

# CONTAMINANTES TENSIOACTIVOS:

El Huatanay, un río altoandino, Cusco, Perú

Mery Luz Masco-Arriola  
David Choque-Quispe  
Aydeé M. Solano-Reynoso  
Edgar L. Martínez-Huamán  
Yudith Choque-Quispe  
Aydeé Kari Ferro



Antonieta Mojo-Quisani  
John Peter Aguirre-Landa  
Ybar G. Palomino-Malpartida  
Julio César Loayza-Céspedes  
Miriam Calla Florez  
Yadyra Quispe-Quispe

# CONTAMINANTES TENSIOACTIVOS:

El Huatanay, un río altoandino, Cusco, Perú

Mery Luz Masco-Arriola  
David Choque-Quispe  
Aydeé M. Solano-Reynoso  
Edgar L. Martínez-Huamán  
Yudith Choque-Quispe  
Aydeé Kari Ferro

Antonieta Mojo-Quisani  
John Peter Aguirre-Landa  
Ybar G. Palomino-Malpartida  
Julio César Loayza-Céspedes  
Miriam Calla Florez  
Yadyra Quispe-Quispe



**Editora chefe**

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

**Editora executiva**

Natalia Oliveira

**Assistente editorial**

Flávia Roberta Barão

**Bibliotecária**

Janaina Ramos

**Projeto gráfico**

Bruno Oliveira

Camila Alves de Cremo

Daphynny Pamplona

Luiza Alves Batista

Natália Sandrini de Azevedo

**Imagens da capa**

iStock

**Edição de arte**

Luiza Alves Batista

2022 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2022 Os autores

Copyright da edição © 2022 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.

Open access publication by Atena Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo do texto e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

**Conselho Editorial****Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto

Profª Drª Alana Maria Cerqueira de Oliveira – Instituto Federal do Acre

Profª Drª Ana Grasielle Dionísio Corrêa – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Profª Drª Ana Paula Florêncio Aires – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás

Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná



Prof. Dr. Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás  
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia  
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Profª Drª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro  
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará  
Profª Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho  
Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos – Universidade do Extremo Sul Catarinense  
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande  
Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá  
Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann Junior – Universidade Federal de Juiz de Fora  
Prof. Dr. Miguel Adriano Inácio – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba  
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte  
Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas  
Prof. Dr. Sidney Gonçalo de Lima – Universidade Federal do Piauí  
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista



# Contaminantes tensioactivos: El Huatanay, un río Altoandino, Cusco, Perú

**Diagramação:** Natália Sandrini de Azevedo  
**Correção:** Mariane Aparecida Freitas  
**Indexação:** Amanda Kelly da Costa Veiga  
**Revisão:** Os autores

## Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C759 Contaminantes tensioactivos: El Huatanay, un río Altoandino, Cusco, Perú / Mery Luz Masco-Arriola, David Choque-Quispe, Aydeé M. Solano-Reynoso, et al. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Outros autores

Edgar L. Martínez-Huamán

Yudith Choque-Quispe

Aydeé Kari Ferro

Antonieta Mojo-Quisani

John Peter Aguirre-Landa

Ybar G. Palomino-Malpartida

Julio César Loayza-Céspedes

Miriam Calla Florez

Yadyra Quispe-Quispe

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-258-0406-4

DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.064221108>

1. Contaminante. I. Masco-Arriola, Mery Luz. II. Choque-Quispe, David. III. Solano-Reynoso, Aydeé M. IV. Título.

CDD 363.7

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

**Atena Editora**

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

[www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)

contato@atenaeditora.com.br



**Atena**  
Editora  
Ano 2022

## DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao conteúdo publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que o texto publicado está completamente isento de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.



## DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access*, *desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce*, ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.



## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios, gracias por todo lo que me da, por llenarme de bendiciones en cada paso y por haberme permitido llegar hasta este momento. Por ser el principio y el fin de mi existencia. Brindarme protección y fortaleza y acompañarme en todo momento de mi vida.

Expreso mi agradecimiento a la Universidad Nacional del Altiplano, y a la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.

Los Autores



## PROLOGO

El libro CONTAMINANTES TENSIOACTIVOS - El Huatanay, un río altoandino, Cusco, Perú, aborda los impactos producidos en los cuerpos hídricos, debido a la actividad antrópica en las zonas urbana, enfocándose principalmente en un contaminante emergentes como las sustancias tensoactivas, procedentes de los detergentes, y como estas influyen en el ambiente.

Se aborda ampliamente sobre la composición, características, comportamiento de las sustancias tensoactivas, y como estos compuestos tensoactivos afectan al ambiente, el impacto que causa en la salud humana, flora y fauna nativa y doméstica.

Por otra parte, se presenta los resultados de un estudio de caso, la cuenca del río Huatanay, en la ciudad imperial del Cusco, Perú. Este río se ubica por encima de los 3000 m de altitud, y atraviesa la zona urbana de la ciudad, y en muchos puntos a o largo del río, se encuentran fuentes difusas y puntuales, como afluentes de aguas residuales, provenientes de actividades domésticas e industriales, convirtiendo al río en un colector. Para ello se desarrolló la caracterización física y química del agua del río, siendo el parámetro con mayor atención las sustancias tensoactivas. Asimismo, se realizó el estudio del impacto de estas sustancias contaminantes en el suelo y la flora aledaños al río.

Finalmente, el libro aporta conclusiones respecto al comportamiento de un río altoandino, despertando curiosidad e incentivando al lector, a desarrollar exploración e investigaciones sobre recursos similares.

Los autores.

## ÍNDICE

<b>ABREVIATURAS.....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>2</b>
<b>CONTAMINANTES EMERGENTES.....</b>	<b>3</b>
Fuentes, vías y receptores.....	4
Tensoactivos .....	5
Clasificación básica de los tensioactivos.....	8
Tensioactivo tipo alquilbenceno sulfonato lineal (LAS) .....	8
Identificación .....	9
Salud humana.....	10
Medio ambiente .....	10
Fuentes de exposición ambiental .....	11
Fotodegradación .....	11
Estabilidad en agua .....	11
Estabilidad en suelos .....	12
Transporte entre compartimientos ambientales .....	12
Biodegradación .....	12
Bioacumulación.....	14
Exposición.....	14
Destino de los tensioactivos.....	15
Ocurrencia de los LAS en los sedimentos de los ríos.....	16
Superficie terrestre.....	16
Compuestos.....	16
Flujo de corriente y estacionalidad .....	17
<b>SUB- CUENCA RIO HUATANAY .....</b>	<b>18</b>
PTAR Cusco.....	20
Problemática de la PTAR existente .....	20
<b>PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LAS AGUAS SUPERFICIALES.....</b>	<b>21</b>
Conductividad eléctrica (CE) .....	21

Oxígeno disuelto (OD) .....	21
pH.....	22
Cloruros (Cl <sup>-</sup> ) .....	22
DBO <sub>5</sub> .....	22
<b>ESTUDIOS SOBRE TENSOACTIVOS.....</b>	<b>23</b>
<b>ESTUDIO DE CASO .....</b>	<b>25</b>
Lugar de estudio .....	25
Base legal .....	25
Metodología para el muestreo .....	25
Ubicación de puntos de muestreo .....	26
Método para la determinación cuantitativa de detergentes aniónicos .....	27
Métodos para la caracterización físico química de las aguas superficiales .....	27
Métodos para el análisis de suelos .....	28
Tensoactivos en aguas de la cuenca del río Huatanay .....	28
Tensoactivos y la conductividad eléctrica del agua .....	34
Los tensoactivos y el oxígeno disuelto .....	37
Análisis físico químico de agua superficial .....	39
Análisis físico químico de los suelos .....	41
<b>ASPECTOS ALCANZADOS Y CONCLUSIONES DEL CASO .....</b>	<b>46</b>
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>48</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>52</b>
Anexo 1. Método de determinación de tensoactivos aniónicos en agua.....	52
Anexo 2. Clasificación de agua según estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua. ....	57
Anexo 3. Panel fotográfico .....	58
<b>SOBRE LOS AUTORES .....</b>	<b>64</b>

## ABREVIATURAS

AES: alquil-etoxisulfatos

AEO: etoxilatos de alcohol

AP: Alquilfenoles

AS: sulfatos de alquilo

EC<sub>50</sub>: Concentración efectiva máxima media La concentración de un fármaco a la que se observa el 50% de su respuesta máxima.

