

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Escuela de Posgrado

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE

CONTAMINACIÓN DEL EMBALSE PASTO
GRANDE POR ELEMENTOS QUÍMICOS
TÓXICOS Y SU EFECTO EN LOS
PRODUCTORES PRIMARIOS

TESIS

PRESENTADA POR:

AGAPITO FLORES JUSTO

Para optar el Grado Académico de:

MAESTRO EN CIENCIAS (*MAGISTER SCIENTIAE*) CON MENCIÓN
EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE

TACNA - PERÚ

2020

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Escuela de Posgrado

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE

CONTAMINACIÓN DEL EMBALSE PASTO GRANDE POR ELEMENTOS
QUÍMICOS TÓXICOS Y SU EFECTO EN LOS
PRODUCTORES PRIMARIOS

Tesis sustentada y aprobada el 27 de octubre del 2020; estando el jurado calificador integrado por:

PRESIDENTE

:



Dr. Pablo Juan Franco León

SECRETARIO

:



Dr. Gregorio Pedro Tejada Monroy

MIEMBRO

:



Dr. Nataniel Mario Linares Gutiérrez

ASESOR

:



Dr. Nataniel Mario Linares Gutiérrez

DEDICATORIA

A mi familia, por motivarme a nunca rendirme y tener confianza para alcanzar la meta de obtener el grado de *Magister Scientiae*.

A todo aquel que se dé el tiempo de revisar el presente estudio.

Ing. AFJ

AGRADECIMIENTO

Mi corazón expresa gratitud a Dios por darme la vida.

A mi madre, hermana Mery e hija Carmen con cuyo amor y apoyo moral he contado siempre.

Al Dr. Washington Zeballos Gámez. Presidente de la Comisión Organizadora de la Universidad Nacional de Moquegua, por su motivación.

Ing. Agapito Flores Justo

CONTENIDO

| | |
|---|----------|
| DEDICATORIA..... | iii |
| AGRADECIMIENTO | iv |
| RESUMEN | x |
| ABSTRACT | xi |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA..... | 3 |
| 1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA..... | 3 |
| 1.1.1. Antecedentes del problema..... | 3 |
| 1.1.2. Problemática de la investigación..... | 4 |
| 1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA..... | 5 |
| 1.2.1. Problema general | 5 |
| 1.2.2. Problemas específicos | 5 |
| 1.3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA | 6 |
| 1.4. ALCANCES Y LIMITACIONES | 7 |
| 1.5. OBJETIVOS | 7 |
| 1.5.1. Objetivo general..... | 7 |
| 1.5.2. Objetivos específicos..... | 8 |
| 1.6. HIPÓTESIS | 8 |
| 1.6.1. Hipótesis general..... | 8 |
| CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO | 9 |
| 2.1. ANTECEDENTES DEL ESTUDIO..... | 9 |
| 2.2. BASES TEÓRICAS | 12 |
| 2.2.1. Embalse Pasto Grande..... | 12 |
| 2.2.1.1. Descripción del embalse Pasto Grande | 12 |
| 2.2.1.2. Gestión de embalses..... | 15 |
| 2.2.1.3. Importancia de los embalses..... | 17 |

| | |
|---|-----------|
| 2.2.1.4. Agentes contaminantes del agua | 23 |
| 2.2.1.5. Importancia de la energía y cadenas tróficas en los embalses | 27 |
| 2.2.1.6 Metales pesados y sus efectos en la salud | 27 |
| 2.2.2. Fitoplancton (productores primarios)..... | 28 |
| 2.3. DEFINICIÓN DE TÉRMINOS | 31 |
| CAPÍTULO III. MARCO FILOSÓFICO | 39 |
| CAPÍTULO IV: MARCO METODOLÓGICO | 47 |
| 4.1. TIPO Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN..... | 47 |
| 4.1.1. Tipo de investigación..... | 47 |
| 4.1.2. Diseño de investigación..... | 47 |
| 4.2. POBLACIÓN Y MUESTRA | 48 |
| 4.2.1. Población | 48 |
| 4.2.2. Muestra | 48 |
| 4.3. OPERACIONALIZACIÓN DE VARIABLES | 49 |
| 4.4. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA RECOLECCIÓN DE DATOS | 50 |
| 4.4.1. Técnicas..... | 50 |
| 4.4.2. Instrumentos | 51 |
| CAPÍTULO V: RESULTADOS..... | 55 |
| 5.1. Zona de estudio..... | 55 |
| 5.2. Parámetros físicos y químicos del agua..... | 57 |
| 5.3. Evaluación de la biota acuática | 63 |
| 5.3.1. Evaluación del fitoplancton..... | 64 |
| 5.3.2. Índices de diversidad..... | 69 |
| 5.4. Descripción de los ríos que contribuyen con elementos tóxicos..... | 81 |
| 5.4.1. Río Millojahuirá..... | 81 |
| 5.4.2. Río Antajarane | 81 |
| 5.4.3. Río Patara | 82 |
| 5.4.4. Río Tocco | 82 |
| 5.4.5. Embalse Pasto Grande | 83 |
| 5.4.6. Contratación de las hipótesis..... | 85 |
| CAPÍTULO VI: DISCUSIÓN | 86 |
| CONCLUSIONES | 92 |

| | |
|---------------------------------|----|
| RECOMENDACIONES | 93 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 94 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Coordenadas de punto de muestreo | 57 |
| Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos..... | 58 |
| Tabla 3. Fitoplancton del embalse Pasto Grande..... | 64 |
| Tabla 4. Riqueza de especies de fitoplancton | 66 |
| Tabla 5. Índices de diversidad..... | 69 |
| Tabla 6. Ríos tributarios del Embalse Pasto Grande (m ³ /S)..... | 76 |
| Tabla 7. Nivel de acidificación de afluentes del embalse Pasto Grande..... | 78 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| <i>Figura 1.</i> Ubicación del embalse Pasto Grande y sus afluentes, Moquegua | 5 |
| <i>Figura 2.</i> Vista del embalse de Pasto Grande en Moquegua | 21 |
| <i>Figura 3.</i> Embalse Pasto Grande con aguas contaminadas | 23 |
| <i>Figura 4.</i> Vista de un embalse contaminado por microalgas | 26 |
| <i>Figura 5.</i> Fitoplancton de agua dulce | 30 |
| <i>Figura 6.</i> Cianobacterias bentónicas que crecen en una roca..... | 32 |
| <i>Figura 7.</i> Puntos de muestreo en el embalse de Pasto Grande | 49 |
| <i>Figura 8.</i> Multiparámetro pH/ORP/CE/OD con GPS HI9829..... | 54 |
| <i>Figura 9.</i> Embalse Pasto Grande: Puntos de muestreo | 56 |
| <i>Figura 10.</i> Parámetros fisicoquímicos del embalse Pasto Grande..... | 59 |
| <i>Figura 11.</i> CE (uS/cm) | 62 |
| <i>Figura 12.</i> Grupos del Fitoplancton del embalse Pasto Grande | 67 |
| <i>Figura 13.</i> Distribución porcentual del fitoplancton | 68 |
| <i>Figura 14.</i> Relación de la riqueza de especies y abundancia..... | 71 |
| <i>Figura 15.</i> Frecuencia de la diversidad Shannon | 72 |
| <i>Figura 16.</i> Dendrograma de similaridad entre los puntos evaluados..... | 73 |
| <i>Figura 17.</i> Calidad del agua del embalse Pasto Grande según el índice IDG ... | 74 |
| <i>Figura 18.</i> Distribución porcentual de la calidad de agua..... | 75 |
| <i>Figura 19.</i> Ríos Tributarios del embalse Pasto Grande..... | 77 |
| <i>Figura 20.</i> Grado de acidez de los ríos tributarios al embalse Pasto Grande.... | 80 |
| <i>Figura 21.</i> Tributarios que desembocan en el Embalse Pasto Grande | 84 |

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la calidad del agua de cinco puntos dentro del embalse Pasto Grande, en base a la abundancia, riqueza y diversidad del fitoplancton presente. El objetivo fue conocer si las comunidades del fitoplancton sufren algún tipo de impacto por la presencia de elementos químicos tóxicos como los metales pesados. La metodología fue en base a un estudio descriptivo, se procedió a revisar los ensayos de laboratorio realizados por el Consorcio V-5, tomando muestras de agua del embalse Pasto Grande, análisis de muestras de agua en laboratorio y determinando la calidad de agua mediante el uso de índices biológicos. Los resultados muestran que hay cinco tipos de comunidades que forman el fitoplancton, donde las diatomeas son las más abundantes mostrando así su alta capacidad adaptativa en aguas contaminadas. Se considera como urgente el tratamiento químico de modo integral. Conclusión: la calidad del agua del embalse Pasto Grande presentan aguas de mala calidad (polución fuerte y media) y la diversidad del fitoplancton es de moderada a baja.

Palabras clave: contaminación, embalse, químicos, efecto, productores

ABSTRACT

In the present study, the water quality of five points within the Pasto Grande reservoir was evaluated, based on the abundance, richness and diversity of the phytoplankton present. The objective was to know if the phytoplankton communities suffer any kind of impact due to the presence of toxic chemical elements such as heavy metals. The methodology was based on a descriptive study, we proceeded to review the laboratory tests carried out by the V-5 Consortium, taking water samples from the Pasto Grande reservoir, analysis of water samples in the laboratory and determining the water quality by means of the use of biological indices. The results show that there are five types of communities that form phytoplankton, where diatoms are the most abundant, thus showing their high adaptive capacity in polluted waters. Comprehensive chemical treatment is considered urgent. Conclusion: the water quality of the Pasto Grande reservoir presents poor quality waters (heavy and medium pollution) and the diversity of phytoplankton is moderate to low.

Keywords: pollution, reservoir, chemicals, effect, producers

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales más importantes relacionados directamente a la calidad de vida de la población y un recurso primordial para el funcionamiento de los sistemas productivos agropecuario y/o industrial. Ha sido considerado un bien público de acceso libre, sin embargo, recientemente se ha tomado conciencia de su escasez y ahora es considerado como uno de los recursos limitantes más importantes para la mayoría de las actividades económicas. El Perú cuenta con más de 12 mil lagos y lagunas, de los cuales la mayoría se encuentran en la vertiente oriental de la cordillera de los Andes. El lago más grande e importante del país es el Lago Titicaca, el lago navegable más alto del mundo. Siguiéndole en tamaño se encuentra el Lago Junín y la Laguna de Arapa en Puno.

La mayoría de los ríos peruanos se forman debido a los deshielos de los glaciares ubicados en la cordillera de los Andes. Otros ríos se forman de manera estacionaria producto de fenómenos climáticos extremos como el Fenómeno "El Niño". (ENSO). Dentro de los sistemas laguneros se incluyen a los embalses naturales y artificiales, sin embargo, los embalses artificiales se destacan por su abundancia. Los embalses artificiales son construidos para almacenar agua durante la estación lluviosa y para distribuirla durante la estación seca, ocupan 67,1 % de los cuerpos de agua y cubren 188 781 hectáreas, lo cual representa el 14,7 % de la superficie inundada de aguas continentales. (De La Lanza y García, 2002)

El almacenamiento de agua, resuelve los requerimientos y necesidades de agua para diversas actividades de los núcleos urbanos y agropecuarias. Sin embargo, los cuerpos de agua responden de manera diferente de acuerdo a las condiciones físicas, geológicas y químicas del lugar y son el reflejo de las

actividades que se llevan a cabo en la cuenca de influencia. La calidad del agua es un factor crítico para los cultivos, el conocimiento de la misma, sirve para predecir y manejar el efecto de los contaminantes presentes como es el caso de las sales, las cuales pueden impactar de manera negativa a los diferentes cultivos lo que se refleja en su rendimiento. En general, la calidad del agua es un factor crítico para entender que prácticas de manejo es necesario cambiar o mejorar para mantener su condición útil en diferentes aspectos.

El embalse Pasto Grande está ubicado en la jurisdicción del distrito de Curumas, provincia de Mariscal Nieto, en el departamento de Moquegua, a una altitud de 4250 m, es la principal fuente de agua de las provincias de Ilo y Mariscal Nieto (Moquegua).

Este embalse fue ejecutado aprovechando las condiciones geográficas y topográficas, logrando embalsar 194 millones de metros cúbico con un dique de tierra de 80 m de corona, 10,30 m de altura y una extensión superficial de 45 km. Se constituye en el tercer embalse de mayor tamaño en el país. Aportan dos afluentes principales con aguas ácidas de origen natural en un aproximado del 30 % siendo estos los ríos Millojahuira y Antajarane; además del afluente, río Patara que recibe aguas ácidas en sus nacientes de sus afluentes provenientes de fuentes termales y de zonas mineras, observándose la recuperación del nivel de pH a valores próximos a la neutralidad en su recorrido, por procesos de dilución y auto purificación; adicionalmente, el aporte del río Tocco y otros de menor tamaño, que presentan buena calidad de agua (Sucapuca, ,Diaz, Mogrovejo y Pérez, 2017)

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

1.1.1. Antecedentes del problema

Hace 17 años comenzó a funcionar Pasto Grande, un proyecto que irriga 5 400 hectáreas de terreno agrícola en los valles de Moquegua, Torata y Samegua, el cual se ubica en la Región Moquegua, provincia de Mariscal Nieto, distrito de Carumas. El principal elemento de esta obra fue la represa edificada cerca de la frontera con Puno, en la zona alta, cuya capacidad de almacenamiento alcanza 200 millones de metros cúbicos (MMC). El siguiente paso fue conducir el agua desde la presa hasta la parte baja de la región. Se hicieron canales en diferentes tramos, que derivaban el recurso hídrico a algunos ríos hasta llegar a los valles. La idea ha sido mejorar la agricultura en los distritos de Torata, Samegua y ampliar la frontera agrícola en los sectores San Antonio, Estuquiña, entre otras zonas. Con esta infraestructura hidráulica también se garantizó el abastecimiento del recurso hídrico a las poblaciones de Moquegua e Ilo. El 05 de abril de 1995 llegó el agua en gran volumen a Moquegua. Después de casi dos décadas de la operación de Pasto Grande, aún no se ha conseguido el desarrollo agrario esperado. Por otro lado, como es normal, en este embalse empezó todo tipo de vida acuática, principalmente fitoplancton, que actualmente sus tributarios conducen todo tipo de material tanto orgánico como metálico que lo viene contaminando. Esta realidad actual, hace que la población moqueguana y su agricultura se vean amenazados por la contaminación natural de los ríos Millojahuira y Antajarane; por la contaminación antrópica del río Cacachara debido a la presencia de la mina Cacachara (pasivo ambiental) y la contaminación antrópica de los ríos

Cotañani, Acosiri y quebrada Cacachara, (presencia de la Unidad Santa Rosa de la empresa minera Aruntani SAC, que actualmente se encuentra en la etapa de cierre. Para constatar el impacto ambiental negativo al embalse Pasto Grande, el Proyecto Especial Regional Pasto Grande, en el año 2012, dispuso que se elabore el estudio de mejoramiento de la calidad de las aguas del embalse Pasto Grande del distrito Carumas, provincia Mariscal Nieto, región Moquegua, que permita recuperar y conservar su calidad física, química y biológica, a fin de abastecer a la población de la ciudad de Moquegua, aguas seguras para su consumo humano y actividades económicas.

1.1.2. Problemática de la investigación

Al momento la represa o embalse Pasto Grande (Figura 1) se encuentra colmatándose con material sólido muy fino en el fondo de la misma, producto de las actividades pastoriles y de minería que llevan a cabo aguas arriba. Este material fino puede servir de alimento para los microorganismos como también traen contaminantes como los metales pesados que están afectando a proliferación a los buenos y acrecentando los no buenos para una clase II para la agricultura y ganadería. Este estudio de investigación pretende determinar cómo están siendo afectados los productores primarios y la vida acuática de este embalse y en qué medida afecta a la calidad de agua que de aquí se destina para las diversas actividades cotidianas del valle de Moquegua e Ilo.



Figura 1. Ubicación del embalse Pasto Grande y sus afluentes, Moquegua

Fuente: Proyecto Especial Regional Pasto Grande, 2020

1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

1.2.1. Problema general

El desarrollo específico de esta tesis se centró en abordar el problema de contaminación del embalse Pasto Grande por elementos químicos, orgánicos y su efecto en las comunidades fotosintéticas y la calidad del agua, para lo cual se planteó la siguiente pregunta:

¿En qué medida el nivel de contaminación por metales pesados afecta a los organismos productores primarios en el embalse Pasto Grande?

1.2.2. Problemas específicos

- ¿Cuáles son los principales elementos químicos contaminantes del embalse Pasto Grande?

- ¿Cómo afecta la contaminación a los organismos productores primarios en embalse Pasto Grande?
- ¿Cómo se realiza el monitoreo y el control de estos parámetros fisicoquímicos del agua del embalse?

1.3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

Esta investigación está motivada por el interés en lograr una mejor comprensión del papel que desempeñan los contaminantes y microorganismos acuáticos, debido a que no se ha logrado mitigar el ingreso de metales tóxicos y otros contaminantes de origen orgánico al embalse Pasto Grande, en el cual se observa cambios de coloración en la microalga y otros microorganismos, que están siendo fuertemente afectados por metales pesados y consecuentemente con la calidad del agua que están utilizando los agricultores de Moquegua e Ilo en sus faenas de agricultura y ganadería y que de ser confirmado, está produciendo contaminación de suelos, plantas, animales y personas. Ello permitirá plantear adecuadamente las medidas de mitigación más coherentes en función de estos resultados.

Importancia

Su importancia radica en que la determinación de estos contaminantes tóxicos de origen químico-minero, permitirá plantear y gestionar sistemas adecuados de mitigación correspondiente por la autoridad competente, a fin de lograr los niveles permisibles en la calidad de agua para usos agropecuarios e industriales, para una mejor calidad de vida de los pobladores moqueguanos e ileños.

1.4. ALCANCES Y LIMITACIONES

Alcances

El presente estudio de investigación partió de un muestreo en puntos seleccionados por el investigador teniendo en cuenta la característica visual del espejo de agua del embalse Pasto Grande, para determinar los parámetros físicos y químicos que están afectando a la biota acuática y precisar mediante análisis los elementos químicos tóxicos que contaminan el agua.

Limitaciones

- Carencia de antecedentes sobre investigaciones ambientales en represas o embalse artificiales altoandinos, referente a cómo se debía muestrear.
- Falta de equipo para ingresar al embalse para realizar un mejor barrido de punto de muestreo.
- Existe restringida bibliografía respecto a las variables de estudio.
- Falta de estandarización en los instrumentos de investigación respecto al Coeficiente de Confiabilidad y Coeficiente de Validez acorde a nuestro contexto educativo.

1.5. OBJETIVOS

1.5.1. Objetivo general

Determinar el nivel de contaminación por elementos tóxicos y su efecto sobre los organismos productores primarios en el embalse Pasto Grande - Moquegua.

1.5.2. Objetivos específicos

- Estimar la concentración de los elementos tóxicos presente en el embalse Pasto Grande.
- Caracterizar los daños a los organismos productores primarios del embalse por efecto de los elementos químicos tóxicos.
- Monitorear los parámetros físico químicos del agua del embalse.

1.6. HIPÓTESIS

1.6.1. Hipótesis general

Los niveles determinados de contaminación por elementos químicos tóxicos del embalse pasto grande son muy nocivos para los organismos productores primarios.

H₀

La determinación del nivel de los contaminantes por elementos tóxicos permite determinar el efecto sobre los organismos productores primarios.

H'

La determinación del nivel de los contaminantes por elementos tóxicos si permite determinar el efecto sobre los organismos productores primarios.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES DEL ESTUDIO

Peters y Meybeck (2000), en su trabajo de investigación titulado *Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities*, concluyeron que las actividades humanas en el paisaje provocan alteraciones en las vías hidrológicas al alterar físicamente la tierra, al cambiar la vegetación y al enrutar artificialmente el agua hacia donde los humanos la desean. Además, las actividades humanas han afectado la calidad del agua al agregar sustancias (gas, líquido y sólido). Los requisitos humanos para la sostenibilidad, las características culturales de la población, las situaciones socioeconómicas y los entornos biofísicos y climáticos de un área determinan el nivel de interacción y, en consecuencia, la tasa de degradación de la tierra y el agua. Aunque se producen efectos río abajo y a gran escala, las interacciones humanas con la tierra y los recursos hídricos ocurren a pequeña escala, donde las decisiones las toman las personas que interactúan con el paisaje. En consecuencia, las interacciones humanas con la tierra y con el agua deben abordarse (y gestionarse) a escalas espaciales pequeñas (patio, parcela de jardín, campo). Los efectos de las actividades humanas a pequeña escala son relevantes para toda la cuenca de drenaje. Tales análisis, por lo tanto, no solo son de interés para el estado de un paisaje en particular, sino también para los usuarios intermedios que se ven afectados por las decisiones de gestión en el área aguas arriba. Otro factor importante es que las sustancias agregadas a la atmósfera, la tierra y el agua generalmente tienen escalas de tiempo relativamente largas para su eliminación o limpieza. La naturaleza de la sustancia, incluida su afinidad por adherirse al suelo y su capacidad de

transformación, afecta la movilidad y la escala de tiempo para la eliminación de la sustancia a lo largo de las vías hidrológicas. Los contaminantes en las aguas subterráneas, que eventualmente se descargan en algunas aguas superficiales receptoras o se extraen para algún uso, tomarán mucho más tiempo en eliminarse que los contaminantes agregados a la tierra en un área dominada por vías hidrológicas poco profundas y cortas, como una zona ribereña en una pequeña cuenca. Incluso en el mejor de los casos de una ruta hidrológica corta, cierta retención del contaminante por la matriz del suelo requiere un enjuague continuo del suelo durante algún tiempo para eliminar completamente el contaminante.

