuales "la totora"	25
III. MATERIALES Y MÉTODOS	36
1. Lugar de ubicación de la investigación	36
2. Población y muestra	40
2.1. Población	40
2.2. Muestra	40
2.3. Unidades experimentales	41
3. Sistema de muestreo y toma de datos	41
3.1. Agua:	41
3.2. Náyades de efemerópteras (<i>baetis sp.</i>)	41
4. Determinación de la toxicidad:	42
5. Características fisicoquímicos del agua	42
6. Diseño experimental:	43
7. Análisis estadístico:	43
IV. RESULTADOS	45
V. DISCUSIÓN	55
VI. CONCLUSIONES	66
VII. RECOMENDACIONES	68
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
ANEXO	73

Toxicidad de las aguas de las lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de las Aguas Residuales “La Totorá” probada en *Baetis sp.*, (Insecta:Ephemeroptera). Ayacucho 2006.

Autora : Judy Elizabeth, Del Campo Tantalean,

Asesor : Mcs. Carlos Emilio Carrasco Badajoz

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos continentales (ríos y lagos), están siendo alterados por la acción del hombre. La fuente de alteración más importante, muy posiblemente sea la incorporación a estas, de aguas servidas. Con la finalidad de determinar el efecto de este tipo de aguas sobre las características fisicoquímicas y la biota acuática de los ríos altoandinos y establecer la Concentración Letal Media (CL₅₀), se emplearon náyades de *Baetis sp.*, (Insecta, Ephemeroptera). Se prepararon medios de cría de 4 litros de capacidad combinando agua del río Huatatas y de las tres lagunas de maduración (I, II y III) de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” en porcentajes de 5, 10, 20, 40 y 80 %, en los cuales se colocaron 30 náyades, registrándose la mortalidad durante las 72 horas siguientes. En las características fisicoquímicas de las aguas, las registradas en el río Huatatas son notablemente menores al de las lagunas de maduración ($P < 0.05$), así en nitrógeno amoniacal presentó un promedio de 0.9 mg/L, mientras que las lagunas de maduración valores por encima de 20 mg/L, para fosfatos menores de 0 y para las lagunas por encima de 30 mg/L, para nitrato menores a 0 y las lagunas valores mayores a 10 mg/L. Además, de entre las lagunas de maduración, la III (a partir de ella se evacúa las aguas al río Alameda), mostró niveles mayores de nitrógeno amoniacal, posiblemente como consecuencia de que a ella confluyen aguas de medios donde el tratamiento no es óptima. La mortalidad de *Baetis sp* fue mayor en los medios de cría donde se emplearon aguas de la laguna III en comparación con la I y la II, así mismo esta mortalidad se incrementó en relación directa a la concentración de las aguas de las lagunas, relacionado con la presencia de mayores cantidades de nitrógeno amoniacal. La Concentración Letal Media (CL₅₀) registradas para las aguas de las lagunas I, II y III fueron respectivamente 10.38, 6.81 y 4.71%, siendo estadísticamente menor ($P < 0.05$) en la laguna III.

Palabras clave: Toxicidad, aguas residuales, efemeróptera

I. INTRODUCCIÓN

La degradación de los recursos acuáticos ha sido motivo de preocupación del hombre en las últimas décadas. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, desarrollando criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas.

Aun cuando la contaminación del agua es ante todo un problema biológico, muchos países han dependido esencialmente de parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua. Para ello, se han desarrollado numerosos métodos e índices que tratan de interpretar la situación real, o grado de alteración de los sistemas acuáticos. Unos se basan exclusivamente en análisis de las condiciones químicas, que si bien en principio son de una gran precisión. Son testigos, de las condiciones instantáneas de las aguas, y los efectos de los contaminantes se detectan si son dispuestos en el momento. Es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho de la evolución de una carga contaminante y la capacidad amortiguadora de los ecosistemas acuáticos.

Como una alternativa a estos procedimientos desde hace varios años muchos países han generado conocimientos y desarrollo de técnicas de biomonitorio basado en indicadores biológicos, a través de la evaluación de reacciones e índice de sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de sustancias contaminantes en los sistemas acuáticos.

Los llamados índices biológicos informan de la situación tanto momentáneas como el acontecido algún tiempo antes de la toma de muestra, es decir, es como tener información del presente y pasado de lo que esta sucediendo en las aguas. La bibliografía revela que de los organismos acuáticos, los macroinvertebrados y las microalgas son los dos grupos que ha menudo se recomienda usar en evaluaciones de la calidad del agua, como una alternativa a estos procedimientos desde hace varios años muchos países han generado conocimientos y desarrollo de técnicas de biomonitorio basados en indicadores biológicos, a través de la evaluación de reacciones e índices de sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de sustancias contaminantes en los sistemas acuáticos.

Los bioensayos permiten establecer una relación casual entre las concentraciones ambientales y los efectos sobre poblaciones extrapolando estos resultados al nivel de la comunidad y ecosistema. Ha la fecha existen muchos trabajos realizados el respecto, empleando para ello modelos biológicos como la *Artemia salina* y *Daphnia pulex*, que son organismos no nativos a los ecosistemas lóticos, alto andinos, por lo que los resultados que podrían obtenerse de los bioensayos empleando dichos organismos, podría no reflejar la realidad exacta de dichos ecosistemas, frente a la contaminación con materia orgánica u otros como por relaves mineros.

Por otro lado, es necesario determinar exactamente lo que puede suceder a una población, si no es a toda la comunidad del cual forma parte, frente a la contaminación de sus medio con aguas servidas o residuales. Es sabido que una inmensa mayoría de los centros poblados de la sierra de nuestro país no cuenta con el más mínimo sistema de tratamiento de dichas aguas, por lo que los ríos, en primer lugar y, los lagos y lagunas en segundo lugar, son empleados como receptores de dichas aguas modificando negativamente su calidad ecológica e incluso la sanitaria, ya que los centros poblados que se hallan aguas abajo del río afectado lo emplean como fuente para agua potable.

En nuestra región, la comunidad macroinvertebrada bentónica y dentro de esta el orden Ephemeroptera, ha sido poco estudiado lo que impide establecer posibles correlaciones entre los aspectos de la calidad fisicoquímica de las aguas con la composición y estructura de la comunidad macroinvertebrada bentónica, siendo el orden Ephemeroptera, según los entendidos, la que agrupa a las especies más sensibles frente al cambio de la calidad de su hábitat, por lo que su comportamiento frente a la variación de las condiciones fisicoquímicas de las aguas donde viven, podría ser empleado como un indicativo de la calidad ambiental del agua.

Por lo mismo el presente trabajo de investigación tuvo como objetivos los siguientes:

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la toxicidad de las aguas de las lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de las Aguas Residuales "La Totorá", en *Baetis sp.*, (insecta: Ephemeroptera).

ESPECÍFICOS:

- a. Determinar la toxicidad de tres tipos de aguas según su tiempo de maduración de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "La Totorá".
- b. Determinar el CL_{50} en *Baetis sp.*, según los tres tipos de aguas.
- c. Determinar las principales características fisicoquímicas de los tres tipos de aguas de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "La Totorá" probadas.

II. MARCO TEÓRICO

1. CONTAMINACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES

Se define como contaminación al cambio perjudicial en las características físicas, químicas o biológicas del ambiente y que puede afectar la vida humana y de otras especies. La presencia en el ambiente, por acción del hombre, de cualquier sustancia química, objetos, partículas, microorganismos, formas de energía o componentes del paisaje urbano o rural, en niveles o proporciones que alteren la calidad ambiental y, por ende, las posibilidades de vida (Tyller, 1992).

La contaminación del agua (ríos, lagos y mares) es producida, principalmente, por cuatro vías: vertimiento de aguas servidas, de basuras, de relaves mineros y de productos químicos ([/www.peruecologico.com.pe/lib_c23_t01.htm](http://www.peruecologico.com.pe/lib_c23_t01.htm)).

- **Vertimiento de aguas servidas.** La mayoría de los centros urbanos vierten directamente los desagües (aguas negras o servidas) a los ríos, a los lagos y al mar. Este problema es generalizado y afecta al mar (frente a Lima, Callao,

y Chimbote), a muchos ríos (Tumbes, Piura, Santa, Mantaro, Ucayali, Amazonas, Mayo, etc.) y a lagos (Titicaca y Junín). Las aguas servidas contienen excretas, detergentes, residuos industriales, petróleo, aceites y otras sustancias que son tóxicas para las plantas y los animales acuáticos. Con el vertimiento de desagües, sin previo tratamiento, se dispersan agentes productores de enfermedades (bacterias, virus, hongos, parásitos).

- **Vertimiento de basuras y desmontes en las aguas.** Es costumbre generalizada en el país el vertimiento de basuras y desmontes en las orillas del mar, los ríos y los lagos, sin ningún cuidado y en forma absolutamente desordenada. Este problema se produce especialmente cerca de las ciudades e industrias. La basura contiene plásticos, vidrios, metales y restos orgánicos, que no se descomponen o al descomponerse producen sustancias tóxicas.
- **Vertimiento de relaves mineros.** Esta forma de contaminación de las aguas es muy difundida y los responsables son los centros mineros y las concentradoras. Es especialmente grave en el mar frente a Tacna y Moquegua, por las minas de cobre de Toquepala; en los ríos Rimac, Mantaro, Santa, el lago de Junín y todos los ríos de las ciudades cercanas a centros mineros del Perú. Los relaves mineros contienen fierro, cobre, zinc, mercurio, plomo, arsénico y otras sustancias sumamente tóxicas para las plantas, los animales y el ser humano. Otro caso es el de los lavaderos de oro, por el vertimiento de mercurio en las aguas de ríos y quebradas. Esto es de gravedad a nivel local, como en Madre de Dios y cerca de centros auríferos.
- **Vertimiento de productos químicos y desechos industriales.** Consiste en la deposición de productos diversos (abonos, petróleo, aceites, ácidos, soda,

aguas de formación o profundas, etc.) provenientes de las actividades industriales. Este problema es generalizado cerca de los centros petroleros (costa norte y selva), en las zonas de la industria de harina y aceite de pescado (Pisco - Paracas, Chimbote, Parachique, Paita), en las zonas de concentración de industrias mineras (Oroya, Ilo), y en zonas de industrias diversas (curtiembres, textilerías, etc.).

1.1. EFECTO DE AGUAS SERVIDAS EN EL MEDIO RECEPTOR

a. Efecto sobre las características fisicoquímicas:

Roldan (1992) menciona que el vertido de sustancias orgánicas degradables como las aguas servidas domésticas en los ríos y lagos producen un conjunto de efectos, tales como la disminución del oxígeno disuelto, como producto de la descomposición de la materia orgánica efectuada por los microorganismos. Si la demanda de oxígeno es superior a la aireación por disolución de oxígeno atmosférico, se puede llegar a un ciclo anaerobio, donde se consume oxígeno combinado en lugar del molecular, creándose un ambiente reductor, con la aparición de amoníaco, nitrógeno y ácido sulfhídrico, y la reducción de sulfatos a sulfuros; el agua se torna oscura, de olor desagradable y con gérmenes patógenos.

La incorporación de compuestos tóxicos, tanto orgánicos como inorgánicos, eliminan los organismos depuradores, o bien inhiben su desarrollo impidiendo reacciones enzimáticas. Intoxican también a varios niveles de la cadena trófica, desde microorganismos hasta animales superiores. Las principales características fisicoquímicas del agua como la temperatura, pH, sales disueltas, oxígeno y bióxido de carbono disueltas, y prácticamente todos los cationes y aniones que intervienen en la composición mineralógica normal del agua:

cloruros, bicarbonatos, carbonatos, sulfatos, sodio, calcio, magnesio, etc.; sufren radicales cambios al introducirse contaminantes de origen antropogénicos, cuya magnitud depende del tipo y cantidad de contaminantes, también la incorporación de materia en suspensión, reduce la entrada de luz disminuyendo la fotosíntesis y recubre los órganos respiratorios y filtradores de muchos animales (Smith y Smith, 2001).

Dentro de las principales características fisicoquímicas del agua que normalmente son monitoreados para determinar su calidad tenemos

- **Sólidos disueltos totales:** Los sólidos suspendidos pueden verse a simple vista como pequeñas partículas y son los que dan turbiedad al agua. Desde el punto de vista ecológico, aguas con elevadas cantidades de sólidos disueltos indican alta conductividad que puede ser un factor limitante para la vida de muchas especies por estar sometidas a una presión osmótica. Por su parte un alto contenido de sólidos en suspensión o alta turbiedad, también es limitante para el ecosistema acuático ya que impide el paso de los rayos solares, daña y tapona el sistema de intercambio gaseoso en los animales acuáticos y destruye su hábitat natural. Los sólidos disueltos en aguas naturales, representados por la sigla internacional "TDS" es determinada por gravimetría, se debe tener presente, sin embargo, que esta hipótesis es aproximadamente válida para aguas naturales, ya que en aguas residuales los TDS pueden estar también asociados a materia orgánica en solución (Margalef, 1983; Roldan, 1992).
- **Alcalinidad:** Este parámetro está íntimamente ligado con las formas en la cual se encuentran el dióxido de carbono. Cuando el CO_2 penetra en el agua, rápidamente se hidrata formando el ácido carbónico. La alcalinidad es una

medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos (capacidad amortiguadora), esto es atribuible en gran medida a los bicarbonatos, hidróxidos y carbonatos. Es por esta característica que las aguas naturales tienen la capacidad de resistir a los cambios radicales de pH. Al estar asociada a la concentración de CO_2 en solución, se provee que sus valores se incrementan con el incremento de la materia orgánica, puesto que al descomponerse aeróbicamente, uno de los productos finales es dicho gas (Margalef, 1983; Roldan, 1992).

- **Calcio y magnesio:** El calcio es un elemento importante en las aguas continentales (quinto en abundancia) y es el resultado del poder solvente del agua sobre las rocas calcáreas con las que pone en contacto. Se presenta principalmente bajo la forma de carbonato de calcio y está relacionada con la concentración del ión catión Ca^{++} , alcalinidad, pH, temperatura y concentración total de sólidos disueltos. El calcio está muy relacionado con la dureza del agua y es importante para los seres vivos: nutriente en el metabolismo de las plantas superiores, para las membranas celulares, para la formación de estructuras calcáreas. En aguas naturales se presentan en concentraciones que van de 5 a 50 mg/L. Los carbonatos en aguas duras están presentes por lo general como CaCO_3 en una proporción de más del 95%, con una presión parcial de CO_2 normal (Margalef, 1983; Roldan, 1992).
- **Cloruros:** Los cloruros ocupan un tercer lugar del porcentaje de los aniones en el agua, estos por lo general expresan la salinidad, por lo mismo es un factor importante en la distribución geográfica de los organismos, por su efecto sobre la presión osmótica. Los organismos que viven en las llamadas aguas dulces, han desarrollado adaptaciones que les permite resolver el problema de ingreso de agua hacia sus células mediante el desarrollo de mecanismos que les permite deshacerse del agua excedente. Sin embargo

cuando la presión osmótica se incrementa, por ejemplo por el incremento de la concentración de cloruros, determina en los seres vivos la pérdida de agua, limitando la vida en ese tipo de aguas. Los cloruros en las aguas continentales tiene como origen el sustrato, que se incorpora en su lecho mediante el proceso de solución; también puede tener origen en los desechos (excretas) que el hombre elimina hacia los ríos, se sabe que la orina de los animales de sangre caliente tiene altas concentraciones de cloruros, por lo que su presencia puede ser empleada para la detección de contaminación (Roldan, 1992).

- **Dióxido de carbono:** La concentración de CO_2 en el agua se encuentra en equilibrio con la que se halla en la atmósfera. Sin embargo, su presencia también es resultado de los procesos de descomposición y respiración. El dióxido de carbono juega dos papeles importantes en el agua: primero está relacionado con la capacidad buffer del agua, lo que permiten que no representen cambios bruscos de pH en el agua, y el segundo, es que constituye la materia prima para la fotosíntesis (Roldan, 1992; Wetzel, 1981).
- **Dureza total:** En las aguas continentales está determinada por la concentración de metales alcalinotérreos originados por depósitos calcáreos de la superficie terrestre. Los iones de calcio y magnesio se combinan fácilmente con los bicarbonatos y carbonatos, dando origen a la dureza temporal y con los sulfatos, cloruros, nitratos lo que se conoce como dureza permanente. Debido a que en las aguas naturales los iones más comunes son los de Ca^{2+} y Mg^{2+} la dureza se define como la concentración de estos iones expresados como carbonato de calcio. Sus valores se incrementan al darse casos de contaminación orgánica, en relación a la magnitud de su descomposición, como consecuencia de la mineralización de la materia

orgánica, el cual libera iones y cationes responsables de esta característica (Cole, 1988; Roldan, 1992).

- **Fósforo:** Es un elemento que juega un papel importante para los seres vivos, en ecosistemas acuáticos es rápidamente inmovilizado cuando se halla disponible. El fósforo en las aguas se presenta principalmente bajo la forma de ortofosfato (forma disuelta) y en un porcentaje menor bajo la forma particulada (como organismos vivos, compuestos orgánicos). La forma de ortofosfato es la más importante, puesto que de esta manera puede ser absorbida por las plantas y el fitoplancton. En aguas afectadas por contaminación orgánica, sus valores se incrementan exponencialmente, como producto de la mineralización de la misma. Conjuntamente con el nitrógeno se consideran los causantes de la eutrofización de ecosistemas acuáticos, que trae como consecuencia la desaparición de muchos de los componentes naturales de la biota, dominando solo algunos de ellos, considerados como resistentes a las nuevas condiciones ambientales (Roldan, 1992).
- **Nitrógeno:** El nitrógeno es esencial para todas las formas de vida y sus productos. Es uno de los elementos estructurales de las proteínas (músculos, nervios, cabellos, tendones, piel, plumas, seda, leche, queso, semillas, enzimas), y estructuras genéticas. El nitrógeno en el ambiente acuático se presenta bajo diferentes formas, dependiendo de los procesos de reducción y oxidación que sufren como consecuencia de la actividad de microorganismos: Nitrato NO_3^- (disponible para los organismos autótrofos), nitrito NO_2^- (estado intermedio del proceso de oxidación, su cantidad es mínima, pero en aguas hipóxicas se presenta en elevadas concentraciones, generando toxicidad para la biota), amoníaco NH_3 (forma intermedia gaseosa

variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación, determinando que la diversidad (número de especies y otros indicadores basados en el número de especies) se reduzca. (www.famu.edu/acad/research/mayfly/publications/pubjat1996p203).

c. Rangos de tolerancia de los organismos

Cada especie en particular, gracias a su conformación genética específica, está en la capacidad de sobrevivir únicamente dentro de determinados rangos ambientales. Aquellas que pueden soportar grandes espectros fisicoquímicos reciben el nombre de euritípicas y por ello se presentan en un gran número de regiones geográficas o están ampliamente dispersas dentro de un mismo ecosistema. Contrariamente, las especies estenotípicas son aquellas cuyos rangos de tolerancia ambiental son estrechos y por ellos son indicadoras de una condición fisicoquímica concreta. De este modo, la presencia de una de estas especies señala condiciones ambientales particulares, o lo que es igual, al encontrarse una variable fisicoquímica en un rango definido, se sugiere su presencia o ausencia (Ramírez, 1999)

Por lo señalado en la actualidad se está empleando organismos como indicadores de las condiciones ambientales de un ecosistema. Inicialmente, se utilizaron especies o asociaciones de éstas como indicadores y, posteriormente, comenzaron a emplearse también atributos correspondientes a otros niveles de organización del ecosistema, como poblaciones, comunidades, etc., lo que resultó particularmente útil en estudios de contaminación (Roldan, 1992).