ErC<sub>50</sub>: mg/L, concentración de la sustancia de prueba que da como resultado una reducción del 50% en la tasa de crecimiento (ErC<sub>50</sub>) en relación con el control dentro de las 72 horas de exposición. Se considera punto final agudo.

BCFs: factor de bioconcentración

HAP: hidrocarburos aromáticos policíclicos

LAS: tensioactivo aniónico tipo ácido dodecibenceno sulfónico lineal

LD<sub>50</sub>: mg/kg de peso corporal, representa los mg de sustancia por kg de peso administrado por día. Cantidad de material, dado de una vez, que causa la muerte del 50% (una mitad) de un grupo de animales de prueba.

LC<sub>50</sub>: mg/L, es la concentración de aire estimada de una sustancia administrada por vía de inhalación. Algunas veces, se usa ppm.

NPEO: etoxilatos de nonilfenol

PAE: ftalatos

PCB: policlorobifenilos

PEG: polietilen glicol,

PFA: ácidos perfluorados

SPCs: sulfofenil carboxilatos

STP: Sewage treatment plant (planta de tratamiento de aguas residuales)

TCE: tricloroetileno

WWT: wastewater treatment (tratamiento de aguas residuales)

UWC: ciclo del agua urbana

# INTRODUCCIÓN

Los surfactantes son ampliamente utilizados en productos domésticos e industriales. Después de su uso, los surfactantes y sus productos se descargan principalmente en plantas de tratamiento de aguas residuales y luego se dispersa en el medio ambiente a través de la descarga de efluentes en las aguas superficiales y la eliminación de lodos en las tierras. El ácido dodecil benceno sulfónico lineal (LAS) después de su uso y eliminación, puede ingresar al medio ambiente por una de varias rutas, incluyendo la descarga directa a aguas superficiales o descarga al agua de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Rasmussen, et al. 2011).

El río Huatanay que atraviesa la ciudad del Cusco está altamente contaminada por efecto del vertido de aguas servidas directamente al río sin ningún tratamiento en un 80 %, además del arrojado de basura, desmonte al cauce de los ríos, el crecimiento urbano descontrolado, el desarrollo inapropiado de actividades económico productivas y la actitud irresponsable de la población. La cantidad y tipo de residuos que se liberan al río se han incrementado, entre ellos los productos tensioactivos como el LAS, con el consecuente deterioro de los sedimentos y aguas. El objetivo del presente trabajo de investigación es evaluar la ocurrencia del tensioactivo tipo ácido dodecil sulfónico lineal (LAS) utilizando una metodología estándar de análisis SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5540 C, 22nd Ed. 2012. Surfactants. Anionic Surfactants as MBAS. La investigación corresponde al área de Ciencias Biológicas y Ambientales, línea de Contaminación Ambiental.

Para este fin, se hicieron muestreos de acuerdo a un Protocolo utilizado por el ANA, en dos épocas del año seco y lluvioso y para ver diferencias en concentraciones obtenidas entre puntos de muestreo y épocas del año, se usaron los test de ANOVA y Tukey. Además, se evaluó el efecto de los tensioactivos sobre el contenido de oxígeno y conductividad del agua, utilizando el coeficiente de Pearson. Finalmente, se evaluó el efecto del agua con detergente usado para el riego de suelos agrícolas, usando métodos estándar para estos análisis.

## CONTAMINANTES EMERGENTES

Son compuestos orgánicos presentes en aguas subterráneas (EGC), cuya presencia antes no era importante en términos de distribución y/o concentración, pero recientes estudios han mostrado que pueden causar daños a la ecología y la salud humana (Stuart et al., 2011; Pal et al., 2014).

El avance científico y tecnológico ha dado lugar a la aparición de muchos compuestos químicos los que se convierten en potencialmente tóxicos después de haber sido expuestos a los mismos por periodos prolongados (Furlong et al., 2017). La información química exacta sobre su definición y dimensión aún no está determinado (Murguía et al., 2005).

El Cuadro 1 muestra los principales grupos de contaminantes orgánicos emergentes presentes en las aguas subterráneas, entre los que se pueden observar diferentes fármacos, drogas, aditivos, productos de limpieza cuyo uso ha incrementado potencialmente con el crecimiento de la población, por lo que son de interés de la investigación por su probable toxicidad para el medio ambiente.

Estos contaminantes novedosos pertenecen a diversas clases de compuestos y se detectan típicamente a concentraciones en el rango de 1 ng/L – 1 µg/L en algunos casos a pesar de este rango de concentraciones alcanza hasta 100 µg/L en otros. Su significancia toxicológica es difícil de evaluar y en general no se han establecido los límites aceptables de concentración para agua bebible y los límites de descarga para los efluentes de aguas residuales (Baldwin et al., 2016).

Clases de compuestos	Ejemplos
Fármacos	Paracetamol, carbamazepina, diazepam, iopamidol
Esteroides y hormonas	Estradiol, estrona, estriol, dietilstilbestrol
Drogas de abuso	Anfetamina, cocaína, tetrahidrocanabinol
Fragancias	Musks policíclicas, nitromusks
Filtros solares	3-Benzofenona, ácido octildimetil-p-aminobenzoico (ODPABA)
Antioxidantes y conservantes	Fenoles y parabenos
Insecticidas y repelentes	Piretroides, N,N-dietiltoluamida (DEET)
Biocidas	Triclosan, clorofeno
Detergentes tensoactivos	Alquilfenoles y derivados
Retardantes de llama	Éteres difenilo polibromados (PBDEs), ésteres organofosforados
Plastificantes	Ftalatos, bisfenol A, ácido perfluorooctanoico (PFOA), perfluorooctanosulfonato (PFOS)
Aditivos y agentes industriales	Agentes quelantes, sulfonatos aromáticos, benzotriazoles, 1,4-dioxano
Aditivos de la gasolina	Éteres de dialquilo, metil t-butil éter (MTBE)
Subproductos de desinfección	Bromaldehídos, cianoformaldehído, bromato

Cuadro 1. Principales grupos de contaminantes orgánicos emergentes.

Fuente: (Panamá, E, & Hidrotécnicas, 2006).

## FUENTES, VÍAS Y RECEPTORES

Los agentes contaminantes emergentes presentes en el agua constituyen un riesgo importante para la salud humana después de haber sido expuestos a estos contaminantes tóxicos no patógenos. (Stuart et al., 2011). Estos contaminantes tienen una fuente de origen, luego un medio de transporte como el agua y finalmente el receptor que es el que consume el agua. El modelo de transporte de los contaminantes en el ambiente acuoso puede describirse como un sistema Fuente-vía-receptor, que considera:

- **La fuente del contaminante**, p.e. lodos de alcantarillado que se descargan a las tierras agrícolas
- **La vía**, por la que se desplaza el contaminante desde la fuente, p.e flujo a través de un acuífero
- **El receptor**, p.e un consumidor que bebe agua de la cañería.

Los productos farmacéuticos y los contaminantes urbanos e industriales (Nakada

et al., 2016), indican que llegan a las aguas subterráneas por vías directas que pueden ser las alcantarillas, efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (WWT), lixiviados en vertederos, filtración de tanques de almacenamiento y otras descargas en el suelo, como fosas sépticas (Focazio et al., 2008).

La Figura 1, muestra las fuentes y vías de 4 grupos de contaminantes emergentes de uso doméstico e industrial, entre los que se observan los productos de cuidado personal (tensoactivos), los que se depositan en los diferentes receptores como aguas subterráneas y superficiales.