Friedl y Wüest (2001), en su estudio titulado *Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming*, manifiestan que la gestión sostenible de los recursos hídricos naturales debe incluir la construcción y operación de represas ambientalmente racionales con respecto a la gestión tanto aguas arriba como aguas abajo. Debido a las alteraciones que evolucionan lentamente en los ecosistemas fluviales después de la construcción de una presa, debido a las distancias a veces grandes entre las presas y las áreas afectadas, y la interferencia con otras actividades antropogénicas, algunos de los efectos de la represa pueden pasarse por alto. La construcción de depósitos modifica los ciclos biogeoquímicos, como interrumpir el flujo de carbono orgánico, cambiar el equilibrio de nutrientes y alterar las condiciones térmicas y de oxígeno. Las consecuencias de los procesos alterados pueden no ser evidentes de inmediato y pueden volverse evidentes solo después de un largo período de tiempo o solo en combinación con otras alteraciones antropogénicas. Es difícil hacer predicciones precisas de los impactos de una presa en particular debido a la complejidad e individualidad de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, este sigue siendo el desafío al planificar y construir nuevas represas. La Comisión Mundial de Presas (WCD) ha pedido proteger y restaurar las cuencas hidrográficas.

Rafo-Paredes *et al.* (2016), en su investigación titulada *Caracterización fisicoquímica y microbiológica de la presa del Llano ubicada en el municipio de Villa del Carbón Estado de México*, encontraron que los parámetros fisicoquímicos muestran ligeros cambios que consideramos favorecieron la presencia de varias especies de algas, presentándose algas que nos confirman dichos parámetros. Con respecto a la contaminación por enterobacterias encontrada en el agua consideramos que este cuerpo de agua requiere de encontrar las fuentes de contaminación bacteriana, tratamiento para evitar mayor contaminación, controlar las actividades que se realizan en esta presa como son la producción de trucha –por el aumento de fósforo – en algunas zonas, pesca deportiva y actividades recreativas (paseo en lancha, *camping*, etcétera), sugiriendo tratamientos como fitorremediación por ser económico, eficiente y que no afectaría considerablemente el valor paisajístico de la zona y por lo tanto, sugieren tratamiento por fitorremediación debido a que no son aguas muy alteradas y manejo adecuado de las descargas que son la posible fuente de contaminación.

Monroy (2004), en su tesis de maestría titulada *Hidrología del embalse de Valle de Bravo, México* señala que, en los últimos 20 años, el Valle de Bravo ha sufrido un proceso de eutrofización cuyo rasgo principal es la progresiva dominancia de cianobacterias, algunas de ellas tóxicas. Para conocer su dinámica anual, se estudió la variación de algunos descriptores hidrológicos (T, O.D., pH, nutrientes y clorofila) en una red de 12 estaciones (con 6 a 10 niveles c/u) muestreadas con frecuencia quincenal a mensual durante 2001 y en algunos casos hasta 2002. Por lo que, en unas de sus conclusiones, manifiesta que, esta estrategia permitió obtener parámetros estadísticos representativos del embalse, así como identificar en detalle la variación espacio-temporal de estos descriptores. La estrategia empleada permitió la identificación de la importancia en Valle de Bravo de procesos biogeoquímicos tales como la nitrificación, la desnitrificación y la oxidación de materia orgánica a través del estudio detallado de las variaciones espacio-temporales de descriptores hidrológicos básicos como temperatura, oxígeno disuelto, pH y nutrientes

inorgánicos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , FRD). El embalse permaneció estratificado la mayor parte del año, con una variación interanual apreciable: de finales de marzo a principios de octubre durante 2001 y de principios de marzo a principios de noviembre durante 2002. El hipolimnion de Valle de Bravo se mantuvo anóxico durante los períodos de estratificación estudiados, determinando en gran medida el comportamiento y/o la dinámica de los nutrientes y otros parámetros (por ejemplo, la estrecha dependencia del pH con el oxígeno disuelto) en dicha capa.

2.2. BASES TEÓRICAS

2.2.1. Embalse Pasto Grande

2.2.1.1. Descripción del embalse Pasto Grande

El embalse Pasto Grande está ubicado en la jurisdicción del distrito de Carumas, provincia de Mariscal Nieto, en el departamento de Moquegua, a una altitud de 4 250 m, es la principal fuente de agua de las provincias de Ilo y Mariscal Nieto Moquegua). Este embalse fue ejecutado aprovechando las condiciones geográficas y topográficas, logrando embalsar 194 millones de metros cúbicos con una presa de tierra de 80 m de coronamiento y 10,30 m de altura, y una extensión superficial de 45 km². Se constituye en el tercer embalse de mayor tamaño en el país. Se reportan dos afluentes principales que aportan aguas ácidas de origen natural en un aproximado del 30 % siendo estos los ríos Millojahuirá y Antajarane; además del afluente, río Patara que recibe aguas ácidas en sus nacientes de sus afluentes provenientes de fuentes termales y de zonas mineras, observándose la recuperación del nivel de pH a valores próximos a la neutralidad en su recorrido, por procesos de dilución y autopurificación; adicionalmente, el aporte del río Tocco y otros de menor tamaño, que presentan buena calidad de agua (Consortio V-5. Mejoramiento

de} la Calidad del Agua del embalse Pasto Grande, Moquegua. PERPG. Moquegua; 2013).

La problemática se inicia a partir de 1985 cuando se cerró la mina Cacachara que contaminaba con relaves al río Cacachara, afluente del río Patara. Durante ese tiempo no existían restricciones y/o normas ambientales para el cumplimiento de calidad de descargas por parte del Sector Minero. En el año 1989, se concluye la construcción de la presa Pasto Grande con inicio de operación en 1995. En 1991 se sembraron alevinos de trucha para la comercialización (empresa Lago Azul). En 2000, la empresa minera Aruntani inicia sus operaciones en su Unidad Minera Santa Rosa en la cabecera de la cuenca Cacachara, Cotañani y Acosiri, comprometiéndose con la instalación de piezómetros para el monitoreo de la calidad del agua, que a la fecha los resultados no fueron informados al PERPG. En 2006, se produce mortandad de alevinos de truchas ocasionado por la presencia de Cadmio (0,00351 mg/L), mercurio ($a < 0,00041$ mg/L), plomo ($a < 0,0026$ mg/L), talio ($a < 0,0013$), zinc (0,3956 mg/L), que alertó a las autoridades de la región de Moquegua y se conforma una Comisión Técnica Multisectorial encargado del monitoreo de la calidad de las aguas del embalse. En abril de 2007, se realiza el estudio de calidad del embalse y se determinaron valores bajos de pH en los ríos Millojahuirá y Antajarane; en este análisis predominan los nitratos (2,6 mg/L); el hierro (18,2 mg/L) y el aluminio (34,5 mg/L). Se determinó una población biológica de 43 géneros, 29 familias y 22 órdenes y 4 divisiones, diversidad baja en zooplancton. A partir de la fecha se realizan monitoreos permanentes. En febrero de 2008 se presentó el fenómeno denominado florecimiento algal, con cambios de coloración en las aguas.

El trabajo realizado por Sucapuca, Diaz, Mogrovejo y Pérez, 2017; consideran que actualmente, la población y la agricultura moqueguana se ven amenazados por la contaminación natural de los ríos Millojahuirá y Antajarane; por la contaminación antrópica del río Cacachara debido a la presencia de la mina Cacachara (pasivo ambiental) y la contaminación antrópica de los ríos

Cotañani, Acosiri y quebrada Cacachara, (presencia una mina en operación Unidad Santa Rosa de la empresa minera Aruntani SAC), Por ahora se encuentra en la etapa de cierre, por el impacto negativo al embalse Pasto Grande, el Proyecto Especial Regional Pasto Grande, en el año 2012, se dispuso elaborar el estudio de mejoramiento de la calidad de las aguas del embalse Pasto Grande del distrito Carumas, provincia Mariscal Nieto, región Moquegua, que permitiría recuperar y conservar su calidad física, química y biológica, a fin de abastecer a la población de la ciudad de Moquegua, aguas seguras para su consumo humano y actividades económicas.

En la región Moquegua, la vigilancia de la calidad de los recursos hídricos para el consumo de la ciudad se realiza con el objetivo de identificar los riesgos ambientales que puedan influir en la salud de las poblaciones que de alguna manera se abastecen del recurso hídrico proveniente de Pasto Grande. En este sentido la Dirección Regional de Salud coordina el monitoreo de los diferentes recursos hídricos que se encuentran dentro de la Subcuenca Pasto Grande, Embalse y el sistema de derivación para continuar con el estudio de las características de calidad fisicoquímica, biológica e hidrobiológica. En el 2011 se desarrolló el monitoreo integral con participación de las entidades de Salud, PERPG, Gobierno Regional, EPS de Moquegua; los análisis de agua fueron desarrollados en los laboratorios de la DIRESA, DIGESA Y SGS (Araoz y Yupanqui, 2011).

Según el Decreto Supremo 001-2010-AG –Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, 2010. La calidad del agua de los afluentes principales, agua del embalse y la descarga del embalse, se evalúa con el lineamiento establecido en el DS 002-2008 MINAM Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 1 (Aguas destinadas para la producción de agua potable – A2: Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional), Categoría 3 (Aguas para Riego de vegetales y bebida de animales) y Categoría 4 (Conservación del medio acuático, lagunas y lagos). pH promedio anual 5 795.

El ANA (2011); reporta que los resultados de los monitoreos realizados sobre la calidad del agua del embalse Pasto Grande en 3 puntos evaluados respecto a los parámetros de demanda biológica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto, pH, plomo y cinc no cumplen con los estándares de calidad ambiental para agua categoría 4. Asimismo, en el río Patara los parámetros de cadmio, cobre, níquel, plomo y cinc superan los valores de este estándar, mientras que la calidad del agua de las aguas termales que tributan a este río sobrepasa los estándares de calidad ya que superan los parámetros de sólidos totales disueltos, sólidos totales en suspensión, arsénico y bario.

El informe técnico del monitoreo de la calidad del agua en el ámbito del sistema hidráulico Pasto Grande - Moquegua, realizado en febrero 2015: el embalse Pasto Grande se clasifica dentro de la Categoría 4 "Conservación del ambiente acuático". Los ríos tributarios del Embalse Pasto Grande: ríos Patara, Tocco, Antajarane y Millojahuira asumirán transitoriamente la Categoría del Embalse Pasto Grande, de acuerdo a lo dispuesto al artículo 3° del Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM. Por otro lado, los ríos Torata, Otorá y Tumilaca están clasificados en la categoría 3. Riego de Vegetales y bebida de animales, según la R.J. N° 202-2010-ANA, por lo que el sistema de derivación de aguas del embalse Pasto Grande que comprende partidor Humalso, canal Rápida Chilligua, bocatoma Otorá o paquete A, bocatoma Torata o paquete B, sifón Tumilaca, serán evaluados referencialmente con la Categoría 3.

2.2.1.2. Gestión de embalses

Una consideración a tener en cuenta en la gestión de los embalses es la eutrofización denominada "cultural" es percibida desde hace años como una alteración preocupante de la calidad de las aguas continentales (Margalef, 1976; Lee et al., 1980) y de amplia distribución en los ecosistemas acuáticos. En algunos lugares, no obstante, la eutrofización no es vivida como una

perturbación de los ecosistemas acuáticos sino como una forma de cultivo acuático, fuente de alimento, que hay que potenciar (Ryding y Rast, 1993). Por otro lado, la eutrofia como proceso y sus consecuencias, bien pudo jugar un papel clave hace unos 2.000 millones de años, en la transformación de la atmósfera de la tierra hacia las condiciones oxidantes actuales. En el caso de los embalses es una alteración prácticamente inherente a su construcción y a su explotación, especialmente en zonas semiáridas, bien soleadas, con un régimen hidrológico marcadamente estacional y redes hidrográficas densamente ocupadas por población o usos agropecuarios. La mayor susceptibilidad de los embalses a la eutrofia, con relación a los lagos, se explica por la carga de materia orgánica que los primeros deben procesar de golpe en su inicio y por la alta relación entre las superficies de cuenca y de lámina de agua, que favorece el mantenimiento de unas mayores aportaciones relativas de nutrientes por unidad de superficie.

Las actuaciones de control de la eutrofia en embalses deben tratarse como cualquier otro aspecto técnico constructivo relevante y como tal deben empezar a considerarse en la propia concepción del proyecto de construcción de la presa que formará el embalse, o en su defecto, en el estudio de impacto ambiental que le acompaña. A este nivel, la primera cuestión a plantearse es la vocación trófica que tendrá el futuro embalse de acuerdo con la información disponible sobre el lugar donde se pretende construir y las características básicas del tipo de obra hidráulica que se proyecta. (Palau, 2003)

En el Perú, la Autoridad Nacional del Agua (ANA), en atribución de sus funciones, tiene como objetivo conocer las estructuras de almacenamiento y regulación de recursos hídricos existentes en el país. Esta información básica es necesaria para planificar, a nivel nacional, un programa de seguridad de presas y lograr así un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos de las cuencas en el país; constituye, además, un mecanismo de gestión que permitirá el accionar de los Consejos de Cuenca y organismos públicos y privados en planes futuros de proyectos de inversión. El hecho de que el Perú

tuviese inscritas cerca de 54 presas en el registro de la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD, por las siglas en inglés de *International Commission on Large Dams*), era un factor que llamaba la atención sobre la necesidad de realizar un estudio sobre el número y estado de estas estructuras, ya que existía un desconocimiento sobre la cantidad real de obras de regulación a nivel nacional, así como su ubicación, usos y tipos, entre otros aspectos (ANA, 2015).

2.2.1.3. Importancia de los embalses

- Los embalses en el aprovechamiento del agua superficial

El agua líquida fácilmente disponible en la naturaleza se encuentra en dos formas: subterránea y superficial. El hombre, desde antiguo, aprovechó el agua superficial (de los ríos y lagos) porque provee los mayores caudales, brinda otros beneficios y no requiere consumir energía para su extracción. No obstante, la tendencia al aprovechamiento de los depósitos naturales subterráneos (acuíferos) es creciente y la reserva mundial de agua dulce en esa forma es muy importante (aproximadamente tres veces la de agua dulce superficial líquida), lo que motiva una necesaria complementación y optimización de las fuentes de abastecimiento de agua en las dos formas de su disponibilidad en la región.

El agua superficial en la naturaleza se presenta en un modo determinado por las características climáticas y del ciclo hidrológico, variable según la región del planeta que se trate. La región Noroeste de la Argentina se caracteriza por un período otoño-invierno (abril-setiembre) seco y primavera-verano (octubre-marzo) húmedo. Durante la estación húmeda se producen las precipitaciones pluviales que suman entre el 70 y 80 % del total anual. La precipitación nival, si bien existe en altura, no tiene participación sustancial en los aportes de agua de los principales ríos de la región. El carácter subtropical del clima de la región

determina en cambio precipitaciones intensas y abundantes en el período húmedo, las que son las productoras de los mayores caudales de los ríos. Las características hidrológicas mencionadas determinan entonces una secuencia anual de caudales de los cursos de agua que presenta valores altos en los meses octubre a abril (máximos de enero a marzo) y bajos de mayo a setiembre. (Adler, 2004)

– Definición de calidad de agua en embalses

En la literatura, se encuentran varias definiciones de “Calidad del agua”, y en todas se observan criterios abióticos (físico-químicos) y bióticos (biológicos) en relación a su utilización. Estos criterios de calidad del agua especifican concentraciones y/o límites de algunos parámetros que interfieren en la conservación del ecosistema acuático y protección de la salud humana. Siendo así, se puede definir calidad del agua como un conjunto de características de naturaleza física, química y biológica que asegura determinado uso o conjunto de usos, debiendo estar dentro de ciertos límites o estándares previstos en la legislación vigente para que estos puedan ser viabilizados (DERISIO, 2007).

Algunos parámetros pueden presentar más de un criterio de control, dependiendo del uso y de las condiciones naturales del agua. Por ejemplo, el pH y el número más probable de coliformes en el agua serán distintos dependiendo del uso: para consumo humano, los valores deberán respetar la Resolución N° 2.914/11 del Ministerio de Salud; si el curso de agua fuere utilizado para recreación de contacto primario, deberá respetar la resolución N° 274/2000 del Consejo Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) entre otras vigentes en el país. Ejemplos de esta naturaleza serán estudiados y detallados en el Capítulo 5 de esta Unidad, denominada “Legislación y Resoluciones Correlacionadas”.

– Importancia general de los embalses

Los embalses son obras hidráulicas que permiten la utilización del recurso hídrico, que a partir de su almacenamiento y asignación para los diferentes usos que se le puede dar: la agricultura, generación de energía eléctrica, agua potable para usos industriales y domésticos, control de avenidas, turismo y otros. Un embalse es creado si existe una demanda para él, asumiendo que sus beneficios exceden sus costos y riesgos.

En términos generales, según el libro *Bureau of Reclamation, Diseño de presas pequeñas* (2007), este tipo de obras hidráulicas están condicionados a una o más de las siguientes funciones que se detallaran a continuación: (a) Irrigación: el agua almacenada debe ser suficiente para regar eficientemente (considerando la escases ocasional tolerable) a un costo razonablemente económico por hectárea, tanto por lo que toca a la inversión de capital como al costo de operación, mantenimiento y reposiciones.

La calidad del agua debe ser tal que no sea peligrosa para los cultivos o para los suelos. Si el sistema de distribución va a funcionar por gravedad, el vaso debe quedar lo suficientemente alto con relación a la superficie regada para que exista la carga hidráulica suficiente para obtener los gastos necesarios. (b) Producción de energía: cuando se incluye la generación de potencia, la capacidad del equipo generador y las demandas de carga están íntimamente relacionadas a la cantidad de agua disponible y a la magnitud del almacenamiento. La altura de las presas para obtener energía la dictan generalmente estos requisitos. Entonces podemos concluir que se requiere un suficiente nivel de almacenamiento para crear la máxima carga. (c). Control de avenidas: en el estudio y proyecto de las obras y estructuras para el control de avenidas deberán considerarse los siguientes factores: la relación del costo del control a los beneficios obtenidos por la reducción de los daños acumulados, debe ser favorable en comparación con otros procedimientos con los que se obtengan beneficios semejantes, tomando en consideración el interés público;

el almacenamiento temporal debe ser suficiente para disminuir los gastos máximos o para disminuir la frecuencia de las avenidas menores; hasta donde sea posible, el método de control deberá ser automático en vez de manual; cualquier control de avenidas deberá ser efectivo. Una seguridad hipotética aguas abajo es más peligrosa que una ausencia absoluta de control. (d). Aplicaciones domésticas y municipales: la cantidad de agua debe ser la adecuada para satisfacer los requisitos. Son conceptos importantes la demanda presente y un sobrante para afrontar los aumentos previsibles en los consumos. La calidad del agua debe ser tal que se pueda potabilizar y utilizarse para uso doméstico y en la mayor parte de las aplicaciones industriales con métodos de tratamientos económicos. (e). Usos industriales: aunque la calidad del agua para servicios municipales es, por lo general, suficientemente buena para usos industriales, algunos procesos industriales 5 requieren normas más exigentes con respecto a que no deben contener sustancias químicas perjudiciales para los equipos o para los productos manufacturados. (f). Agua para el ganado: la calidad del agua para el consumo del ganado debe servir para ese objeto. El estanque debe estar situado en un lugar que sea accesible al ganado ya sea directamente o por medio del uso económico de zanjas o tubos. Muchas funciones en un mismo reservorio podrían tener demandas contradictorias.

Es favorable que éstas, estén comprometidas en cuanto a las temporadas en que se prevea la entrada o salida del flujo. Por ejemplo, la irrigación y control de inundaciones pueden ser combinadas si el reservorio es llenado para la irrigación durante los periodos secos para que después de ello provea la capacidad suficiente para regular el agua durante los periodos de grandes avenidas. (Ordinola, 2009). Vista del embalse Pasto Grande (Figura 1).



Figura 2. Vista del embalse de Pasto Grande en Moquegua

Fuente: PERPG,2018

– Contaminación de los embalses

La gestión de los recursos hídricos constituye un tema de especial trascendencia para el desarrollo social económico y medioambiental del mundo, puesto que se trata del líquido vital de la humanidad. La gestión del agua día a día se convierte en una herramienta esencial para el beneficio de todos.

Cada país se ha visto involucrado en la necesidad de idear alternativas que mitiguen el impacto de la contaminación y la escasez de agua por una inadecuada distribución temporal e irregular. En climas mediterráneos y de suelos semiáridos, la administración del agua se convierte en un instrumento fundamental y la construcción de embalses es un frecuente elemento de manejo. Pero esto solo ha sido la solución a la satisfacción de la demanda en regiones donde no hay la suficiente cantidad de agua para la población existente. Y el problema de la contaminación de las masas de aguas por las elevadas descargas de aguas residuales e industriales sigue en vigor; provocando sucesos como la eutrofización. La eutrofización se caracteriza por la presencia de una elevada concentración de nutrientes –nitrógeno y fósforo-

que originan una excesiva proliferación de algas. Cuando esta masa muere después de su corto ciclo de vida, el oxígeno de las aguas es insuficiente para atender los requerimientos de la descomposición de la mucha materia orgánica producida y la demanda de la materia viva. Se llega así a un estado de anoxia, mucho más intensa en los fondos, en donde se va acumulando la masa de algas que no ha podido ser descompuesta en las capas superficiales.