Las especies indicadoras son aquellos organismos (o restos de los mismos) que ayudan a descifrar cualquier fenómeno o acontecimiento actual (o pasado) relacionado con el estudio de un ambiente. Las especies tienen requerimientos físicos, químicos, de estructura del hábitat y de relaciones con otras especies. A cada especie o población le corresponden determinados límites de estas condiciones ambientales entre las cuales los organismos pueden sobrevivir (límites máximos), crecer (intermedios) y reproducirse (límites más estrechos). En general, cuando más estenoica sea la especie en cuestión, es decir, cuando más estrechos sean sus límites de tolerancia, mayor será su utilidad como indicador ecológico. Las especies bioindicadoras deben ser, en general, abundantes, muy sensibles al medio de vida, fáciles y rápidas de identificar, bien estudiadas en su ecología y ciclo biológico, y con poca movilidad (Alba-Tercedor, 1992).

2. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Los macroinvertebrados son aquellos que pueden observarse a simple vista, es decir aquellos que tienen un tamaño mayor a 0.5 mm, dentro de esta categoría tenemos representantes de varias taxas: poríferos, hidrozoo, turbelarios, oligoquetos, hirudíneas, insectos, crustáceos, gasterópodos y bivalvos. Debido a que estos organismos ocupan hábitat con las características ambientales a las que están adaptadas, las comunidades que conforman, tienen una composición y estructura característica, pero si varía esas condiciones, se refleja en el cambio de la composición y estructura. Por lo que muchos de sus integrantes se comportan como indicadores ecológicos (Roldan, 1992; Wetzel, 1981).

El uso de macroinvertebrados para valorar y determinar la calidad del agua tiene cuando menos 100 años de antigüedad. De esas técnicas, los insectos acuáticos (entre un 70 – 90% de la fauna de macroinvertebrados dulceacuícolas) han sido

el grupo más estudiado para evaluar la calidad del agua por muchos investigadores. Los macroinvertebrados acuáticos son generalmente abundantes, relativamente fáciles de recolectar y tienen suficiente tamaño para ser observados sin necesidad del microscopio, o cuando menos se prescinde de infraestructura sofisticada. Presentan las siguientes ventajas: a) prácticamente universales, b) son sedentarios, c) son extremadamente sensibles a perturbaciones, d) presentan largos ciclos de vida, e) muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto, f) existe un patrón de estímulo – respuesta ante alteraciones fisicoquímicas, g) existe métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para algunas regiones (Alba-Tercedor 1996).

En la vigencia y control de la contaminación, base a organismos como "Bioindicadores" existe multitud de mitologías que utilizan una amplia variedad de organismos: bacterias, protozoos, algas, micrófitos (Roldan, 1992; Wetzel, 1981).

2.1. LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DE AGUA

En cualquier cuerpo de agua que haya sufrido procesos de contaminación, se observa una simplificación en las estructuras de las comunidades, las cuales cambian de complejas y diversas a comunidades bastante simples y poco diversas. En ese proceso se altera la cantidad de oxígeno disuelto, el pH, cantidad de iones disueltos y estos afectan gravemente a estos organismos. Es necesario conocer detalladamente la ecología de los diversos taxones de organismos acuáticos para poder determinar cuales son los más afectados por los cambios o cuales son los más tolerantes. La variación de las condiciones naturales del medio ambiente en sus aspectos físicos, químicos, causan

variaciones en la estructura cuantitativa y cualitativa de las comunidades que habitan dichos lugares, siendo erradicadas las especies sensibles, manteniéndose las especies resistentes a los cambios ambientales, los que son denominados como indicadores, los que ocupan los nichos inalterados o los nichos creados por la contaminación. Pero sin embargo se puede afirmar que los efemerópteros, plecópteros y tricópteros son indicadores de aguas limpias y que los anélidos y ciertos dípteros son indicadores de aguas contaminadas (Nevel y Wriqth, 1999; Roldan, 1992).

Así por ejemplo, en ríos de montaña de aguas frías, muy transparente, oligotróficas y muy bien oxigenadas, se espera encontrar poblaciones dominantes de plecópteros, tricópteros y efemerópteros; pero también se espera encontrar en bajas proporciones, odonatos, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos, y otros grupos menores. Por el contrario, en ríos y quebradas que están siendo contaminadas con materia orgánica, de aguas negras, con poco oxígeno y eutrofizadas, se espera siempre encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironómidos y ciertos moluscos; pero ocasionalmente, puede presentarse algunos individuos que se consideran indicadores de aguas limpias. La situación así planteada, resulta aparentemente fácil de entender y de aplicar. De hecho, una persona experimentada en reconocer a simple vista todos estos organismos en el campo, en unos pocos minutos después de levantar algunas rocas y troncos sumergidos, y de acuerdo a las características de olor y color de las aguas, puede con certeza dar un diagnóstico rápido acerca de la calidad del agua. En otras palabras, puede afirmar con relativa seguridad si el ecosistema no está perturbado, o si por el contrario, algo preocupante está sucediendo (Alba-Tercedor, 1996, Roldan 1992. y Ramírez, 1999).

2.2. ORDEN EPHEMEROPTERA

Los efemerópteros o efimeras son el más antiguo de los ordenes de insectos alados que viven hoy, ya que tienen fósiles procedentes de la época carbonífera. Los adultos son insectos delicados con las alas anteriores más o menos triangulares y las alas posteriores pequeñas o ausentes. Las antenas son muy cortas y semejantes a pelos, y en el abdomen llevan 2 ó 3 filamentos largos. Al posarse, las alas son mantenidas verticalmente sobre el cuerpo. A todos los adultos de las efimeras les faltan piezas bucales funcionales. Los machos tienen ojos compuestos que a veces están completamente divididos, y patas anteriores muy alargadas. Las hembras tienen ojos más pequeños y las patas anteriores más cortas (Rupert y Barnes, 1996).

Las ninfas de los efemerópteros viven por lo general en aguas dulces aunque unas pocas especies viven en aguas salobres. Estas tienen de 4 a 7 pares de branquias sobre sus segmentos abdominales. Unas pocas tienen también branquias filamentosas sobre sus coxas o maxilas. Las ninfas tienen piezas bucales masticadoras, dos largos cercos filamentosos y a menudo un filamento central al final del abdomen. Sus tarsos presentan una sola uña en su extremo. Las ninfas de diferentes géneros han evolucionado de diferentes formas especializadas para aprovechar los diferentes hábitats acuáticos. Por lo general las ninfas son de tres tipos: nadadoras, reptadoras y excavadoras. Las ninfas nadadoras tienen una forma hidrodinámica con un abdomen aplanado o con una forma de torpedo para impulsarse. Las reptadoras que viven sobre o debajo de las rocas, son más o menos aplanadas con palas fuertes. Y las excavadoras son cilíndricas con patas modificadas para excavar (Femández y Domínguez, 2001)

Los Ephemeropteros son los únicos insectos que tienen dos fases aladas en su ciclo de vida. La primera fase es llamada subimago; la fase alada siguiente es el imago donde ha alcanzado la madurez sexual. Los subimagos pueden reconocerse por una cubierta finísima de pelos y por las superficies lechosas y peludas de las alas. Los imagos tienen alas transparentes y sin pelos. A pesar de que para los antiguos griegos, y para todo el mundo desde entonces, las efímeras fueron el símbolo de la vida breve, la realidad es que para muchas especies la duración de sus ciclos de vida es casi igual a las de otros grupos de insectos. La mayor parte de la vida de un efemeróptero ocurre en el agua como ninfa. El adulto no come y existe solamente para reproducirse rápidamente. Las ninfas se alimentan de detritus, algas y diatomeas, aunque unas pocas especies son depredadoras. El desarrollo ninfal dura de 2 semanas a un año o más, según sea la especie, y las ninfas mudan muchas veces. La ninfa madura muda a la fase subimago y vuela a una superficie cercana. En la salida del agua es ayudada por los pelos finos ya mencionados. Después de unos pocos minutos o hasta un día, según la especie, el subimago muda de nuevo al imago o adulto maduro. Los imagos machos de la mayoría de las especies forman enjambres en vuelo. Al entrar en el enjambre, la hembra es atrapada por un macho y se produce la cópula. Aunque el comportamiento de oviposición cambia según la especie, generalmente las hembras depositan sus huevos al volar encima de la superficie del agua, metiendo el abdomen. Los huevos se esparcen y caen al fondo del lago o río (Fernández y Domínguez 2001).

Los taxones integrantes del orden Ephemeroptera son muy abundantes en los ecosistemas de agua dulce, preferentemente en las aguas corrientes, y poseen una distribución tan amplia, que se pueden encontrar en latitudes altas o bajas, en zonas templadas o tropicales, presentando mayor diversidad en los trópicos

(Fernández y Domínguez, 2001). Carrasco (2003), reporta la presencia de taxones pertenecientes a las familias Baetidae, Leptohiphidae y Leptophebidae, en los principales ríos que se hallan en el ámbito de la provincia de Huamanga, siendo las más abundantes y presentes en casi todos los ríos y riachuelos la especie identificada como *Baetis sp.*, cuyo bajo nombre fue descrita y caracterizada por Roldan (1988). Sin embargo para Fernández y Domínguez (2001), dicho taxón no está representado para el Neotrópico, más bien existe la presencia del taxón denominado como *Deceptiviosa sp.*, que tiene las mismas características que *Baetis sp.*

En el manejo de los ecosistemas acuáticos los efemerópteros son un importante grupo taxonómico que pueden ser biomonitoreados con cierta regularidad, debido a la gran diversidad de hábitats que ocupan en los sistemas acuáticos, lo fácil y poco costoso que resulta su muestreo y los variados rangos de tolerancia a la contaminación que presentan las especies, constituyen un magnífico grupo para estudios de impacto ambiental, de conservación y de biodiversidad en sentido general. Es por esta causa que Alba-Tercedor (1996) consideran a las familias de ésta orden como excelentes bioindicadores de la calidad de las aguas en los ríos, ya que son sensibles a la contaminación habitando la mayoría de las especies de estas familias en ríos y arroyos cristalinos, oxigenados y fríos.

En los ecosistemas acuáticos altoandinos, el orden está presente en casi todos los ríos poco contaminados y es muy abundante en los torrentes montañosos.

3. TOXICIDAD

Un residuo es tóxico si tiene el potencial de causar la muerte, lesiones graves, efectos perjudiciales para la salud del ser humano si se ingiere, inhala o entra en contacto con la piel. Se ha optado por una definición de toxicidad totalmente

cualitativa para evitar análisis sofisticados de laboratorio para la clasificación de los residuos. Sin embargo, una definición más exacta requiere la utilización de límites cuantitativos de contenido de sustancias tóxicas el uso de definiciones que establecen la CL_{50} (concentración letal media que mata al 50% de los organismos de laboratorio). El propósito de las pruebas de toxicidad es obtener información útil para lograr la protección de los organismos acuáticos de una especie determinada o, de todas las comunidades que integran la biota de un ecosistema, de los peligros ocasionados por las sustancias peligrosas arrojadas al ambiente por el hombre. A las exposiciones a concentraciones que producen la muerte en 96 horas o menos se les denomina exposiciones agudas, mientras que las exposiciones de mayor duración a concentraciones subletales se les denomina exposiciones crónicas. La duración de estas exposiciones crónicas experimentales puede ser por un período del desarrollo, pueden ser vitalicias o extenderse por períodos de más de una generación (Moreno, 2003).

En el caso de los estudios de toxicidad aguda, la respuesta que se mide es la muerte de los individuos en estudio. La mayoría de los estudios de toxicidad aguda en peces reportan los resultados calculando la CL_{50} , que es la concentración que resulta letal para el 50% de los peces expuestos durante un período especificado. Antes de las letras CL se acostumbra escribir la duración de la exposición expresada en horas. Normalmente se reportan las CL_{50} para exposiciones de 96 horas (Ramírez, 1999).

Existen diferentes conceptos en toxicidad (Moreno, 2003):

- A las concentraciones del tóxico que están por abajo de las respuestas sub-letales se les denomina nivel de no efecto. A la CL_{50} se le llama

concentración letal y las concentraciones mayores a la CL_{50} se dice que forman el rango letal.

- El tiempo de resistencia se define como la mediana del tiempo letal, LT_{50} , el cual se refiere al tiempo de exposición que es necesario para que muera la mitad de los individuos en las condiciones de experimentación.

En estudios fisiológicos y en exposiciones crónicas se miden otras respuestas diferentes que la muerte. Se pueden medir la velocidad de ciertas funciones y la concentración de metabolitos. Por ejemplo: la tasa de respiración, la velocidad de nado, la tasa de consumo de oxígeno, la concentración de electrolitos o de glucosa en suero, el nivel de glutación hepático, etc. También se miden los niveles de algunas enzimas. La respuesta fisiológica es una modificación en una o más de las variables mencionadas en el párrafo anterior, causadas por una modificación ambiental. Cuando las modificaciones fisiológicas tienen como propósito mantener la homeostasis se le llama respuesta, si el cambio refleja el rompimiento de una función fisiológica se le denomina efecto. Desde el punto de vista de la protección del ambiente, el parámetro que se trata de determinar en los estudios de toxicología acuática es la concentración del tóxico que se puede permitir en un cuerpo de agua, sin que cause daño significativo a la biota residente o a una especie determinada de ese consorcio. Este parámetro normalmente se determina en exposiciones crónicas y es la base para el establecimiento de las normas o criterios de calidad del agua. El parámetro toxicológico que más comúnmente se mide experimentalmente para evaluar el impacto ambiental de una sustancia, es la toxicidad aguda expresada como CL_{50} . También se mide la pendiente de la curva de concentración/respuesta construida a partir de una serie de CL_{50} a períodos fijos, por ejemplo 3, 6, 24, 48 y 96 horas. La pendiente de la curva tiene significación si la concentración del

tóxico se puede mantener constante durante todos y cada uno de los períodos experimentales. Esto no es muy fácil de lograr debido a las pérdidas del tóxico por evaporación o por transformaciones físico/químicas durante la prueba.

Como es de esperarse, los valores de CL_{50} varían con la temperatura de experimentación y con el nivel de oxígeno disuelto en el agua. La hipoxia puede aumentar la toxicidad de un compuesto, aunque en algunas especies sucede lo contrario. El aumento de temperatura incrementa la tasa metabólica (Moreno, 2003).

Otra forma de medir la toxicidad de las aguas residuales en lo que respecta a la vida biológica son los ensayos biológicos cuya finalidad es (<http://cabierta.uchile.cl/revista/6/aguas.htm>):

- Determinar la concentración de un agua residual dada que se produzca la muerte de un 50% de los organismos de ensayo en un periodo de tiempo especificado.
- Determinar la concentración máxima que no causa efecto aparente sobre los organismos de ensayo durante 96 horas.

Se consiguen estos objetivos introduciendo peces u otros animales adecuados en acuario conteniendo distintas concentraciones del agua residual en cuestión y observando seguidamente su supervivencia a lo largo del tiempo. .

La toxicidad puede ser de dos tipos (Peña et. al, 2001):

- a. Toxicidad aguda: Estos test determinan la concentración de efluentes o aguas receptoras (o ambiente acuático) que producen un efecto adverso en un grupo de organismos reprobada durante un tiempo de exposición

corto (24, 48 o 96 horas). La respuesta es letal. La toxicidad aguda es medida usando procedimientos estadísticos. Sus respuestas pueden expresarse como: concentraciones letales medias. CL_{50} que es la concentración tóxica que causa la muerte al 50% de organismos de prueba.

- b. Toxicidad crónica: Son definidos como los test a largo plazo en que los efectos subletales (por ejemplo: reducción de crecimiento o reproducción) son usualmente medidos en adición por letalidad. Sus respuestas se expresan en niveles NOEC (Concentración a la cual no se observa efecto) son las mayores pruebas de concentración con tóxicos a que organismos son expuestos en un ciclo completo de vida o un ciclo parcial de vida. (Plazo corto) no se observan efectos adversos en los organismos de prueba. LOEC (Concentración más baja a la cual se observa efecto) es la concentración baja de tóxicos a que organismos son expuestos en una prueba, que causan efectos adversos estadísticamente significantes en los organismos de prueba. MATCH es el rango entre el NOEC y LOEC y es la concentración máxima aceptable de tóxico. esta proporciona referencia útil para comparar varias toxicidades estresantes de químicos. El MATCH ha sido ampliamente utilizado para evaluar pesticidas y químicos industriales.

c. Dosis – efecto

Es una relación entre la exposición y el efecto en la salud que se establece al medir la respuesta a una dosis en aumento. esta relación es importante para determinar la toxicidad de una sustancia específica. se basa en el concepto de que una dosis o un periodo de exposición (a una sustancia química, fármaco o sustancia tóxica), producirá un impacto

(efecto) en el organismo expuesto, habitualmente, cuanto más prolongada o más intensa es la dosis, mayor es la reacción o el efecto. a esto se hace referencia cuando se dice "la dosis determina el veneno".

4. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES "LA TOTORA"

Según Consulting Engineers Salzgitter (2004), la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAR) de "La Tatora" fue construida en 1974 para tratar los residuos líquidos de hasta 40.000 Habitantes. La planta recibe las aguas residuales recolectadas y transportadas por una red de alcantarillado sanitario que conduce hacia un emisor para su entrega y tratamiento en la PTAR. En la actualidad se encuentran conectados al sistema de alcantarillado sanitario para aproximadamente 86.000 habitantes que corresponden al 62% de la población total estimada al año 1999.

La planta se encuentra ubicada planimétricamente entre las siguientes coordenadas:

NORTE	585.654E-8547.489 N
SUR	585.762 E-8 546.611 N
ESTE	585.996 E-8 547.037 N
OESTE	585.442 E-8 547.220 N

Colinda hacia el norte con la carretera Ayacucho-Huanta, hacia el sur con el río Alameda, hacia el este con varias chacras donde las principales actividades económicas son la agricultura y ganadería, hacia el oeste con una zona poblada caracterizada por casas unifamiliares con huertos que están emplazadas a lo largo del camino de acceso o sea directamente colindantes con la planta o al frente del mencionado camino. La Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "La

"Totorá", tiene la capacidad de de realizar los siguientes tratamientos (Consulting Engineers Salzgitter, 2004):

a. Tratamiento preliminar

Son dispositivos formados por barras metálicas, paralelas, del mismo espesor e igualmente espaciadas. Se destinan a la remoción de sólidos gruesos en suspensión, así como de cuerpos flotantes, como estopa, papel, paño, madera y plástico, tiene la finalidad de:

- Protección de los dispositivos de transporte de las aguas residuales contra obstrucción, especialmente de bombas, registros, tuberías, piezas especiales, etc.
- Protección de los equipos de tratamiento, y del aspecto estético de los cuerpos receptores cuando las aguas residuales se alejan por simple dilución.