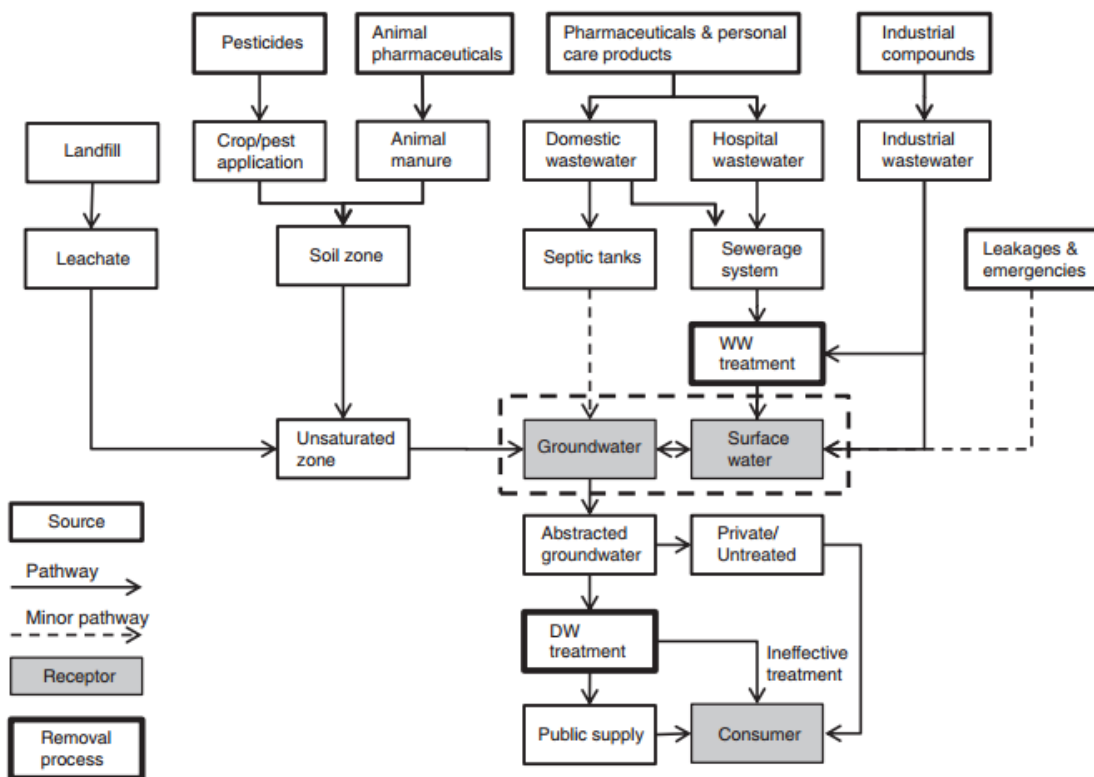


Figura 1. Fuentes y vías para contaminantes emergentes.

Fuente: Stuart et al., (2011).

## TENSOACTIVOS

Los tensoactivos, o agentes de actividad superficial, son moléculas orgánicas grandes, los que disueltos en otro solvente, se orientan hacia la interface líquido-sólido, líquido-líquido o líquido-gas, modificando las propiedades de la interface, la que puede



estar acompañada por la formación de coloides, emulsiones, suspensiones, dispersiones, aerosoles o espumas (Lara et al, 2011). Estos compuestos provienen de la descarga de los detergentes domésticos, lavanderías industriales y otras operaciones de limpieza a las aguas residuales (Sanderson et al., 2006).

Los tensioactivos (Figura 2), en su estructura química tienen:

- Un grupo hidrofílico
- Un grupo hidrofóbico

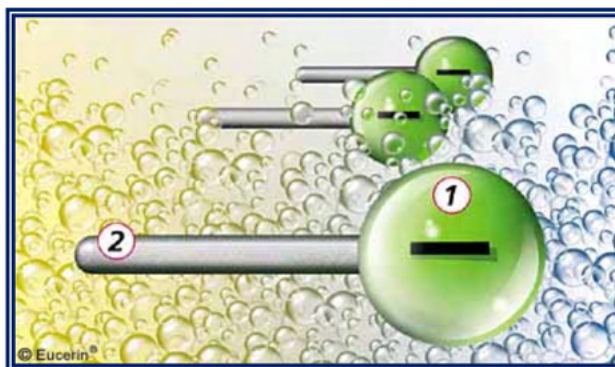


Figura 2. Estructura de un tensioactivo: 1. Parte hidrofílica, 2. Parte hidrofóbica.

Fuente: Myers, (2006).

La Figura 3, muestra las principales áreas de aplicación de alto impacto para tensioactivos y otras sustancias anfifílicas, entre las que se puede observar los detergentes y materiales de limpieza.

Existen muchos detergentes comerciales que contienen tensioactivos aniónicos, entre los que se encuentran los alquibencil sulfonatos de cadena lineal (LAS). El Cuadro 2, muestra los diferentes tipos de detergentes comerciales de amplio uso.

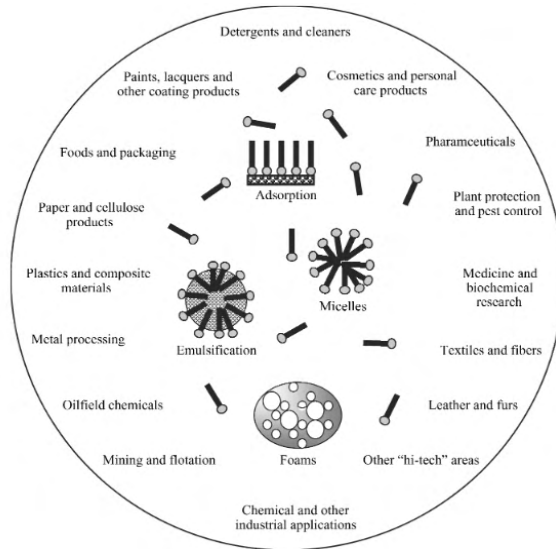


Figura 3. Algunas áreas importantes de impacto de aplicación surfactantes.

Fuente: Myers, (2006).

<b>Detergentes comerciales</b>	
<b>ANIÓNICOS</b>	
Alquisulfatos primarios	$R_1-SO_4-CH_3$
Alquisulfatos secundarios	$\begin{matrix} R_1 \\ R_2 \end{matrix} \left\{ \begin{matrix} CH-SO_4-CH_3 \end{matrix} \right.$
Alquisulfonatos	$R_1-SO_3-CH_3$
Sulfatos de amidas grasas	$R_1-CO-NH-R_2-SO_4-CH_3$
Alquilbencilsulfonatos de cadena ramificada (ABS)	$NaSO_3-\text{C}_6\text{H}_4-C_2H_4-C(CH_3)_2-C_2H_5$
Alquilbencilsulfonatos de cadena lineal (LAS)	$NaSO_3-\text{C}_6\text{H}_4-CH(C_3H_7)_2$
<b>NO IÓNICOS</b>	
Alcoholes polioxietilénicos	$R_1-O-(CH_2-CH_2O)_{n-1}-CH_2-CH_2OH$
<b>CATIÓNICOS</b>	
Derivados de amonio cuaternario halogenados	$\left[ \begin{matrix} R_1 \\ R_2-N \\ R_2 \end{matrix} \text{C}_6\text{H}_4 \right]^+ X^-$

Cuadro 2. Detergentes comerciales.

Fuente: Myers, (2006).

## CLASIFICACIÓN BÁSICA DE LOS TENSIOSACTIVOS

Los agentes tensioactivos se clasifican en base a la naturaleza del grupo hidrófilo, con subgrupos basados en su naturaleza hidrófoba o cola, como sigue (Myers, 2006):

- Aniónico, el grupo hidrófilo está cargado negativamente tal como carboxilo ( $\text{RCOO}^- \text{M}^+$ ), sulfonato ( $\text{RSO}_3^- \text{M}^+$ ), sulfato ( $\text{ROSO}_3^- \text{M}^+$ ) o fosfato ( $\text{ROPO}_3^- \text{M}^+$ ).
- Catiónico, el grupo hidrófilo lleva una carga positiva, como por ejemplo, en los Haluros de amonio cuaternario ( $\text{R}_4\text{N}^+\text{X}^-$ ), los cuatro grupos R- pueden no ser todos iguales (rara vez lo son), pero generalmente serán de la misma familia general.
- No iónicos, el grupo hidrófilo no tiene carga, su solubilidad en agua se deriva a partir de grupos altamente polares tales como polioxietileno (POE o  $\text{R-OCH}_2\text{CH}_2\text{O-}$ ) o grupos poliol R incluyendo azúcares
- **Anfóteros**, (zwitteriónico) contienen, tanto una carga negativa como una carga positiva, tales como las sulfobetainas  $\text{RN}^+(\text{CH}_2)_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3^-$ .

La figura 4 muestra las moléculas correspondientes.