La causa de la eutrofización son las aportaciones de elementos nutritivos procedentes de residuos urbanos, industriales y agrícolas. Los nutrientes más necesarios son aquellos para los que existe una limitación natural, principalmente nitrógeno, el cual puede ser extraído de la atmosfera por cianobacterias, y fósforo que suele ser el elemento limitante en la producción primaria de aguas continentales. Aunque el silicio, azufre y carbono también pueden ser considerados que puedan limitar el crecimiento de la biomasa, generalmente las suficientes cantidades de estos elementos evitan la posibilidad de su limitación.

El presente trabajo consiste en un estudio sobre la calidad del agua del embalse Bellús, situado en la Comunidad de Valencia, bajo la administración de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Para análisis de la calidad del agua se realiza un estudio previo de los datos de entrada al embalse. Luego se desarrolla un modelo matemático de la calidad del agua en el que se representan los procesos de eutrofización de aguas y la dinámica de los contaminantes a través de la columna de agua (Aguirre-Martínez et al., 2009). Vista de contaminación del embalse Pasto grande Figura 2.



Figura 3. Embalse Pasto Grande con aguas contaminadas

Fuente: PERPG, 2018

2.2.1.4. Agentes contaminantes del agua

– Contaminantes químicos

Específicamente, la contaminación del agua por metales pesados ocasionada por vía antrópica y natural, está afectando drásticamente la seguridad alimentaria y salud pública (Huang et. al, 2014). Estudios recientes reportan la presencia de metales pesados y metaloides tales como mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), níquel (Ni) y cromo (Cr) en hortalizas tales como la lechuga, repollo, calabaza, brócoli y papa (Singh et. al, 2010; Chen et. al, 2013). Esta contaminación, proviene, entre otros causales, del uso para riego de aguas afectadas (Singh et. al, 2010; Francisca et. al, 2015; Li et. al, 2015). De igual manera, se han encontrado metales en diferentes concentraciones en peces, carnes y leche resultado de la bio- acumulación y movilidad desde el ambiente a las fuentes hídricas (Singh et al, 2010; Li et al, 2015). Algunas especies tales como ostras, mariscos y moluscos acumulan el cadmio proveniente del agua en forma de péptidos ligadores hasta alcanzar valores de concentración entre 100 y 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. En la carne, el pescado y frutas se han reportado valores de concentración entre 1 y 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y en algunos granos entre 10 y 150 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Reyes et al., 2016).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) y algunas autoridades ambientales, han establecido niveles de riesgo en función de la concentración de metales en aguas de consumo humano y alimentos. Los mapas realizados en algunas regiones del mundo muestran un importante incremento en la concentración por encima de los límites establecidos, que las clasifica como de alto riesgo (Arnous *et al.* 2015; Yuang *et al.*, 2014). Así, para el caso del arsénico, la población en riesgo de exposición supera los 150 millones, esto obliga a fortalecer los programas de saneamiento apoyados en tecnologías emergentes como la bio y nanotecnología para el desarrollo de procesos y estrategias experimentales en tareas de detección, cuantificación y remediación (González *et al.*, 2015). En la actualidad se acepta de forma generalizada que la distribución, movilidad, disponibilidad biológica y toxicidad de los elementos químicos no es función de la concentración total de los mismos, sino que dependen de la forma química en la que se encuentren (Carusso, *et al.*, 2003; Hirose, 2006). Es necesario conocer las especies químicas de los elementos para comprender las reacciones químicas y bioquímicas en las que intervienen, y por tanto, obtener información relativa al carácter esencial y tóxico de los elementos químicos. Los análisis de especiación se convertirán en una herramienta esencial para la evaluación de riesgos en el medioambiente, permitiendo que se realicen diagnósticos y controles de los elementos trazas más efectivos. En última instancia, este tipo de investigación puede dar lugar a una legislación ambiental basada en la concentración máxima permisible de especies químicas, en vez de una legislación basada en concentraciones totales de los elementos. (Michalke, 2003; Sigg *et al.*, 2006)

La problemática de los metales pesados como plomo, níquel, cadmio y manganeso, presentes en el agua residual utilizada para riego, radica principalmente en que pueden ser acumulados en los suelos agrícolas. Resultan peligrosos por su carácter no biodegradable, la toxicidad que ejercen sobre los diferentes cultivos y su biodisponibilidad (Mahler, 2003, García y Dorronsoro 2005, Corinne *et al.* 2006), además de los mencionados incluyen:

mercurio, arsénico y cromo. Los metales pesados y el As se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos, pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas (Rooney *et al.* 2006, Zhao *et al.* 2006); pasar a la atmósfera por volatilización y moverse hacia el agua superficial o subterránea. No son degradados fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Abollino *etal.*, 2002). En lugares donde se ha utilizado agua residual para el riego agrícola, se reporta una tendencia creciente en las concentraciones de metales pesados, (García *et al.*, 2000, Hettiarachchi y Pierzynski 2002). Existe una amplia investigación sobre el riesgo de los metales pesados en la salud y el ambiente. (Spain *et al.*, 2003)

Según Contreras, Mendoza, Gómez y Arismendis (2004), consideran que la toxicidad de metales pesados en aguas y sedimentos de ríos representa un serio problema de salud para los moradores de las poblaciones que se sirven de dichos ríos, lo cual implica elevar los gastos en tratamientos médicos, disminución de la capacidad productiva de los moradores y desde luego repercusiones económicas a nivel local y nacional. La contaminación por Plomo y por Cadmio afecta al sistema nervioso central, lo cual se traduce en retraso mental. Esto tiene particular importancia sobre todo en la población infantil y adolescente pues está asociado al desarrollo de la capacidad intelectual de la población afectada y a la larga tendría un serio impacto en el intelecto de los peruanos.

– Contaminantes algales

En los ecosistemas acuáticos los productores primarios son principalmente las microalgas (planctónicas, bentónicas y perifíticas) que proliferan con mucha facilidad (Figura 3). Estos productores primarios son los que sostienen todos los demás escalones de la pirámide alimenticia. Los organismos que se alimentan básicamente de plantas verdes son los

herbívoros. Los que se alimentan de otros animales se llaman carnívoros. Los que comen de todo omnívoros y los que se alimentan de restos orgánicos en descomposición (detritus) se denominan detritívoros, estos últimos son muy numerosos en los ecosistemas acuáticos, pues en ellos los recursos alimenticios no suelen ser muy abundantes, ocupando el detritus una parte importante del total de alimento disponible. Los productores de los lagos son los organismos que hacen que la vida sea posible. Estos organismos toman los nutrientes del agua o del lecho en el suelo del lago y los combinan con luz del sol tanto para crear oxígeno como para suministrarse a ellos mismos con la cantidad suficiente de combustible para sobrevivir. Sin oxígeno en el agua, los organismos más grandes no podrían sobrevivir, y muchos de aquellos mismos organismos se alimentan de los productores.

Las algas son unas de las mayores productoras del ecosistema del lago. Estos organismos microscópicos trabajan en conjunto con plantas más grandes llamadas macrófitos, distinguidos por el hecho de que son organismos multi celulares con cada célula teniendo una única y específica función. Estas plantas pueden sumergirse y echar raíces en el lecho del lago, flotando en la superficie del agua o plantadas a lo largo de la costa, parcialmente sumergida. Estas plantas a menudo también proveen una coraza para tus peces y crustáceos.



Figura 4. Vista de un embalse contaminado por microalgas

Fuente: El Telégrafo –Uruguay (2020)

2.2.1.5. Importancia de la energía y cadenas tróficas en los embalses

Las cadenas y redes tróficas son una forma de representar las relaciones interespecíficas entre individuos que conforman un ecosistema, en concreto son modelos externos en los que los estudiantes deben de hacer referencia a los niveles tróficos y flujo de energía que da lugar dentro de un ecosistema. Poblaciones, comunidades y ecosistemas a la vez que de forma transversal se tocará contenidos tan importantes como “Los seres vivos: Características, clasificación y tipos” o “La biosfera, diferentes hábitats de los seres vivos”. Los seres vivos necesitan energía no solo para mantener sus estructuras organizadas sino también para desplazarse, relacionarse, reaccionar ante estímulos, etc. Los seres vivos son sistemas organizados por células y como tales necesitan un aporte constante de energía para realizar todas sus funciones vitales. De esta manera, aparece una cuestión esencial, conocer de dónde los seres vivos obtienen esa energía. (Mihelcic y Zimmerman, 2011)

2.2.1.6 Metales pesados y sus efectos en la salud

Trataremos de dar una definición más o menos exacta. Los metales pesados son sustancias propias de la naturaleza de peso molecular alto, muy difundidos y en muchos casos muy útiles, como, por ejemplo, el plomo que se utiliza mucho para tubería, y el cadmio. Hablando ya de la contaminación, los metales pesados tienen efectos en la salud y afectan diferentes órganos. Esa sería una definición más o menos general. Cada metal y cada elemento químico contaminante tienen un mecanismo de acción y un lugar de acumulación preferido.

El más conocido es el plomo que afecta varios sistemas, por ejemplo, en el sistema nervioso llega a dañar a las neuronas especialmente las del cerebro. El plomo afecta también a la médula ósea y otro lugar donde es frecuente encontrarlo es el riñón, específicamente en sistema tubular de las nefronas, Otro metal pesado es el cadmio que también afecta al riñón y otro que no es exactamente un metal, pero es un contaminante es el arsénico que tienen

efecto directo en las mitocondrias. Los daños en si son muy diversos dependiendo de cada metal, pero en general se puede decir que hay lesión celular. La intoxicación por plomo puede simular otras enfermedades, como por ejemplo la esclerosis, que es una enfermedad incurable muy complicada en cuanto a sus síntomas, y la intoxicación por plomo puede simular y afectar al sistema nervioso con la misma sintomatología, como parestesias, paresias, fatiga, etc., y puede producir en general una disfunción, luego algo importante del plomo es que se lo ha relacionado últimamente con la generación de conductas antisociales, y también hay una relación con retardo mental y pérdida de habilidades cognitivas. En cuanto al riñón, los metales pesados a la larga van a producir daño renal que puede llegar hasta una insuficiencia renal. (Flores, 2013)

2.2.2. Fitoplancton (productores primarios)

El término fitoplancton proviene del griego *φυτον* (*phyton* - planta) y *πλαγκτος* (*planktos* - errante). Es una comunidad de organismos microscópicos fotosintetizadores que viven suspendidos en la zona fótica de la columna de agua, algunas especies son heterotróficas por cortos periodos, e.g. dinoflagelados y euglenoideos (Reynolds, 1984; Kilham y Hecky, 1988). El fitoplancton juega un papel muy importante como base de las redes tróficas y como indicadores de la calidad del agua. De acuerdo con Reynolds (1996), el tamaño de los organismos que componen el fitoplancton es: picoplancton (0,2 a 2 μm), nanoplancton (2 a 20 μm), microplancton (20 a 200 μm) y el mesoplancton (200 a 2 000 μm). El efecto del tamaño sobre la tasa de sedimentación es una adaptación de las células para permanecer en la zona fótica. Células esféricas o elipsoidales se hunden más lentamente, mientras las formas grandes, elongadas o complejas, reducen esta capacidad. Los dinoflagelados como *Ceratium* mantienen su posición en la columna de agua por su migración activa y por el cambio de la forma y tamaño de sus proyecciones. Las paredes silíceas de las diatomeas pueden resultar pesadas

y ser susceptibles al hundimiento. Algunas cianobacterias y desmicias producen mucílagos extracelulares, lo que les ayuda a su flotabilidad, además de la presencia de vesículas de gas que las mantienen en la columna de agua como en *Anabaena flos-aquae* y *Microcystis aeruginosa* (Wehr, 2003). Los grupos que representan al fitoplancton continental son organismos procarióticos como las Cyanobacteria, éstas presentan clorofila a, ficoeritrina, ficocianina, aloficocianina y oscillaxantina; son unicelulares, coloniales o filamentosas con pared de peptidoglucanos, vainas mucilaginosas, vesículas de gas o aerotopos, cianoficina como sustancia de reserva, potencialmente tóxicas, carecen de sistemas de membranas y flagelos, e.g. *Microcystis*, *Planktothrix* y *Anabaena*.

El resto de los grupos son eucarióticos como las Glaucophyta que presentan clorofila a, ficobiliproteínas, β -caroteno y xantofilas; almidón como sustancia de reserva; son unicelulares y presentan cianobacterias endosimbiontes, denominadas cianelas en vez de cloroplastos, células desnudas o con pared de celulosa, e.g. *Glaucocystis* y *Cyanophora*. Las Euglenozoa contienen clorofila a, b, diadinoxantina y neoxantina; son unicelulares, con una película glicoproteica con estriaciones y en algunos géneros con loriga, paramylon como sustancia de reserva, cloroplastos con 3 membranas, 1 o 2 flagelos con mastigonemas y estigma, mixotróficas, e.g. *Euglena*, *Phacus* y *Trachelomonas*. (Wehr, 2003) (Figura 4)

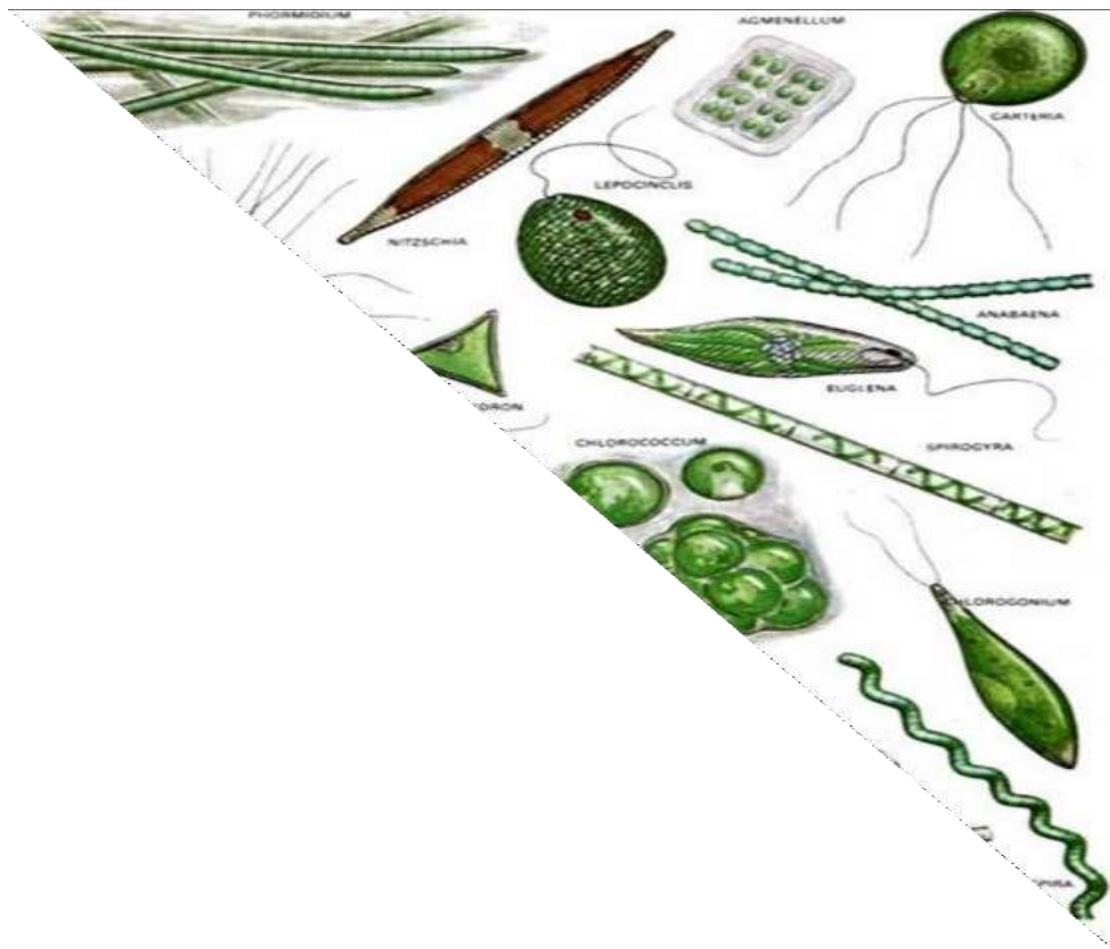


Figura 5. Fitoplancton de agua dulce

Fuente: Wehr (2003)

2.2.2.1. Datos meteorológicos

Cualquier investigación puntual relativa a la parte inferior de la Atmósfera Terrestre requiere, como punto de partida, la caracterización de diferentes parámetros meteorológicos y el establecimiento de sus variaciones (temporales, espaciales, verticales) durante el periodo de estudio. Los resultados de este estudio permitirán obtener información de las variaciones típicas de variables meteorológicas y de los procesos meteorológicos (locales, regionales, sinópticos, etc.) que pueden tener influencia en la meteorología de la zona donde se recoge la información. Asimismo, se podrán estudiar episodios concretos donde se pongan de manifiesto la influencia de algún

proceso meteorológico específico. En este sentido, la finalidad de este ejercicio práctico, realizado con alumnos universitarios en asignaturas de introducción a la física de la atmósfera, es por un lado dar a conocer la metodología seguida para el tratamiento de variables meteorológicas y por otro, investigar cómo estas variables pueden estar influenciadas tanto por procesos locales como por procesos de mayor escala. (Díaz, 2013)

2.3. DEFINICIÓN DE TÉRMINOS

Cianobacteria (*blue-green algae*)

Las cianobacterias (comúnmente conocidas como algas verdeazuladas) son organismos procariotas fotosintéticos que son partes integrales de muchos ecosistemas terrestres y acuáticos. En ambientes acuáticos en condiciones favorables, las células cianobacterianas pueden multiplicarse y formar flores planctónicas (suspendidas en la columna de agua) o esteras densas bentónicas (unidas al sustrato). Se sabe que un número creciente de especies de cianobacterias incluye cepas productoras de toxinas. Estas toxinas naturales, conocidas como cianotoxinas, son una amenaza para los humanos y los animales cuando se consumen en agua potable o entran en contacto con la piel durante actividades recreativas. Las cianobacterias bentónicas (*phormidium*) son muy diferentes a las algas verdeazuladas. Forma densas esteras negras brillantes, típicamente en rocas en lechos de ríos pedregosos, pero también puede crecer en sustratos arenosos. Es difícil de detectar y es muy tóxico para los perros. Aunque el riesgo es mayor en verano, las algas pueden estar presentes en las vías fluviales de *Northland* durante todo el año. (Richmond, 2004)



Figura 6. Cianobacterias bentónicas que crecen en una roca

Fuente: Foto Horizontes

Embalses

Un embalse es un depósito de agua que se forma de manera artificial. Lo habitual es que se cierre la boca de un valle a través de una presa o de un dique, almacenando el agua de un río o de un arroyo. Con dichas aguas, se puede abastecer a poblaciones cercanas, producir energía eléctrica o regar terrenos. Se conoce como embalse de usos múltiples a aquel que se destina a varias finalidades, como la generación de energía eléctrica, la pesca deportiva y las actividades recreativas. Cuando se habla de embalse es importante saber que aquel cuenta con una serie de elementos o características que le definen, entre los que destacan los siguientes: el caudal regularizado, que es el que puede retirar durante el año; el caudal firme, que es el máximo que se puede sacar de aquel en un periodo crítico por sequías; la curva llamada cota- superficie inundada y la curva cota-volumen. De la misma manera, cuando se hace referencia a un embalse es fundamental también tener en cuenta el nivel de agua que posee. En este sentido, hay que resaltar que existen diversos

tipos de niveles, entre los que merece la pena subrayar los que se establecen a continuación (Pérez y Merino, 2014):

- Nivel mínimo *minimorum*, es el mínimo que puede tener aquella construcción.
- Nivel mínimo operacional, que es aquel por debajo del cual el embalse y el resto de las estructuras que posee no pueden funcionar correctamente.
- Nivel máximo operacional, que es el que indica que cuando el agua llega a él se hace necesario que se empiece a verter la misma.
- Nivel máximo normal. Cuando este se alcanza el objetivo no es otro que estar cuidando al milímetro lo que es la seguridad del embalse.