El espaciamiento útil entre las barras se escoge en función al tipo de material que se quiere retener y de los equipos a proteger. Pueden clasificarse según Rolim (2000) de la siguiente manera:

- Rejillas gruesas: se instalan aguas arriba de las bombas de grandes dimensiones, turbinas, etc., y casi siempre preceden rejillas comunes.
- Rejillas medias: con menor espacio entre las barras (por lo general 25 mm); se usan comúnmente en plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Rejillas finas: Se emplean cuando están bien determinadas las características del agua a tratar.

Cámara de rejillas.- La planta de tratamiento de aguas residuales "La Totorá" consta de una cámara de rejillas compuesta de tres canaletas de aproximación hacia las rejillas. La concepción constructiva de tales canaletas, ha previsto aguas arriba de las rejillas una forma trapezoidal en la parte inferior de las

mismas por medio de cuñas de 25 cm de ancho y 50 cm de altura a manera de asegurar las velocidades requeridas. Para alcanzar una distribución proporcionada del afluente hacia las tres cámaras o canaletas, se cuenta con muros guía (pilas) en la entrada y salida de las mismas. Con el objeto de aislar cada una de las unidades, han sido provistas compuertas deslizantes de canal con vástago no ascendente ubicadas al inicio y a la salida de las canaletas. En lo referente a los equipos de rejillas se han previsto 2 unidades de rejillas escalonadas de limpieza automática. Este tipo de rejillas se encuentra conformado por láminas o barras en forma de escalera de manera que unas láminas son fijas y otras móviles, formando parte éstas últimas de un conjunto móvil que se mueve por ciclos en dirección ascendente de manera que los sólidos se van depositando y transportando al siguiente escalón de forma sucesiva hasta alcanzar el punto más alto donde se produce el vertido hacia tolvas ubicadas en la parte superior del transportador tipo tornillo sin eje para su conducción hacia el container. El tornillo se encuentra encapsulado en toda su longitud de manera que su transporte es higiénico y la generación de malos olores mínima.

El ciclo de trabajo se regula automáticamente según el nivel de agua frente a la rejilla. La determinación del nivel de agua ocurre mediante sondas. Alcanzado un valor preestablecido se pone en marcha el equipo iniciando así un ciclo de limpieza.

b. Desarenador

Los desarenadores son unidades destinadas a retener arena y otros residuos minerales inertes y pesados que se encuentran en las aguas residuales (escombros, guijarros, partículas de metal, carbón, etc.). Estos materiales provienen del lavado, inundaciones, infiltraciones de aguas residuales de las industrias, etc. Son tanques de sedimentación diseñados para remover materia

no putrescible que puede causar abrasión en canales o bombas, y ocasionar su obstrucción. La materia removida, como no es biodegradable, debe recolectarse y disponerse en un área adecuada para el relleno. La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" cuenta con desarenadores rectos de flujo horizontal, sin aeración, con un sistema de limpieza hidráulico. Consta de tres cámaras de 1,20 m de ancho cada una con una profundidad de canal de 2,50 m y una longitud efectiva de 30 m (Rolim, 2000).

c. Tratamiento primario.

Con este nombre se designa a los procesos cuya finalidad es la remoción de sólidos suspendidos y puede ser por sedimentación o flotación. De estos procesos, el más utilizado y que mejor se ajusta a las características de las aguas residuales es la sedimentación. Las unidades o dispositivos de tratamiento que utilizan el proceso de sedimentación son:

- Tanques sépticos.
- Tanques Imhoff.
- Sedimentadores simples o primarios.

Tanques Imhoff.- Un tanque Imhoff es una unidad de tratamiento primario de dos niveles, conocido también como tanque de doble acción, los tanques Imhoff son utilizados como tanque de sedimentación y de digestión, sirven principalmente para la separación de sólidos suspendidos mediante sedimentación convirtiéndose en lodos y mediante flotación convirtiéndose en natas. Un tanque Imhoff se divide en:

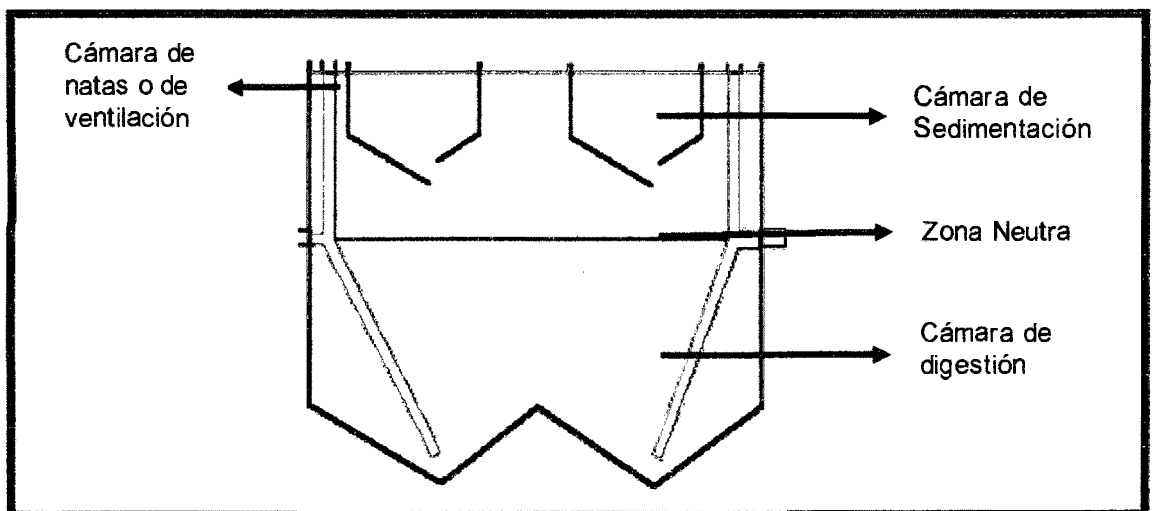
Cámara de sedimentación, parte superior del tanque, presenta dos lozas convergentes con una inclinación de 60° respecto a la horizontal, en el fondo tiene una ranura y un solape de las lozas inclinadas gracias a esta disposición

geométrica se evita que los gases producidos en la digestión al ascender, perturben la sedimentación de los sólidos.

Zona neutra, denominado así al espacio comprendido entre la cámara de sedimentación que ayudan a evitar que las espumas o natas pasen de la cámara de digestión a la de sedimentación debido a la acción de los gases.

Cámara de digestión, la que se halla en la parte inferior del tanque Imhoff, puede estar formada en su fondo por dos o más tolvas que faciliten el drenado de los lodos, estos serán removidos mediante un tubo utilizando la carga hidrostática.

Cámara de natas, también llamada respiradero o cámara de espumas, es la cámara por la que son expulsados hacia la atmósfera los gases que se forman en la cámara de digestión por procesos anaerobios.



Fuente: Días y Bellot 1995.

Figura N° 1: Representación esquemática de las partes de un Tanque Imhoff.

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" cuenta para el tratamiento primario con 6 tanques Imhoff, los que son alimentados por las aguas procedentes del efluente de los desarenadores. Los tanques Imhoff 3, 4, 5 y 6 tienen un área en planta de 30,50 x 17,80 m de dimensiones internas a los que se adicionan el área de 30,10 x 12 m de dimensiones internas de los 2 tanques Imhoff 1 y 2.

El período de retención nominal recomendado se encuentra en el rango de 1 a 2,5 horas. Acorde al período de retención se produce una mayor o menor remoción de la carga orgánica. Como una anotación adicional se señala que el período de retención ha sido calculado en función del caudal horario, en realidad el cálculo debería referirse al caudal medio diario con lo que los períodos de retención para los tanques existentes ascenderían a 1,2 h y en los nuevos a 1,8 h, obteniéndose un tiempo de retención ponderado mayor a 1,6 h y por tanto una mayor remoción. En lo referente a los coliformes fecales o termotolerantes, se acepta para tanques Imhoff una remoción del 60% y en lo que respecta a la remoción DBO_5 de un 25%.

d. Tratamiento secundario.

El tratamiento secundario, se encuentra compuesto por 4 filtros percoladores, 3 lagunas de maduración y 2 lagunas facultativas. La sedimentación secundaria ocurre en las lagunas de sedimentación integradas (4 sedimentadores), las cuales tratan el efluente final de los filtros percoladores. Finalmente a objeto de mejorar la calidad microbiológica de los efluentes tratados la planta consta de 3 lagunas de pulimento (maduración). El efluente es entregado al cauce natural del río Alameda por medio de una estructura disipadora y un canal trapezoidal ancho, revestido de roca.

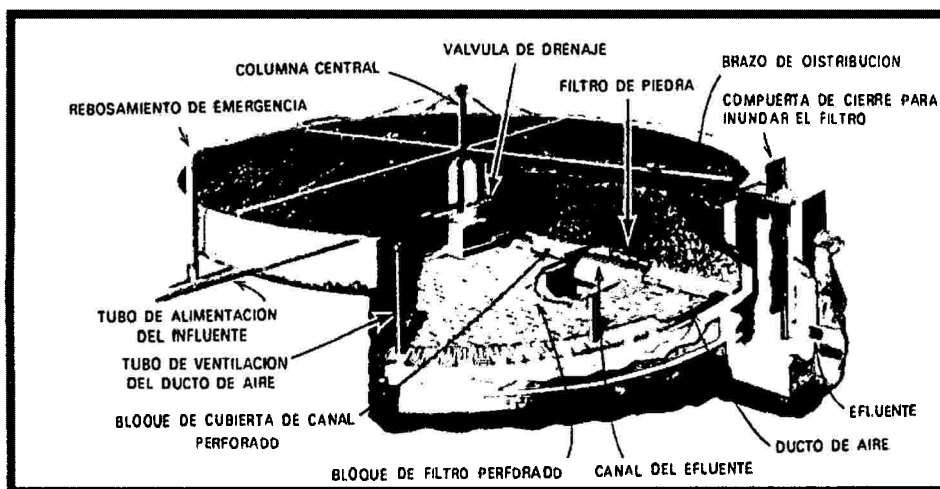
- **Filtros Percoladores**

El filtro percolador consiste en un lecho formado por un medio sumamente permeable al que se adhieren los microorganismos y a través del cual percola el agua residual, estableciéndose una estrecha relación entre ellas que garantiza una óptima descomposición de la materia orgánica. El medio filtrante suele estar formado por piedras, o diferentes materiales plásticos de relleno. Los filtros incluyen un sistema de drenaje inferior para recoger el líquido tratado y los sólidos biológicos que se haya separado del medio. El líquido recogido pasa a un tanque de sedimentación en el que se pasan los sólidos del agua residual. La biomasa dispuesta sobre el material de contacto crece en función de la oferta de sustrato, por lo tanto, el espesor de la biopelícula crece más rápidamente en la zona superior y más lentamente en la inferior. Dado que el volumen de poros existente entre las partículas del material de relleno no puede incrementarse, se puede producir un taponamiento de los mismos impidiendo de esta manera la libre circulación de agua y de aire e interrumpir de esta manera el proceso. Para evitar este fenómeno el equipo aspersor (rociador) rotativo considerado en el diseño está en la capacidad de entregar la cantidad de agua necesaria de manera de abastecer con el sustrato necesario a los organismos y permitir el arrastre de la biopelícula en exceso (Rolim, 2000).

La alimentación hidráulica a los filtros percoladores se da por medio de rociadores rotativos de 4 brazos, cada filtro tiene 32 metros de diámetro, una altura de 4.5 m de lecho filtrante haciendo una altura total de 7 metros. (Consulting Engineers Salzgitter, 2004)

El lecho filtrante tiene 4 zonas o capas. La inferior con una altura de 30 cm está conformada por granulometrías comprendidas entre 100 y 150 mm. La capa

suprayacente con una altura de 30 cm está conformada por granulometrías comprendidas entre 80 y 100 mm. La capa suprayacente inmediata tiene una profundidad de 3,50 m y está conformada por granulometrías comprendidas entre 40 y 80 mm. La capa superior y en una altura de 40 cm está conformada por granulometrías comprendidas entre 60 y 80 mm. No se empleó bajo ningún concepto un tamaño de partícula menor a 40 mm. El proceso de sedimentación secundaria tiene lugar en cuatro pequeñas lagunas que para estos efectos han sido designadas como sedimentadores integrados, por el hecho de estar físicamente adosados a las lagunas de maduración. La topografía accidentada de la planta y los requerimientos de taludes no han permitido obtener dimensiones iguales para los sedimentadores. En promedio se puede decir que los sedimentadores presentan un área neta a nivel de espejo de agua de 1.325 m² , un área neta en el fondo (tomando en cuenta rampas de acceso, estructuras, etc.) de 415 m². La altura promedio de agua 2,90 m de los cuales máximo entre 0,90 a 1,00 m se ha considerado como altura disponible de volumen muerto para el almacenamiento de lodos y proceso de digestión (Consulting Engineers Salzgitter, 2004)



Fuente: Kemmer, F; y Mc Callion, J. 1996.

Figura N° 2: Representación esquemática de un filtro percolador.

- **Sistema de lagunas.**

Lagunas facultativas; estas lagunas son variantes mas simples de los sistemas de lagunas de estabilización. Básicamente el proceso que ocurre en estas lagunas, consiste en la retención de aguas residuales por un periodo de tiempo largo o suficiente como para que los procesos naturales de estabilización de la materia orgánica se lleven a cabo. Las principales ventajas o desventajas, están asociadas a a los fenómenos naturales (Hemadéz y Galán, 2004)

Una laguna facultativa combina la actividad aerobia y la anaerobia en la misma unidad. Los fitoflagelados y las algas que están en las lagunas utilizan las sales inorgánicas y el bióxido de carbono que resultan de la descomposición bacteriana de la materia orgánica. El oxígeno producido por la fotosíntesis, que puede alcanzar niveles de oxígeno disuelto de 15 a 30 mg/L en las postrimerías de la tarde, está presente en la actividad bacteriológica aerobia, aunque el nivel de oxígeno disuelto desciende durante la noche y puede llegar a cero si la laguna está sobrecargada (Rolim, 2000).

En la zona inferior anaerobia en la que se descomponen activamente los sólidos acumulados por acción de bacterias anaerobias comporta la producción de compuestos orgánicos disueltos y de gases como el CO_2 , el H_2S y el CH_4 , que o bien se oxidan por las bacterias aerobias, o se liberan a la atmósfera. Las lagunas facultativas, presentan también una zona intermedia, que es parcialmente aerobia y anaerobia, en la que la descomposición de los residuos orgánicos la llevan a cabo las bacterias facultativas (Rolim, 2000).

Lagunas de Maduración, estas posibilitan un pulimento del efluente de cualquiera de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. El principal objetivo es el de la remoción de patógenos y remoción adicional de DBO. Las lagunas de maduración, constituyen una alternativa bastante económica en la desinfección del efluente por métodos más convencionales como la cloración. Son lagunas que reciben una carga orgánica muy baja cuyo uso primario es como una etapa secundaria de tratamiento, enseguida de una laguna facultativa o de otro tipo de unidad de tratamiento biológico. También en estas lagunas hay gran crecimiento de algas, pero su característica más importante es la alta remoción de bacterias patógenas que se logra debido a que el ambiente es desfavorable para estos microorganismos (Rolim, 2000).

El sistema de lagunas de la PTAR "La Totorá" está compuesto por 2 lagunas de tipo facultativo y 3 lagunas de maduración o pulimento. Las lagunas son en esencia estanques diseñados para el tratamiento de aguas servidas mediante procesos biológicos naturales de interacción de la biomasa y la materia orgánica contenida en las aguas servidas.

Las lagunas facultativas 1 y 2 son alimentadas con parte del efluente del tanque Imhoff 6, aproximadamente un 33%. La laguna de maduración 1, es alimentada por el efluente de los sedimentadores 1 y 2. La laguna de maduración 2, es alimentada por el efluente de los sedimentadores 3 y 4. La laguna de maduración 3, es alimentada por los efluentes de las lagunas facultativas 1 y 2 como también de las lagunas de maduración 1 y 2. Las dimensiones del sistema de laguna que se hallan dentro de planta de tratamiento se detallan a continuación:

Cuadro N° 01: Dimensiones de las lagunas existentes en la Planta de Tratamiento de aguas Residuales "La Titora"

LAGUNA	FONDO ÁREA (m²)	LONGITUD (m)	ANCHO (m)	VOLUMEN (m³)
Laguna facultativa 1	1593	344	56	35100
Laguna facultativa 2	1333	341	49	29700
Laguna de maduración 1	1028	269	50	24000
Laguna de maduración 2	14583	262	66	32000
Laguna de maduración 3	15081	253	70	32600

Fuente: Consulting Engineers Salzgitter (2002)

III. MATERIALES Y MÉTODOS

1. LUGAR DE UBICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

La presente investigación se desarrolló en los laboratorios de Ecología y Control Ambiental de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga.

Los lugares de donde se obtuvieron las muestras de agua que permitieron la preparación de los medios de cría de las unidades experimentales fueron:

a. Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” (PTAR_La Totorá):

De donde se obtuvo aguas servidas que tienen su origen en la ciudad de Ayacucho y que son tratadas, de los cuales se determinó su toxicidad, siendo colectadas de las siguientes zonas:

- Laguna de maduración N° 01
- Laguna de maduración N° 02, y

- Efluentes de la laguna de maduración N° 03, las mismas que son incorporados en el río Alameda

Las ubicaciones de los mismos se muestran en el plano N° 01

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" políticamente está ubicada de la siguiente manera:

Comunidad : Totorá
Distrito : Jesús de Nazareno
Provincia : Huamanga
Región : Ayacucho

Mientras que la ubicación geográfica es la siguiente:

Norte : 585.654 E - 8 547.489 N
Sur : 585.762 E - 8 546.611 N
Este : 585.996 E - 8 547.037 N
Oeste : 585.442 E - 8 547.220 N

En el Plano N° 01 se muestra el diseño de la Planta de Tratamiento

b. Río Huatatas:

Considerándose a este río como el hábitat natural de la especie sometida al bioensayo, seleccionándose para ello una zona donde la acción antropogénica fue mínima.