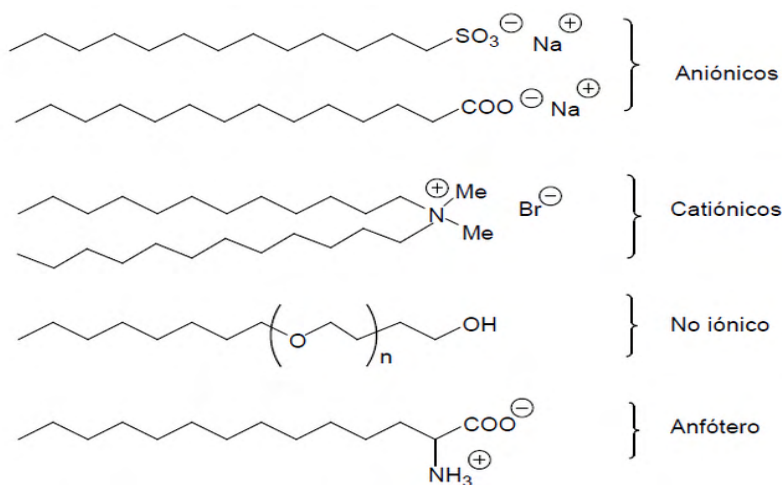


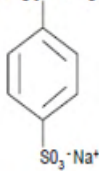
Figura 4. Ejemplos de moléculas tensioactivas.

Fuente: Myers, (2006).

## TENSIOSACTIVO TIPO ALQUILBENCENO SULFONATO LINEAL (LAS)

La familia de los tensioactivos tipo alquilbencilsulfonatos lineales (LAS) constituye probablemente la más importante debido a su amplia aplicabilidad, rentabilidad y nivel de consumo general. La molécula LAS contiene un anillo aromático sulfonado en la posición

para y unido a una cadena alquílica lineal en cualquier posición excepto los carbonos terminales. La cadena alquílica carbonada tiene típicamente 10 a 14 átomos de carbono y la linearidad de la cadena alquílica varía entre 87 a 98% (Murguía et al., 2005).

<b>CAS Nos.</b>	1322-98-1 Decylbenzene sulfonic acid, sodium salt 25155-30-0 Dodecylbenzene sulfonic acid, sodium salt 26248-24-8 Tridecylbenzene sulfonic acid, sodium salt 27636-75-5 Undecylbenzene sulfonic acid, sodium salt 68081-81-2 C <sub>10-16</sub> Monoalkylbenzene sulfonic acid, sodium salt 68411-30-3 C <sub>10-13</sub> Alkylbenzene sulfonic acid, sodium salt 69669-44-9 C <sub>10-14</sub> Alkyl deriv benzene sulfonic acid, sodium salt 85117-50-6 C <sub>10-14</sub> Monoalkylbenzene sulfonic acid, sodium salt 90194-45-9 C <sub>10-13</sub> Alkyl deriv benzene sulfonic acid, sodium salt 127184-52-5 4-C <sub>10-13</sub> -sec Alkyl deriv. benzene sulfonic acid, sodium salt
<b>Category Name</b>	Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS)
<b>Structural Formula</b>	This structure of a C <sub>12</sub> -LAS is representative of the category. $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_6\text{CH}(\text{CH}_2)_4\text{CH}_3$ 

Cuadro 3. Perfil de evaluación de LAS.

Fuente: UNEP PUBLICATIONS, Revised document submitted August 15, 2005.

El LAS constituye el componente principal de la mayoría de los detergentes en productos de consumo doméstico para lavandería y limpieza en concentraciones hasta 25% y hasta 30% en productos comerciales, con la excepción de un producto informado al 45% en forma sólida concentrada que es mecánicamente dispensado en solución diluida para el lavado de vajilla. Estos compuestos tienen muchos usos como agentes humectantes, emulsionantes, espumantes, en productos agrícolas, pigmentos, pinturas (Myers, 2006).

## IDENTIFICACIÓN

Si bien, el LAS comercial consta de más de 20 componentes individuales, la relación

de los diversos homólogos e isómeros, que representan diferentes longitudes de cadena alquílica y las posiciones del anillo aromático a lo largo de la cadena alquílica lineal, es relativamente constante, en los productos que actualmente se producen, el número de átomos de carbono en promedio ponderado de la cadena de alquilo basado en el volumen de producción por región oscila entre 11.7-11.8 (Oecd sids, 1998).

## SALUD HUMANA

Los datos de toxicidad aguda por vía oral y cutánea para el LAS generalmente indican un riesgo bajo. Existen datos sustanciales sobre la toxicidad de los mamíferos (Russell y Delgado, 2012). Los valores de  $DL_{50}$  oral para las ratas oscilan entre 1.080 y 1.980 mg/kg peso corporal, para ratones machos y hembras entre 2.160 y 2.250 mg/kg peso corporal, respectivamente (Oecd sids, 1998). Los efectos de irritación ocular por exposición durante la fabricación y uso de productos que contienen LAS y otros tensioactivos son moderados, transitorios y reversibles, los datos indican 231 incidentes de empleados de fábrica y 284 incidentes en consumidores.

Los resultados de estudios de toxicología genética y de ensayos biológicos de roedores, evidencian que el LAS no es genotóxico y no es un carcinógeno (Jensen, 1999). Del mismo modo, no se observó evidencia de efectos reproductivos o de fertilidad en ningún estudio de toxicidad en los que las ratas recibieron dosis dietéticas durante tres a cuatro generaciones (Oecd sids, 1998).

## MEDIO AMBIENTE

Basado en los resultados de modelado de Fugacity III usando parámetros de entrada más relevantes, más del 99% de la fracción residual (no biodegradada) de LAS se distribuye al suelo (Ojo y Oso, 2009).

El LAS no experimenta una degradación significativa por mecanismos abióticos en condiciones ambientalmente relevantes ya que los grupos fotolizados e hidrolizables están ausentes de la estructura química. Diversos estudios demuestran la biodegradación de LAS, rápida y completa (última) en condiciones aeróbicas, incluyendo el suelo y el ambiente acuoso. El LAS generalmente no se degrada en condiciones anaeróbicas. (Russell y Delgado, 2012) los valores más confiables de  $LC_{50}$  /  $EC_{50}$  /  $ErC_{50}$  basados en una revisión de los datos de toxicidad acuática en productos comercialmente representativos de LAS ( $C_{11,6}$ - $C_{11,8}$ ) fueron 1.67, 1.62 y 29.0 mg/L para peces, *Daphnia magna* y algas, respectivamente. La toxicidad aguda es mayor para los homólogos de LAS individuales con

longitudes de cadena alquilo más largas (Sanderson et al., 2006).

## FUENTES DE EXPOSICIÓN AMBIENTAL

Los resultados de encuestas realizadas a miembros de la Coalición (LAS SIDS Coalition Survey 2002), la liberación de LAS al medio ambiente es potencial, a pesar que los procesos han sido diseñados para maximizar el rendimiento de la producción y minimizar los potenciales de liberación. En los Estados Unidos, el LAS que no es incorporado en un producto es capturado por equipos de manipulación para el reciclado en los procesos de producción (Govindan et al., 2014).

Las liberaciones de las descargas al desagüe después del uso del producto podrían conducir a exposiciones ecológicas potenciales en las aguas superficiales y posiblemente en suelos agrícolas. (Stuart et al., 2012). Los productos que contienen LAS y son descargados a los desagües son transportados a las plantas de tratamiento de aguas residuales o descargados al ambiente.

Los LAS no biodegradados en las plantas de tratamiento de aguas residuales son descargados en los efluentes o en los biosólidos (lodos) producidos por las plantas de tratamiento de aguas residuales. Los LAS en lodos pueden entrar al ambiente a los terrenos agrícolas o en lixiviados de vertederos (Jensen, 1999).

## FOTODEGRADACIÓN

El LAS tiene una presión de vapor baja ( $3 \times 10^{-13}$  Pa para LAS C<sub>12</sub>) por lo que es poco probable que el LAS esté presente en la atmósfera por fotodegradación. No hay evidencia de la fotodegradación de LAS en el agua bajo condiciones atmosféricas y ausencia de grupos fotolizables (Russell y Delgado, 2012).

## ESTABILIDAD EN AGUA

La degradación de LAS por hidrólisis abiótica bajo condiciones extremas (p.e., temperaturas elevadas, presencia de ácidos inorgánicos) probablemente no encontrados en el ambiente fueron reportados por (Oya y Hisano, 2010).

Basados en los resultados de las condiciones extremas y jueces profesionales, se concluyó que el LAS no degrada significativamente por mecanismos no biológicos (Lara et al., 2011).