Ética ambiental

Se define así porque trabaja en dos niveles de pensamiento, el nivel práctico de decidir qué se debe hacer y cómo se debe vivir, y el nivel más abstracto y académico de retroceder para pensar cómo se decide qué hacer y qué valorar. Mientras que, la ética filosófica involucra elementos de ética normativa práctica - decidir qué se debe o no hacer - y pensamiento crítico evaluar el razonamiento utilizado para justificar y defender tales decisiones prácticas. (Resnik,2012)

Eutrofización

La eutrofización es un enriquecimiento de agua por sales de nutrientes que provoca cambios estructurales en el ecosistema, tales como: aumento de la producción de algas y plantas acuáticas, agotamiento de las especies de peces, deterioro general de la calidad del agua y otros efectos que reducen e impiden su uso ". Esta es una de las primeras definiciones dadas al proceso eutrófico por la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) en los años 70. La eutrofización es un problema ambiental grave ya que da como resultado un deterioro de la calidad del agua y es uno de los

principales impedimentos para lograr los objetivos de calidad establecidos por la Directiva Marco del Agua (2000/60 / CE) a nivel europeo. Según la Encuesta sobre el estado de los lagos del mundo, un proyecto promovido por el Comité Internacional del Medio Ambiente de los Lagos, la eutrofización afecta al 54 % de los lagos asiáticos, el 53 % de los de Europa, el 48 % de los de América del Norte, el 41 % de los de América del Sur y el 28 % de los de África (www.lescienze.it). Todos los cuerpos de agua están sujetos a un proceso de eutrofización natural y lento, que en las últimas décadas ha experimentado una progresión muy rápida debido a la presencia del hombre y sus actividades (llamada eutrofización cultural). El proceso de eutrofización cultural consiste en un aumento continuo en la contribución de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (carga orgánica) hasta que excede la capacidad del cuerpo de agua (es decir, la capacidad de un lago, río o mar para purificarse), lo que desencadena estructuras cambios en las aguas. Los cambios climáticos pueden acelerar la eutrofización de las masas de agua a escala mundial. Como consecuencia negativa, la calidad de diferentes cuerpos de agua tiende a empeorar con eventos más frecuentes de floraciones persistentes de algas. Algunas evidencias confirman que los cambios climáticos recientes han tenido un efecto significativo en el funcionamiento del lago principalmente en el caso de un aumento en la abundancia, frecuencia, duración y distribución global de la floración de cianobacterias. El calentamiento global también puede promover eficazmente los cambios en el crecimiento y la estructura del fitoplancton, incluido un cambio de dominancia hacia las cianobacterias, que en conjunto son los síntomas de una eutrofización progresiva en los lagos. La eutrofización del agua se acelera además por las afluencias enriquecidas con nutrientes, los residuos industriales y las aguas residuales municipales, junto con otras sustancias que se filtran desde la zona de captación hacia los cuerpos de agua. El crecimiento excesivo de fitoplancton, incluidas principalmente las cianobacterias del género *Microcystis*, se ha convertido en un peligro para la salud mundial y un gran problema económico que afecta los recursos de aguas recreativas y potables. En condiciones favorables de luz, temperatura y nutrientes, las cianobacterias pueden causar floraciones persistentes y dañinas

(conocidas como floraciones de algas nocivas, HAB) con una alta posibilidad de liberación de cianotoxinas en la columna de agua, lo que, a su vez, representa una amenaza especial para las personas y las mascotas. y animales salvajes que se bañan o beben en esas aguas (Kumars, 2018; Korzeniewska, 2018).

Floraciones de algas

Las floraciones de algas amenazan la salud pública y ambiental. Ciertamente, una mejor comprensión de las flores es un primer paso para ayudar a prevenirlas. Aquí hay una descripción general de las floraciones de algas para aquellos interesados en el tema. Las algas suelen responder rápidamente a los cambios ambientales para aprovechar las condiciones favorables. Cada especie de alga responde a las variables ambientales de diferentes maneras. Por ejemplo, una especie de alga puede crecer muy rápidamente en temperaturas cálidas, mientras que la misma temperatura mataría a otra especie. Ahora piense en todas las variables ambientales que trabajan juntas para crear el conjunto de condiciones en que vive una especie de alga. Es una interacción compleja de condiciones que crea el estado actual del ser, para las algas. Otra forma de pensar en esto es que cuando alguna condición no es favorable para una especie, esa condición limita el crecimiento potencial de una población de algas. En una población de algas, la respuesta al crecimiento puede ser casi inmediata, lo que significa que pueden comenzar a dividirse, una celda en dos para producir la próxima generación en cualquier momento. En condiciones muy buenas (menos variables limitantes), algunas algas pueden hacer esto varias veces al día, lo que puede dar lugar a condiciones de floración, lo que lleva a masas de algas en el agua. Las floraciones de algas y su frecuencia cada vez mayor se deben probablemente al uso de fertilizantes sintéticos en la agricultura comercial, a saber, fosfatos. Los fertilizantes se aplican para aumentar la productividad de los cultivos objetivo (maíz, soja ...), todo lo cual no es utilizado por esas plantas. El exceso de fertilizantes se lava de los campos por el agua de lluvia y en vías fluviales,

embalses de aguas superficiales, lagos y hábitats costeros. Las algas, como las plantas, disfrutan de este fertilizante, y dado que otras condiciones son favorables, como la temperatura, crecen lo más rápido posible para aprovechar estos maravillosos recursos. Las floraciones de algas afectan negativamente el suministro de agua potable, la recreación del agua, la pesca y otros organismos que viven en el área. Algunas de las algas que florecen producen toxinas que pueden dañar a los humanos, mascotas, ganado y animales salvajes. Las toxinas liberadas por esas algas pueden contaminar los mariscos y otros mariscos, causando enormes impactos económicos en las áreas afectadas. Además de las toxinas, la biomasa dejada por la floración moribunda comienza a descomponerse, creando zonas muertas en el agua donde el oxígeno se descompone (eutrofización) por el proceso de descomposición. In recent years, scientists and regulatory agencies have become more interested in dealing with the problem of algal blooms. *The EPA is considering adding algal toxins to its list of water contaminants monitored by the Clean Water Act. Besides being an interesting scientific topic, algae blooms are important for public and environmental health. Targeting and mitigating the causes of algal blooms is complex, but increasing understanding should help to speed up the process. Educating ourselves and students about this topic provides a great opportunity for learning.*

En los últimos años, los científicos y las agencias reguladoras se han interesado más en abordar el problema de la proliferación de algas. La EPA está considerando agregar toxinas de algas a su lista de contaminantes del agua monitoreados por la Ley de Agua Limpia. Además de ser un tema científico interesante, las floraciones de algas son importantes para la salud pública y ambiental. Dirigir y mitigar las causas de la proliferación de algas es complejo, pero aumentar la comprensión debería ayudar a acelerar el proceso. Educarnos a nosotros mismos y a los estudiantes sobre este tema brinda una gran oportunidad para aprender. (Potter, 2016)

Índice de diversidad *Shannon-Wiener*

El índice de Shannon – Weaver (H'), se basa en la teoría de la información y por tanto en la probabilidad de encontrar un determinado individuo en un ecosistema, permitiendo evaluar y hacer comparaciones sobre las condiciones experimentadas por el organismo y como estas afectan su dispersión. En este trabajo se presentan un ejemplo de una tabla estadística realizada en una muestra. Se considera alta diversidad cuando los valores de H alcanzan un número. (Mugarran, 1998)

$$H' = - \sum_{i=1}^s [p_i * \log_2 p_i] \quad [1]$$

También el índice de Shannon-Wiener está definido y dado por la siguiente función:

$$H' = - \sum_{i=1}^s [p_i * \ln(p_i)] \quad [2]$$

Donde:

p_i = Proporción de la muestra total representada por especie i. Divide el número de especies i por el número total de muestras.

S = Número de especies = Riqueza de especies.

$H_{max} = \ln(S)$ = Máxima diversidad posible.

$$E = \text{Igualdad} = \frac{H}{H_{max}} \quad [3]$$

Se considera alta diversidad si $H' \geq 3$, diversidad media si H' esta entre 2 y 3; baja diversidad si $H' \leq 2$.

H' , en un contexto ecológico, como índice de diversidad, mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar provenientes de una comunidad 'extensa' de la que se conoce el número total de especies S. También puede considerarse a la diversidad como una medida

de la incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una muestra de S especies y N individuos. Por lo tanto, $H' = 0$ cuando la muestra contenga solo una especie, y, H' será máxima cuando todas las especies S estén representadas por el mismo número de individuos n_i , es decir, que la comunidad tenga una distribución de abundancias perfectamente

Índice de riqueza específica

La riqueza específica es un concepto simple de interpretar que se relaciona con el número de especies presentes en la comunidad. Entonces, puede parecer que un índice apropiado para caracterizar la riqueza de especies de una comunidad sea el 'número total de especies (S). Sin embargo, es prácticamente imposible enumerar todas las especies de la comunidad y, como S depende del tamaño de la muestra, es limitado como índice comparativo. Los índices propuestos para medir la riqueza de especies, de manera independiente al tamaño de la muestra, se basan en la relación entre S y el 'número total de individuos observados' o (n), que se incrementa con el tamaño de la muestra. Entre estos índices se destacan el índice de Margalef (1958),

$$D_{MG} = \frac{(S - 1)}{\ln N} \quad [4]$$

y el índice de Menhinick (1964),

$$R_M = \frac{S}{\sqrt{n}} \quad [5]$$

S = Número total de especies.

n = Número total de individuos.

CAPÍTULO III

MARCO FILOSÓFICO

– Concepto de filosofía ambiental

Es un tanto preocupante la conceptualización filosófica del medio ambiente. Si bien los problemas ambientales plantean preguntas que se abordan mejor utilizando enfoques filosóficos, "filosofía ambiental" es un término insatisfactorio en al menos tres aspectos. Primero, gran parte de la investigación en la disciplina se centra no tanto en los entornos como en sus constituyentes. Por ejemplo, las discusiones sobre los deberes morales con los animales humanos generalmente se agrupan bajo el título de "filosofía ambiental". Sin embargo, a menudo se piensa que, si tenemos derechos para los animales no humanos, esto se debe a que los animales tienen ciertas propiedades moralmente relevantes en sí mismos, independientemente de su entorno. Por lo tanto, Peter Singer, un destacado filósofo moral australiano, ... argumentaría que tenemos deberes morales para los pandas gigantes no por los roles que desempeñan en los entornos que habitan, sino simplemente porque los pandas individuales tienen intereses (en particular, un interés en no sufrir) que se está moralmente obligados a considerar cuando es probable que las acciones humanas afecten a los pandas. (James, 2015)

Segundo, el término "ambiental" puede alentar la noción de que el mundo no humano es simplemente el telón de fondo del espectáculo principal: el drama de la vida humana. Sin embargo, como han argumentado escritores como Patrick Curry (2011), esa imagen peculiarmente antropocéntrica de la realidad es difícil de enmarcar con algún tipo de preocupación moral por lo no humano – o, si lo desea, más que humano – del mundo. ¿Cómo, por ejemplo,

se podría valorar los bosques, las montañas y los ríos por lo que son en sí mismos, si se los ve como nada más que el contexto?

Un tercer problema con la frase filosofía ambiental es que ambiental es una palabra demasiado general y vaga para transmitir de qué se trata la disciplina. ¿A qué entornos se refiere? En ese sentido, todos y cada uno de los organismos, desde privados hasta gubernamentales, tienen un entorno, un entorno dentro del cual opera. Puede responderse que los filósofos medioambientales suelen centrar su atención en los tipos de entornos con los que los seres humanos se tiende a estar familiarizados con bosques, humedales y costas rocosas, en lugar de respiraderos hidrotermales, por ejemplo, o el interior de los intestinos de los mamíferos. Sin embargo, incluso hablar de entornos humanos sigue siendo vago. Para indicar un solo problema, mientras escribo, mi entorno incluye un escritorio, un sofá, un televisor y una estantería llena de libros, mapas y DVD. Pero, por supuesto, los filósofos ambientales no se preocupan principalmente por tales artefactos producidos en masa. Su principal preocupación es la naturaleza o el mundo natural.

La naturaleza, en este contexto, no denota todo lo que queda fuera del reino de lo sobrenatural (si es que existe). Es cierto que los filósofos ambientales no centran su atención en entidades sobrenaturales como los ángeles y los demonios, pero a este respecto no son diferentes de los practicantes de la mayoría de las otras disciplinas académicas. Decir que están principalmente interesados en la naturaleza es, más bien, decir que su interés principal está en aquellas partes del mundo cuyos estados actuales no son, en su mayor parte, los productos previstos de las acciones humanas. Hojeando una revista dedicada a la filosofía ambiental, uno no se sorprendería al encontrar artículos dedicados a los temas de preservación de la vida silvestre, las cualidades estéticas de los humedales, las cuencas y valles o nuestras relaciones morales con las especies biológicas, como las que existen o están dejando de existir en la represa de Pasto Grande. Pero las discusiones sobre,

dígame, aparcamientos de varias plantas y motores de combustión serán menos numerosas, pero de interés como residuo. (Sarkars y Minter, 2018)

Por lo tanto, la filosofía ambiental tiende a estar sobre la naturaleza, donde la naturaleza puede ser concebida, aunque de manera aproximada y provisional, como la parte no humana de la biosfera. Esto, sin embargo, no debe tomarse en cuenta y que algo solo cuenta como natural si no ha sido afectado por los seres humanos. Esto también es bueno, ya que las entidades, lugares, procesos y eventos que cumplen con este criterio serán difíciles, si es correcto, imposible, de encontrar. En vista de esto, como muchos filósofos ambientales, se adopta una concepción amplia de lo que es natural pero restringido en este estudio, debido a que incluye una parte de la biosfera a que han sido disturbada ampliamente por los seres humanos. Entonces, aunque la naturaleza, en mi opinión, no incluirá aparcamientos y motores de combustión, sí incluirá embalses, setos y brezales. (Sarkar y Minter, 2018)

Se vive en un entorno global tanto cultural como ambientalmente. Por lo tanto, cualquier comprensión viable de la sostenibilidad del siglo XXI debe incluir la representación de tradiciones de pensamiento no occidentales. Por lo tanto, la filosofía comparativa puede hacer una contribución crucial a la ética de la sostenibilidad en una variedad de formas. En el nivel metafísico o el nivel de "primera filosofía" en el sentido del término de Aristóteles, muchas de las grandes tradiciones filosóficas de Asia ubican al ser humano, la sociedad humana y, sí, la economía humana en un entorno cósmico, e instan a una armonización de cosas humanas con acontecimientos cósmicos. De hecho, la primera filosofía (en el sentido ordinal ordinario de la palabra) en la tradición occidental del pensamiento — la de los pre-socráticos — también hizo exactamente. Tal armonización de "sociedad" con "cielo" (cósmicamente no se entiende religiosamente) también está en el corazón del confucianismo. El taoísmo, por supuesto, también salta a la mente, especialmente con sus conceptos de *dao*, *wu wei* y *feng shui*. A nivel moral, ciertamente el budismo establece una clara distinción entre necesidades y deseos y entre preferencias

y valores propiamente dichos, y ofrece una crítica tan aguda como uno podría esperar encontrar un estilo de vida consumista. (James, 2015)

De otro lado, la justicia ambiental investiga la distribución social de los beneficios y las cargas ambientales. Una sociedad que distribuye estos beneficios y cargas de manera desigual es, a primera vista, injusta. Según muchos observadores, con demasiada frecuencia la sociedad coloca la carga sobre las personas en las posiciones menos favorecidas: los pobres y las personas de color, por ejemplo. Por lo tanto, estas políticas se describen con mayor precisión como ejemplos de racismo ambiental. Considere la distribución de los riesgos de salud y seguridad asociados con la contaminación y los desechos tóxicos. Desde mediados de la década de 1970, varios investigadores y activistas han llamado la atención sobre los riesgos desproporcionados que enfrentan las comunidades de color. El sociólogo Bullard ha estado a la vanguardia de esta investigación. Una y otra vez, Bullard encuentra vertederos de desechos tóxicos, vertederos de aguas negras, incineradores e industrias contaminantes ubicadas en comunidades y vecindarios con una alta densidad de pobres y minorías. Bullard cita un estudio de 1992 realizado por el *National Law Journal*, que concluye:

Existe una división racial en la forma en que el gobierno de los Estados Unidos limpia los sitios de desechos tóxicos y castiga a los contaminadores. Las comunidades blancas ven una acción más rápida, mejores resultados y sanciones más severas que las comunidades donde viven negros, hispanos y otras minorías. Esta protección desigual a menudo ocurre si la comunidad es rica o pobre. (Desjardins, 2013)

En términos generales, la justicia exige que las personas sean tratadas con respeto. En particular, las teorías contemporáneas de la justicia explican este concepto de respeto en términos de dos valores humanos fundamentales: libertad e igualdad. Respetar a los seres humanos individuales es dejar que tomen sus propias decisiones en la medida de lo posible (libertad), y reconocer que cada individuo merece respeto por igual. (Desjardins, 2013)

– Aspectos filosóficos de la contaminación de embalses

Existe una gran preocupación por la impotencia que se experimenta para hacer de este planeta un verdadero hogar en el que se cohabite y comulgue todas las especies en un equilibrio que permita reconocer la presencia e importancia de cada especie, de cada ser vivo macro y microscópico. Para que la presencia y legado del ser humano cobre importancia y reconocimiento, depende de todos los esfuerzos e inversiones que se haga para participar activa y constantemente en los diferentes espacios que favorezcan posibilidades reales de calidad de vida y construcción de relaciones humanas que conduzcan a sentirse seres humanos útiles y valiosos. También depende de la capacidad para reconocer las características que definen el entorno a que se pertenece, al valle, al río, la localidad, la ciudad, el país, el mundo que se habita, se trata de asumir la responsabilidad de conocer los diferentes matices que tejen y caracterizan el lugar al que se pertenece y en el que se desarrolla la vida. Cada uno de los espacios que se habita se caracteriza por una serie de territorios cuya naturaleza les concede un conjunto de potencialidades que se ven día a día amenazadas por diversos riesgos por contaminación ambiental, curiosamente provocados por manos de algunos miembros que lo comparten con la humanidad; pero para quienes tales territorios cuentan en la medida en que pueden producir algún beneficio por medio y generar algún tipo de ganancia (Garzón, 2017), es decir, referirse a quienes de una u otra manera están contribuyendo a contaminar el embalse de Pasto Grande y a quienes se les considera que están protegiendo la vida instalada en dicho embalse.

En este marco, cobra importancia la construcción de un sentido ético y filosófico de la vida, que permita la conciliación de las necesidades de la protección ambiental del recurso agua, la protección ecológica y las necesidades humanas. Si bien el despertar y desarrollo de una conciencia ambiental se produjo hace varias décadas, es quizá en el año 62 con la publicación de la *Silent Spring* de Rachel Carson, cuando se abre camino el pensamiento filosófico expresado en la reflexión sobre la relación hombre-

naturaleza y el papel del primero en el seno de la segunda, distinguiéndose corrientes que van desde un antropocentrismo mitigado hasta el más radical holismo, en el cual el hombre adquiere el mismo valor que cualquier otra entidad. (Beckert, 2003)

El hecho de estudiar las características microbiológicas del embalse artificial Pasto Grande, conlleva de una u otra forma a la necesidad de asumir una perspectiva ética y filosófica ambiental, que considere a este recurso vital y a los humanos como partes de la naturaleza, que el hombre tome en cuenta el sentido de sistema y que se entienda la estrecha interrelación que existe entre unos organismos y otros, así como su relación con los medios de vida como el agua, el aire o la tierra; adoptar un punto de vista que marque el inicio de un cambio profundo en la relación entre humano-naturaleza y, tal vez frenar el deterioro del planeta como el de esta represa artificial de agua dulce, para sentar las bases de un futuro diferente para la Región Moquegua, en este caso. (Krainer y Guerra, 2020)

En relación a la maestría, la gestión ambiental es el instrumento para el cumplimiento de la legislación ambiental mediante la aplicación de la política ambiental de la empresa o entidad del estado, con la finalidad de reducir costos y manejar adecuadamente los aspectos ambientales generados por la variedad de actividades, que conlleven a proponer una revisión inicial, políticas y aspectos ambientales. También, se evidencia la estructura de un sistema de gestión ambiental, objetivos y ventajas de la Gestión Ambiental y la metodología para implementar un Sistema de Gestión Ambiental validado, como un hecho perentorio y prioritario para entregar agua de calidad para una vida de calidad de todos los seres vivos.

La ética ambiental trata desde un punto de vista racional los problemas morales relacionados con el medio ambiente. Esta rama de la ética, la ética ambiental, tiene cada día más importancia, dado que los problemas ambientales están hoy muy presentes, pues la capacidad de intervención sobre

el medio es cada vez mayor. Además, estos problemas no se resuelven por mera aplicación de las éticas tradicionales, sino que exigen claramente la adecuación de las mismas, a un nuevo pensamiento ético.

Los ecosistemas de Sudamérica juegan un papel clave en la regulación del clima y la conservación de la biodiversidad a nivel mundial. Al mismo tiempo, en los ecosistemas sudamericanos, una plétora de culturas pasadas y actuales ha desarrollado cosmovisiones y prácticas ecológicas sustentables que están adaptadas a condiciones ambientales heterogéneas. El valor de estas prácticas y cosmovisiones, ancestrales y contemporáneas, para una ética y una filosofía ambiental sudamericana, como también global, ha comenzado a ser considerado sólo recientemente por filósofos y otros académicos. El propósito central debe ser siempre fomentar un diálogo intercultural que contribuya a ganar una mayor conciencia acerca de la coexistencia de diversas formas de vida, humanas y otras no humanas, y a recuperar la capacidad para comunicarse y cohabitar en esta diversidad biocultural. Esta comunicación no es sólo racional o verbal, sino que requiere involucrar la corporalidad, la afectividad, y la experiencia de cohabitación en la vida cotidiana (Rozzi, 2017). Este mismo concepto, es necesario que se inserte en la política ambiental de las entidades relacionadas con la represa de Pasto Grande, para mantener el equilibrio ecológico en bien de la biomasa que se ha asentado en dichas aguas embalsadas, para uso humano y animales y plantas.

La aproximación metodológica de la filosofía ambiental de campo ha permitido incorporar la diversidad biocultural en políticas de desarrollo, planificación territorial, programas de educación formal y no-formal, incluyendo el ecoturismo. Tal como ha sucedido, a fines de la década de 1990 en el vecino país de Chile, cuando se estableció el Parque Etnobotánico Omora en Puerto Williams, capital de la Provincia Antártica en el extremo austral de Sudamérica. Luego, el 2005 se creó la Reserva de Biosfera UNESCO Cabo de Hornos y se fundó el Programa Internacional de Conservación Biocultural Subantártica que integra la teoría y práctica filosófica en colaboraciones transdisciplinarias a largo

plazo. Este programa académico de investigación, educación y conservación biocultural centrado en la eco-región subantártica del sudoeste de Sudamérica, investiga y propone prácticas sustentables arraigadas en las heterogéneas interrelaciones entre determinados hábitats y hábitos, ancestrales y contemporáneos, que permiten examinar también a escala regional y planetaria los complejos problemas eco-sociales asociados al cambio ambiental global (Rozzi, 2017). Esto mismo debe implementarse en este lago artificial altoandino, para crear ecoturismo y otras actividades que conlleven a conservar y hacer conocer las costumbres más ancestrales de cuidado de la biodiversidad que allí existe y que se encuentra en peligro de extinción.