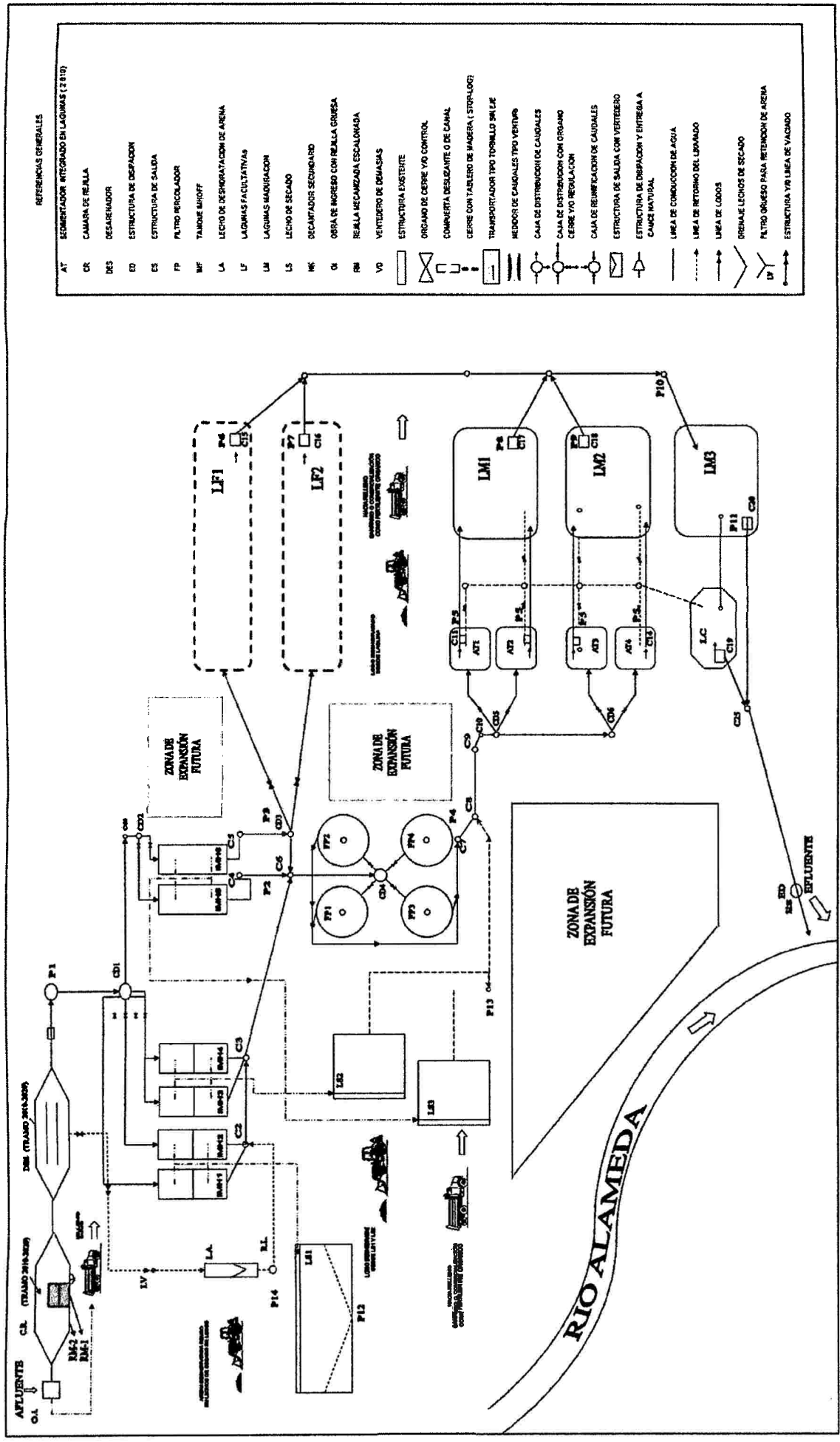
La ubicación política de esta zona es la siguiente:

Comunidad : Huatatas
Distrito : Tambillo
Provincia : Huamanga
Región : Ayacucho

La ubicación geográfica:

Norte : 8541936

Este : 0587469



Plano N° 01.- Disposición de las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tofora". Ayacucho 2006.

- 23 de noviembre
- 14 de diciembre

4. DETERMINACIÓN DE LA TOXICIDAD:

Los náyades de *Baetis sp.* capturados se mantuvieron en el laboratorio por 24 horas antes de iniciar el experimento, siendo utilizados solo aquellos que hayan sobrevivido ese tiempo y no mostraran daño alguno.

Para la determinación de la toxicidad de las aguas de las lagunas de maduración 1, 2 y 3 de la PTAR "La Totorá", se preparó 6 concentraciones diferentes, siendo estas 0, 5, 10, 20, 40, 80%, empleándose como diluyente aguas del río Huatatas.

Los medios de crianza fueron preparados en recipientes de 4 litros de capacidad (baldes), los cuales en el transcurso de los experimentos, fueron constantemente aireadas a través de una bomba de acuario, con la finalidad de tratar de replicar las condiciones en la cual sobreviven en el río, donde la concentración de oxígeno es muy raramente limitante.

El registro de los individuos muertos y sobrevivientes se hizo a intervalos de 24 horas, hasta las 72 horas de iniciado el experimento.

5. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA

En las aguas de las tres lagunas de maduración de la PTAR "La Totorá" y del río Huatatas, de donde se obtuvo aguas para la preparación de los medios de crianza y en cada uno de ellos se determinó las siguientes características físicoquímicas:

CUADRO N° 02: Características fisicoquímicos considerados en el estudio

Sólidos Disueltos Totales	mg/L	Conductómetro	
Conductividad	μS/cmL	Conductómetro	
Turbidez	UNT	Instrumental	
Salinidad	m/L	Conductómetro	
Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	Colorimétrico	Titulación H ₂ SO ₄
Cloruro	mg Cl ⁻ /L	Colorimétrico	Titulación AgNO ₃
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	Colorimétrico	Titulación EDTA
Amonio	mg/L	Colorimétrico	Comparativo
pH		Potenciómetro	In situ

6. DISEÑO EXPERIMENTAL:

El presente experimento se adecuó a un diseño factorial de AxB, (6x3) donde:

- A: Concentraciones de las aguas de las pozas de maduración de la PTAR-La Totorá (0, 5, 10, 20, 40 y 80%)
- B: Llagunas de maduración (I, II y III).

Realizándose la experiencia con 3 repeticiones y teniendo en cada combinación 30 unidades experimentales (*Baetis sp.*).

7. ANÁLISIS ESTADÍSTICO:

Para poder detectar posibles diferencias entre los tres tipos de aguas y las 5 concentraciones, se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) y comparaciones de medias mediante el método de Duncan ($\alpha = 0.05$), para la identificación de las mismas.

Para determinar la toxicidad de los diferentes medios de crianza según su estado de maduración y determinar la CL_{50} , se empleó el análisis Probit, disponible en MINITAB 14, así mismo para la realización del ANVA se empleó el SPSS.

IV. RESULTADOS

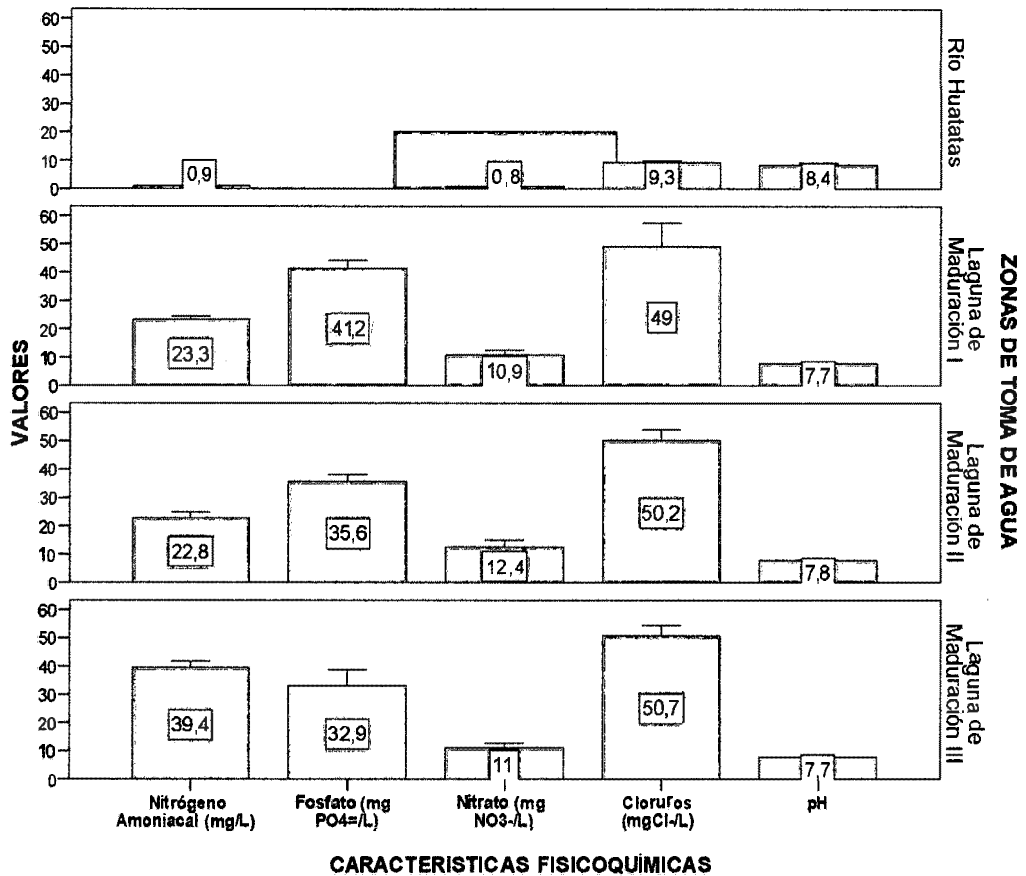


GRÁFICO 01- A.- Promedios de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas para la preparación de los medios de cultivo para *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

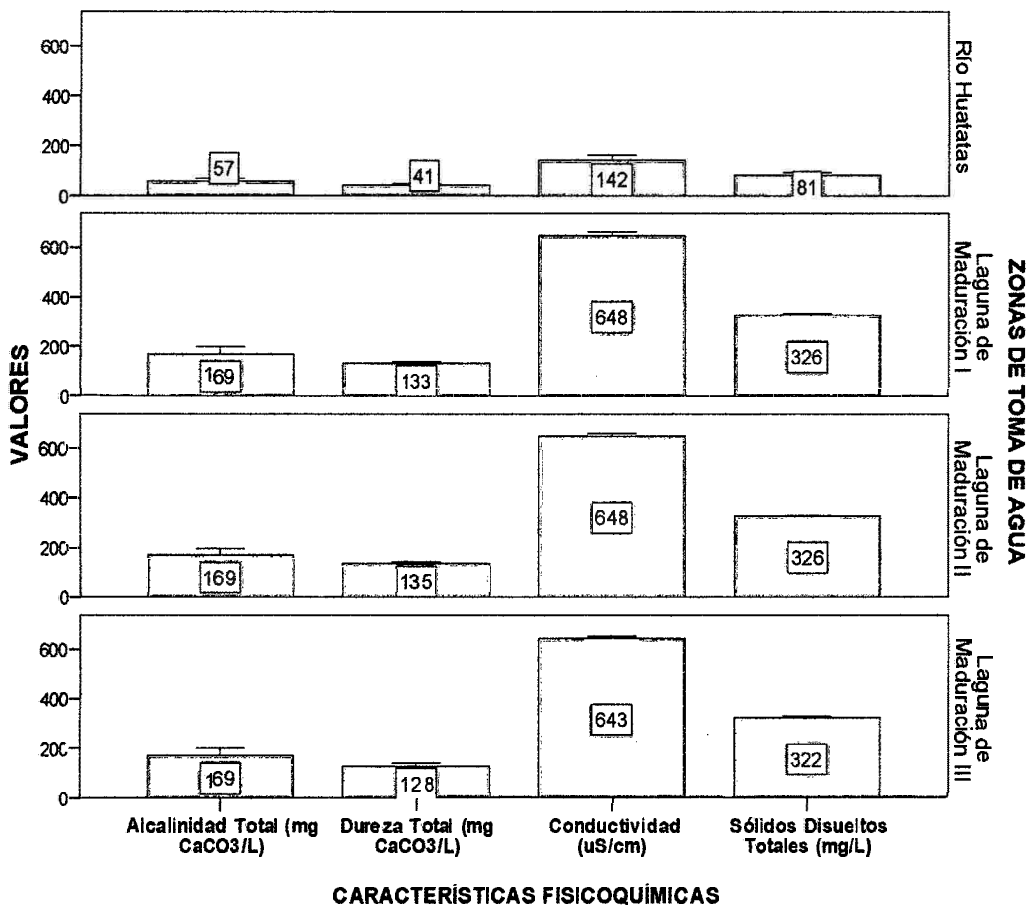


GRÁFICO 01- B.- Promedios de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas para la preparación de los medios de cultivo para *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

CUADRO N° 03.- Promedio de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas como medios de cultivo de *Baetis* sp, considerando las lagunas de maduración de la PTAR "Totora". Ayacucho 2006.

	I		II		III	
	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	8.83 ^b	8.64	8.85 ^b	8.75	14.60 ^a	14.56
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	62.19	48.71	62.67	48.88	61.81	49.37
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	66.19	34.08	64.76	34.41	63.19	31.72
Fosfato (mg PO ₄ ⁻ /L)	15.07 ^a	15.43	13.05 ^b	13.39	12.69 ^b	12.61
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	4.94	3.69	5.66	4.37	4.97	3.79
Cloruros (mg Cl ⁻ /L)	19.74	15.25	19.62	14.91	19.31	15.19
Conductividad (µS/cm)	297.69	197.10	301.57	198.24	297.81	200.78
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	148.55	99.23	150.75	99.96	150.00	99.78
Ph	7.61	0.28	7.53	0.28	7.48	0.32

* : Significativo

** : Altamente significativo

a, b : Jerarquías determinados por análisis Duncan ($\alpha=0.05$)

CUADRO N° 04.- Promedio de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas como medios de cultivo de *Baëfis* sp, considerando las concentraciones de las aguas de las lagunas de maduración de la PTAR "Totora". Ayacucho 2006.

	0		5		10		20		40		80	
	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica	Media	Desv. típica
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	1.0	0.1	1.5	0.4	3.0	0.8	5.8	1.7	11.7	3.4	23.8	5.9
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	57.6	1.0	70.2	13.1	54.2	4.6	35.8	6.8	26.7	10.0	22.2	4.4
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	37.8	0.7	36.7	5.0	42.2	6.7	52.2	8.3	67.8	9.7	84.4	11.3
Fosfatid (mg PO ₄ ⁻³ /L)	0.1	0.0	0.8	0.3	5.4	1.5	8.1	2.6	14.9	4.5	29.4	4.2
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	1.6	0.1	1.7	1.0	2.9	1.7	4.2	2.6	5.6	2.4	9.0	1.7
Cloruros (mg Cl ⁻ /L)	6.1	0.5	6.7	1.3	10.0	3.1	15.3	4.9	22.2	4.9	26.7	3.5
Conductividad (µS/cm)	108.2	1.7	111.5	3.7	146.2	14.4	226.8	10.8	360.2	10.0	493.7	16.1
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	51.2	1.1	55.8	1.9	76.9	2.9	113.1	4.9	180.2	5.0	246.7	8.2
pH	7.3	0.1	7.4	0.2	7.4	0.3	7.5	0.3	7.7	0.3	7.8	0.3

* : Significativo

** : Altamente significativo

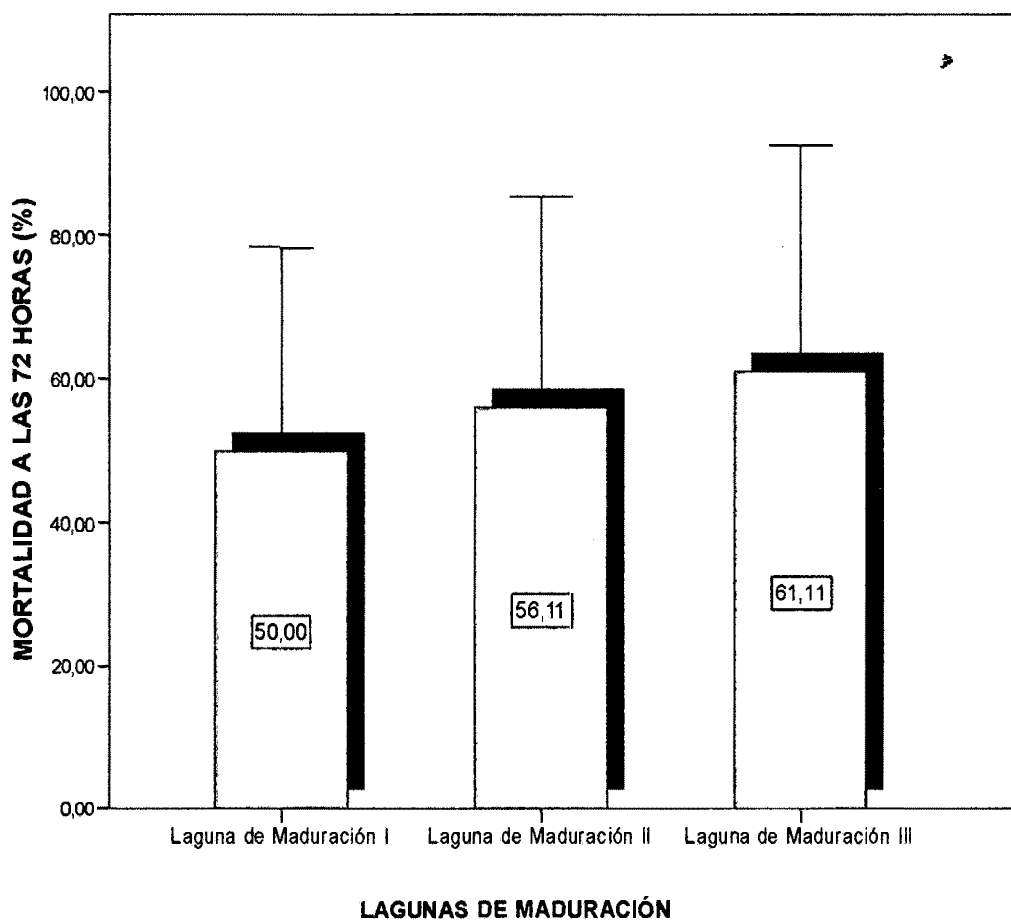


GRÁFICO N° 02.- Porcentaje promedio de mortalidad de *Baetis sp.* a las 72 horas, en medios de crianza considerando el origen de las aguas empleadas para su preparación. Ayacucho 2006.