## ESTABILIDAD EN SUELOS

Se han reportado muchas mediciones de LAS de estudios de laboratorio y campo en lodos-suelos modificados (Lapworth et al., 2012) usando LAS C<sub>14</sub> (mezcla no definida), midiendo así la biodegradación final, mostrando las proporciones de mineralización de LAS en suelos correspondientes a la vida media de ( $t_{0.5}$ ) de 13-26 días. (Jiang et al., 2005) observaron una mineralización más rápida (vida media de 1.1-3.7 días) de LAS C<sub>13</sub> en 10 tipos de suelos. (Ward y Larson, 1989) observaron proporciones similares de mineralización (vida media de 15.8 to 25.7 días) como Figge and Schoberl usando homólogos de LAS puro de C<sub>10</sub> a C<sub>14</sub> y dos diferentes tipos de suelos.

El LAS no es absorbido por las plantas y su degradación en los suelos aumenta por la presencia de cultivos de plantas con concentraciones que disminuyen de 27 mg/kg (suelo seco) a 0.7-1.4 mg/kg (suelo seco) en el tiempo de cosecha después de 30 días ( $t_{0.5} < 4$  d). Durante la degradación, las fracciones relativas de homólogos C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub>, and C<sub>12</sub> disminuyen mientras, C<sub>13</sub> aumento.

## TRANSPORTE ENTRE COMPARTIMIENTOS AMBIENTALES

La afinidad de sorción disminuye con el aumento de las concentraciones de LAS, lo que debe tomarse en cuenta cuando se evalúa la sorción de estos surfactantes, (EOSCA European Oilfield Speciality Chemicals Association), 2000)

El equilibrio de sorción y desorción de LAS se alcanza rápidamente en los lodos activados, con equilibrios de sorción alcanzados dentro de 5-10 minutos, (Temink y Klapwijk, 2004). El tiempo de residencia global de LAS se predijo en 100 horas con eliminación principalmente por biodegradación en agua (76%) y el resto en el sedimento (13%). Los impactos de LAS se limitan a las zonas de recepción local de agua, sus sedimentos y biota.

## BIODEGRADACIÓN

La biodegradación es el mecanismo principal por el cual el LAS se transforma, con la formación de sulfofenil carboxilatos (SPCs) productos intermedios de la biodegradación (Scott y Jones, 2000). Las cadenas más largas de los homólogos de alquil LAS desarrollan más rápida biodegradación primaria a SPCs que aquellas cadenas homólogas más cortas (Ojo y Oso, 2009).

Las toxicidades de SPC son mucho más bajas (Verge, et al, 2001). Los SPCs se biodegradan en forma rápida y completa (a CO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y agua) bajo condiciones aeróbicas.

Los estudios que se resumen en El Cuadro 4 demuestran que el LAS pasa la prueba estándar de biodegradación rápida. Las pruebas preliminares mostraron que más del 90% del LAS desapareció dentro de los 4 días. Por otro lado, para demostrar que los componentes de iso-LAS no se acumularon se añadieron cantidades adicionales de LAS al sistema de prueba cada 4 días durante un período de prueba de 80 días demostrándose que son tan biodegradables como el LAS (Oecd sids, 1998) .

Study, Protocol	Endpoint	Test Material Description (Average Alkyl Chain Length)	Degradation	Duration (days)	Reference
DOC Die-Away, Directive 79/83/EEC, Appendix V, C.4-A (OECD 301A)	DOC Removal	C <sub>11.6</sub>	93%; meets 10-day window criterion	28	Schoeberl 1993b, dossier 3.5e; reliability = 1
DOC Die-Away, Directive 79/83/EEC, Appendix V, C.4-A (OECD 301A)	DOC Removal	C <sub>11.6</sub>	94%; meets 10-day window criterion	28	Schoeberl 1993c, dossier 3.5f; reliability = 1
OECD 301B, Modified Sturm Test	CO <sub>2</sub> Production	C <sub>11.6</sub>	66.7%; 10-day window not met	28	Ruffo et al., 1999, dossier 3.5b; reliability = 1
OECD 301B, Modified Sturm Test	CO <sub>2</sub> Production	C <sub>11.6</sub>	83%; meets 10-day window criterion	28	Enste-Diefenbach, 2002, dossier 3.5z; reliability = 1
Modified OECD Screening Test, Directive 84/449/EEC, C.3 (OECD 301E)	DOC Removal	C <sub>11.6</sub>	76%; meets 10-day window criterion	28	European Commission 2000, dossier 3.5g; reliability = 4
OECD Screening Test according to "Verordnung ueber die Abbaubarkeit anionischer und nichtionischer grenzflaechenaktiver Stoffe in Wasch- und Reinigungsmittel vom 30.1.1977". Bundesgesetzblatt Teil I, S. 244. 1977	DOC Removal	C <sub>11.6</sub>	95%; meets 10-day window criterion	19	European Commission 2000, dossier 3.5i; reliability = 4

Cuadro 4. Resultados de los estudios de biodegradación aeróbica

Fuente: Oecd sids, (1998).

El LAS degrada rápidamente bajo condiciones aeróbicas, no degrada bajo condiciones anaeróbicas, excepto bajo condiciones especiales (Karahan, 2010). La biodegradación de detergentes sintéticos en aguas residuales, utilizando microorganismos en condiciones controladas, fueron demostrados por (Ojo y Oso, 2009), concluyendo que el LAS que es el principal detergente sintético es biodegradable y su uso en formulaciones de detergentes es amigable ambientalmente.



La degradación de surfactantes aniónicos y no aniónicos en suelos agrícolas modificados con lodos de aguas residuales fueron reportados por (González, et al, 2012) demostrando que el LAS no representa riesgo ambiental después de 7 y 8 días de aplicación al suelo a 22.4 y 12.5 °C respectivamente. La posible contaminación del ambiente por surfactantes provenientes del uso extendido de detergentes, fueron estudiados por (Scott y Jones, 2000), indicando que van a la planta de tratamiento de aguas residuales donde se degradan aeróbicamente en forma parcial y el resto es adsorbido por el lodo el que es aplicado a los suelos, demostrando que el riesgo para el ambiente es leve en los surfactantes aniónicos. La proporción de biodegradación de LAS depende de factores químicos y ambientales como la temperatura, pH, aereación, concentración y presencia de otras fuentes.

## BIOACUMULACIÓN

Los factores de bioconcentración resultantes (BCFs) variaron de 2 l/kg (6-phenyl-C<sub>10</sub> LAS) a casi 1000 l/kg (2-phenyl-C<sub>13</sub> LAS), que aumentan con la longitud de la cadena alquílica, (EOSCA :European Oilfield Speciality Chemicals Association, 2000). Se calculó valores de BCF para una mezcla estándar (típico de LAS en formulaciones de detergentes europeos promedio con longitud de cadena alquílica = C<sub>11.6</sub>) y una muestra representativa ambiental (filtrada de las aguas del río Mississippi, longitud de cadena alquílica promedio = C<sub>10.8</sub>). Los BCFs respectivos fueron 87 y 22 l/kg, indicando que el potencial de bioconcentración de LAS disminuyó por procesos ambientales tales como la biodegradación y absorción los cuales reducen las concentraciones acuáticas (Tolls et al., 1997). Estos procesos también retiran componentes de longitud de cadena alquílica más larga, reduciendo el potencial de bioconcentración de la mezcla.

## EXPOSICIÓN

La exposición del trabajador es posible durante la etapa de formulación de detergente por inhalación de polvos o contacto dérmico de polvos y líquidos. Para mitigar la exposición del trabajador a LAS la empresa debe implementar buenas prácticas de diseño de fabricación en las instalaciones que fabrican materiales líquidos y secos (granulares/ en polvo) (por ejemplo, producción cerrada en procesos de aglomeración, ventilación, recolección de polvo) y equipo de protección personal (por ejemplo, ropa, gafas y guantes). Las cantidades incidentales del producto seco (granular/en polvo) (Por ejemplo, barrido de piso) se pueden disponer en rellenos sanitarios.

La inhalación de polvos de detergente durante los procesos de lavado, modelado por Schoberl (1995) HERA (2004), fue 10 veces menor que la inhalación de aerosoles en Sprays de productos de limpieza. Las concentraciones medias de LAS en los sedimentos de los ríos fueron generalmente inferiores a 1-2 mg/kg de peso seco.

## DESTINO DE LOS TENSOACTIVOS

Existe preocupación sobre el destino e impacto de los tensioactivos en el medio ambiente después de su uso, por lo que las investigaciones actuales se basan en las siguientes características poco estudiadas de estos tensioactivos (Furlong et al., 2017):

- Se degradan lentamente en condiciones aerobias por la presencia del grupo fenilo y no se biodegradan fácilmente en condiciones anaerobias.
- Existe poca información sobre su efecto después de que se disuelven y sedimentan.
- Se desconocen los efectos en la adsorción y humectación del suelo cuando los lodos se descargan después del tratamiento de aguas.
- Se desconoce si los residuos, metabolitos y otros materiales finales son biodegradables.