Una ética ambiental genuinamente latinoamericana no puede ser concebida como un cuerpo normativo elaborado por expertos. Ésta brota hoy con creciente fuerza desde el trabajo colectivo de filósofos ambientales junto a artistas, pescadores, comunidades indígenas y campesinas, antropólogos, ecólogos, gobernantes y diversos miembros de la sociedad, quienes van construyendo colectivamente guías éticas, enraizadas en múltiples modos - actuales o posibles - de cohabitar con los diversos seres en los paisajes ecológicos y culturales de cada región en Latinoamérica y el planeta (Rozzi, 2017). Tomando como base lo manifestado por Rozzi (2017), se puede generar acciones que deban hacerse para lograr una buena gestión ambiental de los distintos vectores actuantes sobre la biodiversidad del embalse o represa Pasto Grande de la región Moquegua.

CAPÍTULO IV

MARCO METODOLÓGICO

4.1. TIPO Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

4.1.1. Tipo de investigación

El tipo de investigación es de tipo básica, no experimental y de nivel correlacional. Es investigación básica porque tiene como propósito ampliar el conocimiento científico a partir de la observación del funcionamiento de los fenómenos de la realidad. Sus niveles son la exploración, descripción y explicación (Espinoza, 2010).

4.1.2. Diseño de investigación

Es no experimental porque no se realizó manipulación de la variable independiente y nivel correlacional, porque pretende determinar las relaciones entre los microorganismos y los metales tóxicos tal como ocurren espontáneamente, sin intervención del investigador (Salinas, 2012): Este tipo de trabajo está indicado para determinar el grado de relación y semejanza que pueda existir entre dos o más variables, es decir, entre características o conceptos de un fenómeno. Esto no pretende establecer una explicación completa de la causa - efecto de lo ocurrido, solo aporta indicios sobre las posibles causas de un acontecimiento.

4.2. POBLACIÓN Y MUESTRA

4.2.1. Población

La población de estudio estuvo conformada por el área ocupada por el agua retenida en el embalse Pasto Grande.

4.2.2. Muestra

La muestra se ha tomado mediante un muestreo a juicio o no probabilístico tal como lo menciona (Kinneer y Taylor, 1998) la selección de un elemento de la población para que forme parte de la muestra se basa en parte en el juicio del investigador de campo.

Las muestras de juicio, (o a propósito) se seleccionan con base en lo que algún experto piensa acerca de la contribución que esas unidades o elementos de muestreo en particular harán para responder la pregunta de investigación inmediata. De esta forma, en función a los medios y el costo, se ha localizado cinco puntos de muestreo, localizados cuatro puntos en la orilla y uno en la parte interna del embalse, de donde se ha muestreado en una sola vez, para su análisis correspondiente, que viene a constituir el marco muestral. Los puntos seleccionados se muestran en la Figura 5, que se muestra a continuación:



Figura 7. Puntos de muestreo en el embalse de Pasto Grande

Fuente: Google Earth

4.3. OPERACIONALIZACIÓN DE VARIABLES

Variable independiente (VI): Elementos químicos tóxicos

Variable dependiente (VD): Organismos productores primarios

Operacionalización de las variables

| Definición | Variables | Indicador |
|-----------------------------|----------------------------------|---|
| Variable independiente (VI) | Elementos químicos tóxicos | <ul style="list-style-type: none"> – Parámetros fisicoquímicos – Comunicadores acuáticos de fitoplancton – Riqueza de especies |
| Variable dependiente (VD) | Organismos productores primarios | <ul style="list-style-type: none"> – Abundancia de grupos diversos – Formas celulares alteradas |

4.4. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA RECOLECCIÓN DE DATOS

4.4.1. Técnicas

Se siguió el protocolo de DIGESA, donde las muestras recolectadas fueron conservadas en cajas térmicas (*coolers*) a temperatura indicada en el Anexo II “Requisitos para toma de muestras de agua y manipulación”, disponiendo para ello con preservantes de temperatura (Ice pack, otros). Los recipientes de vidrio fueron embalados con cuidado para evitar roturas y derrames.

Se utilizó hielo, colocado en bolsas herméticas para evitar fugas de la caja donde se transportaron las muestras de agua al laboratorio de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Las muestras recolectadas para análisis físico químicos fueron entregadas al laboratorio de Química de la UNJBG haciéndose, preferentemente dentro de las 24 horas de realizado el muestreo.

Del mismo modo, las muestras para análisis microbiológico se entregaron al laboratorio de Microbiología de la FACI, dentro de las 6 horas debidamente envasadas y conservadas (aguas superficiales y residuales) bajo refrigeración a 4 °C.

Para su ingreso al laboratorio de análisis, las muestras han sido acompañadas de: Ficha de Cadena de Custodia, Ficha de Muestreo y el oficio de la Institución solicitante del análisis; documentos que en caso de ser remitidos dentro del *cooler* debidamente colocados en un sobre plastificado a fin de evitar que se deteriore. Los formatos e información requerida se indica en el Anexo III “Ficha de Cadena de Custodia y Ficha de Muestreo”. Protocolo DIGESA.

4.4.2. Instrumentos

A. Materiales de campo

- GPS
- Red de plancton
- Frascos de plástico 10ml
- Frascos de plástico de 1 L
- Bolsas de plástico
- Libreta de campo
- Cámara fotográfica
- Multiparámetro.

B. Materiales de laboratorio

- Red de fitoplancton
- Tubos de ensayo 20 mL
- Microscopio Binocular
- Matraz 500mL
- Colorímetro
- Turbidímetro
- Láminas porta y cubre objetos
- Cámara *Sedgewick Rafter*

C. Reactivos

- Ácido sulfúrico al 98% H₂SO₄
- Lugol 1%
- Peróxido de hidrogeno
- Formol

4.5. PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS

– **Procesamiento y análisis de datos**

La data obtenida de los análisis químico y microbiológico, fueron evaluados mediante estadísticos denominados índices de diversidad e índices de riqueza, empleando para los cálculos el software Microsoft Excel 2019, el mismo que ha permitido realizar los distintos gráficos que han dado lugar en el presente estudio de investigación.

– **Procedimiento metodológico**

A. Objetivo específico 1: Determinación de elementos químicos

Se colectaron muestras en frascos esterilizados de un litro de cada estación de muestreo seleccionado de la zona superficial los mismos que fueron etiquetados con datos necesarios de campo (hora, fecha, profundidad). Las muestras fueron enviadas a los laboratorios de química de la UNJBG.

B. Objetivo específico 2: Caracterización del daño en organismos productores. La metodología para este objetivo se realizó en tres etapas:

Primera etapa. Colecta de organismos productores (Fitoplancton)

Se colectó muestras de agua con una red de fitoplancton a una determinada profundidad (2 m) del embalse Pasto Grande en cada punto de muestreo, las mismas que fueron fijadas con formol-lugol y selladas para su transporte correspondiente. Acorde al protocolo empleado, en este caso, el protocolo dado y utilizado por DIGESA.

Segunda etapa. Análisis de muestras (Fitoplancton)

Las muestras se analizaron en el laboratorio de botánica UNJBG determinando los principales grupos de organismos, riqueza de especies y

abundancia. Asimismo, se observó detalles morfológicos que evidencien daños en los diferentes organismos por efecto de alguna sustancia química.

Tercera etapa. Análisis estadístico (Fitoplancton)

Los resultados de los grupos funcionales del fitoplancton se expresaron con datos de número de especies, diversidad y abundancia.

Análisis de datos

El número de especies que puede esperarse de una muestra de n individuos tomada de una población de N individuos totales, distribuidos en S especies y denotado como $E(Sn)$ es:

$$E_{(Sn)} = \sum_{i=1}^s \left\{ 1 - \left[\frac{\left(\frac{N - n_i}{n} \right)}{\left(\frac{N}{n} \right)} \right] \right\} \quad [6]$$

A. Índice de Diversidad SHANNON-WIENER (Moreno, 2001)

$$H' = - \sum_{i=1}^s [p_i * \log_2 p_i] \quad [7]$$

Donde:

p_i : n_i/n

n_i : número de individuos del taxón i ésimo.

n : número total de individuos en la muestra.

$n = \sum n_i$

B. Índice de riqueza de Margalef (Magurran, 1991, Moreno, 2001):

$$D_{MG} = \frac{(S - 1)}{\ln N} \quad [8]$$

Entre los índices de riqueza es uno de los más usados, ya que proporcionan una expresión comprensible e instantánea de la diversidad. Este índice permite estimar la riqueza de especies con base en la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada.

C. Objetivo específico: determinación de parámetros físico químicos del agua.

Para la ejecución de este objetivo se realizó mediante el uso de un equipo portable multiparámetro para medir in situ los datos de temperatura del agua, pH, conductividad (CE) y oxígeno disuelto del agua (OD). Estos datos se registraron en cada estación de muestreo y se anotaron en una libreta de campo. Estas mediciones se realizaron mediante el uso del equipo multiparámetro marca Hana, que se muestra en la Figura 6.



Figura 8. Multiparámetro pH/ORP/CE/OD con GPS HI9829

Fuente: Laboratorio metalúrgico ESME (2019)

CAPÍTULO V

RESULTADOS

5.1. Zona de estudio

La Cuenca Pasto Grande, se ubica en la Región Moquegua, comprende las provincias de Mariscal Nieto, tiene una longitud de 139 km, una extensión de 348 000 ha. Se origina en los nevados Chuquiananta y Arundane de la Cordillera occidental Oeste, entre los 16°46'58,66"S de latitud y los 70° 7'57, 22"O de longitud.

El Proyecto Especial Pasto Grande, fue creado por Decreto Supremo N°024-87-MIPRE del 18 de noviembre de 1987, en el ámbito del Departamento de Moquegua, como Órgano Desconcentrado del Instituto Nacional de Desarrollo - INADE, encargado de Estudios y Obras que permitan desarrollo integral del Proyecto para cumplir sus metas de abastecimiento de agua para consumo poblacional, agrícola e industrial de las provincias de Mariscal Nieto e Ilo, ampliación de la frontera agrícola y generación de energía eléctrica.

El embalse Pasto Grande se clasifica como Categoría 4. Conservación del Ambiente Acuático. Según la R.J N° 202-201 O-ANA. Referido a aquellos cuerpos de agua superficiales, cuyas características requieren ser preservadas por formar parte de ecosistemas frágiles o áreas naturales protegidas y sus zonas de amortiguamiento. Considerando el artículo 3: 3,3 del D.S 023-2009-MINAM que indica literalmente "Para aquellos cuerpos de agua que no se les haya asignado categoría de acuerdo a su calidad, se considerará transitoriamente la categoría del recurso hídrico al que tributan", razón por la cual a los ríos tributarios de la Embalse Pasto Grande tomaran como referencia

para fines de interpretación la clasificación de la categoría 4 "Conservación del Ambiente Acuático".

Este proyecto por la magnitud de su infraestructura hidráulica de conducción mayor para irrigar los valles de Torata, Moquegua e Ilo y nuevas tierras, para abastecer de agua a las poblaciones de Moquegua e Ilo y para la producción de energía eléctrica mediante concesiones, es un proyecto estratégico para el desarrollo de la Región Moquegua. La óptima gestión del recurso hídrico también comprende a la Cuenca del Alto Tambo en la Provincia General Sánchez Cerro, en la cual se plantea la construcción de infraestructura hidráulica (reservorios, micro reservorios, canales, túneles, explotación de agua subterránea, sistema de riego presurizado, por goteo y aspersión, etc.) para uso poblacional y agrícola.



Figura 9. Embalse Pasto Grande: Puntos de muestreo

Fuente: elaboración propia (2020)

Tabla 1

Coordenadas de puntos de muestreo

| Estaciones | Zona | Coordenadas (UTM) | | Altitud msnm |
|------------|--------|-------------------|-----------|--------------|
| | | E | N | |
| P1 | BORDE | 368 892 | 8 148 811 | 4540 |
| P2 | BORDE | 369 875 | 8 146 556 | 4541 |
| P3 | BORDE | 371 069 | 8 144 219 | 4540 |
| P4 | BORDE | 373 979 | 8 143 609 | 4544 |
| P5 | CENTRO | 372 365 | 8 145 734 | 4540 |

Fuente: Elaboración propia

Interpretación

Se realizó el estudio en cinco puntos de trabajo en el embalse Pasto Grande (Figura 7) y las estaciones de monitoreo se observan en la Tabla 1.

5.2. Parámetros físicos y químicos del agua

Tabla 2

Parámetros fisicoquímicos

| Estaciones | T (°C) | OD (mg/L) | CE (uS/cm) | pH | Turbidez (NTU) |
|-------------------|---------------|------------------|-------------------|-----------|-----------------------|
| P1 | 19 | 5,5 | 804,10 | 6,5 | 45 |
| P2 | 21 | 5,37 | 762,60 | 7,1 | 47 |
| P3 | 20 | 5,65 | 621,30 | 6,9 | 41 |
| P4 | 20 | 5,8 | 612,00 | 7,3 | 43 |
| P5 | 19.6 | 5,87 | 570,64 | 7,02 | 38 |

Fuente: Elaboración propia

Interpretación

En la Tabla 2 se muestra los valores obtenidos en campo para los diferentes parámetros fisicoquímicos de las cinco estaciones de muestreo para la evaluación en el embalse Pasto Grande. (Figura 10)

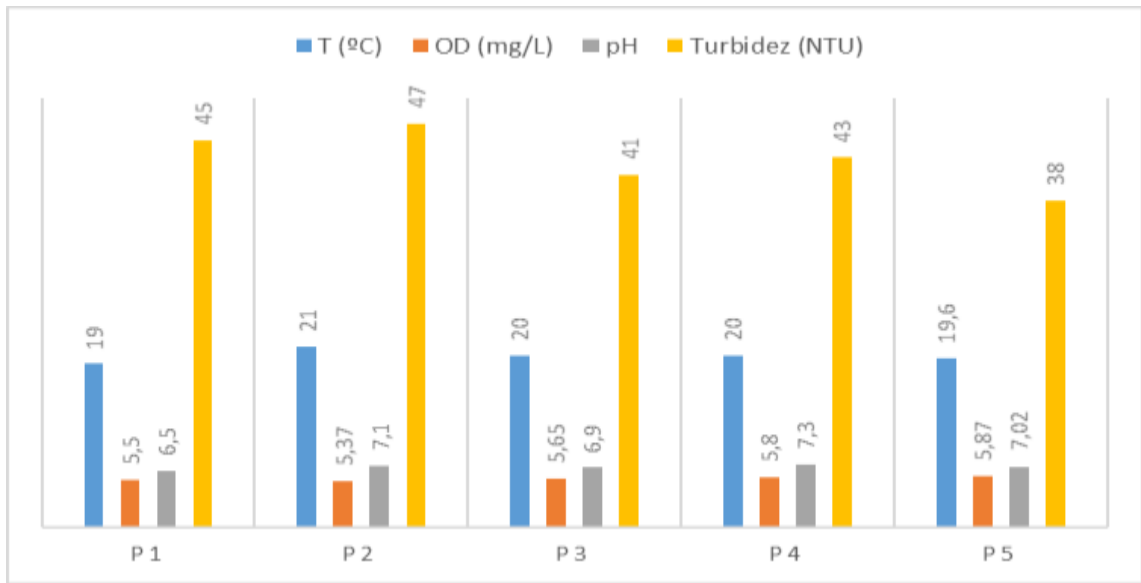


Figura 10. Parámetros fisicoquímicos del embalse Pasto Grande

Fuente: elaboración propia

– Ph

De acuerdo a los resultados obtenidos para este parámetro, se observa que durante el periodo de estudio los valores de pH en su gran mayoría presentan tendencia a la neutralidad. Así mismo están dentro de los rangos de ECAs (6,5 - 8,5), los cuales son valores referenciales de acuerdo a los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el agua. (D.S.N° 002-2008- MINAM, Categoría 4, Conservación del Medio Ambiente)

– Temperatura

La mayoría de valores de temperatura del agua se mostraron dentro de rangos normales, con algunas ligeras variaciones, según como la hora en la que se registró este parámetro en cada estación. El valor de la temperatura está influenciado por la radiación solar ya que conforme aumenta las horas del día y a medida que va anocheciendo disminuye la temperatura. En el embalse Pasto Grande los valores de la temperatura se mostraron constantes durante la evaluación realizada. (Tabla 2)

– Oxígeno disuelto

De acuerdo a los lineamientos del D.S. N° 002-2008-MINAM, el valor referencial del Estándar de Calidad Ambiental para el agua, referido a este parámetro, debe ser igual o mayor de 5 mg/L, para la Categoría 4, Conservación del Medio Ambiente; e igual o mayor a 4 mg/L para la Categoría 3, Riego de Vegetales y Bebida de Animales. Los valores obtenidos en las estaciones evaluadas (mg/L) muestran resultados que superan ligeramente el valor referencial de ECAs: la presencia de materia orgánica en descomposición, abundante macrofitas y fitoplancton pueden afectar este valor.

– Conductividad eléctrica

De acuerdo a los ECAs para el agua, los valores referenciales de este parámetro para la Categoría 3, son iguales o menores a 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para riego de vegetales, e iguales o inferiores a 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para bebida de animales, no existiendo valores referenciales para la categoría 4, Conservación del medio ambiente para este parámetro. Teniendo en cuenta este marco referencial, se observó que la totalidad de los valores registrados, se encontraron dentro del rango de los valores referenciales para la Categoría 3. (Tabla 2)

Turbidez

De acuerdo a los resultados obtenidos, se observa que los mayores valores de turbidez corresponden a las estaciones P1 y P2 y la explicación de esta dominancia de valores altos de turbidez se puede deber a que en estos puntos se acumula mayor cantidad de materia orgánica. Los valores altos de turbidez generan que las partículas suspendidas absorban calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, y así reducen la concentración de oxígeno en el agua (el oxígeno se disuelve mejor en el agua más fría).



Figura 11. CE (uS/cm)

Fuente: elaboración propia

5.3. Evaluación de la biota acuática

Las comunidades biológicas encargadas de la productividad primaria de agua dulce están conformadas por diversos grupos de organismos, siendo la mayoría de ellos característicos de los diferentes hábitats acuáticos presentes en una región. En lagunas y embalses las comunidades de mayor importancia ecológica corresponden a las formadas por el fitoplancton. Estos organismos viven en estrecha relación con el medio físico químico.

5.3.1. Evaluación del fitoplancton

Tabla 3

Fitoplancton del embalse Pasto Grande

| División | Clase | Orden | Familia | Especie | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | | |
|------------------------------|----------------------------|--------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------------|--------------------------------|--------------------------|----|-----|-----|----|
| Bacillariophyta | Bacillariophyceae | Nitzschiales | Nitzschiaceae | <i>Nitzschia scalaris</i> | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Nitzschia flexa</i> | 0 | 0 | 22 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Nitzschia umbonata</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | Cymbellales | Cymbellaceae | <i>Nitzschia recta</i> | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Cymbella lanceolata</i> | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Cymbella cymbiformis</i> | 0 | 0 | 15 | 21 | 13 | | |
| | | | | <i>Cymbella cistula</i> | 0 | 0 | 8 | 16 | 0 | | |
| | | | | Gomphonematales | Gomphonemataceae | <i>Gomphonema truncatum</i> | 0 | 0 | 22 | 320 | 11 |
| | | | | | | <i>Gomphonema parvulum</i> | 0 | 25 | 1 | 0 | 0 |
| | | | | | | <i>Frustulia saxonica</i> | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | Naviculales | Naviculaceae | <i>Navicula viridula</i> | 0 | 0 | 6 | 0 | 28 |
| | | | | | | <i>Navicula arvensis</i> | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 |
| | | | | | | <i>Navicula cuspidata</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| | | <i>Navicula cryptocephala</i> | 0 | | | 8 | 0 | 0 | 5 | | |
| | | <i>Caloneis tenuis</i> | 0 | | | 0 | 7 | 11 | 0 | | |
| | | Pinnulariales | Pinnulariaceae | | | <i>Pinnularia laevitata</i> | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | <i>Pinnularia peruviana</i> | 3 | 0 | 0 | 29 | 0 |
| | | Surirellales | Surirellaceae | <i>Surirella linearis</i> | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Surirella umbonata</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Surirella striatula</i> | 0 | 12 | 0 | 0 | 1 | | |
| | | | | <i>Hantzschia amphioxys</i> | 0 | 0 | 9 | 13 | 0 | | |
| | | Rhopalodiales | Rhopalodiaceae | <i>Rhopalodia gibba</i> | 8 | 0 | 0 | 0 | 3 | | |
| | | | | <i>Epithemia adnata</i> | 19 | 0 | 7 | 12 | 0 | | |
| | | Limnophiales | Ulmaraceae | <i>Ulmaria ulna</i> | 12 | 0 | 0 | 17 | 18 | | |
| | | | | Fragilariophyceae | Fragilariaceae | <i>Diatoma vulgare</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 12 |
| | | <i>Fragilaria brevistriata</i> | 9 | | | 0 | 2 | 0 | 0 | | |
| <i>Synedra delicatissima</i> | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 23 | | | | |
| <i>Synedra acus</i> | 0 | 15 | 220 | | | 0 | 0 | | | | |
| <i>Synedra radians</i> | 0 | 14 | 0 | | | 1 | 0 | | | | |
| <i>Melosira varians</i> | 11 | 20 | 0 | | | 30 | 17 | | | | |
| Chlorophyta | Ulophyceae | Ulothales | Ulothricaceae | <i>Ulothrix sp1</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | |
| | | | | Zygnemphyceae | Zygnematales | Desmidiaceae | <i>Cosmarium botriis</i> | 5 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Cosmarium bicolatum</i> | 1 | 0 | | | | 0 | 7 | 0 | | |
| | <i>Pediastrum sp1</i> | 2 | 7 | | | | 0 | 0 | 0 | | |
| | Chlorophyceae | Chlorococcales | Scenedesmeceae | <i>Selenastrum gracile</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | | |
| | | | | <i>Monoraphidium sp1</i> | 0 | 11 | 0 | 2 | 0 | | |
| | | | | Sphaeroocales | Sphaeroocaceae | <i>Ankistrodesmus sp1</i> | 0 | 50 | 6 | 0 | 0 |
| | | | | | | <i>Ankistrodesmus spiralis</i> | 3 | 0 | 0 | 11 | 0 |
| | | | | | | <i>Sphaerocystis sp1</i> | 9 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| | Cyanobacteria | Cyanophyceae | Chroococcales | Chroococaceae | <i>Microcystis sp1</i> | 0 | 9 | 0 | 2 | 0 | |
| Nostocales | | | | | Nostocaceae | <i>Anabaena sp1</i> | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| | | | | | | <i>Nostoc commune</i> | 9 | 0 | 600 | 0 | 0 |
| Oscillatoriales | | | Oscillatoriaceae | <i>Plectonoma sp1</i> | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Lynbya sp1</i> | 0 | 6 | 0 | 0 | 2 | | |
| | | | | <i>Oscillatoria chalybea</i> | 1 | 0 | 8 | 0 | 0 | | |
| Euglenophyta | Euglenophyceae | Euglenales | Euglenaceae | <i>Euglena terriicola</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 2 | | |
| | | | | <i>Euglena viridis</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Trachelomona hispida</i> | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | | | <i>Trachelomona volvodina</i> | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | | |
| Cryptophyta | Chrysophyceae | Ochromonadales | Dinobryaceae | <i>Dinobryon sp1</i> | 0 | 23 | 0 | 0 | 1 | | |

Fuente: elaboración propia

Interpretación

Se identificaron cinco grupos funcionales componentes del fitoplancton para las cinco estaciones de muestreo, el mismo que está formado por: Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta y Crysophyta, tal como se muestra en la Tabla 3.