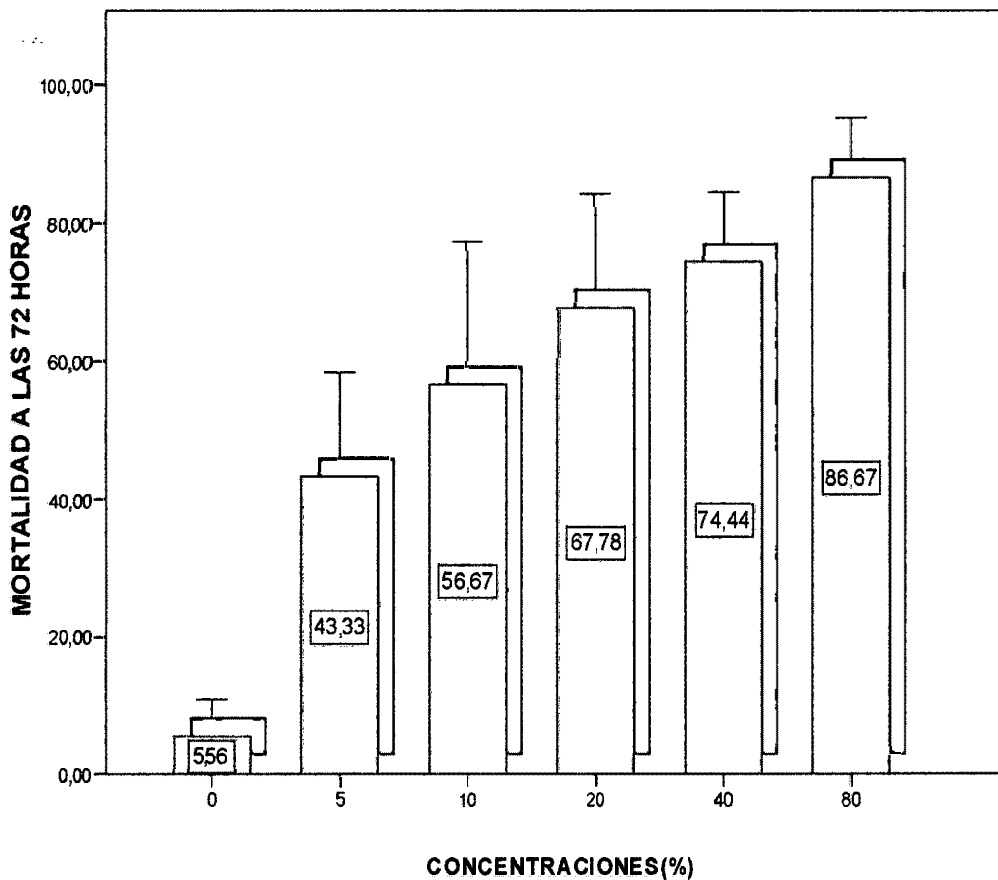
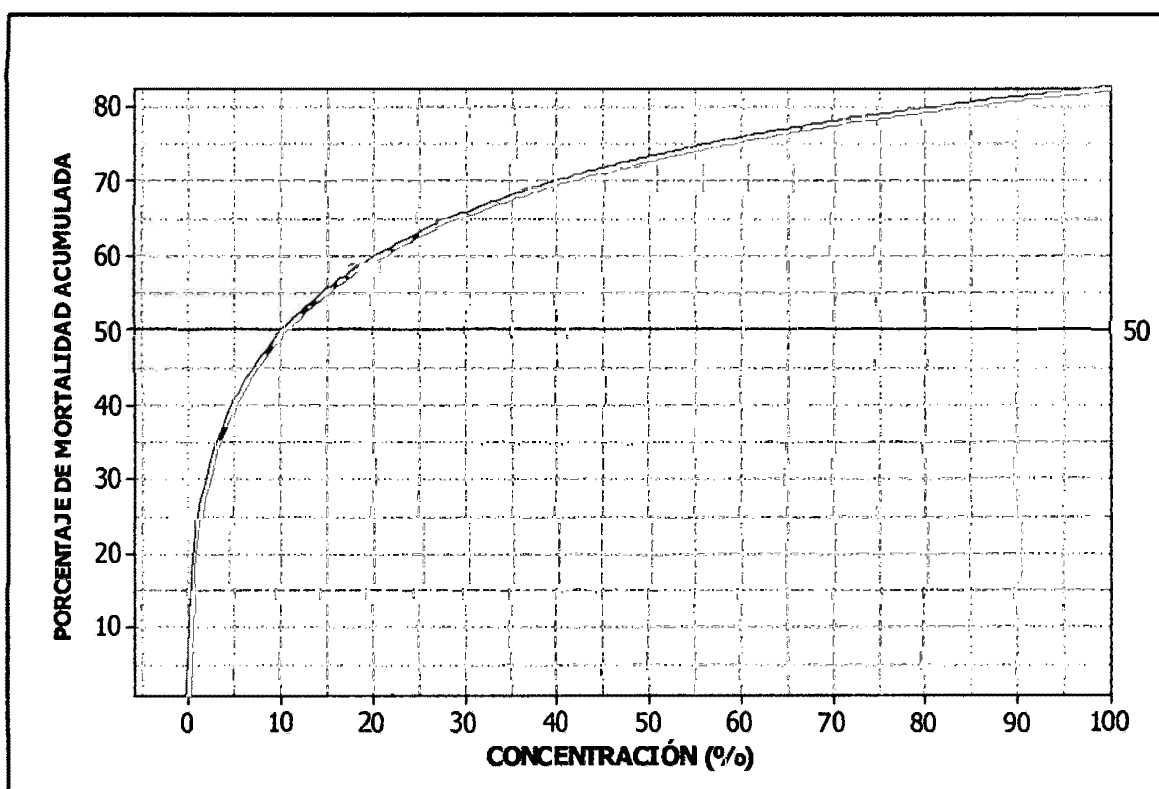
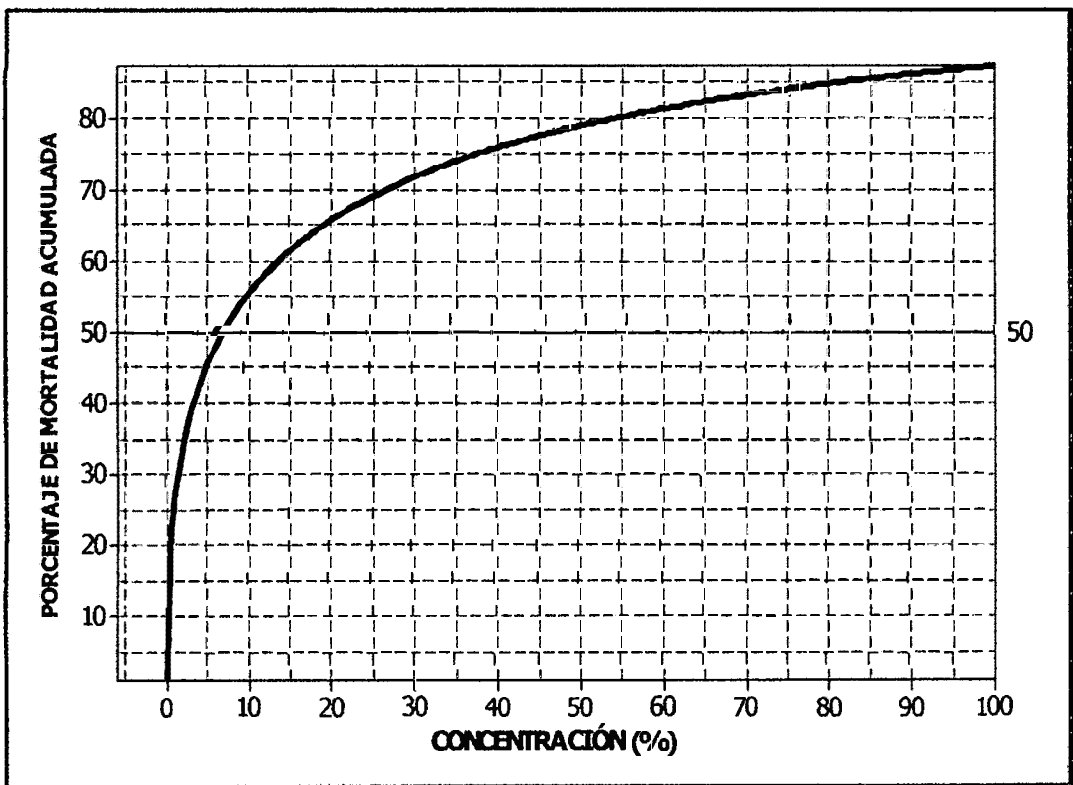


GRÁFICO N° 03.- Porcentaje promedio de mortalidad de *Baetis sp.* a las 72 horas, en medios de crianza considerando las concentraciones de las aguas empleadas para su preparación. Ayacucho 2006.



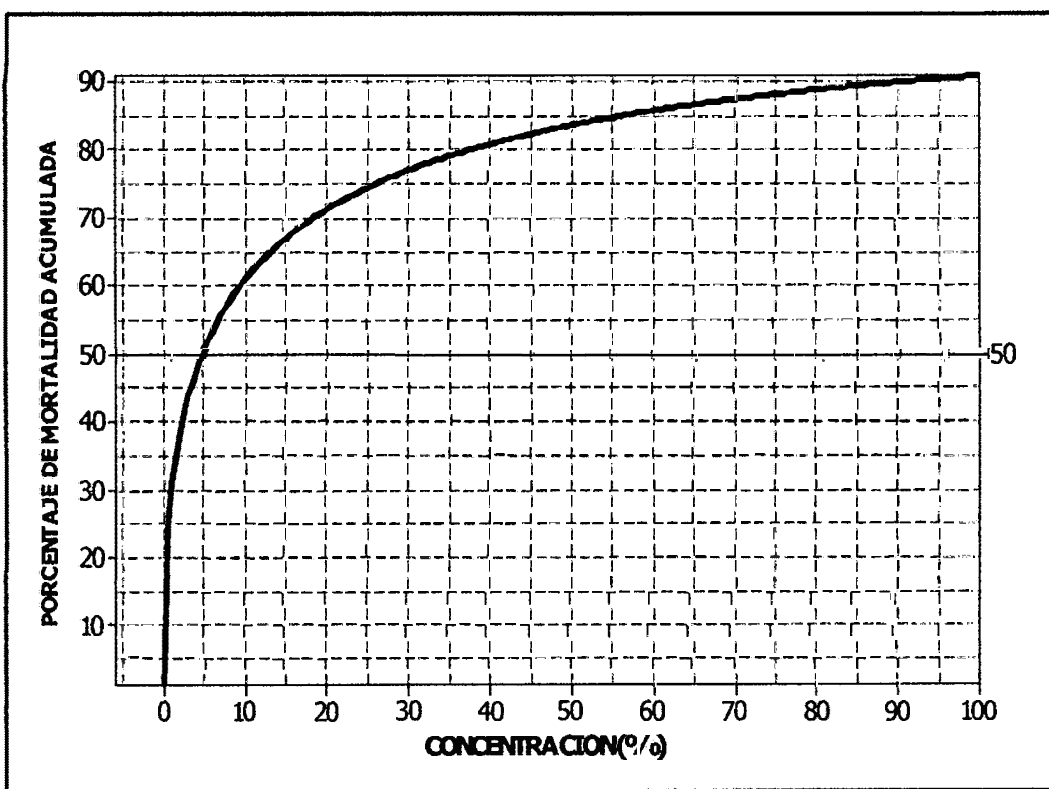
CL₅₀ = 10.3814; Error Estándar= 3.14373;
 Intervalo Inferior (95%) = 5.06037; Intervalo Superior (95%) = 17.89

GRÁFICO N° 04.- Porcentaje acumulado de mortalidad de *Baetis sp.* en función de seis concentración crecientes de aguas provenientes de la laguna de maduración I de la PTAR "La Totorá". Ayacucho 2006.



CL₅₀ = 6.80598; Error Estándar= 2.23256;
 Intervalo Inferior (95%) = 2.9953; Intervalo Superior (95%) = 11.9043

GRÁFICO N° 05.- Porcentaje acumulado de mortalidad de *Baetis sp.* a las 72 horas, en función de seis concentración crecientes de aguas provenientes de la laguna de maduración II de la PTAR "La Totorá". Ayacucho 2006



CL₅₀ = 4.7115; Error Estándar= 1.71173;
 Intervalo Inferior (95%) = 1.83276; Intervalo Superior (95%) = 8.55207

GRÁFICO N° 06.- Porcentaje acumulado de mortalidad de *Baetis sp.* a las 72 horas, en función de seis concentración crecientes de aguas provenientes de la laguna de maduración III de la PTAR "La Totorá". Ayacucho 2006.

V. DISCUSIÓN

En los Gráficos N° 01-A y 01-B, se puede observar los valores promedios de las características fisicoquímicas que mostraron las aguas consideradas para la preparación de los medios de cultivo de las unidades experimentales (*Baetis sp.*), el río Huatatas, las lagunas de maduración 01, 02 y 03 de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" (PTAR "La Totorá"). En el Gráfico N° 01-A, se muestra los valores de nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato, cloruros y pH, en donde en términos generales se observa menores valores en las aguas del río Huatatas, resaltando el hecho de que el nitrógeno amoniacal muestra valores sumamente pequeños (0.9 mg/L) en comparación con los valores que muestran las lagunas de maduración con valores de 23.3, 22.8 y 39.4 mg/L para las lagunas I, II y III respectivamente. Al efectuar el análisis de varianza (Cuadro N° 02 del anexo), se determinó que existe diferencia significativa entre los lugares, siendo el lugar que presentó menor concentración, el río Huatatas y mayor concentración la laguna de maduración III, mientras que las lagunas I y II mostraron valores intermedios (Prueba Duncan, Cuadro N° 03-A del anexo). Los valores de nitrógeno amoniacal hallados para el río Huatatas son similares a los

reportados por Carrasco (2003), para los ríos de la provincia de Huamanga, pero solo para las zonas consideradas como río arriba, donde la acción antropogénica es mínima, mientras que los valores hallados para las lagunas de maduración son sumamente altos, incluso comparados con los reportados para aguas de los ríos que han sido afectados por la ciudad de Ayacucho y/o efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá". Los valores elevados señalados, son producto de la descomposición de la materia orgánica que se halla disuelta o en suspensión en las aguas que llegan a la PTAR "La Totorá" para su tratamiento, las mismas que por su propia naturaleza tienen un alto contenido de materia orgánica nitrogenada; tal como señala Roldan (1992), Margalef (1983) y Alba-Tercedor (1996), que mencionan que cuando la materia orgánica nitrogenada contenida en las aguas se descompone, genera subproductos como el amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4). Es decir que es "natural" que las aguas servidas, que están siendo tratadas en una planta de tratamiento, contengan elevados valores de nitrógeno amoniacal. Las fuentes más importantes de materia orgánica nitrogenada en un río están representado por materia orgánica de origen vegetal ribereña (árboles), los cuales al ser incorporadas al río se descomponen liberando dicho compuesto.

Cabe señalar que los valores de nitrógeno amoniacal, es estadísticamente mayor en la laguna de maduración III en comparación con las lagunas I y II. Este dato es de vital importancia para comprender los otros resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación. Posiblemente este comportamiento se debe a que, en la laguna III confluyen los efluentes de las lagunas facultativas I y II (estas reciben aguas tratadas en los filtro percoladores), donde los procesos de depuración tienen mayor efectividad, además de las aguas provenientes de las lagunas facultativas 1 y 2, donde el proceso de depuración no es tan eficiente,

por lo que es razonable suponer que sus efluentes aún están sumamente cargados de nitrógeno amoniacal y materia orgánica.

Con respecto a los valores de fosfatos hallados, se observa igual comportamiento, valores muy pequeños para el río Huatatas y sumamente grandes para las lagunas de maduración. El análisis de varianza efectuado (Cuadro Nº 02 del anexo), muestra la existencia de diferencia significativa entre las zonas, siendo menor el valor a nivel del río. Este resultado guarda relación con lo manifestado por Nevel y Wriqth (1999), que manifiestan que aguas afectadas por contaminación orgánica, como las aguas servidas, muestran valores sumamente altos de fosfatos, como producto de la incorporación de sustancias ricas en fosfatos y también como producto de la mineralización de la materia orgánica que en ella se halla. En forma natural es sumamente raro que se pueda detectar fosfato disponible en las aguas de los ecosistemas loticos, ya que ser uno de los nutrientes más limitante para la productividad primaria, es inmediatamente inmovilizado por organismos autótrofos (Smith y Smith, 2001).

Con respecto a los valores de nitratos hallados, también se observa un similar comportamiento, menor en el río Huatatas y mucho mayor en las lagunas de maduración, la misma que estaría siendo explicado por las consideraciones anteriormente señaladas, donde la materia orgánica incorporada al agua es la fuente más importante. Sin embargo, es necesario señalar que dichos valores no son tan altos como lo observados en los fosfatos, esto debido seguramente a que el nitrógeno disponible (nitratos) puede convertirse en nitrógeno molecular (gas) cuando se halla en condiciones anaeróbicas (Odum y Warrent. 2006) y perderse para dicho ecosistema, fenómeno que seguramente ocurre en las lagunas de maduración durante las horas de la noche, donde es muy posible que se llegue a condiciones anaeróbicas principalmente en las horas de la

mañana, contribuyendo a que los valores de este nutriente disminuyan notablemente en las aguas de las lagunas de maduración.

Los valores de los cloruros también muestran valores con igual comportamiento, que en los casos anteriores, menor en el río Huatatas (9.3 mg/L) y mayor en las lagunas de maduración (49, 50.2 y 50.7) para las lagunas I, II y III respectivamente. Al efectuar el análisis de varianza y la prueba de Duncan, se determinó que los valores presentados por el río Huatatas son menores a la de las lagunas, mientras que los valores entre si son iguales. Los cloruros en las aguas de los ecosistemas acuáticos continentales, pueden tener dos posibles orígenes, una puede ser el sustrato por donde recorre el agua, que por disolución lo incorpora a su seno y el otro puede ser por contaminación con excretas (orina) principalmente de los mamíferos, tal como señala Roldan (1992), que afirma que la orina de hombre y animales de sangre caliente contiene gran cantidad de cloruros bajo la forma de cloruro de sodio, conteniendo aproximadamente 5 g Cl⁻/L. Margalef (1983), Roldan (1992) y Rolim (200), señalan que el agua al ser utilizada como vehículo para la eliminación de excretas del hombre, se incorpora a ella grandes cantidades de orina, lo que incrementa notablemente la concentración de éste ión, determinando una elevación de éste ión en las aguas servidas. El ión cloruro es considerado como una de las propiedades del agua que ejerce mayor influencia para la distribución geográfica de los organismos de agua dulce, ya que influye en la presión osmótica, por lo mismo estos, dichos organismos vivos presentan una serie de adaptaciones para adaptarse a tenores bajos de éste ión. Por lo general, medios con elevada salinidad, presentan alta productividad, pero baja diversidad (Carrasco, 2003).

En el caso del pH, los valores hallados son estadísticamente similares para el río y las lagunas, probablemente debido a que es una característica resultante de la acción e interacción de muchas sustancias que al ionizarse en el agua liberan iones hidrogeniones (H^+) e iones hidroxilos (OH^-), además de otros procesos (Nevel y Wrigth, 1999), por lo que al interactuar en el seno del agua diferentes sustancias con dichas propiedades, dan como resultados valores del pH similares.

En el Gráfico N° 01-B, se muestra los valores promedios para la alcalinidad total, dureza total, conductividad y sólidos disueltos totales, en forma general se observa que los valores son menores en el río y mayores para las lagunas de maduración. Para el caso de la alcalinidad, dicho comportamiento se explica, teniendo en cuenta que la descomposición aeróbica de la materia orgánica libera dióxido de carbono y este gas al estar relacionado en forma directa con la alcalinidad, tal como lo señala (Smith y Smith, 2001) determina elevados valores para las aguas donde la actividad de descomposición es activa (lagunas de maduración) y menor para aquellas donde no ocurre dicho proceso. Los valores de dureza total, no escapa a lo descrito anteriormente, son mayores en las lagunas de maduración debido a que en las aguas servidas existe mayor presencia de sustancias de origen antrópico que elevan dicho valor, como nitratos y cloruros. Roldan (1992) y Rolin (2000), señalan que la dureza total de las aguas está determinado por la presencia de iones calcio y magnesio, principalmente bajo la forma de carbonatos, bicarbonatos, sulfatos así como por los cloruros y nitratos, por lo que se explica de esa manera los valores descritos. En el caso de la conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, al estar relacionado en forma directa con la cantidad de iones disueltos en el agua, es lógico suponer que aguas servidas que han sufrido tratamiento (donde la materia

orgánica se mineraliza), existe la generación en grandes cantidades de iones, elevando dichos valores. Por ello, se halla valores elevados en las aguas de las lagunas de maduración, que son aguas que ya han sufrido diferentes tratamientos y ya están casi listos para ser incorporados al medio ambiente.