Haudin et al., (2013), utilizaron un lodo enriquecido con LAS lo compostaron con residuos verdes y evaluaron el destino de este microcontaminante después de su aplicación al suelo, en 140 días los residuos se mineralizaron en el suelo y los no extraíbles que quedan en el suelo representaron el 94-97%. (U, 1999) observaron en laboratorio que el LAS puede encontrarse en concentraciones elevadas en el suelo inmediatamente después de haberse aplicado el lodo, pero con una vida media de aproximadamente 1-3 semanas generalmente se evitaría la acumulación en el suelo y la biota por la rápida biodegradación y biodisponibilidad reducida. La concentración en suelos que no han recibido aguas residuales y lodos, generalmente es menos de 1 mg/ kg y no más de 5 mg/ kg de LAS. Waters y Feijtel (1995) in (Oecd sids, 1998) informaron que los niveles de LAS en el agua del río aguas abajo de las plantas de tratamiento de lodos activados en cinco países europeos variaban de < 2.1 a 47  $\mu\text{g/L}$ . Ying (2006), indica que la mayoría de los surfactantes no son muy tóxicos para los organismos en concentraciones ambientales y la toxicidad crónica acuática de los surfactantes ocurre a concentraciones usualmente mayores a 0.1 mg /L, los alquilfenoles han demostrado ser capaces de inducir la producción de vitelogenina en peces machos a una concentración tan baja como 5  $\mu\text{g/L}$ . Se necesitan más datos de toxicidad para evaluar los efectos sobre organismos terrestres como las plantas.

## OCURRENCIA DE LOS LAS EN LOS SEDIMENTOS DE LOS RÍOS

Los tensioactivos son los principales ingredientes de limpieza encontrados en productos para el hogar y el cuidado personal son liberados al ambiente a través de las aguas residuales y tienen una fuerte afinidad por la sorción a los sedimentos. Varios estudios informan que la remoción durante el tratamiento de las aguas residuales es superior al 99% en los lodos activados y > 90% en un filtro que es menos eficiente (Cantarero et al, 2012).

Las concentraciones residuales liberados al medio ambiente a través de efluentes están en el intervalo de ng a µg/L. Una vez liberados en el medio ambiente estos comienzan a degradarse (Ojo y Oso, 2009). En condiciones anóxicas puede ocurrir la degradación en los sedimentos (González et al., 2012). Para evaluar el peligro de estos tensioactivos es importante determinar las concentraciones ambientales en los compartimientos de agua y sedimentos y esta información para estimar el peligro para los organismos acuáticos y organismos vivos. (Cantarero, 2010), demostró que se requiere mayor trabajo para la determinación de los tensioactivos aniónicos en los sedimentos, se requiere trabajo adicional para evaluar diferentes escenarios de exposición a sedimentos y descargas y sus efectos en el medio.

Las actividades antropogénicas relacionadas con las actividades industriales, agrícolas y los usos urbanos del agua introducen diariamente un número incalculable de compuestos orgánicos en los ríos y sus afluentes (Focazio et al., 2008). La habilidad de los compuestos orgánicos para bioacumularse (Stuart et al., 2012) crea un riesgo para los organismos más allá de la cadena alimentaria, incluyendo águilas pescadoras, aves y seres humanos.

## SUPERFICIE TERRESTRE

La cobertura de la cuenca hidrográfica está relacionada con la ocurrencia y concentración de muchas clases de compuestos, (Baldwin et al, 2016) observaron un patrón de concentraciones relativamente bajas en cuencas hidrográficas dominadas por bosques y humedales y concentraciones moderadas en las cuencas dominadas por la agricultura y concentraciones altas en las cuencas dominadas por las zonas urbanas para los insecticidas, plastificantes, antioxidantes, metabolitos de detergente, medicamentos, antioxidantes, sabores, fragancias, colorantes y pigmentos (Oecd sids, 1998).

## COMPUESTOS

Los compuestos más frecuentemente detectados en 56 a 85% de las muestras de

las cuencas urbanas fueron pireno, fenantreno, fragancias, metabolitos de detergentes.

Los compuestos indicadores de aguas residuales domésticas que probablemente entran al ambiente a través de fugas de las alcantarillas sanitarias, sistemas sépticos y desbordamientos combinados de alcantarillado, tuvieron más altas frecuencias y concentraciones en cuencas urbanas (Baldwin et al, 2016). La concentración total media de la muestra de 20 compuestos indicadores de aguas residuales domésticas fue de 0.4 µg/L en cuencas no urbanas, en comparación con 1.22 µg/L en cuencas de zonas urbanas (Oecd sids, 1998).

## **FLUJO DE CORRIENTE Y ESTACIONALIDAD**

A pesar, de que las concentraciones son bajas pueden representar un riesgo para los organismos acuáticos, así como para los organismos a niveles tróficos más altos (Baldwin et al., 2016). Una serie de factores pueden influir en las ocurrencias de los tensioactivos en las aguas ambientales. Los compuestos con una fuente constante, como los aportes de los efluentes de aguas residuales o las aguas subterráneas pueden diluirse durante las condiciones de alto flujo y por lo tanto, muestran una relación inversa con el flujo de corriente (Focazio et al., 2008), en comparación con las muestras colectadas de cuencas hidrográficas de zonas no urbanas, las muestras de zonas urbanas tenían casi cuatro veces el número de compuestos asociados y cuatro veces la concentración total de la muestra, en promedio (Focazio et al., 2008) .

Existen diferencias estacionales en las concentraciones de los compuestos en época de verano que son más altas que en el invierno.

## SUB- CUENCA RIO HUATANAY

La subcuenca Huatanay; pertenece política y administrativamente a los distritos de Santiago y Wanchaq, de la provincia del Cusco. La subcuenca del río Huatanay tiene un área de 502 Km<sup>2</sup>, encontrándose la ciudad del Cusco en la zona de confluencia de varias micro cuencas y del nacimiento del río Huatanay (IMA, 2002). La Figura 5 muestra el plano de ubicación de la sub-cuenca Huatanay.

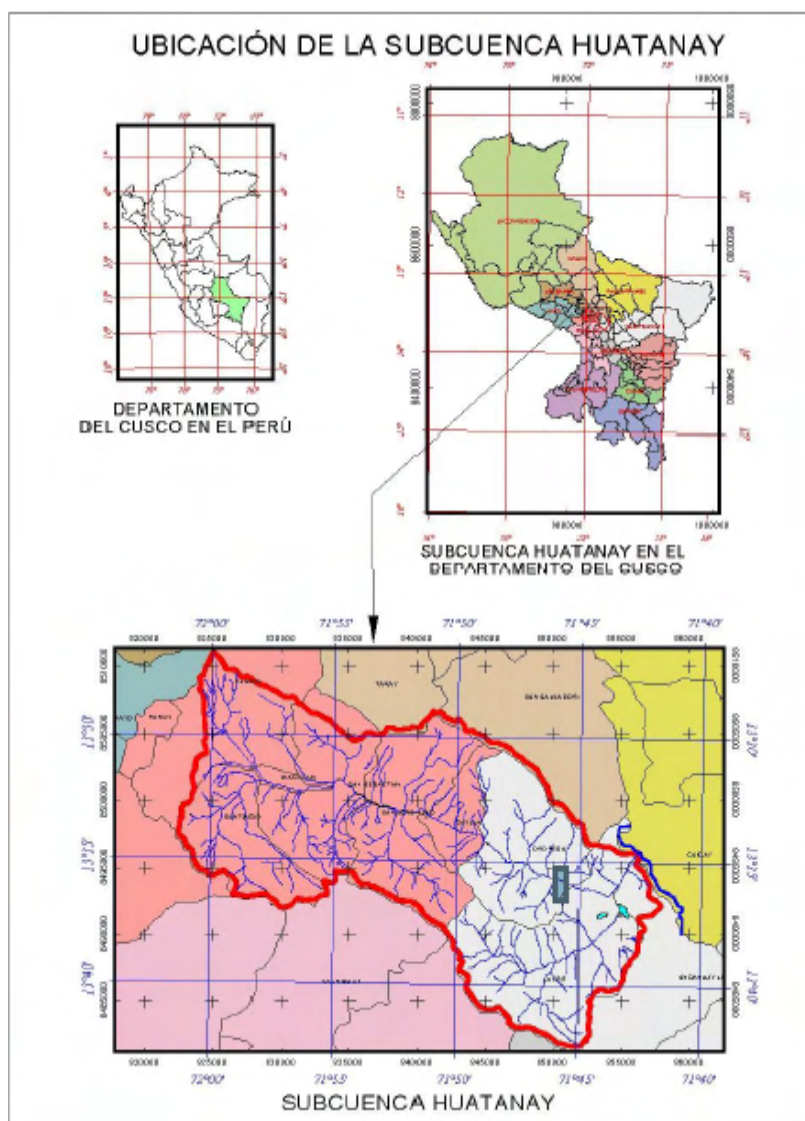


Figura 5. Mapa de la subcuenca de Huatanay

Fuente: IMA, (2002)

El río Huatanay y sus afluentes Huancaro, Chocco, Cachimayo, Pumamarca constituyen un factor de contaminación y riesgo para la población urbana de la ciudad del Cusco (asentada en ambas márgenes de estos ríos), por el deterioro acelerado de la calidad ambiental y la calidad de vida de la población.