Se observa una dominancia de las Bacillariophyta seguido muy por debajo por las Chlorophyta y Cyanobacteria. Los grupos pequeños como Euglenophyta y Xanthophyta presentan bajo número de especies (Tabla 3).

Tabla 4

Riqueza de especies de fitoplancton

| Grupos | Riqueza | % |
|-----------------|---------|-------|
| Bacillariophyta | 30 | 60 |
| Chlorophyta | 9 | 18 |
| Cyabobacteria | 6 | 12 |
| Euglenophyta | 4 | 8 |
| Crysophyta | 1 | 2 |
| Total | 50 | 100,0 |

Fuente: elaboración propia

Interpretación

La riqueza total de especies que conforman el fitoplancton del embalse Pasto Grande se muestra en el Tabla 4. Se determinó 50 especies distribuidos en 30 para las Bacillariophytas, 9 Chlorophytas, 6 Cyanobacterias, 4 Euglenophytas y 1 Crysophyta.

En la Figura 12, se aprecia la riqueza de especies por grupo del fitoplancton. Se muestra que las Bacillariophytas son el grupo dominante respecto al resto de comunidades (Figura 13). Se puede explicar esta característica por que las Bacillariophytas (diatomeas) son organismos muy tolerantes a diferentes microhábitats, responden mucha facilidad a las condiciones fisicoquímicas y químicas del agua (Roldan, 1992). La Bacillariophytas alcanzan el 60 % del total, seguido por las Chlorophytas con un 18 %, Cyanobacterias 12 %, Euglenophytas el 8 % y Crysophyta 2 %. Estos resultados por lo general concuerdan con diferentes autores que señalan que son las diatomeas las más abundantes debido a su estructura morfológica que presentan. (Figura 13)



Figura 12. Grupos del Fitoplancton del embalse Pasto Grande

Fuente: elaboración propia



Figura 13. Distribución porcentual del fitoplancton

Fuente: elaboración propia

5.3.2. Índices de diversidad

Tabla 5

Índices de diversidad

| Índices | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 |
|-------------|--------|-------|--------|-------|-------|
| Nº Especies | 17 | 19 | 24 | 15 | 15 |
| Individuos | 117 | 236 | 1011 | 506 | 143 |
| Dominancia | 0,0889 | 0,094 | 0,4019 | 0,414 | 0,119 |
| Shannon_H | 2,565 | 2,623 | 1,5020 | 1,54 | 2,305 |
| Simpson_1-D | 0,9111 | 0,906 | 0,5981 | 0,586 | 0,881 |
| Menhinick | 1,5720 | 1,237 | 0,7548 | 0,667 | 1,254 |
| Margalef | 3,3600 | 3,294 | 3,3240 | 2,248 | 2,821 |

Fuente: elaboración propia

Interpretación

La Tabla 5 muestra los distintos índices comunitarios calculados para los puntos de monitoreo. La riqueza de especies está representada por las estaciones P2 y P3, puntos con mayor número de especies (19 y 24), así mismo los puntos con mayor abundancia (P3: 1011 cel./mL y P4: 506 cel./mL). Respecto a la diversidad de Shannon H se observa en la estación P2 y P1 presenta los valores con mayor diversidad (2,6 bits/individuo y 2,5 respectivamente).

El índice de Simpson muestra en las tres estaciones hay valores cercanos a uno, indicando que no hay dominancia de especies dentro de los grupos funcionales del fitoplancton. El índice de riqueza de especies (Margalef) muestra valores altos en las estaciones P1, P2 y P3, donde se presenta una buena riqueza específica de especies (Figura 14).

La abundancia de organismos para fitoplancton presenta correspondencia con la riqueza de especies encontradas; se muestra mayor abundancia y riqueza de especies en el punto P3, de modo similar se observa para los otros puntos, tal como se muestra en la Figura 14.

La Figura 15 muestra que el Índice *Shannon* tiene un comportamiento irregular. En los diferentes puntos evaluados la diversidad varía de un punto a otro. El punto de mayor valor es P2 y el de menor valor es P3. En promedio la diversidad *Shannon* presenta un valor 2,1 siendo un valor bajo.

En la Figura 16, se presenta el dendrograma de similitud entre los puntos evaluados; se forman dos grandes grupos: G1 formado por P3, P4, P1 y el G2 formado por P2 y P5. Se observa que entre los puntos de cada grupo la similitud entre ellos es baja (menos del 25 %); lo mismo sucede entre los puntos del grupo 2 (< 30 %) el Coeficiente de Similitud de *Jaccard* permite expresar el grado en el que diferentes muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad, que se refiere al cambio de especies entre estaciones (Pielou 1975, Magurran 1988). El intervalo de valores para el índice de *Jaccard* va de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambas estaciones, hasta 1, cuando dos estaciones tienen la misma composición de especies.

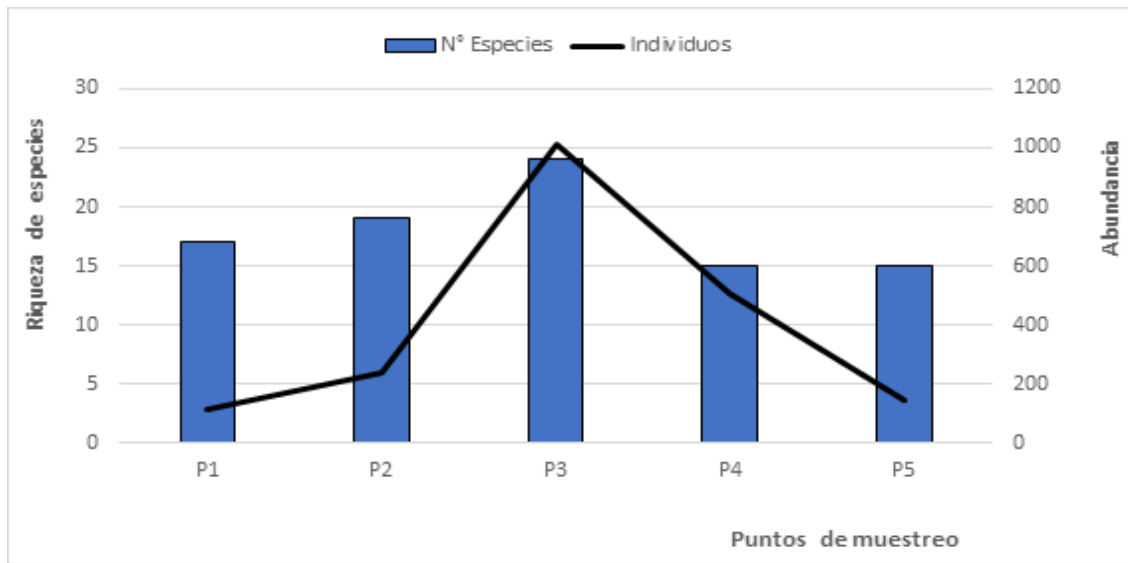


Figura 14. Relación de la riqueza de especies y abundancia

Fuente: elaboración propia

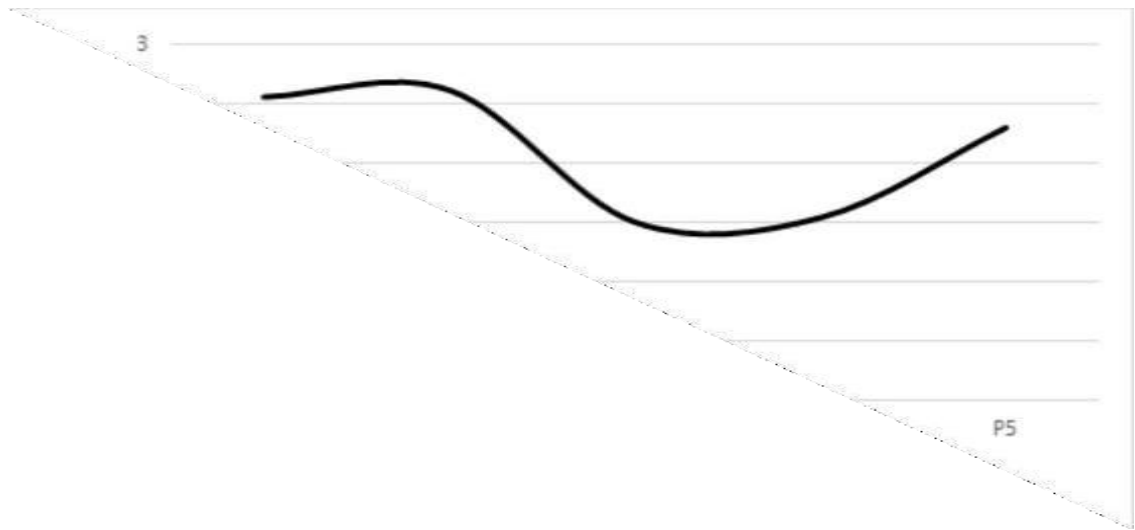


Figura 15. Frecuencia de la diversidad Shannon

Fuente: elaboración propia

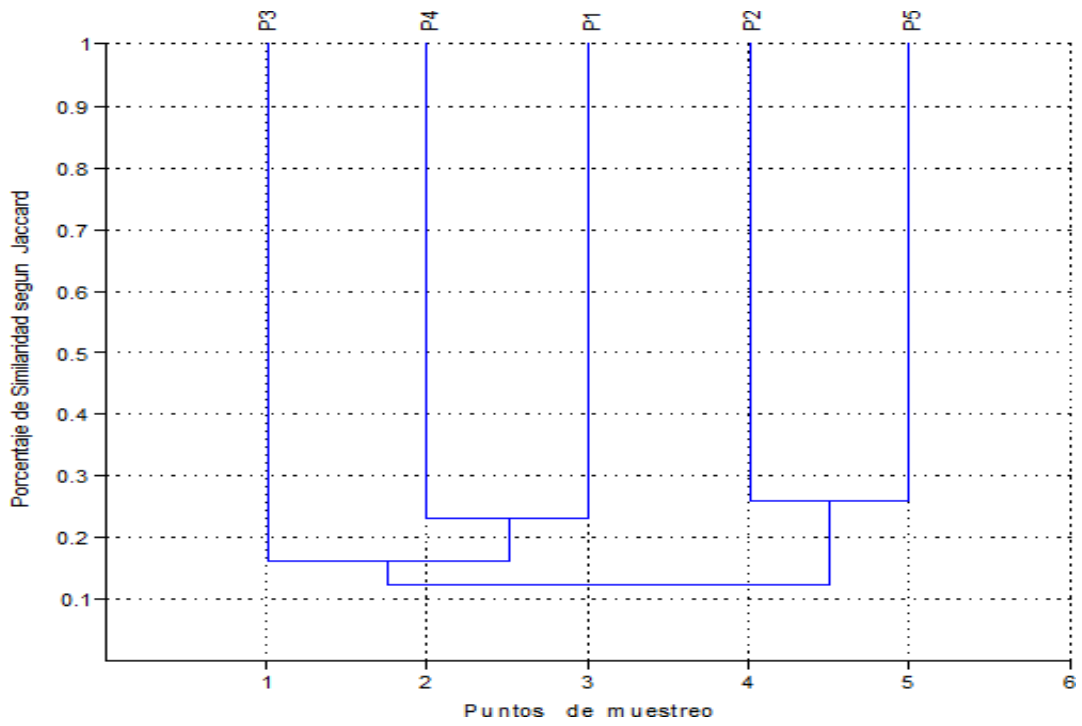


Figura 16. Dendrograma de similitud entre los puntos evaluados

Fuente: elaboración propia

– Calidad del agua según el Índice Diatómico

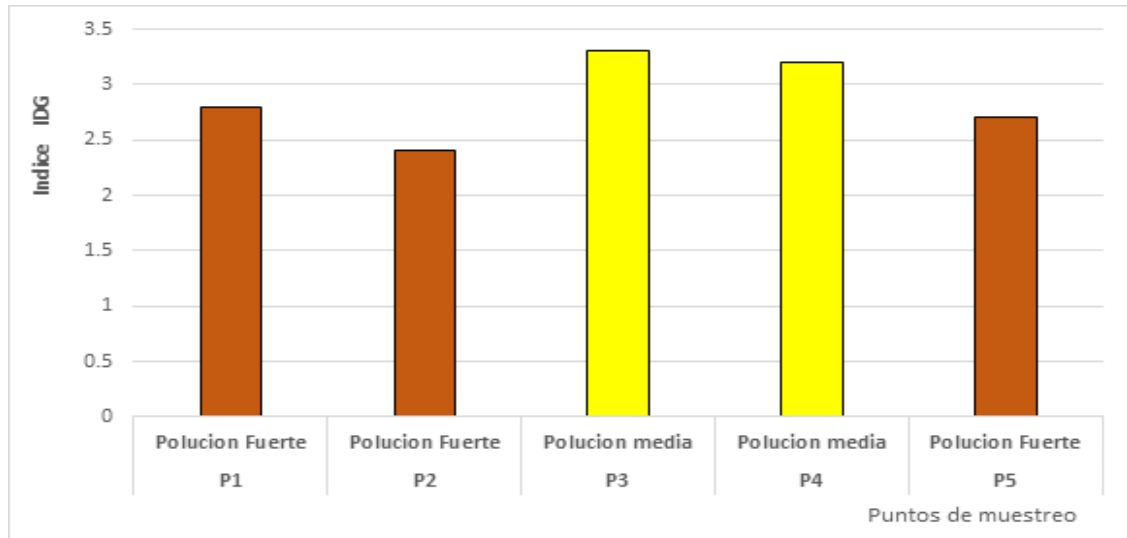


Figura 17. Calidad del agua del embalse Pasto Grande según el índice IDG

Fuente: elaboración propia

Interpretación

En la Figura 17 se presenta la calidad del agua según el índice biológico Diatómico (IDG). Este índice se basa en el estudio de la frecuencia, abundancia y sensibilidad de las diatomeas (Bacillariophytas). En la Figura 9 se observa que son tres los puntos con calidad de agua tipo polución fuerte (P1, P2, P5); y dos puntos con calidad polución media.

El estado eutrófico de un embalse depende del grado de enriquecimiento en nutrientes de la masa de agua. Un excesivo enriquecimiento en nutrientes provoca repercusiones generalmente negativas para la calidad del agua del embalse: Hay dos enfoques a la hora de definir el concepto de eutrofización: enriquecimiento en nutrientes y consecuencias que para la calidad del agua implica ese enriquecimiento.

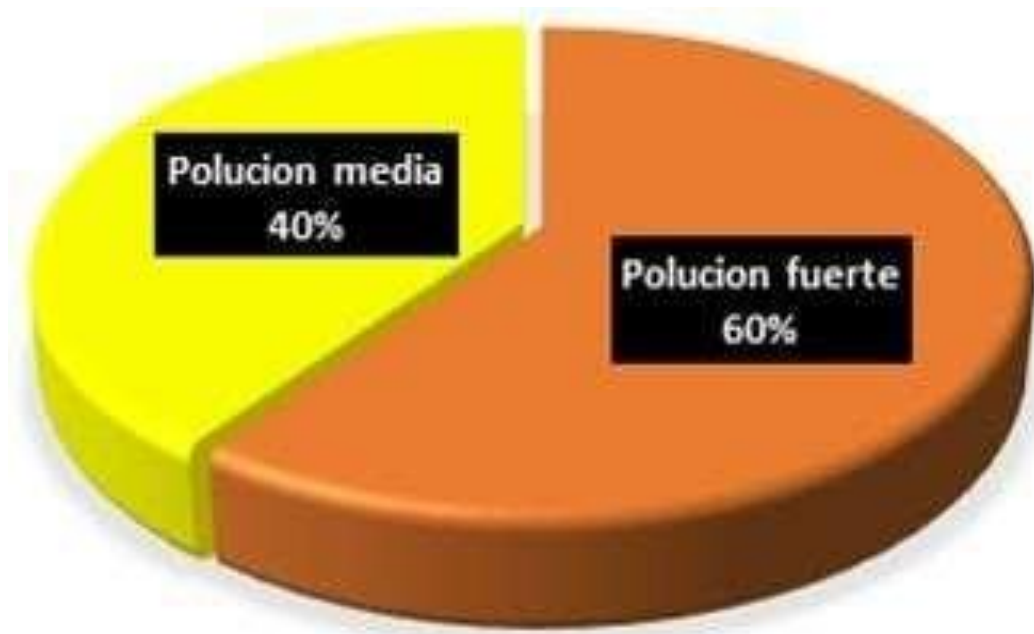


Figura 18. Distribución porcentual de la calidad de agua

Fuente: elaboración propia

Interpretación

En la Figura 18 se muestra la proporción porcentual de la calidad del agua según el índice IDG. Según los resultados, el 60 % corresponde a calidad de polución fuerte y el 40 % a calidad de polución media.

5.4. Elementos químicos tóxicos

Tabla 6

Ríos tributarios del Embalse Pasto Grande (m³/s)

Tabla 6. Ríos tributarios del Embalse Pasto Grande (m³/s)

| Año | Millojahuira | Antajarane | Patara | Tocco | Acum. | Qtotal |
|------------------|--------------|------------|--------|--------|--------|---------|
| 2005 | 0,507 | 0,351 | 0,896 | 0,456 | 0,679 | 2,889 |
| 2006 | 0,569 | 0,658 | 1,939 | 0,494 | 0,714 | 4,374 |
| 2007 | 0,386 | 0,297 | 0,637 | 0,366 | 0,132 | 1,818 |
| 2008 | 0,324 | 0,417 | 0,967 | 0,363 | 0,226 | 2,297 |
| 2009 | 0,373 | 0,410 | 0,895 | 0,348 | 0,155 | 2,181 |
| 2010 | 0,308 | 0,343 | 0,727 | 0,385 | 0,840 | 2,603 |
| Q promedio | 0,411 | 0,413 | 1,010 | 0,402 | 0,458 | 2,694 |
| % Que representa | 15,260 | 15,320 | 37,500 | 14,920 | 17,000 | 100,000 |

Fuente: Consorcio V-5 (2013)

Interpretación

El embalse Pasto Grande fue ejecutado aprovechando las condiciones geográficas y topográficas, logrando embalsar 194 MMC con una presa de tierra de 80 m de coronamiento y 10,30 m de altura, y una extensión superficial de 45 km². Se constituye en el tercer embalse de mayor tamaño en el país.

Se reportan dos principales tributarios que aportan aguas ácidas de origen natural en un aproximado del 30 %, siendo los ríos Millojahuira y Antajarane, además del afluente, río Patara que recibe aguas ácidas en sus nacientes de sus afluentes provenientes de fuentes termales y de zonas mineras, observándose la recuperación del nivel de pH a valores próximos a la neutralidad en su recorrido, por procesos de dilución y autopurificación. Adicionalmente, el aporte del río Tocco y otros de menor tamaño, que presentan buena calidad de agua (Tabla 6 y Figura 19).