El realizar las mezclas de aguas según su origen (río Huatatas y lagunas de maduración) y según los porcentajes de concentración (0, 5, 10, 20, 40 y 80%), con la finalidad de prepara los medios de cría para la *Baetis sp.*, se obtuvieron 18 combinaciones, a partir de los cuales se realizaron los mismos análisis fisicoquímicos que en casos anteriores. Los valores promedios hallados según el origen de las aguas (lagunas de maduración), se muestran en el Cuadro N° 03, en el cual resalta el hecho de que la mayoría de dichas características en dichas lagunas son estadísticamente similares (ANOVA para efectos principales del factor laguna), tal es el caso de alcalinidad total, dureza total, nitratos, cloruros, conductividad, sólidos disueltos totales y pH; mientras que en las cantidades de nitrógeno amoniacal y fosfatos son diferentes (altamente significativo y significativo respectivamente). La laguna de maduración III, es la que muestra mayores valores de nitrógeno amoniacal (Cuadro N° 04 del anexo), probablemente como consecuencia de que en ella confluyen aguas que han sido tratadas en los biofiltros (lagunas I y II) y las lagunas facultativas, que como ya se mencionó anteriormente, la efectividad de tratamiento de las aguas residuales es diferente, óptimo en los biofiltros y no tanto en las lagunas facultativas, determinando un incremento de los niveles de materia orgánica en la laguna III, consecuentemente también un incremento de nitrógeno amoniacal, tal como lo señala Ramirez (1999) y Tyler (1992). En el caso de fosfatos, los valores numéricos son mayores en las lagunas I y II (15.07 y 13.05 mg/L, respectivamente) en comparación con la laguna III (12.69 mg/L); sin embargo al

realizar el ANOVA y análisis Duncan correspondiente (Cuadro N° 07 del anexo), se halló los mayores para la laguna I y los menores para II y III. De cierta forma se estaría confirmando que la efectividad de los tratamientos es mejor en los biofiltros (recuerde que las aguas que se hallan en las lagunas I y II tienen ese origen), lo que determinaría que un buen porcentaje de la materia orgánica contenida en las aguas que están siendo tratadas ya ha sido mineralizada, liberando mayores cantidades de compuestos simples y dentro de ellos a los fosfatos.

En el Cuadro N° 04, se muestra los valores promedios de las características fisicoquímicas de las aguas del medio del cultivo de *Baetis sp.*, según las concentraciones preparadas. Al realizar el análisis de varianza de los efectos principales para las concentraciones, se halló que en todas las características presentan significancia estadística (Cuadros N° 04 al 12 del anexo), lo que quiere decir que estas son diferentes en las concentraciones de los medios, siendo mayores sus valores a medida que la concentración de las aguas de las lagunas de maduración se incrementa. Como se detalló anteriormente, las aguas del río Huatatas son las que presentan menores valores, en comparación con la de las lagunas de maduración, por lo que en las mezclas realizadas para la preparación de los medios de cría, se realizó diluciones, donde los valores altos sufrieron una reducción en medida del porcentaje de participación de las aguas del río Huatatas. Con lo mencionado, se logró el preparado de medios que presentaban características diferentes, con el cual se podría apreciar mejor el efecto de las aguas residuales en la sobrevivencia de *Baetis sp.*

En el Gráfico N° 02 se muestra los valores promedios del porcentaje de mortalidad de *Baetis sp.*, en los medios de cría preparados según las lagunas de donde provino el agua. Se observa que en los medios donde hubo participación

de aguas de la laguna III, existió una mayor mortalidad con un promedio de 61.11%, seguida de las lagunas I y II con valores de 50 y 56.11 %, respectivamente. Al realizar el análisis de varianza para efectos principales y la respectiva prueba Duncan (Cuadro N° 13 del anexo), se halló que estadísticamente la laguna III es la que generó mayor mortalidad en las unidades experimentales, seguida de la laguna II y I. Es muy probable que este efecto se deba a que las aguas de la laguna III muestran mayores valores de nitrógeno amoniacal. Roldan (1999), Margalef (1983) y Smith y Smith (2001), sostienen que la materia orgánica nitrogenada al descomponerse, liberan una serie de compuestos de transición hacia nitratos, siendo uno de ellos amonio (NH_4^+), que en medios donde el pH es alcalino se genera formas no disociadas (NH_4OH), el cual es bastante tóxico, afectando negativamente la sobrevivencia de organismos acuáticos. Por lo que es muy probable que esa condición haya sido determinante para los valores de mortalidad registrados, coadyuvado con los valores de pH por encima de la neutralidad.

En el Gráfico N° 03, se muestra los valores promedios del porcentaje de mortalidad de *Baetis sp.*, registrados en los medios de cultivo según su concentración. Dichos valores muestran una tendencia de incremento a medida que la concentración de las aguas de las lagunas con las cuales fueron preparados, también se incrementa. Al realizar el ANOVA de efectos principales y su correspondiente análisis Duncan (Cuadro N° 13 del anexo), se halló que generalmente las mayores mortalidades son registradas en los medios preparados con porcentajes de aguas de las lagunas de maduración, así por ejemplo la mortalidad registrada en el medio con una concentración de 80%, es de 86.67%, seguida de 40, 20, 10, 5 y 0%, con valores de 74.44, 67.78, 56.67, 43.33 y 5.56% de mortalidad respectivamente. Como ya se mencionó

anteriormente, el preparado de los medios de cultivo fueron una suerte de diluciones, donde las características fisicoquímicas se redujeron en medida del porcentaje de participación de las aguas del río Huatatas, de modo que por ejemplo en el caso del nitrógeno amoniacal, al cual se le responsabiliza por la mortalidad registrada, también se redujo con la consecuente reducción de la mortalidad, tal como señala Roldan (1999), al señalar el efecto de dicho compuesto en la biota acuática.

En el Gráfico N° 04, se muestra el porcentaje acumulado de mortalidad de *Baetis sp.*, en las seis concentraciones crecientes de la laguna de maduración I, la misma que fue elaborado según el análisis Probit, determinándose que la concentración letal media (CL_{50}) es de 10.38%, con un error estándar de 3.14, lo que quiere decir que estadísticamente se esperaría una mortalidad de la mitad de los individuos de *Baetis sp.*, cuando las aguas de la laguna I estuvieran representadas un poco más del 10 % en los ecosistemas acuáticos continentales. Para hacerlo más comprensible se puede mencionar lo siguiente, si tuviéramos un cuerpo de agua lótico (río) con un caudal de 90 litros, al cual se le agrega 10 litros continuos de aguas residuales con las mismas características de la laguna I, se esperaría que la mitad de la población de *Baetis sp.*, presente, moriría dentro de las 72 horas. La mortalidad señalada, solo como consecuencia de la presencia de sustancias derivadas de la descomposición de la materia orgánica como nitrógeno amoniacal y otros, sin tomar en cuenta que la descomposición de la materia orgánica también genera una disminución del contenido de oxígeno disuelto, que en caso de ecosistemas lénticos como lagos y lagunas es crítico, por lo que es de suponer que bajo dichas condiciones la mortalidad de organismos como *Baetis sp.* se vería incrementado. Para el caso de ecosistemas que presentan agua fluyente (ríos y riachuelos) la disminución

de los tenores de oxígeno disuelto no es crítico, ya que el mismo flujo de las aguas generan turbulencia que hace posible la incorporación dinámica de oxígeno atmosférico en el agua por fenómenos de difusión, tal como lo señala Roldan (1999) y Wetzel (1981).

En el Gráfico N° 05 se puede observar la tendencia del porcentaje de la mortalidad acumulada de *Baetis sp.* a las 72 de cultivo, en los medios preparados en base a concentraciones crecientes de las aguas de la laguna de maduración II. El análisis de sobrevivencia Probit, dio como resultado una concentración letal media (CL_{50}) de 6.806 %, con un error estándar de 2.23, con un intervalo inferior de 2.99 % y un intervalo superior de 11.904%. La CL_{50} para estas aguas, se puede apreciar que es menor a la que presentó la laguna I, es decir que sólo es suficiente la presencia de estas aguas en un 6.8 % en aguas continentales como el río Huatatas, para generar el 50% de mortalidad en organismos acuáticos como *Baetis sp.*; sin embargo como se detalló anteriormente, estadísticamente los niveles de mortalidad en las aguas de las lagunas I y II son iguales.

En el Gráfico N° 06 se muestra la curva del porcentaje acumulado de mortalidad a las 72 horas de *Baetis sp.*, en las seis concentraciones crecientes de la laguna de maduración III, elaborado según el análisis Probit, determinándose que la concentración letal media (CL_{50}) es de 4.71%, con un error estándar de 3.14. El valor de la CL_{50} es menor en comparación con la que mostró la laguna I y II, la misma que es confirmada por el análisis de varianza realizado anteriormente, esto muy probablemente se debe a que las aguas de esta laguna mostraron una mayor concentración de nitrógeno amoniacal, que como ya se afirmó anteriormente es bastante tóxica para la biota acuática, aun más cuando el pH del medio se halla por encima de la neutralidad, ya que en estas condiciones un

buen porcentaje de dicha sustancia se halla bajo la forma ligada (NH_4OH) que es la forma tóxica (Roldan, 1999; Odum 2006)

Los valores hallados son sumamente preocupantes para muestra realidad, donde no existe un buen tratamiento para las aguas residuales generados en los centro poblados y más aún donde existen numerosos poblados rurales en las riberas de los ríos en los que no existe el más mínimo tratamiento. Si tomamos en cuenta que solo un pequeño porcentaje de las poblaciones rurales, no más del 30%, tienen acceso a una adecuada eliminación de aguas residuales y sobre todo a un adecuado tratamiento de estas aguas (Calderón, 2004), lo que hace suponer que las excretas y orina generada por los centro poblados rurales, son en su mayoría eliminados a los ecosistemas lóticos, generando alteraciones muy graves en las condiciones ambientales y consecuentemente en la biota presente. Más aún todavía, tomando en cuenta lo que manifiesta Roldan (1999) y Fernández y Domínguez (2001), sobre el género *Baetis sp*, al cual califican como organismos que son halladas en aguas relativamente eutrofizadas, lo que quiere decir que sus rangos de tolerancia frente a factores ambientales derivados de la contaminación orgánica son relativamente más amplios que otros organismos, es decir son relativamente tolerantes a la contaminación orgánica.

VI. CONCLUSIONES

1. Las características fisicoquímicas de las aguas empleadas para la preparación de los medios de cultivo para las unidades experimentales, mostraron valores muy disímiles, principalmente la proveniente del río Huatatas, cuyo valores en términos generales fueron estadísticamente menores a los que mostraron las aguas de las lagunas de maduración I, II y III de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tofora", así por ejemplo para el caso de nitrógeno amoniacal las aguas del río Huatatas presentó un promedio de 0.9 mg/L y las lagunas de maduración valores por encima de 20 mg/L, para fosfatos el río Huatatas presentó valores menores a 0 y para las lagunas valores por encima de 30 mg/L. Las características fisicoquímicas de las aguas residuales que son tratadas en las lagunas de maduración I, II y III muestran valores bastante similares ($P > 0.05$), como por ejemplo para el caso de fosfatos, 41.1, 35.6 y 32.9 mg/L, para nitratos 10.9, 12.4 y 11 mg/L. Solo en la concentración de nitrógeno amoniacal la laguna III difieren ostensiblemente de las lagunas I y II ($P < 0.05$), así la laguna III presenta un valor promedio de 39.4 mg/L y las lagunas I y II 23.3 y 22.8 mg/L respectivamente.

Los medios de cultivo, según sea haya empleado aguas de las lagunas I, II o III, no mostraron diferencia significativa en las características fisicoquímicas a excepción del nitrógeno amoniacal, siendo mayor en aquellos medios donde se empleó aguas de la laguna III. Mientras que según las concentraciones, todas las características fisicoquímicas mostraron significancia estadística.

2. El porcentaje de mortalidad de *Baetis sp.*, fue mayor en el medio preparado con aguas de la laguna de maduración III que llegó un promedio de 61.11 %, en comparación con los registrados en los medios preparados por aguas de las lagunas I y II que presentaron valores de 50 y 56.11% respectivamente. Mientras que para las concentraciones, mayores fueron las mortalidades en los medios con mayor concentración de agua de las lagunas, así la mortalidad registrada para una concentración de 5% fue de 43.33% y para una concentración de 80% la mortalidad fue de 86.67%.
3. Las concentraciones letales medias (CL_{50}) para las aguas de las lagunas de maduración I, II y III fueron respectivamente 10.38, 6.81 y 4.71, siendo por lo tanto la laguna III, la que mostró mayor toxicidad frente a *Baetis sp.*

VII. RECOMENDACIONES

1. Realizar investigaciones con la finalidad de determinar el efecto toxicológico de las aguas que son evacuadas de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá", empleando organismos muchos más sensibles que *Baetis s.p.*, con la finalidad de modelizar su efecto sobre la biota presente en los ecosistemas acuáticos lóticos altoandinos.
2. Efectuar pruebas toxicológicas de los residuos generados en la actividad minera, como los relaves, con la finalidad de determinar su efecto sobre la biota acuática y generar criterios más consistentes para el monitoreo de la calidad ambiental, frente a actividades como la señalada.
3. Recomendar a la Empresa Prestadora de Servicios de Saneamiento Ayacucho, (EPSASA), que debe mejorar los procedimientos de tratamiento de las aguas residuales que llegan a las instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá", con la finalidad de que las aguas que son incorporadas al río Alameda tengan el menor impacto negativo posible.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Alba-Tercedor, J.** 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Departamento de Biología animal y ecología. Universidad de Granada. España.
2. **Babcock, R.** 1971. Instrumentalización y control en el tratamiento de aguas potables, industriales y desecho. Primera edición. Editorial Limusa – Wiley. Mexico.
3. **Begon, M.; Townsend, C. y Harper, J.** 2006. Ecology : from individuals to ecosystems. 4th ed.
4. **Calderón, J.** 2004. Agua y saneamiento: El caso del Perú rural. ITDG, Oficina Regional para America Latina.
5. **Carrasco, C.** 2001, Composición Estructural de la Comunidad de los Macroinvertebrados Acuáticos y su Relación con las características Físico Químicas en el río Alameda, UNSCH. Ayacucho-Perú.
6. **Carrasco, C.** 2001. Estructura de la Comunidad Béntica de Macroinvertebrados en el Río Huatatas y su Relación con su Calidad de Agua, Ayacucho, UNSCH. Ayacucho-Perú.
7. **Carrasco, C.** 2003. Comunidad macroinvertebrada bentónica y su relación con la calidad de agua en cinco ríos de la Provincia de Huamanga, Ayacucho 2003 – 2004. Tesis para optar el grado académico de Maestro en Ciencias. UNSCH. Ayacucho Perú.
8. **Cole, G.A.** 1988. Manual de Limnología. Hemisferio Sur. Buenos Aires-Argentina.
9. **Conde, G.** 1993. Efectos de los Residuos Provenientes de la Piscigranja de Jatumpampa sobre la Entomofauna Bentónica del Río Apacheta. Ayacucho. Tesis U.N.S.C.H. Perú.

10. **Consulting Engineers Salzgitter.** 2004 Manual de operación y mantenimiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora" Ayacucho- Perú
11. **Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento de Ayacucho (EPSASA).** 2002. Normas Técnicas Peruanas (NTP). Métodos de Ensayos para el análisis de agua potable. Ayacucho – Perú.
12. **Fernández, H. y Domínguez, E.** 2001. Guía para Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina.
13. **Hernandez, A y Galán, P.** 2004 Manual de depuración Uralita. Editorial Paraninfo.
14. **Margalef, R.** 1983. Limnología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona-España.
15. **Moreno, M.** 2003. Toxicidad Ambiental: evaluación de riesgo para la salud humana. Editorial Mc Graw Hill. España
16. **Nevel, B. y R. Wrigth.** 1999. Ciencias Ambientales, Ecología y Desarrollo Sostenible. Sexta Edición. Editorial Prentice May, S.A. México.
17. **Odum, E. y Warrent, G.** 2006. Fundamentos de Ecología. Quinta Edición. Thomson Editores. México
18. **Odum, E. y Warrett, G.** 2006. Fundamentos de Ecología. 5ta Edición. Editorial Thomsom. México.
19. **Pennak, R.** 1978. Fresh Water Invertebrates of the United State. Estados Unidos.
20. **Peña, C.; Carter, D. y Ayala –Fierro, F.** 2001. Toxicología ambiental: evaluación de riesgos y restauración ambiental. University of Arizona. Disponible en <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toixamb/>.
21. **Peña, C.; Carter, D. y Ayala-Fierro, F.** 2001. Toxicología ambiental: Evaluación de riesgos y restauración ambiental. Southwest Hazardous Waste Program. The University of Arizona

22. **Ramirez, A.** 1999. Ecología aplicada: diseño y análisis estadístico. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Colombia.
23. **Roldan, G.** 1988. Guía Para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
24. **Roldan, G.** 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
25. **Rolim, S.** 2000. Sistemas de lagunas de estabilización. Editorial Mc Graw Hill. Primera edición. Bogotá Colombia
26. **Rupert, E. y R. Barnes.** 1996. Zoología de los Invertebrados. 6ta. Edición. Editorial McGraw– Hill. México.
27. **Smith, R. y Smith, T.** 2001. Ecología General. 4ta Edición. Pearson Educación S.A. Madrid. España.
28. **Spiro, T. y Stigliani, W.** 2004. Química medio ambiental. Pearson Educación S.A. Madrid
29. **Tyller, G.** 1992. Ecología y Medio Ambiente. 8va Edición. Editorial Iberoamericana, S.A. México.
30. URL:
<http://www.famu.edu/acad/research/mayfly/publications/pubjat1996p203>
31. URL: <http://www.cabierta.uchile.cl/revista/6/aguas.htm>
32. URL: <http://www.lenntech.com/espanol/efectos-ambientales.htm>
33. URL: <http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/ciencias/2000088/index.html>
34. URL: www.peruecologico.com.pe/lib_c23_t01.htm.
35. **Wetzel, R.** 1981. Limnología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona– España

ANEXO

ANEXO 01.- Principales estadísticos descriptivos de las características fisicoquímicas de las agua consideradas para la preparación de los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

ZONAS	CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	N	MEDIA	DESV. TÍPICA	INTERV. CONF. (95%)		MÍNIMO	MÁXIMO
					LIMIT. INF.	LIMIT. SUP.		
Huatatas	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	3	0.90	0.10	0.65	1.15	0.80	1.00
	Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	3	56.67	11.37	28.42	84.92	44.00	66.00
	Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	3	41.33	6.43	25.36	57.30	34.00	46.00
	Fosfato (mg PO ₄ =/L)	3	0.04	0.02	-0.01	0.08	0.02	0.05
	Nitrato (mg NO ₃ -/L)	3	0.83	0.06	0.68	0.98	0.79	0.90
	Cloruros (mgCl ₂ -/L)	3	9.33	0.58	7.90	10.77	9.00	10.00
	Conductividad (µS/cm)	3	141.57	18.43	95.79	187.34	122.60	159.40
	Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	3	81.23	9.15	58.49	103.97	73.20	91.20
pH	3	8.37	0.70	6.64	10.10	7.57	8.80	
Laguna de Maduración I	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	3	23.33	1.15	20.46	26.20	22.00	24.00
	Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	3	168.67	31.01	91.65	245.69	138.00	200.00
	Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	3	132.67	4.62	121.19	144.14	130.00	138.00
	Fosfato (mg PO ₄ =/L)	3	41.24	2.92	33.99	48.49	38.14	43.94
	Nitrato (mg NO ₃ -/L)	3	10.87	1.58	6.95	14.78	9.07	12.00
	Cloruros (mgCl ₂ -/L)	3	49.00	8.32	28.33	69.67	39.50	55.00
	Conductividad (µS/cm)	3	648.22	13.23	615.36	681.08	635.90	662.20
	Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	3	325.60	4.95	313.30	337.90	321.50	331.10
pH	3	7.75	0.28	7.04	8.45	7.49	8.05	
Laguna de Maduración II	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	3	22.80	2.08	17.64	27.96	20.40	24.00
	Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	3	168.67	27.01	101.58	235.75	142.00	196.00
	Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	3	135.33	6.11	120.16	150.51	130.00	142.00
	Fosfato (mg PO ₄ =/L)	3	35.63	2.37	29.75	41.50	33.03	37.67
	Nitrato (mg NO ₃ -/L)	3	12.41	2.64	5.84	18.98	9.67	14.94
	Cloruros (mgCl ₂ -/L)	3	50.17	3.75	40.84	59.49	46.50	54.00
	Conductividad (µS/cm)	3	648.33	11.10	620.75	675.91	637.10	659.30
	Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	3	326.13	2.11	320.89	331.38	323.70	327.50
pH	3	7.81	0.08	7.61	8.01	7.74	7.90	
Laguna de Maduración III	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	3	39.37	2.32	33.59	45.14	37.60	42.00
	Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	3	169.33	31.01	92.31	246.35	138.00	200.00
	Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	3	127.67	11.06	100.19	155.14	116.00	138.00
	Fosfato (mg PO ₄ =/L)	3	32.92	5.77	18.58	47.25	26.26	36.49
	Nitrato (mg NO ₃ -/L)	3	10.98	1.76	6.61	15.36	9.12	12.62
	Cloruros (mgCl ₂ -/L)	3	50.67	3.75	41.34	59.99	47.00	54.50
	Conductividad (µS/cm)	3	643.20	7.90	623.58	662.82	638.10	652.30
	Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	3	322.03	6.83	305.06	339.01	315.90	329.40
pH	3	7.71	0.08	7.51	7.91	7.64	7.80	

ANEXO 02.- Análisis de varianza para las características fisicoquímicas de las aguas, según su origen (río Huatatas, lagunas de maduración I, II y III). Ayacucho 2006.