El indicador más notorio de alteración ambiental y de riesgo en la zona urbana es el alto grado de contaminación de las aguas de escorrentía y los desbordes e inundaciones que producen el río Huatanay y sus afluentes en la zona urbana de la ciudad del Cusco. La contaminación de las aguas se da como efecto del vertido de aguas residuales, el arrojado de basura y desmonte al cauce de los ríos, el crecimiento urbano descontrolado, el desarrollo inapropiado de actividades económicas productivas y la actitud irresponsable de la población. (Mendivil et al., 2002)

El río Huatanay al que se descargan los desagües de la provincia del Cusco, reporta un número de coliformes fecales y totales por encima de los niveles máximos permisibles (con tasas superiores a los 1100/100 ml). Esta contaminación se incrementa con los residuos sólidos, que en la ciudad del Cusco, se ha calculado que cada habitante produce 0.83 Kg. de residuos sólidos. De todo esto, solo se recolecta alrededor del 70%, quedando un 30 % que se arroja al cauce río y a las vías públicas (DIGESA, 2006). Esto contribuye, claramente, a la contaminación de las aguas del río Huatanay y aguas abajo al río Vilcanota, influyendo también en las inundaciones que se presentan por efecto de las lluvias (especialmente en los asentamientos urbanos de los distritos de Wanchaq, Santiago y San Sebastián, por cuyo territorio discurren las aguas de los ríos Huatanay y Cachimayo) (Mendivil et al., 2002).

El río Huatanay se encuentra contaminado desde la estación de monitoreo en el distrito de Santiago hasta la localidad de Huambutío en el distrito de Lucre, esto debido a que en el trayecto existen numerosos puntos de vertimiento de aguas residuales domésticas (DIGESA, 2006). El manejo y tratamiento de las aguas residuales es deficiente, limitándose los pobladores a verterlas directamente al cauce del río, con el consiguiente incremento de la contaminación y riesgos para los pobladores.

La gestión (control, manejo y administración) de las aguas naturales y las pluviales que discurren por los cauces naturales, junto a aquellas que se vierten como producto de los servicios básicos, la industria y la empresa privada, no es asumida por los municipios, instituciones a las que verdaderamente les compete, limitándose a satisfacer la demanda a nivel domiciliario, industrial y de servicios de salud. Las municipalidades han descuidado totalmente el control y manejo de los sistemas de desagüe y alcantarillado (DIGESA, 2006).

## **PTAR CUSCO**

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) del Cusco es operada por SEDACUSCO, construida en 1983, localizada en el distrito de San Jerónimo sector Huaccoto, localizada a 10 Km. del centro de la ciudad del Cusco y que ocupa un área total de 7.2 Ha (SEDACUSCO, 2010).

Las aguas residuales de la ciudad son conducidas a la planta de tratamiento de San Jerónimo mediante el Interceptor General y el Interceptor Huatanay. Este último permite la recolección primaria de aguas residuales que hasta hace unos años se vertían directamente al río Huatanay (Toledo y Toledo, 2010).

La PTAR existente cuenta con las siguientes unidades: cámara de rejas (01) gruesas, desarenador gravitacional (01), sedimentador primario (01), filtros percoladores (01) y sedimentador secundario (01).

La oferta de tratamiento de la PTAR existente, establecida con base a la capacidad de tratamiento del filtro percolador, es de 65 lps.

### **PROBLEMÁTICA DE LA PTAR EXISTENTE.**

Los problemas de la PTAR son los siguientes (Toledo y Toledo, 2010):

Tiene capacidad para tratar sólo el 80 % del volumen de aguas residuales generadas en la ciudad.

Bajas remociones de  $DBO_5$  y SS de 59% y 40% respectivamente, con lo cual se obtiene efluentes de muy baja calidad, inaceptables en una planta de tratamiento secundario.

El agua residual insuficientemente tratada se vierte directamente al río Huatanay, lo cual constituye un importante problema ambiental en la ciudad del Cusco, al generar impactos negativos, entre ellos el deterioro de la calidad del agua del río Huatanay, que aguas abajo se utiliza en el riego de hortalizas y otros cultivos cuyo consumo puede potenciar la transmisión de enfermedades.

Unidades de la planta en estado de colapso por falta de mantenimiento y deterioro de estructuras.

# PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

Existen diversos tipos de contaminante en las aguas superficiales dependiendo de la naturaleza física, química o biológica, en general se pueden clasificar como se indica en el Cuadro 5:

<b>Agente físico</b>	Calor
<b>Contaminantes inorgánicos</b>	Sales: Aniones y Cationes: Cl <sup>-</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , CN <sup>-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup>
	Ácidos y bases: H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , HNO <sub>3</sub> , NaOH, KOH
	Elementos tóxicos: Hg, Fe, Mn, Cr, Cu, Pb... Elementos radioactivos: <sup>137</sup> Cs, <sup>230</sup> Th, <sup>90</sup> Sr, U
	Gases: NH <sub>3</sub> , Cl <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>
	Especies minerales disueltas: Sílice, arcillas...
<b>Contaminantes orgánicos</b>	Hidratos de carbono, aminoácidos, proteínas.
	Aceites y grasas
	Hidrocarburos
	Jabones y detergentes
	Pesticidas
	Otros compuestos orgánicos: Fenoles, trihalometanos, nitrosaminas, aminas, clorofenoles.
<b>Bionutrientes</b>	Compuestos nitrogenados: NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
	Compuestos fosforados: PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , órgano fosforados
<b>Microorganismos</b>	Coliformes

Cuadro 5. Clasificación de los contaminantes de las aguas en función de su naturaleza.

Fuente: (Aznar, 2000).

## CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

De una disolución es una medida de su capacidad de conducir la electricidad. La conductividad eléctrica está relacionada con los sólidos totales disueltos y la salinidad del agua (Aznar, 2000) .

## OXÍGENO DISUELTO (OD)

Es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua. Es un indicador inicial de cómo de contaminada podría estar el agua o de lo bien que puede estar y pueda albergar vida vegetal y animal; es así que se puede generalizar indicando que niveles altos de



oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad de agua (Aznar, 2000).

Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir. El oxígeno disuelto en el agua proviene del oxígeno en el aire que se ha disuelto en el agua, por lo que están muy influidos por las turbulencias del río (estos aumentan el OD) y depende de la temperatura (Barrenechea, 2000). Los niveles bajos de OD pueden encontrarse en áreas donde el material orgánico (vertimientos de aguas residuales, plantas muertas y materia animal) está en descomposición. Las bacterias requieren oxígeno para descomponer desechos orgánicos, y por tanto disminuyen el oxígeno del agua.

## **pH**

Es una medida de la acidez o basicidad de una disolución. El pH indica la concentración de iones hidronio ( $H_3O^+$ ) presentes en el agua, los factores intrínsecos y extrínsecos son la capacidad amortiguadora del sistema de alcalinidad carbonato/bicarbonato, estratificación y mezcla de sistemas acuáticos, la evaporación, procesos biológicos como la fotosíntesis, respiración y actividades de descomposición de la materia orgánica (Aznar, 2000).

Composición de los suelos adyacentes, depósitos superficiales y lecho rocoso, fuentes de contaminación como drenaje ácido de minas y precipitación ácida, la presión parcial de  $CO_2$  en la atmósfera y la temperatura (Barrenechea, 2000).