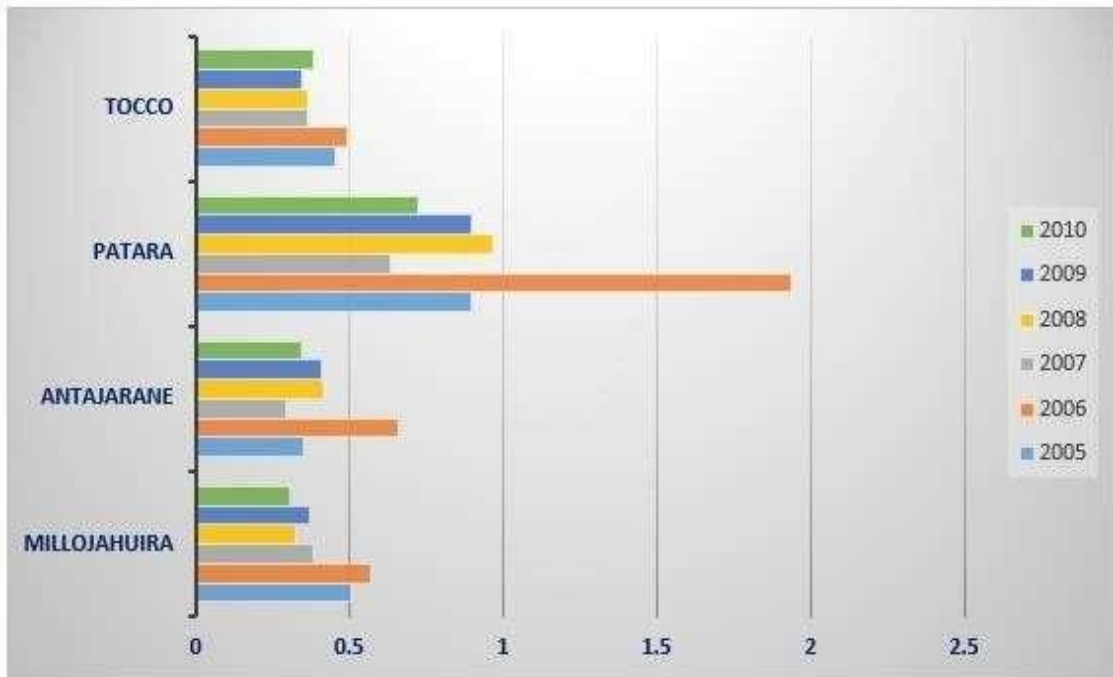


Figura 19. Ríos Tributarios del embalse Pasto Grande

Fuente: elaboración propia

Tabla 7*Nivel de acidificación de afluentes del embalse Pasto Grande*

| Río | Millojahuira | Antajarane | Patara | Tocco |
|----------|--------------|------------|--------|-------|
| % | 15,26 | 15,32 | 37,50 | 14,92 |
| pH | 3,0 | 3,3 | 6,5 | 7,5 |
| pH anual | | 5,79 | | |

Fuente: Consorcio V-5 (2013)

Interpretación

En 1989, se termina la construcción de la presa Pasto Grande con inicio de operación en 1995. En el año 1991 se siembran alevinos de trucha para la comercialización. En el año 2000, la empresa minera Aruntani inicia sus operaciones en su Unidad Minera Santa Rosa en la cabecera de la cuenca Cacachara, Cotañani y Acosiri, comprometiéndose con la instalación de piezómetros para el monitoreo de la calidad del agua. En el 2006 se produce mortandad de truchas ocasionado por la presencia de Cadmio (0,00351 mg/L), mercurio ($a < 0,00041$ mg/L), plomo ($a < 0,0026$ mg/L), talio ($a < 0,0013$ mg/L), zinc (0,3956 mg/L), que alertó a las autoridades de la región Moquegua, la misma que conformó un comité Técnico Multisectorial encargado del monitoreo de la calidad de las aguas del embalse. En abril de 2007 se realiza el estudio de calidad del embalse y se determinaron valores bajos de pH en los ríos Millojahuira y Antajarane.

En este análisis predominan los nitratos (2,6 mg/L), el hierro (18,2 mg/L) y el aluminio (34,5 mg/L) (Tabla 7). Actualmente, la población y el sector agricultura de la región Moquegua, se ven amenazados por la contaminación natural de los ríos Millojahuira y Antajarane; por la contaminación antrópica del río Cacachara debido a la presencia de la mina Cacachara (pasivo ambiental) y la contaminación antrópica de los ríos Cotañani, Acosiri y quebrada Cacachara,

(presencia una mina en operación Unidad Santa Rosa de la empresa minera Aruntani SAC), Por ahora, se encuentra en la etapa de cierre. Por el impacto negativo al embalse Pasto Grande.

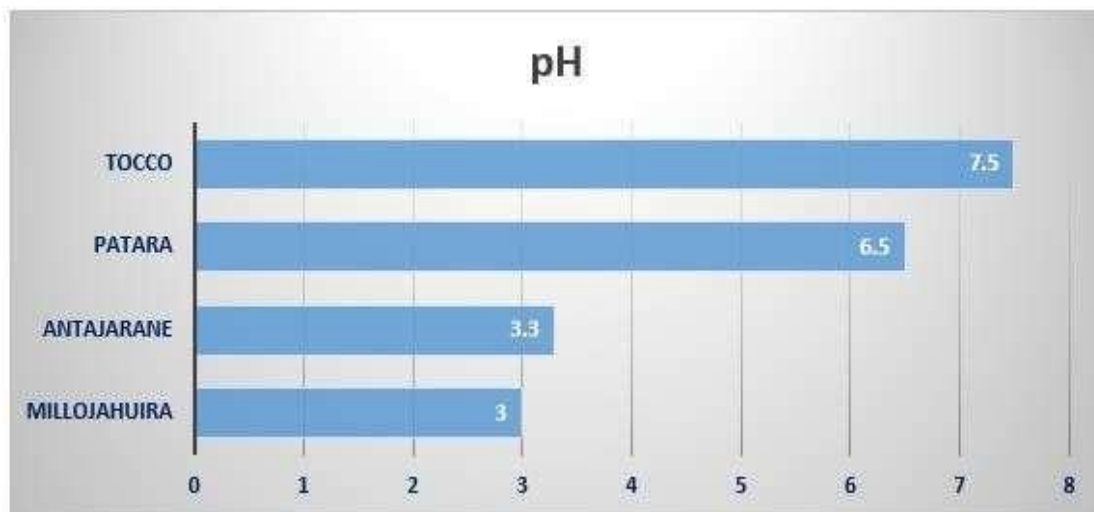


Figura 20. Grado de acidez de los ríos tributarios al embalse Pasto Grande

Fuente: Tabla 7

5.4. Descripción de los ríos que contribuyen con elementos tóxicos

5.4.1. Río Millojahuira

Las aguas del río Millojahuira son ácidas de manera natural (Figura 10), desde la parte alta de la microcuenca hasta ingresar a las aguas del embalse. Presentan concentración de elementos disueltos que son producto de los suelos mineralizados y de los aportes de aguas ácidas subsuperficiales de características termales. Las aguas ácidas del río Millojahuira presentan algunos metales como: Hierro (18,2 mg/L), aluminio (34,5 mg/L), manganeso (0,42 mg/L), níquel (0,03559 mg/L) y zinc (0,1395 mg/L) que superan los lineamientos establecidos en los ECA para aguas de Categoría 3 – Agua para Riego y Bebida de Animales, y para la Categoría 4: Conservación del Medio Acuático. Ríos Costa y Sierra.

La coloración rojiza impartida es producto de la oxidación del hierro presente en las aguas, por el proceso natural de aireación en su trayecto hacia el embalse, por presentar una pendiente de 0,07. Las aguas superficiales de la microcuenca río Millojahuira; presentan una hidroquímica con predominio de iones calcio (16,5 ppm), y sulfato (259,8 ppm) (Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, 2001). Asimismo, el río Millojahuira contamina al embalse con hierro y aluminio, en un porcentaje de 45%, tanto en Fe y Al, que deterioran la calidad de las aguas del embalse, debido a su contaminación de origen natural.

5.4.2. Río Antajarane

Las aguas del río Antajarane en su origen es de buena calidad, con pH alcalino, transparente y de bajo contenido salino: fosfatos (0,60 mg/L); sulfatos (233,7 mg/L) y silicatos (102,36 mg/L). El agua en su recorrido recibe al inicio el aporte de una hidrotermal que le baja ligeramente el a pH 6,2 y antes de su descarga al embalse, recibe las aguas del río Hualcane de elevada acidez (pH 4,2) deteriorando nuevamente la calidad de las aguas del río Antajarane.

Las aguas se ven muy afectadas cuando recibe el aporte de las aguas ácidas del río Hualcane, convirtiéndolas en aguas muy ácidas en valores de pH 3,0 (Figura 10) siendo depositadas en esta condición. al embalse Pasto Grande.

Las aguas del río Antajarane; hidroquímicamente indican predominio de iones como: aluminio 29 mg/L, calcio 29 mg/L y sulfato 233,7 mg/L siendo el sulfato el anión predominante en los cuerpos superficiales y el anión bicarbonato. Asimismo, estas aguas ácidas (río Antajarane), presentan contenido metálico de hierro 12,4 mg/L, fósforo 0,053 mg/L y zinc 0,130 mg/L en cantidades no tan significativas que superen los valores dados por los ECAs para las Categorías 3 y 4.

5.4.3. Río Patara

El río Patara ostenta una mala calidad de agua presentando características ácidas y con bajas concentraciones de metales totales como: Ag, 0,002 mg/L; Al, 3,38 mg/L; B 1,85 mg/L; Ba 0,035 mg/L; Be 0,0002 mg/L; Ca, 14,6 mg/L; Cd 0,0058 mg/L; Co, 0,106 mg/L; Cr, 0,003 mg/L; Cu, 0,002 mg/L; Fe, 1,89 mg/L; K, 107 mg/L; Li, 0,57 mg/L; Mg, 4,01 mg/L; Mn, 0,539 mg/L; Na, 66,4 mg/L; Ni, 0,007 mg/L.

5.4.4. Río Tocco

Las aguas del río Tocco son de buena calidad física y química por las características que presenta. Tiene características de aguas alcalinas (pH 7,68), superando el límite superior del rango de pH 6,5 a 7,5 establecido en los ECA para las Categorías 4 y 3. Estas aguas son claras. de bajo contenido salino, sulfatos, 1,8 mg/L, con posible ausencia de materia orgánica por la demanda bioquímica no detectable.

Por el contenido de sales carbonatadas cálcicas y magnésicas, se puede calificar que son aguas blandas. De escaso contenido metálico, con excepción de la presencia de zinc, 0,014 mg/L que aporta el manantial Copapujo de la zona y que supera el ECA Categoría 4. La leve concentración de zinc no

supera la Categoría 3, aguas para riego y bebida de animales. Así también estas aguas tienen como ion predominante al magnesio, 3,28 mg/L y como cationes predominantes al calcio 7,10 mg/L y sodio 11,16 mg/L

5.4.5. Embalse Pasto Grande

Con respecto a la calidad de agua reportada para el embalse, en general los valores de pH oscilan entre ácidos y neutros 4,5 y 7,0 con altas concentraciones de elementos metálicos de aluminio, 61,3 mg/L; arsénico 0,005 mg/L; hierro 13,9 mg/L, y zinc 0,334 mg/L. Presenta compuestos metálicos presentes en los sedimentos, generando riesgo potencial de resuspensión ante factores climáticos adversos, que podría afectar la calidad de las aguas superficiales del embalse.

La hidroquímica de las aguas superficiales de las microcuencas estudiadas indican que en la microcuenca Millojahuirá, Antajarane y algunos afluentes de la microcuenca Patara son de aguas con contenido calcio-sulfatadas, asimismo, las concentraciones de la microcuenca Tocco presentaron facies de tipo cálcicas-sódicas-magnésicas, mientras que las facies o tipos de familia de las aguas a la salida del embalse son variables con iones mayoritarios de calcio, sodio sulfato y cloruro (Figura 9).

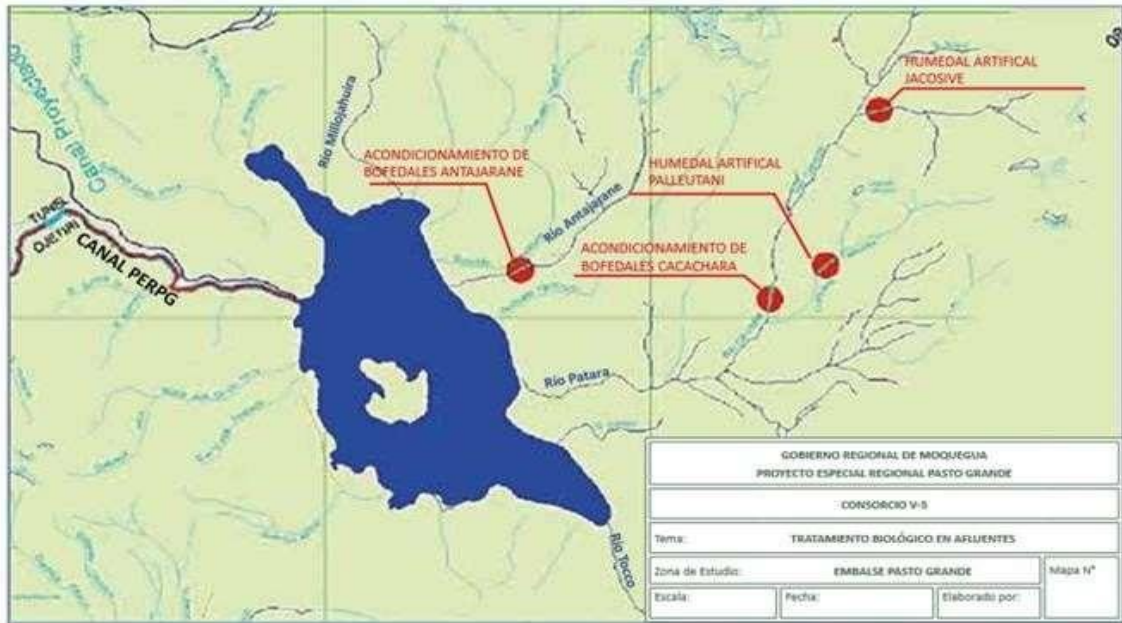


Figura 21. Tributarios que desembocan en el Embalse Pasto Grande

Fuente: Consorcio V-5 (2013)

5.4.6. Contrastación de las hipótesis

Los resultados obtenidos en este estudio han demostrado que existe un claro efecto de los elementos químicos tóxicos sobre los productores primarios en el embalse Pasto Grande, haciendo el agua allí almacenada cada vez de mala calidad, por lo que urge una necesaria intervención mitigadora para mejorar sus características fisicoquímicas para su uso sin problemas de contaminación.

En tal sentido, se ha planteado las siguientes Hipótesis:

Hipótesis Ho

La determinación del nivel de los contaminantes por elementos tóxicos no permite determinar el efecto sobre los organismos productores primarios.

Hipótesis H'

La determinación del nivel de los contaminantes por elementos tóxicos si permite determinar el efecto sobre los organismos productores primarios.

A la luz de los resultados, queda desechada la hipótesis nula y queda demostrada y contrastada la hipótesis alternativa.

CAPÍTULO VI

DISCUSIÓN

La problemática del impacto a la salud por la contaminación del embalse Pasto Grande para consumo de agua potable y otros usos, es un fenómeno multicausal. Es innegable que la presencia de contaminantes que, desde su nacimiento de los ríos tributarios, se van depositando en las aguas del embalse, puedan indefectiblemente, terminar llegando a la población moqueguana y, por ende, afectar el ecosistema circundante.

La variación temporal de los parámetros fisicoquímicos del agua en ecosistemas acuáticos es indicadora del régimen hidrológico del agua. Es una información necesaria para conocer la importancia relativa de los aportes de agua dulce y puede ser esencial para reconocer la importancia de la evaporación del agua frente a la mezcla con aguas de distinta calidad. Los cambios en las cantidades absolutas y relativas de los micronutrientes disueltos en el agua son indicadores de cambios en las condiciones biogeoquímicas, cuando tienen lugar de forma persistente durante más de un periodo favorable para la producción biológica y el reciclado de la materia orgánica. La menor renovación del agua, favorece el acúmulo de la producción biológica interna al sistema y la descomposición de esta liberando nutrientes que, en parte, se acumulan en el sedimento y en el agua y pueden generar floraciones algales (Comín, F. A., et al. 1991).

El reparto de la producción primaria entre fitoplancton, macroalgas, y macrófitos enraizados sumergidos responde al tiempo de adaptación de estos productores primarios a las condiciones ambientales. El fitoplancton puede existir siempre, y más cuantos más micronutrientes tenga disponibles. Los macrófitos enraizados sumergidos tienen periodos de desarrollo individual y poblacional más largos y la presencia de los otros productores primarios

representa una competición que puede ser excluyente si les limita la luz o los nutrientes. Las macroalgas tienen facilidad para crecer rápidamente en condiciones favorables de salinidad y nutrientes y de almacenar estos en sus tejidos a modo de reserva, para utilizar en periodos de escasez en el agua libre, durante los cuales se imponen a los otros grupos, aunque requieren de cierta estabilidad en la columna de agua para su persistencia ya que no poseen órganos de fijación al sustrato. Los cambios a lo largo del tiempo en las características que se acaban de citar, pueden servir de indicadores de cambios en las condiciones generales de ecosistemas acuáticos costeros, siempre que se disponga de datos de estos cambios obtenidos periódicamente (Comín, et al. 1991).

La diversidad de especies observadas puede atribuirse a la presencia de micronutrientes como potasio, sílice, sodio y en general a los otros microelementos que son necesarios para el crecimiento de fitoplancton, por ejemplo, el silicio es importante y requerido por las diatomeas, y el selenio puede ser importante para algún género como *Chrysochomulina*. (Andersen, 2005; Bellinger y Sigeo, 2010)

El fitoplancton que se reporta para el embalse Pasto Grande incluye cinco grupos típicos de ecosistemas acuáticos andinos (Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta y Cryptophyta). Este resultado concuerda con la laguna altoandina Verde Cocha es conocida como La Viuda, ubicada en la cordillera la Viuda del departamento de Lima. En esta laguna se reporta cuatro comunidades Bacillariophyta, Dinophyta, Chlorophyta y Cyanophyta. De modo similar con Abanto, 2015 en su estudio Evaluación Ecosistémica de tres Lagunas Altoandinas en la Provincia de Pataz - Departamento La Libertad, en el cual reporta tres comunidades de fitoplancton: Cyanophytas, Bacillariophyta y Chlorophyta. Así también en el estudio evaluación de la diversidad de algas fitoplanctónicas como indicadores de la calidad del agua en lagunas altoandinas del departamento de Pasco (Perú) se reporta 6 grupos: Bacillariophyta (28), Charophyta (11), Chlorophyta (30),

Cyanobacteria (15), Euglenophyta (2), Ochrophyta (1) (Baylon et al, 2018); tal como se puede ver, existe mucha referencia respecto a fitoplancton de lagunas altoandinas como organismos base de la productividad primaria.

Baylón (2018), en su trabajo *Evaluación de la diversidad de algas fitoplanctónicas como indicadores de la calidad del agua en lagunas altoandinas del departamento de Pasco (Perú)*, realizado en la Región de Pasco, situado en la parte central del Perú, en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes y su capital. Esta ciudad es considerada como primera unidad minera en la producción de concentrados de zinc, plomo y plata en Sudamérica, y la cuarta productora de zinc en el mundo (Volcan Compañía Minera, 2007). Existe una preocupación por la contaminación del agua en las cuencas de los ríos Alto Huallaga y San Juan y en la sub cuenca del río Tingo por la presencia de metales pesados, que afectan a la población de este entorno (Bianchini, 2009). Asimismo, el mayor impacto negativo se da en la utilización de lagunas como depósitos de relaves mineros, como se observa en las lagunas Yanamate y Quiulacocha. Por otra parte, se conoce, que las comunidades fitoplanctónicas son muy sensibles a los cambios fisicoquímicos en su medio ambiente, por lo que muchas especies de fitoplancton son utilizadas como indicadores de la calidad del agua (Reynolds, 1997; Reynolds et al., 2002; Brettum y Andersen, 2005). Estos bioindicadores son útiles en los monitoreos ambientales en países industrializados (Streble y Krauter, 1987). Por tanto, a partir de la observación de cambios en la composición y abundancia de especies, que ocurren en las comunidades acuáticas en el tiempo y espacio, se puede deducir el grado de contaminación (Yucra y Tapia, 2008).

Las diatomeas son las microalgas más numerosas del fitoplancton; debido a sus características biológicas y ecológicas reflejan el estado ecológico de las aguas superficiales frente a impactos antrópicos (Cox, 1991). Una de las aplicaciones más comunes de la flora diatomológica dulceacuícola en el mundo es su uso como indicadores biológicos de la productividad, eutrofización,

acidificación del medio y contaminación por metales pesados. Por tal razón, muchos especialistas como Pinilla (2000), Yucra (2005) Battarbee et al., 2010 y Calizaya - Anco et al. (2013), elaboraron diversos índices biológicos que usan la flora diatomológica. Además, las diatomeas han sido reconocidas y usadas mucho tiempo como indicadoras del pH del agua y actualmente son usadas en estudios de aguas acidificadas y ácidas (Battarbee et al., 2010). De igual forma, las cianobacterias son reconocidas como uno de los principales indicadores de eutrofización en cuerpos de agua dulce, ya que sus floraciones son frecuentes en las aguas afectadas por el enriquecimiento de nutrientes. (Reynolds, 1984; Sondergaard y Moss, 1998)

La eutrofización del agua dulce se considera como un problema de calidad de agua, que se traduce en el deterioro del medio acuático y en impactos en el consumo de agua. Al respecto Straskraba y Tundisi (1999) señalan que la medición de la comunidad fitoplanctónica da información más precisa de los cambios en la calidad de agua, a diferencia de la variación en la concentración clorofila o de nutrientes. Pinilla (2000) recomienda contrastar la presencia y abundancia de las especies con otras variables fisicoquímicas, que permitan definir las condiciones del agua y el papel indicador de las especies.