		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Nitrógeno Amoniaca (mg/L)	Inter-grupos	2245.767	3	748.589	270.574	.000
	Intra-grupos	22.133	8	2.767		
	Total	2267.900	11			
Alcalinidad Total (mg CaCO3/L)	Inter-grupos	28337.000	3	9445.667	13.584	.002
	Intra-grupos	5562.667	8	695.333		
	Total	33899.667	11			
Dureza Total (mg CaCO3/L)	Inter-grupos	18541.583	3	6180.528	111.194	.000
	Intra-grupos	444.667	8	55.583		
	Total	18986.250	11			
Fosfato (mg PO4= ⁻ /L)	Inter-grupos	3115.004	3	1038.335	87.608	.000
	Intra-grupos	94.816	8	11.852		
	Total	3209.820	11			
Nitrato (mg NO3= ⁻ /L)	Inter-grupos	256.784	3	85.595	27.206	.000
	Intra-grupos	25.169	8	3.146		
	Total	281.953	11			
Cloruros (mgCl2= ⁻ /L)	Inter-grupos	3715.229	3	1238.410	50.677	.000
	Intra-grupos	195.500	8	24.438		
	Total	3910.729	11			
Conductividad (S/cr	Inter-grupos	73898.215	3	91299.405	1092.849	.000
	Intra-grupos	1400.372	8	175.046		
	Total	75298.587	11			
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	Inter-grupos	33279.150	3	44426.383	1114.281	.000
	Intra-grupos	318.960	8	39.870		
	Total	33598.110	11			
pH	Inter-grupos	.868	3	.289	2.003	.192
	Intra-grupos	1.155	8	.144		
	Total	2.024	11			

ANEXO 03-A.- Prueba Duncan ($\alpha=0.05$) para las características fisicoquímicas de las aguas, según su origen (río Huatatas, lagunas de maduración I, II y III). Ayacucho 2006.

Nitrógeno Amoniacal (mg/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa= .05		
		2	3	1
Huatatas	3	.900		
Laguna de Maduración II	3		22.800	
Laguna de Maduración I	3		23.333	
Laguna de Maduración III	3			39.367
Sig.		1.000	.705	1.000

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

Alcalinidad Total (mg CaCO3/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
Huatatas	3	56.67	
Laguna de Maduración I	3		168.67
Laguna de Maduración II	3		168.67
Laguna de Maduración III	3		169.33
Sig.		1.000	.977

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

Dureza Total (mg CaCO3/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
Huatatas	3	41.33	
Laguna de Maduración III	3		127.67
Laguna de Maduración I	3		132.67
Laguna de Maduración II	3		135.33
Sig.		1.000	.261

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

ANEXO 03-B.- Prueba Duncan ($\alpha=0.05$) para las características fisicoquímicas de las aguas, según su origen (río Huatatas, lagunas de maduración I, II y III). Ayacucho 2006.

Fosfato (mg PO₄=/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa= .05		
		2	3	1
Huatatas	3	.03700		
Laguna de Maduración III	3		32.91667	
Laguna de Maduración II	3		35.62733	35.62733
Laguna de Maduración I	3			41.23800
Sig.		1.000	.363	.081

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

Nitrato (mg NO₃-/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
Huatatas	3	.830	
Laguna de Maduración I	3		10.866
Laguna de Maduración III	3		10.984
Laguna de Maduración II	3		12.411
Sig.		1.000	.336

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

Cloruros (mgCl-/L)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
Huatatas	3	9.33	
Laguna de Maduración I	3		49.00
Laguna de Maduración II	3		50.17
Laguna de Maduración III	3		50.67
Sig.		1.000	.702

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
a Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

ANEXO 03-C.- Prueba Duncan ($\alpha=0.05$) para las características fisicoquímicas de las aguas, según su origen (río Huatatas, lagunas de maduración I, II y III). Ayacucho 2006.

Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)

Duncan

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		2	1
Huatatas	3	141.567	
Laguna de Maduración III	3		643.200
Laguna de Maduración I	3		648.220
Laguna de Maduración II	3		648.333
Sig.		1.000	.660

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.
 a. Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

Sólidos Disueltos Totales (mg/L)

Duncan^a

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05	
		1	2
Huatatas	3	81.23	
Laguna de Maduración III	3		322.03
Laguna de Maduración I	3		325.60
Laguna de Maduración II	3		326.13
Sig.		1.000	.467

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

pH

Duncan^a

Lagunas de maduración	N	Subconjunto para alfa = .05
		1
Laguna de Maduración III	3	7.7133
Laguna de Maduración I	3	7.7467
Laguna de Maduración II	3	7.8133
Huatatas	3	8.3733
Sig.		.081

Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Usa el tamaño muestral de la media armónica= 3.000.

ANEXO N° 04.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para la concentración de nitrógeno amoniacal, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones (0, 5, 10, 20, 40 Y 80%) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Nitrógeno Amoniacal (mg/L)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	7236.126(a)	8	904.516	99.034	.000
Intersección	7294.419	1	7294.419	798.652	.000
Laguna	464.416	2	232.208	25.424	.000
Concentrac	6771.711	6	1128.618	123.570	.000
Error	493.204	54	9.133		
Total	15023.750	63			
Total corregida	7729.331	62			

a R cuadrado = .936 (R cuadrado corregida = .927)

Nitrógeno Amoniacal (mg/L)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto	
		1	2
Laguna de Maduración I	21	8.829	
Laguna de Maduración II	21	8.852	
Laguna de Maduración III	21		14.600
Significación		.980	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Nitrógeno Amoniacal (mg/L)

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto				
		1	2	3	4	5
0	9	.978				
5	9	1.511				
10	9	2.978	2.978			
20	9		5.822			
40	9			11.711		
80	9				23.822	
100	9					28.500
Significación		.191	.051	1.000	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 07.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para fosfatos, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Fosfato (mg PO₄=/L)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	11085.829(a)	8	1385.729	146.022	.000
Intersección	11657.703	1	11657.703	1228.438	.000
Laguna	69.354	2	34.677	3.654	.032
Concentrac	11016.475	6	1836.079	193.478	.000
Error	512.452	54	9.490		
Total	23255.984	63			
Total corregida	11598.281	62			

a R cuadrado= .956 (R cuadrado corregida= .949)

Fosfato (mg PO₄=/L)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto	
		1	2
Laguna de Maduración III	21	12.68929	
Laguna de Maduración II	21	13.04748	
Laguna de Maduración I	21		15.07238
Significación		.708	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Fosfato (mg PO₄=/L)

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto				
		1	2	3	4	5
0	9	.05144				
5	9	.80700				
10	9		5.36567			
20	9		8.11644			
40	9			14.92356		
80	9				29.36322	
100	9					36.59400
Significación		.605	.064	1.000	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 08.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para nitratos, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Nitrato (mg NO₃-/L)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	772.248(a)	8	96.531	29.533	.000
Intersección	1697.701	1	1697.701	519.392	.000
Poza	6.950	2	3.475	1.063	.352
Concentrac	765.298	6	127.550	39.022	.000
Error	176.506	54	3.269		
Total	2646.455	63			
Total corregida	948.754	62			

a R cuadrado= .814 (R cuadrado corregida= .786)

Nitrato (mg NO₃-/L)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto
		1
Laguna de Maduración I	21	4.941
Laguna de Maduración III	21	4.972
Laguna de Maduración II	21	5.660
Significación		.230

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Nitrato (mg NO₃-/L)

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto				
		1	2	3	4	5
0	9	1.607				
5	9	1.660				
10	9	2.864	2.864			
20	9		4.219	4.219		
40	9			5.583		
80	9				8.985	
100	9					11.420
Significación		.170	.118	.115	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 09.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para cloruros, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Pruebas de los efectos inter-sujetos

Variable dependiente: Cloruros (mgCl-/L)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	12940.889(a)	8	1617.611	112.978	.000
Intersección	24092.444	1	24092.444	1682.680	.000
Laguna	2.056	2	1.028	.072	.931
Concentrac	12938.833	6	2156.472	150.614	.000
Error	773.167	54	14.318		
Total	37806.500	63			
Total corregida	13714.056	62			

a R cuadrado= .944 (R cuadrado corregida= .935)

Cloruros (mgCl2-/L)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto
		1
Laguna de Maduración III	21	19.31
Laguna de Maduración II	21	19.62
Laguna de Maduración I	21	19.74
Significación		.733

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Cloruros (mgCl2-/L)

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto					
		1	2	3	4	5	6
0	9	6.11					
5	9	6.67	6.67				
10	9		10.00				
20	9			15.28			
40	9				22.22		
80	9					26.67	
100	9						49.94
Significación		.757	.067	1.000	1.000	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 10.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para conductividad, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	2363261.505(a)	8	295407.688	2587.637	.000
Intersección	5633166.016	1	5633166.016	49343.966	.000
Lagunas	204.205	2	102.102	.894	.415
Concentrac	2363057.300	6	393842.883	3449.884	.000
Error	6164.704	54	114.161		
Total	8002592.226	63			
Total corregida	2369426.210	62			

a R cuadrado= .997 (R cuadrado corregida= .997)

Conductividad (S/cm)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto
		1
Laguna de Maduración I	21	297.689
Laguna de Maduración III	21	297.814
Laguna de Maduración II	21	301.569
Significación		.273

Se muestran las medias para los grupos en

Conductividad (S/cm)

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto					
		1	2	3	4	5	6
0	9	108.200					
5	9	111.517					
10	9		146.200				
20	9			226.833			
40	9				360.167		
80	9					493.667	
100	9						646.584
Significación		.513	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 11.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para sólidos disueltos totales, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Sólidos Disueltos Totales (mg/L)

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	594790.562(a)	8	74348.820	3441.731	.000
Intersección	1413078.453	1	1413078.453	65413.751	.000
Poza	52.953	2	26.476	1.226	.302
Concentrac	594737.610	6	99122.935	4588.565	.000
Error	1166.517	54	21.602		
Total	2009035.533	63			
Total corregida	595957.079	62			

a R cuadrado = .998 (R cuadrado corregida = .998)

Sólidos Disueltos Totales (mg/L)

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto
		1
Laguna de Maduración I	21	148.55
Laguna de Maduración III	21	150.00
Laguna de Maduración II	21	150.75
Significación		.152

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Sólidos Disueltos Totales (mg/L)

Duncan^{a,b}

Concentraciones	N	Subconjunto						
		1	2	3	4	5	6	7
0	9	51.22						
5	9		55.75					
10	9			76.92				
20	9				113.05			
40	9					180.17		
80	9						246.67	
100	9							324.59
Significación		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 12.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para pH, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp.* Ayacucho 2006

Variable dependiente: pH

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	2.301(a)	8	.288	5.164	.000
Intersección	3581.651	1	3581.651	64306.532	.000
Poza	.191	2	.095	1.712	.190
Concentrac	2.110	6	.352	6.314	.000
Error	3.008	54	.056		
Total	3586.959	63			
Total corregida	5.308	62			

a R cuadrado= .433 (R cuadrado corregida= .349)

pH

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto
		1
Laguna de Maduración III	21	7.4762
Laguna de Maduración II	21	7.5333
Laguna de Maduración I	21	7.6105
Significación		.086

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

pH

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto			
		1	2	3	4
0	9	7.2656			
10	9	7.3889	7.3889		
5	9	7.4044	7.4044		
20	9		7.5144	7.5144	
40	9			7.6944	7.6944
80	9				7.7544
100	9				7.7578
Significación		.245	.294	.112	.596

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 13.- Análisis de varianza (efectos principales) y prueba Duncan para el porcentaje de mortalidad de *Baetis sp.a* las 72 horas, según las su origen (lagunas de maduración) y las concentraciones) en los medios de cultivo de *Baetis sp..* Ayacucho 2006

Variable dependiente: Porcentaje mortalidad 72 horas

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Modelo corregido	38235.185(a)	7	5462.169	31.865	.000
Intersección	167779.630	1	167779.630	978.780	.000
Lagunas	1114.815	2	557.407	3.252	.048
Concentrac	37120.370	5	7424.074	43.310	.000
Error	7885.185	46	171.417		
Total	213900.000	54			
Total corregida	46120.370	53			

a R cuadrado = .829 (R cuadrado corregida = .803)

Porcentaje mortalidad 72 horas

Duncan^{a,b}

Lagunas de maduración	N	Subconjunto	
		1	2
Laguna de Maduración I	18	50.0000	
Laguna de Maduración II	18	56.1111	56.1111
Laguna de Maduración III	18		61.1111
Significación		.168	.258

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

Porcentaje mortalidad 72 horas

Duncan^{a,b}

Concentraciones (%)	N	Subconjunto				
		1	2	3	4	5
0	9	5.5556				
5	9		43.3333			
10	9			56.6667		
20	9			67.7778	67.7778	
40	9				74.4444	74.4444
80	9					86.6667
Significación		1.000	1.000	.078	.286	.054

Se muestran las medias para los grupos en subconjuntos homogéneos.

ANEXO N° 11 .- Percentiles para el análisis Probit según la mortalidad generada por aguas de la laguna de maduración I de la PTAR "La Totora" en *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

PORCENTAJE	PERCENTIL	ERROR ESTÁNDAR	INTERVALO CONFIANZA (95%)	
			INFERIOR	SUPERIOR
1	0.0003134	0.0005707	0.0000017	0.0047748
2	0.0017442	0.002701	0.0000212	0.0177429
3	0.0047858	0.0066485	0.0000921	0.0384442
4	0.009831	0.0125446	0.0002622	0.0667908
5	0.0172341	0.0204756	0.0005925	0.102815
6	0.0273303	0.0305039	0.0011565	0.146613
7	0.0404456	0.0426775	0.0020413	0.198327
8	0.0569029	0.0570347	0.0033468	0.25813
9	0.0770256	0.0736067	0.0051871	0.326225
10	0.101141	0.0924199	0.0076904	0.402839
20	0.63993	0.407821	0.109235	1.70459
30	2.02712	0.966629	0.559468	4.3053
40	4.90217	1.81392	1.89097	9.04884
50	10.3814	3.14373	5.06037	17.89
60	20.6173	5.6767	11.54	35.9899
70	40.3419	11.6779	23.5399	78.3155
80	82.3486	28.2641	46.0267	195.301
90	198.627	87.9392	97.9637	648.105
91	221.721	101.266	107.306	755.35
92	249.341	117.672	118.195	889.972
93	283.008	138.284	131.108	1062.85
94	325.059	164.865	146.759	1291.44
95	379.316	200.358	166.296	1605.63
96	452.592	250.122	191.708	2061.55
97	558.601	325.234	226.889	2779.35
98	731.014	453.723	281.055	4077.06
99	1091.66	741.307	385.894	7233.72

ANEXO N° 12 .- Percentiles para el análisis Probit según la mortalidad generada por aguas de la laguna de maduración II de la PTAR "La Totora" en *Baetis* sp. Ayacucho 2006.

PORCENTAJE	PERCENTIL	ERROR ESTÁNDAR	INTERVALO CONFIANZA (95%)	
			INFERIOR	SUPERIOR
1	0.0002055	0.0003868	0.000001	0.0034296
2	0.0011435	0.0018409	0.0000117	0.0127325
3	0.0031375	0.0045501	0.0000506	0.0275671
4	0.0064452	0.0086151	0.0001441	0.0478608
5	0.0112986	0.0141052	0.0003259	0.0736266
6	0.0179176	0.0210731	0.0006365	0.104924
7	0.0265159	0.0295614	0.0011242	0.141843
8	0.0373052	0.0396058	0.0018443	0.184497
9	0.0504976	0.051237	0.0028602	0.233019
10	0.0663073	0.0644824	0.0042433	0.287557
20	0.419535	0.290387	0.0607351	1.20751
30	1.32897	0.699105	0.314667	3.01492
40	3.21384	1.318	1.08395	6.21754
50	6.80598	2.23256	2.9953	11.9043
60	13.5166	3.76682	7.17433	22.801
70	26.448	7.09197	15.4837	46.895
80	53.9873	16.3129	31.6421	111.892
90	130.219	50.6826	69.1697	361.529
91	145.359	58.473	75.9142	420.53
92	163.467	68.0963	83.774	494.557
93	185.539	80.2279	93.0918	589.576
94	213.107	95.927	104.384	715.148
95	248.678	116.965	118.476	887.658
96	296.717	146.574	136.804	1137.85
97	366.216	191.447	162.174	1531.53
98	479.249	268.563	201.231	2242.82
99	715.689	442.169	276.822	3971.72

ANEXO 13.- Percentiles para el análisis Probit según la mortalidad generada por aguas de la laguna de maduración III de la PTAR "La Totorá" en *Baetis* sp. Ayacucho 2006.

PORCENTAJE	PERCENTIL	ERROR ESTÁNDAR	INTERVALO CONFIANZA (95%)	
			INFERIOR	SUPERIOR
1	0.0001422	0.0002765	0.0000006	0.0026
2	0.0007916	0.0013228	0.0000068	0.0096454
3	0.002172	0.0032818	0.0000294	0.0208707
4	0.0044617	0.0062337	0.0000837	0.0362149
5	0.0078215	0.0102355	0.0001894	0.0556822
6	0.0124036	0.0153319	0.0003702	0.079312
7	0.0183558	0.0215604	0.0006541	0.107166
8	0.0258248	0.0289533	0.0010736	0.139324
9	0.0349574	0.0375394	0.0016658	0.175877
10	0.0459018	0.0473452	0.0024725	0.216933
20	0.290426	0.217316	0.0355917	0.905767
30	0.919988	0.531841	0.185913	2.24311
40	2.2248	1.0141	0.648798	4.56616
50	4.7115	1.71173	1.83276	8.55207
60	9.35698	2.77824	4.55705	15.7792
70	18.3088	4.80261	10.3878	30.7265
80	37.3731	10.1499	22.4569	69.3023
90	90.145	30.7171	51.0482	215.334
91	100.626	35.465	56.1876	249.755
92	113.161	41.3553	62.175	292.916
93	128.441	48.8127	69.2707	348.285
94	147.525	58.5052	77.8668	421.416
95	172.149	71.5515	88.5911	521.82
96	205.405	89.9976	102.534	667.343
97	253.516	118.09	121.829	896.168
98	331.764	166.634	151.526	1309.29
99	495.441	276.662	208.992	2312.5

Toxicidad de las aguas de las lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de las Aguas Residuales "La Totora" probada en *Baetis sp.*, (Insecta:Ephemeroptera). Ayacucho 2006.

Judy Elizabeth, Del Campo Tantalean y Carlos Emilio Carrasco Badajoz

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos continentales (ríos y lagos), están siendo alterados por la acción del hombre. La fuente de alteración más importante, muy posiblemente sea la incorporación a estas, de aguas servidas. Con la finalidad de determinar el efecto de este tipo de aguas sobre las características fisicoquímicas y la biota acuática de los ríos altoandinos y establecer la Concentración Letal Media (CL₅₀), se emplearon náyades de *Baetis sp.*, (Insecta, Ephemeroptera). Se prepararon medios de cría de 4 litros de capacidad combinando agua del río Huatatas y de las tres lagunas de maduración (I, II y III) de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora" en porcentajes de 5, 10, 20, 40 y 80 %, en los cuales se colocaron 30 náyades, registrándose la mortalidad durante las 72 horas siguientes. En las características fisicoquímicas de las aguas, las registradas en el río Huatatas son notablemente menores al de las lagunas de maduración ($P < 0.05$), así en nitrógeno amoniacal presentó un promedio de 0.9 mg/L, mientras que las lagunas de maduración valores por encima de 20 mg/L, para fosfatos menores de 0 y para las lagunas por encima de 30 mg/L, para nitrato menores a 0 y las lagunas valores mayores a 10 mg/L. Además, de entre las lagunas de maduración, la III (a partir de ella se evacúa las aguas al río Alameda), mostró niveles mayores de nitrógeno amoniacal, posiblemente como consecuencia de que a ella confluyen aguas de medios donde el tratamiento no es óptima. La mortalidad de *Baetis sp* fue mayor en los medios de cría donde se emplearon aguas de la laguna III en comparación con la I y la II, así mismo esta mortalidad se incrementó en relación directa a la concentración de las aguas de las lagunas, relacionado con la presencia de mayores cantidades de nitrógeno amoniacal. La Concentración Letal Media (CL₅₀) registradas para las aguas de las lagunas I, II y III fueron respectivamente 10.38, 6.81 y 4.71%, siendo estadísticamente menor ($P < 0.05$) en la laguna III.

Palabras clave: Toxicidad, aguas residuales, efemeróptera

ABSTRACT

Continental aquatic ecosystems (rivers and lakes), are being altered by human activity. The most important source of disturbance, is quite possibly the incorporation of these, sewage. In order to determine the effect of such water on the physicochemical characteristics and aquatic biota of the rivers and the high median lethal concentration (LC₅₀), were used náyades of *Baetis sp.*, (Insecta, Ephemeroptera). Prepared means farming 4 liters capacity Huatatas combining water from the river and three lakes maturation (I, II and III) Plant Wastewater Treatment "The Totora" percentages of 5, 10, 20, 40 and 80%, which placed 30 náyades recorded mortality during the next 72 hours. In the physicochemical characteristics of water, those in the river Huatatas are considerably lower than the maturation of the gaps ($P < 0.05$) and ammonia nitrogen had a mean of 0.9 mg / L, while the gaps in maturity securities above 20 mg / L to less than 0 phosphates and gaps above 30 mg / L to less than 0 nitrate and gaps values greater than 10 mg / L. Moreover, the gaps between maturing III (since she was evacuated to the river water Alameda), showed higher levels of nitrogen, possibly because it means the waters of the confluence of where treatment is not optimal. *Baetis sp* mortality was higher in the media which were used for breeding waters of the lagoon III compared with I and II, the mortality also increased in direct proportion to the concentration of water gaps, related to the presence of larger amounts of nitrogen. The median lethal concentration (LC₅₀) recorded for the waters of the lakes I, II and III were respectively 10.38, 6.81 and 4.71%, being statistically lower ($P < 0.05$) in the lagoon III.

Keywords: toxicity, wastewater, efemeróptera

I. INTRODUCCIÓN

La degradación de los recursos acuáticos ha sido motivo de preocupación del hombre en las últimas décadas. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, desarrollando criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas.

Uno de los criterios que en estos últimos años está siendo cada vez más utilizado, son los biomonitoreo basado en indicadores biológicos y dentro de estos los bioensayos, éstas técnicas permiten establecer una relación casual entre las concentraciones ambientales y los efectos sobre poblaciones extrapolando estos resultados al nivel de la comunidad y ecosistema. Sin embargo en estos procedimientos se emplean modelos biológicos como la *Artemia salina* y *Daphnia pulex*, que son organismos no nativos a los ecosistemas lóticos, alto andinos, por lo que los resultados que podrían obtenerse no corresponderían a nuestra realidad.

En nuestra región, la comunidad macroinvertebrada bentónica y dentro de esta el orden Ephemeroptera, ha sido poco estudiado, siendo por sus características posibles organismos a emplearse en los bioensayos, a partir de ello se podría obtener correlaciones entre los aspectos de la calidad fisicoquímica de las aguas mucho más fidedignos a nuestra realidad.

Por lo mismo, el presente trabajo de investigación tuvo como objetivos:

- a. Determinar la toxicidad de las aguas contenidas en las lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "La Totora".
- b. Determinar el CL₅₀ en *Baetis sp.*, de dichas aguas
- c. Determinar las principales características fisicoquímicas de las de las lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "La Totora".

II. MATERIALES Y MÉTODOS

1. LUGAR DE UBICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Los lugares de donde se obtuvieron las muestras de agua que permitieron la preparación de los medios de cría de las unidades experimentales fueron:

- a. Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora" (PTAR_La Totora):

Aguas de las siguientes lagunas:

- Laguna de maduración Nº 01
- Laguna de maduración Nº 02, y
- Laguna de maduración Nº 03

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora" políticamente se ubica:

Comunidad : Totora
Distrito : Jesús de Nazareno
Provincia : Huamanga
Región : Ayacucho

- b. Río Huatatas:

La zona donde se colectó las muestras de aguas, políticamente está ubicada de la siguiente manera:

Comunidad : Huatatas

Distrito : Tambillo
 Provincia : Huamanga
 Región : Ayacucho

2. POBLACIÓN Y MUESTRA

2.1. POBLACIÓN

- Agua de las lagunas de maduración N° 01, 02 y 03 de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá",
- Aguas del río Huatatas

2.2. MUESTRA

- 20 litros de agua de cada una de las tres lagunas de maduración de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá".
- 50 Litros de agua del río Huatatas.

2.3. UNIDADES EXPERIMENTALES

- 1000 Individuos inmaduros (náyades) de *Baetis sp.*, del río Huatatas

3. SISTEMA DE MUESTREO Y TOMA DE DATOS

a. AGUA:

- Las aguas del río Huatatas fueron colectados de la zona donde capturaron individuos de *Baetis sp.*
- Las aguas tratadas en la PTAR "La Totorá", fueron colectadas de las lagunas de maduración N° 1, 2 y 3.

b. NÁYADES DE EFEMERÓPTERAS (*Baetis sp.*)

Los náyades de *Baetis sp.*, fueron capturados del río Huatatas empleándose una red, tratando de no causarles ningún tipo de daño, posteriormente los organismos seleccionados fueron trasladados al Laboratorio de Ecología y Control Ambiental-UNSCH

c. DETERMINACIÓN DE LA TOXICIDAD:

Los náyades de *Baetis sp.* capturados se mantuvieron en el laboratorio por 24 horas antes de iniciar el experimento, siendo utilizados solo aquellos que hayan sobrevivido ese tiempo y no mostraran daño alguno.

Para la determinación de la toxicidad de las aguas de las lagunas de maduración 1, 2 y 3 de la PTAR "La Totorá", se preparó 6 concentraciones diferentes, siendo estas 0, 5, 10, 20, 40, 80%, empleándose como diluyente aguas del río Huatatas, para el cual se emplearon recipientes plásticos de 4 L. El registro de los individuos muertos y sobrevivientes se hizo a intervalos de 24 horas, hasta las 72 horas de iniciado el experimento.

d. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA

En las aguas de las tres lagunas de maduración de la PTAR "La Totorá" y del río Huatatas, se determinó las siguientes características fisicoquímicas: Sólidos Disueltos Totales, Conductividad, Turbidez, Salinidad, Alcalinidad total, Cloruro, Dureza, Amonio Total, pH

4. DISEÑO EXPERIMENTAL:

El presente experimento se adecuó a un diseño factorial de AxB, (6x3) donde:

- A: Concentraciones de las aguas de las pozas de maduración de la PTAR-La Totorá (0, 5, 10, 20, 40 y 80%)
- B: Lagunas de maduración (I, II y III).

Realizándose la experiencia con 3 repeticiones y teniendo en cada combinación 30 unidades experimentales (*Baetis sp.*).

5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO:

Para poder detectar posibles diferencias entre los tres tipos de aguas y las 5 concentraciones, se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) y comparaciones de medias mediante el método de Duncan ($\alpha = 0.05$), para la identificación de las mismas.

Para determinar la toxicidad de los diferentes medios de crianza según su estado de maduración y determinar la CL₅₀, se empleó el análisis Probit, disponible en MINITAB 14, así mismo para la realización del ANVA se empleó el SPSS

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

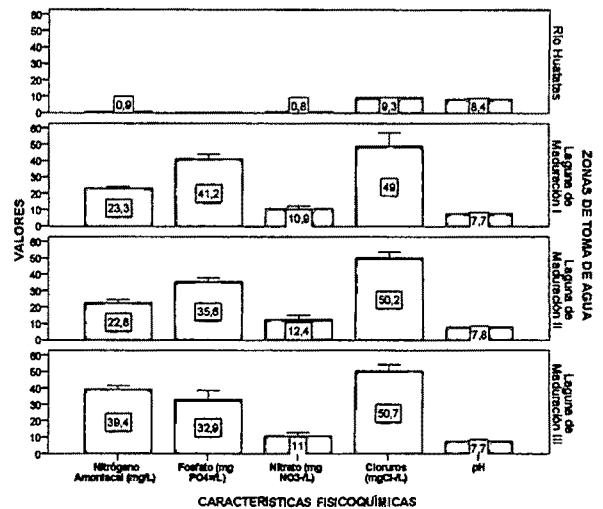


GRÁFICO 01- A.- Promedios de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas para la preparación de los medios de cultivo para *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

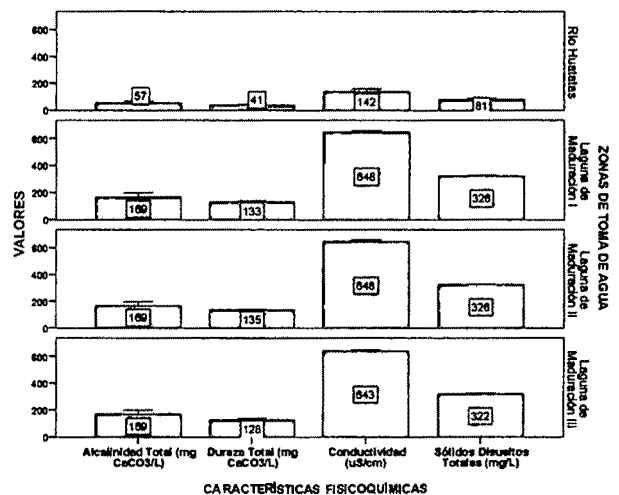


GRÁFICO 01- B.- Promedios de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas para la preparación de los medios de cultivo para *Baetis sp.* Ayacucho 2006.

CUADRO N° 01.- Promedio de las principales características fisicoquímicas de las aguas empleadas como medios de cultivo de *Baetis sp.*, considerando las lagunas de maduración de la PTAR "Totorá". Ayacucho 2006.

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS	LAGUNAS DE MADURACIÓN			ANVA (P)
	I	II	III	
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	8.83 ^d	8.85 ^d	14.60 ^a	0.00**
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	62.19	62.67	61.81	0.975
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	66.19	64.76	63.19	0.461
Fosfato (mg PO ₄ ³⁻ /L)	15.07 ^a	13.05 ^d	12.69 ^d	0.032*
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	4.94	5.66	4.97	0.352
Cloruros (mg Cl/L)	19.74	19.62	19.31	0.931
Conductividad (µS/cm)	297.69	301.57	297.81	0.415
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	148.55	150.75	150.00	0.302
pH	7.61	7.53	7.48	0.19

* : Significativo
 ** : Altamente significativo
 a, b : Jerarquías determinados por análisis Duncan ($\alpha=0.05$)

18. **Odum, E. y Warrent, G.** 2006. Fundamentos de Ecología. Quinta Edición. Thomson Editores. México
19. **Odum, E. y Warrent, G.** 2006. Fundamentos de Ecología. 5ta Edición. Editorial Thomsom. México.
20. **Pennak, R.** 1978. Fresh Water Invertebrates of the United State. Estados Unidos.
21. **Peña, C.; Carter, D. y Ayala –Fierro, F.** 2001. Toxicología ambiental: evaluación de riesgos y restauración ambiental. University of Arizona. Disponible en <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toixamb/>.
22. **Peña, C.; Carter, D. y Ayala-Fierro, F.** 2001. Toxicología ambiental: Evaluación de riesgos y restauración ambiental. Southwest Hazardous Waste Program. The University of Arizona
23. **Ramirez, A.** 1999. Ecología aplicada: diseño y análisis estadístico. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Colombia.
24. **Roldan, G.** 1988. Guía Para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
25. **Roldan, G.** 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
26. **Rolim, S.** 2000. Sistemas de lagunas de estabilización. Editorial Mc Graw Hill. Primera edición. Bogotá Colombia
27. **Rupert, E. y R. Barnes.** 1996. Zoología de los Invertebrados. 6ta. Edición. Editorial McGraw – Hill. México.
28. **Smith, R. y Smith, T.** 2001. Ecología General. 4ta Edición. Pearson Educación S.A. Madrid. España.
29. **Spiro, T. y Stigliani, W.** 2004. Química medio ambiental. Pearson Educación S.A. Madrid
30. **Tyller, G.** 1992. Ecología y Medio Ambiente. 8va Edición. Editorial Iberoamericana, S.A. México.
31. URL: <http://www.famu.edu/acad/research/mayfly/publications/pubjat1996p203>
32. URL: <http://www.lenntech.com/espanol/efectos-ambientales.htm>
33. URL: <http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/ciencias/2000088/index.html>
34. URL: www.peruecologico.com.pe/lib_c23_t01.htm
35. **Wetzel, R.** 1981. Limnología. Ediciones Omega, S.A. Barcelona – España

ACTA DE SUSTENTACION DE TESIS

R.D. Nº 235-2008-FCB-D

Bach. Judy Elizabeth DEL CAMPO TANTALEAN

En la ciudad de Ayacucho, a los cinco días del mes de noviembre del dos mil ocho, a las seis de la tarde, en el auditorio de la Facultad de Ciencias Biológicas, se reunieron los miembros del Jurado de la sustentación de Tesis presidido por el M.B. José Yarlequé Mujíca e integrado por el Mg. Víctor Cárdenas López, MSc. Carlos Carrasco Badajoz, Mg. Edwin Enciso Roca y Mg. Yuri Ayala Sulca, actuando como Secretario Docente Mg. Marco Aronés Jara, para la Sustentación de Tesis: Toxicidad de Tres Tipos de aguas según su tiempo de maduración de la planta de tratamiento de las aguas residuales "LaTotorá" probada en Baetis sp orden Ephemeroptera Ayacucho 2006, presentado por la Bach. Judy Elizabeth Del Campo Tantalean con la cual pretende optar el Título Profesional de Bióloga, con mención en la especialidad de Ecología y Recursos Naturales.

El presidente del Jurado dio lectura de la documentación pertinente e invitó a la sustentante a exponer el trabajo de investigación en un tiempo de cuarenta y cinco minutos tal como dispone el Reglamento de Grados y Títulos.

Culminada la exposición el Presidente del Jurado invita a los miembros a realizar las preguntas y observaciones respectivas.

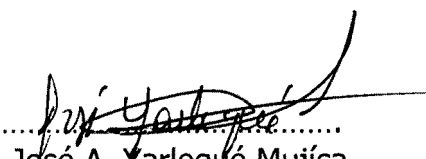
La sustentante absolvió las preguntas y el asesor las observaciones realizadas por los miembros del jurado con la observación de cambio de título.

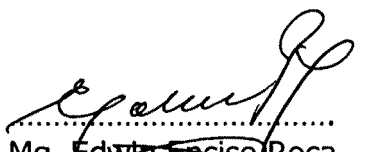
Posteriormente el Presidente del Jurado invitó a la sustentante y público en general a abandonar el auditorio para que los miembros del jurado deliberen y realicen la evaluación del cual se desprende lo siguiente:

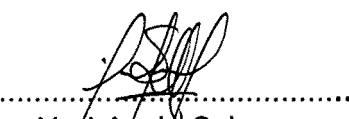
Miembro del Jurado	Exposición	Rpta a Preguntas	Promedio
Mg. Edwin Enciso Roca	16.0	16.0	16.0
Mg. Víctor Cárdenas López	17.0	17.0	17.0
Mg. Yuri Ayala Sulca	17.0	17.0	17.0

MSc. Carlos Carrasco Badajoz	17.0	17.0	17.0
		Promedio:	17.0


Como resultado de la evaluación la sustentante obtuvo el promedio de diecisiete (17.0) del cual dan fe los miembros del Jurado estampando su firma al pie de la presente acta. Siendo las ocho y cuarto culmina el acto de sustentación.

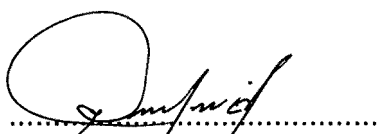

.....
M.B. José A. Yarlequé Mujica
(Presidente)


.....
Mg. Edwin Enciso Roca
(Miembro)


.....
Mg. Yuri Ayala Sulca
(Miembro)


.....
Mg. Víctor Cárdenas López
(Miembro)


.....
Mg. Carlos Carrasco Badajoz
(Miembro - Asesor)


.....
Mg. Marco Arones Jara
(Secretario Docente)