En la actualidad, existen diversas medidas e índices para evaluar la calidad del agua, basada en elementos biológicos que permiten que el fitoplancton se relacione con la producción primaria, o asociaciones de algas y cianobacterias con las condiciones ambientales, incluyendo el nivel de degradación del lago o embalse. Estas herramientas de evaluación de la calidad se basan en datos de biomasa, composición, abundancia de fitoplancton y biovolumen. Los resultados de esta autora y colaboradores tienen relación con lo encontrado en el presente trabajo, de los diferentes grupos encontrados son las diatomeas (Bacillariophyta), las que dominan en el fitoplancton, alrededor de 30 especies descritas, siendo *Gomphonema truncatum* y *Synedra acus* las más abundantes.

Hasta hace poco, la química del agua era considerada como un elemento único en la definición de la calidad de los cuerpos de agua dulce. En la actualidad el reconocimiento y la utilización de diferentes grupos taxonómicos entre los que sobresalen las diatomeas son considerados en algunos casos como elementos definitorios y/o complementarios en la determinación de la calidad biológica de los ambientes dulceacuícolas. Las diatomeas se han utilizado con gran éxito para supervisar el cambio ambiental, ya que responden rápida y sensiblemente a cambios físicos, químicos y biológicos que se producen en su entorno. Además, su amplia distribución, su fácil recolección y preservación, las hace aptas para cualquier posible revisión taxonómica, por ejemplo, en la determinación a nivel de especie con precisión y la disposición de una extensa información de las exigencias ecológicas de un número considerable de especies. La evaluación de las condiciones ambientales se puede basar en una sola especie, un grupo de especies o en asociaciones. En nuestro país el uso de los organismos en las tareas de caracterización y monitoreo ambiental se ha centrado en gran medida en aquellos organismos grandes y relativamente fáciles de identificar, como aves, reptiles, e invertebrados (insectos, caracoles, etcétera), que no requieren de especialización para su uso en el diagnóstico ambiental, pues son reconocidos fácilmente como habitantes comunes de las zonas.

Así también la contaminación afecta la diversidad del fitoplancton, en el embalse Pasto Grande, (Baylón et al., 2018) reporta que de las 7 lagunas evaluadas en cinco el índice de diversidad Shannon es totalmente bajo (2.3 bit/indiv). En Pasto grande el valor del índice de Shannon muestra un valor de 2.1 bit/indv., como promedio de los diferentes puntos evaluados.

En el estudio realizado por (Baylón et al., 2018) se observó que la Relavera Milpo Andina presentó densidad moderada de diatomeas como, *Nitzschia* spp. (889 a 6 563 org. L-1) *Achnanthes* sp. (1 875 a 1 950 org. L-1) *Pinnularia* sp. (625 og. L-1) y *Navicula* sp. (114 org. L-1). La alta concentración de los metales Cadmio, Zinc, y Plomo en el agua no afectó la densidad de

estas especies. Nuestros resultados muestran que la contaminación alta por metales como Cadmio, Arsénico, Zinc, Cobre y Plomo afectan la riqueza y diversidad de las comunidades fitoplanctónicas en las relaveras Lacsacocha, Yanamate y Quiulacocha, pero no afectan significativamente la densidad de las diatomeas pequeñas como *Navicula* sp. (188 org. L-1), *Nitzschia* sp. (113 org.L-1) y *Pinnularia* sp. (825 org. L-1), encontradas en Yanamate y *Nitzschia* sp. (43 org. L-1) en Quiulacocha. Cattaneo et al. (2011), estudió la respuesta de las diatomeas litorales a la contaminación por metales en 11 lagos situados a diferentes distancias de la fundición minera Rouyn-Noranda (Quebec), encontrando que las diatomeas responden a altas concentraciones de metales de tres maneras: (i) disminución o erradicación de los taxa (ii) no se afectan, y (iii) taxas que prosperan con la presencia de metales. La contaminación por metales (Cd, Hg y Cu) no afectó la densidad de las diatomeas; *Fragilaria construens* var. *venter*, *Fragilaria construens* var. *pumila* y *Brachysira* vítrea, más se incrementó la abundancia relativa con la contaminación por metales. En cambio, en este estudio la contaminación por metales afectó la presencia de especies de la Familia *Fragilariaceae*, ya que se observó una total ausencia de estos taxa en Lacsacocha, Yanamate, Quiulacocha y Milpo. En nuestro estudio de modo similar se observó que las comunidades del fitoplancton del embalse Pasto Grande no sufren un impacto grave, al parecer las comunidades de fitoplancton se acomodan y organizan según sea la condición de la calidad del agua, sobre todo las diatomeas que sobreviven a altas concentraciones de contaminación como un proceso adaptativo a variaciones que puede presentar su hábitat.

CONCLUSIONES

1. La contaminación por metales tóxicos puede afectar la riqueza y diversidad de las comunidades fitoplanctónicas en el embalse Pasto Grande, pero no afectan significativamente la densidad de las diatomeas.
2. Las variables conductividad eléctrica, pH, OD presentan valores dentro de los estándares de calidad de agua (ECAs – Peru).
3. El índice de diversidad de Shannon-Wiener evidencia una contaminación moderada para las aguas del embalse Pasto Grande, dada por la dominancia de Bacillariophyta, pero también permite la presencia de varios grupos como Chlorophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta y Crysophyta.
4. Los valores de IDG para el embalse Pasto Grande indican que el agua tiene una calidad biológica de polución fuerte y polución media, porque existe contaminación natural del embalse Pasto Grande por parte de los tributarios (ríos) que descargan directamente sus aguas contaminadas al embalse.

RECOMENDACIONES

1. Recomendar a la autoridad del proyecto regional Pasto Grande tomar las medidas más urgentes de remediación y de limpieza del embalse del material fino arrastrado por los ríos tributantes.
2. El Gobierno Regional y el Gobierno Central deben en el corto plazo establecer las políticas de gestión de cuencas a fin de controlar la contaminación de metales pesados tóxicos provenientes de la minería.
3. Indicar a la autoridad del PERPG, que un monitoreo sin medidas de mitigación hará que se colmate el embalse y se contamine a extremo de no servir para su uso en agricultura y ganadería.
4. La autoridad del proyecto especial regional Pasto Grande debe iniciar mayores estudios en lo que respecta a microorganismos algales contaminantes envenenando al fitoplancton existente, que ya está siendo dañado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Libros, Tesis y Revistas

Abanto, G. V. (2015). *Evaluación Ecosistémica de tres Lagunas Altoandinas en la Provincia de Pataz - Departamento La Libertad*, Tesis de pesquería. Universidad de Trujillo.

Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. y Barberis, R. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. *Environmental Pollution*, 119: 177.

Adler, F.J. (2004): Embalse El Cadillal (prov. de Tucumán). Situación actual y futura. CET. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología de la Universidad Nacional de Tucumán*. N° 25: 48-56.

Aguirre-Martínez G, Rudolph A, Ahumada R, Loyola R y Medina V. (2009). Toxicidad no específica en sedimentos portuarios, una aproximación al contenido de contaminantes críticos. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(3): 725-735.

Andersen, R. (2005). Algal culturing techniques. *Phycological society*. Londres. 578 pp.

APHA (American Public Health Association) (2012). *Standard Methods for the examination of water and Wasterwater*. 22nd. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

- Araoz R., Yupanqui I. (2011). *Informe de evaluación de la calidad de los recursos hídricos. Subcuenca pasto grande y sistema de derivación*. Dirección Regional de Salud Moquegua. 20pp.
- Arnous O.M, Hassan A.A.M. (2015). Heavy metals risk assessment in water and bottom sediments of the eastern part of Lake Manzala, Egypt, based on remote sensing and GIS. *Arabian Journal of Geosciences*, 8, (10), pp. 7899-7918.
- Autoridad Nacional de Agua. Inventario de presas en el Perú. (2015). 97pp.
- Barbe J., Lavergne E., Rofes G., Lascombe M., Rivas J., Bornard C.H. y De Benedittis J. (1990). *Diagnose rapide de plans d'eau. Informations Techniques du CEMAGREF*, 79:1-8.
- Battarbee R.W., Charles D. F., Dixit S.S. y Renberg I. (2010). *Diatoms as indicators of surface water acidity*. Publisher: Cambridge University Press.
- Baylón M, Roa K, Libio T, Tapia L, Jara E, Macedo D, Salvatierra A y Dextre A. (2018). Evaluación de la diversidad de algas fitoplanctónicas como indicadores de la calidad del agua en lagunas altoandinas del departamento de Pasco (Perú). *Ecología Aplicada*, 17(1), 2018. 119- 132pp.
- Bellinger, E. y D. Sigeo. (2010). *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. John Wiley y Sons. 271 pp.
- Bianchini F. (2009). *Evaluación de la Calidad de los Recursos Hídricos en la Provincia de Pasco y de la Salud en el Centro Poblado de Paragsha*. Asociación Civil Centro de Cultura Popular Labor.
- Brettum P. y Andersen T. (2005). *The use of phytoplankton as indicators of water quality*. NIVA Report, 197pp.

- Calizaya-Anco J., Avendaño M. y Delgado I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 30(1), 58-63.
- Carusso, J.A, Klaue, B. Michalke, B. y Rocke, D.M. (2003). *Group assessment: elemental speciation*. *Ecotox. Environ. Safe*, 56, 32-44.
- Carvalho L., Dudley B., Dodkins I., Clarke R., Jones J., Thackeray S. y Maberly S. (2007). *Phytoplankton Classification Tool* (Phase 2). Final report.
- Chen, Y. et al., 2013. Accumulation and health risk of heavy metals in vegetables from harmless and organic vegetable production systems of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Comin F. A., Menendez M y Martín M. (1991). Short-term effects of decreasing water discharge on chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia dott. Marco De Marchi Volúmenes 48-49*. 9-22pp.
- Comín, F. A., Menéndez M. y Martín M. (1991). Short-term effects of decreasing water discharge on the chemical and biological characteristics of eutrophic coastal lagoons. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 48: 9-22.
- Comín, F.A., Menéndez M. y Lucena J.A. (1990). Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 200/201: 427-436.
- Consortio V-5. (2013). *Mejoramiento de la Calidad del Agua del embalse Pasto Grande, Moquegua*. PERPG.

- Contreras J., Mendoza C. y Gómez, A. (2004). Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del Río Haina. *Ciencia y Sociedad*, 29(1), 38-71.
- Corinne P., Fang-Jie Z. y McGrath S. (2006). Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation, *Environmental Pollution* 145: 596-605.
- Cox E.J. (1991). *What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität in Innsbruck, 33-40.
- De la Lanza, G. y J.L. García C. (comps.). 2002. *Lagos y presas de México*. AGT, Editor, S.A. México. pp. 680.
- Fransisca, Y. et al., 2015. Assessment of arsenic in Australian grown and imported rice varieties on sale in Australia and potential links with irrigation practises and soil geochemistry. *Chemosphere*, 138, pp.1008–1013.
- García J., Plaza C., Muñoz, F. y Polo A. (2000). *Evaluation of heavy metals pollution on barley crop by agricultural use of municipal solid waste compost*. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Madrid (Spain). 3rd International Symposium on Geotechnics related to the European Environment. Berlin. Germany.
- García, I. y Dorronsoro, C. (2005). *Contaminación por Metales Pesados. En: Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.
- González, E., Marrugo, J., y Martínez, V., (2015). El problema de Contaminación por Mercurio. Nanotecnología: Retos y Posibilidades para

Medición y Remediación. *Red Colombiana de Nanociencia y Nanotecnología*.

Gore, A y Paranjpe, S. (2000). *A course in mathematical and statistical ecology*. Department of statistic, University of Pune, Pune, India.

Hettiarachchi, G.M. and Pierzynski, G.M. (2002). In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *Journal Environmental Quality*, 31:564- 573.

Hirose, K. (2006). Chemical speciation of trace metals in seawater. A review. *Anal. Sci.*, 22, 1055- 1063.

Huang, Z. et al., (2014). Heavy metals in vegetables and the health risk to population in Zhejiang, China. *Food Control*, 36(1), pp.248–252.

Korzeniewska, E. y Harnisz, M. 2018. *Polish river basins and lakes – Part II: Biological Status and water management*. Springer. Poland.

Kumar S, S. (2018). *Marine algal bloom: Characteristics, causes and climate change impacts*. Springer. Calcuta. India.

Lee, G. F., Rast W., Jones R. y Ortiz J. (1980). *Progresos recientes en la estimación de la respuesta de los lagos y embalses a las aportaciones de nutrientes*. Centro de Estudios y Experimentación del Centro de Estudios Hidrográficos (MOPU). Publicación nº 137. Madrid.

Ley 27446 - *Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental*. (Publicado en el Diario Oficial El Peruano el 23/04/2001).

Li, N. et al., (2015). Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible

heavy metals in soil near a waste-incinerator site, South China. *Science of the Total Environment*, 521-522, pp.144–151.

Magurran A. (1998). *Ecological diversity and its measurement*, 179pp. Princeton University Press, New Jersey.

Mahler, R.L. (2003). *General overview of nutrition for field and container crops*. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D. Tech Coords. National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations. 2003 June 9-12; Coeur d'Alene, ID; and 2003 July 14-17; Springfield, IL. Proc. RMRS-P-33.

Margalef, R. (1976). Biología de los embalses. *Investigación y Ciencia*. 1: 50- 62.

Michalke, B., (2003). Element speciation definitions, analytical methodology and some examples. *Ecotox. Environ. Safe.*, 56, 122-139.

Mihelcic, J.R y Zimmerman, J. (2011). *Ingeniería ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño*. Alfaomega Grupo Editor, SA. Mexico.

Ordinola, J. (2009). *Simulación numérica tridimensional del comportamiento hidráulico del embalse limón – Proyecto Olmos*. Tesis de grado de Ingeniería Civil. Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Programa Académico de Ingeniería Civil. Piura, Perú

Palau, A. (2003). *Régimen ambiental de caudales: estado de arte*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.

Pielou E. (1975). *Ecological diversity*, 165 pp. John Wiley y Sons, New York.

- Pinilla, A. G. (2000). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación bibliográfica*. Bogotá: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Resnik, D. (2012). *Environmental Health Ethics*. Edited for Cambridge university press. New York.
- Reyes Y., Vergara I, Torres O, Díaz M. y González E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, Vol. 16 N° 2, Julio-diciembre de 2016, pp. 66-77, Sogamoso-Boyacá. Colombia.
- Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Flores N.L. y Mel S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417-428.
- Reynolds C.S. (1997). *Vegetation processes in the Pelagic: a model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology.
- Reynolds C.S. (1984). *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Richmond, A. (2004). *Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied phycology*. Edited by Amos Richmond. India.
- Rooney, C.P., Zhao, F.J. Y McGrath, S.P. (2006). Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 726- 732.
- Ryding, S. y Rast W. 1993. *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. Ed. Masson. UNESCO. Paris.

- Sigg, L., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R., Davidson, W., Galceran, J., Gunkel, P., Kalis, E., Kistler, D., Martin, M., Nol, S., Nur, Y., Odzak, N., Puy, J., van Rimsdijk, W., Temminghoff, E., Tercier Waeber, M.L. Toepperwien, S., Town, R.M., Unsworth, E., Warnken, K.W., Weng, L., Xue, H. y Zhang, H., (2006). Comparasion of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in natural freshwaters. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 1934-1941.
- Singh, A. et al., (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*, 51(2 SUPPL.), pp.375–387.
- Sondergaard M. y Moss B. (1998). Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. *Ecological Studies*, 131, 115-132.
- Spain, A. (2003). Implications of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews in Undergraduate Research*, 2:1-6.
- Straskraba M. y Tundisi J.G. (1999). *Reservoir Water Quality Management, Guidelines of Lake*.
- Streble, H. y Krauter, D. (1987). *Atlas de los microorganismos de agua dulce. La vida en una gota de agua*. Barcelona: Omega.
- Sucapuca Sucapuca, F., Diaz, J., Mogrovejo, M., y Pérez, G. (2017). Medidas de remediación de las aguas del embalse Pasto Grande, Moquegua - Perú. *Revista ciencia y tecnología - para el desarrollo - ujc*, 3(5), 83-90.
- Volcan Compañía Minera S.A.A. (2007). *Memoria Anual 2007*.
- Wilham J.L. y Dorris T.C. (1968). Biological parameters of water quality criteria, *Bioscience*, 18, 447-481.

- Yucra H.A. (2005). Uso de Diatomeas como bioindicadoras de calidad de agua. *The Biologist* (Lima), 3: 5.
- Yucra H.A. y Tapia P.M. (2008). *El uso de microalgas como bioindicadoras de polución orgánica en brisas de Oquendo*. Callao, Perú. *Biologist* (Lima), 6:1.
- Zhao, F.J., Rooney, C.P., Zhang, H., McGratht, S.P. (2006). Comparison of soil solution speciation and diffusive gradients in thin-films measurement as an indicator of copper bioavailability to plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 733- 742.

Webgrafía

- Northland regional council* (s.f.). *Cyanobacterias*. Recuperado de <https://www.nrc.govt.nz/environment/water/algal-blooms-and-natural-phenomena/cyanobacteria-blue-green-algae/#table>
- Moreno, Claudia (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Recuperado de <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Díaz P, A. (2013). *Boletín hidrometeorológico regional de Moquegua*. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/292082312/DATOS-METEOROLOGICOS-MOQUEGUA>
- El Telégrafo. (2020). *Contaminación con microalgas*. Recuperado de <https://www.eltelegrafo.com/2020/02/aparecieron-cianobacterias-en-la-costa-sanducera-del-rio-uruguay/>
- Flores, H. (2013). *Metales pesados efectos en la salud del hombre*. Recuperado de <https://es.slideshare.net/HerbertFlores/metales-pesados-29059598>

- Friedl, G y Wüest, A. (2001). *Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228447981_Disrupting_Biogeochemical_Cycles_-_Consequences_of_Damming/link/5e54b1fd299bf1bdb83933ed/download
- García G, S.A. Rodríguez, E.A. Aguirre C, O.A. Treviño G E. J. y Graciano Á, G. (2020). Regeneración y estructura vertical de un bosque de *Pseudotsuga menziesi* (Mirb.) Franco en Chihuahua, México. Recuperado de <https://www.google.com/url?q=https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i58.665&sa=D&ust=1583345846467000>
- Garzón-Pascagaza, E. J. (2017) *¿Filosofía ambiental? Una propuesta para formar el pensamiento en la relación con el medio ambiente*. Recuperado de https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/19971/1/foro-por-la-vida-convivencia_A07.pdf
- Guardado M, F. J. (s.f.) *Filosofía y ambiente: buscando elementos para una propuesta educativa enfocada en el medio ambiente*. Recuperado de <http://filosofiaeducacion.org/actas/index.php/act/article/view/68/50>
- Krainer, A y Guerra M. (2020). *Ética y Filosofía Ambiental*. Recuperado de <https://revistas.flacsoandes.edu.ec/letrasverdes>.
- López S y Ferro N, A. (2006). *Derecho ambiental*. Recuperado de <http://www.corteidh.or.cr/tablas/29157.pdf>
- Monroy R, E. (2004). *Hidrología del embalse de Valle de Bravo, México*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/320892497_Hidrologia_del_embalse_de_Valle_de_Bravo_Mexico

- Pérez P, J y Merino M. 2014. Definición de embalse. Recuperado de <https://definicion.de/embalse/>
- Peters, N.E, Meybeck, N. (2000). *Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/237332027_Water_Quality_Degradation_Effects_on_Freshwater_Availability_Impacts_of_Human_Activities
- Potter, A. 2016: *Algae blooms*. Recuperado de <http://algaeanalytics.com/blog/2016/2/19/algae-blooms-a-general-discussion>
- Razo-Paredes, J. T., Toledo-Trejo, E y Franco-Gómez, A. (2016). *Caracterización fisicoquímica y microbiológica de la presa del Llano ubicada en el municipio de Villa del Carbón Estado de México*. Recuperado de http://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Energia_Quimica_y_Fisica/vol3num6/Revista_Energia_Quimica_Fisica_V3_N6_2.pdf
- Rodas H, A. (2017). *Consideraciones micropaleontológicas y paleoambientales de las sedimentitas de puerto escondido*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/326274292_CONSIDERACIONES_MICROPALEONTOLOGICAS_Y_PALEOAMBIENTALES_DE_LAS_SEDIMENTITAS_DE_PUERTO_ESCONDIDO_DEPARTAMENTO_DE_CORDOBA_ALEJANDRO_RODAS_HERNANDEZ_UNIVERSIDAD_DE_CALDAS_FACULTAD_DE_CIENCIAS_EXACTAS_Y_N/link/5b43cbeda6fdcc661913f710/download
- Rozzi, R. (2017). *Filosofía Ambiental Sudamericana: Raíces Amerindias Ancestrales y Ramas Académicas Emergentes*. Recuperado de

<http://www.umag.cl/facultades/williams/wp-content/uploads/2017/05/Rozzi-Filosofia-Ambiental-Sudamericana-Env-Ethics-2012.pdf>.

Tremel B. (1996). Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. *Hydrobiologia*.
<https://doi.org/10.1007/BF00017587>

Yuan G. L., Sun T.H., Han P., Li J., Lang X.X. (2014). *Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China*.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.002>