## **CLORUROS (CL<sup>-</sup>)**

Generalmente suelen estar presentes en las aguas de origen natural y se pueden incrementar por el aporte de las aguas residuales de origen doméstico e industrial, así como el agua de escorrentía urbana que contiene sales e intrusiones salinas (Barrenechea, 2000).

## **DBO<sub>5</sub>**

La demanda bioquímica de oxígeno en cinco días, es la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer materia orgánica presente en el agua, por la acción bioquímica aerobia (Barrenechea, 2000). El análisis requiere una transformación biológica que requiere de un tiempo superior a los 20 días, por lo que se ha aceptado, como norma, realizar una incubación durante 5 días, a 20°C, en la oscuridad y fuera del contacto del aire a un pH 7-7.5 y en presencia de nutrientes que permitan el crecimiento de los microorganismos (Aznar, 2000).

## ESTUDIOS SOBRE TENSOACTIVOS

Diversos estudios se realizaron para evaluar determinados tensioactivos para propiciar la biodegradación de residuos de hidrocarburos clorados altamente contaminantes provenientes de las plantas de Procesamiento de Petro, los resultados mostraron que la biodegradación de estos residuos mejoró por la adición de nutrientes minerales y tensioactivos, especialmente un tensioactivo no iónico Witconol (Zhang et al, 1998). La degradación del tricloroetileno (TCE) en un reactor discontinuo con agitación continua utilizando una solución de permanganato como reactivo limitante en presencia de un tensioactivo fue realizada por (Li, 2004), los resultados preliminares mostraron que la combinación de permanganato con un tipo apropiado de tensioactivo puede acelerar la remoción de contaminantes como el TCE.

Un estudio de las propiedades físicas y químicas de nuevos tensioactivos oligoméricos (tetrámeros) aniónicos sintetizados con diferente estructura molecular basadas en anillos de dioxano fueron desarrollados por (Murguía et al, 2005) y demostraron que la estructura molecular de estos compuestos influye en sus propiedades físicas y químicas en especial en su propiedad como agente reductor de tensión superficial. (Lara et al, 2011) desarrollaron un método para aislar y analizar los tensioactivos más ampliamente utilizados en la formulación de detergentes como los alquilbencenosulfonatos lineales (LAS), los etoxilatos de nonilfenol (NPEO) y etoxilatos de alcohol (AEO) y derivados. Así mismo encontraron la presencia de polietilen glicol, PEG, en los sedimentos, a elevadas concentraciones (hasta 1490 g/kg) en comparación a la de otras clases de tensioactivos objetivo y sus metabolitos.

El análisis de los tensioactivos más utilizados en la formulación de los detergentes como los sulfatos de alquilo (AS) y los alquil-etoxisulfatos (AES) en muestras de sedimentos superficiales y subterráneos, fueron realizados por (Sanderson et al., 2006), los cuales son liberados a la atmósfera sin tratamiento alguno después de su uso. Los resultados indicaron que existe una fuerte sorción de estos compuestos a los sedimentos, lo que podría producir efectos ecológicos significativos. Otro estudio realizado por (Focazio et al., 2008) fue el análisis de 100 analitos en muestras de 25 superficies y 49 fuentes de agua potable que sirven a más de 8 millones de personas. Los analitos corresponden a una gran variedad de compuestos manufacturados y orgánicos naturales como farmacéuticos, esteroides, tensioactivos, retardantes de llama, fragancias, plastificantes y otros productos químicos que son descargados a las aguas residuales municipales después de su uso. Los resultados mostraron que en cada muestra de agua estaban presentes al menos sesenta y tres de los 100 productos químicos específicos. Una revisión sobre contaminantes emergentes realizado por (Stuart et al, 2011) en el Reino Unido indican los diferentes

tipos de (EGGs) presentes en las diferentes fuentes agrícolas, urbanas y rurales. El trabajo discute las rutas por donde estos compuestos penetran a las aguas subterráneas, su toxicidad y los posibles riesgos para el agua potable y el medio ambiente. Por otro lado, (Pal et al, 2014) investigaron la estructura del ciclo del agua urbana (UWC) y las rutas por las cuales el ciclo del agua se contamina cada vez más con los compuestos generados de varias actividades antropogénicas.

Indicaron que para producir agua bebible se requiere efectuar una evaluación completa de los orígenes, las vías y las fuentes de contaminación para evitar los efectos en la salud. También mostraron que un tratamiento eficaz de las aguas residuales atenúa los riesgos que pueden ocurrir en cuerpos de agua superficial y agua subterránea.

El efecto de los productos farmacéuticos desechados en la calidad y cantidad de aguas residuales fueron evaluados por (Nakada et al., 2016) demostraron que la calidad de las aguas superficiales en los ríos depende en gran medida de la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales, aún en los países desarrollados. (Furlong et al., 2017) evaluaron la presencia productos farmacéuticos, 24 fármacos en la Fase I y 118 en la Fase II en plantas de tratamiento de aguas residuales. Encontraron que los productos farmacéuticos están presentes en las aguas residuales urbanas, pueden sobrevivir al tratamiento en de las mismas y aún en el medio ambiente después de su descarga.

El uso del persulfato activado en la degradación del ácido perfluoro octanoico (PFOA) en condiciones controladas fueron evaluados por (Yin et al, 2016). El PFOA es un contaminante emergente cuya toxicidad puede afectar a la salud humana y los ecosistemas. Los resultados del análisis espectrofotométrico de resonancia paramagnética de electrones indican que tanto el  $\text{SO}_4^-$  como  $\text{OH}^-$  contribuyen a la descomposición del PFOA. Por otro lado, (Baldwin et al, 2016) analizaron 69 compuestos orgánicos presentes en las escorrentías superficiales que descargan a las alcantarillas.

Estos compuestos fueron herbicidas, insecticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, plastificantes, antioxidantes, metabolitos de detergentes, retardantes de fuego, drogas humanas sin prescripción, sabores / fragancias y colorantes, utilizados en la agricultura, la industria y los hogares. (Mailler et al., 2016), estudiaron 71 tipos de contaminantes presentes en los lodos (crudos, centrifugados, digeridos, lodos secos térmicamente y torta de lodos) procedentes de la unión de conjuntos de núcleos urbanos en París. Los contaminantes analizados fueron los productos farmacéuticos (PHP), hormonas, ácidos perfluorados (PFA), alquilbenceno sulfonato lineal (LAS), Alquilfenoles (AP), ftalatos (PAE), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y policlorobifenilos (PCB) (Sablayrolles et al, 2011) (Laternus et al, 2007).

# ESTUDIO DE CASO

## LUGAR DE ESTUDIO

La cuenca del río Huatanay, con un recorrido de 10 Km. de norte a sur, Cusco

Cinco distritos de la Provincia de Cusco: Cusco, Santiago, Wanchaq, San Sebastián, San Jerónimo.

Se tomaron 20 muestras en los puntos seleccionados en dos estaciones del año (lluvioso y seco) y un control, de acuerdo a la siguiente metodología.

## BASE LEGAL

La realización del monitoreo se enmarca en la siguiente legislación:

- Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos
- Ley N° 28611, Ley General del Ambiente
- Resolución Jefatural N° 202-201 O-ANA- Clasificación de Cuerpos de Agua Superficiales y Marino-Costeros, Perú.
- Resolución Jefatural N° 489 -201 O-ANA; modifica el anexo N.01 de la Resolución Jefatura N° 202-201 O-ANA referente a la Clasificación de los Cuerpos de Agua Marino-Costeros, Perú.
- Resolución Jefatural N° 139-2014-ANA; aprueba la Clasificación del Cuerpo de Agua Marino-Costero ubicado frente a los distritos de Punta Hermosa, Punta Negra, San Bartola y Santa María del Mar, provincia y departamento de Lima, Perú.
- Resolución Jefatural N° 203-2014-ANA; aprueba la Clasificación del Cuerpo de Agua Marino-Costero ubicado frente al distrito de Lurín, provincia y departamento de Lima, Perú. Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento
- Resolución Ministerial N° 273-2013-VIVIENDA, aprueba el Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, Perú.

## METODOLOGÍA PARA EL MUESTREO

La metodología utilizada para el Monitoreo se basó en el “PROTOCOLO NACIONAL PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES”, elaborado por la Autoridad Nacional del Agua.

**Equipos:** El muestreo en campo se realizó con un equipo multiparámetro, un GPS, sogas, recipientes, equipos EPP, frascos esterilizados, guantes, cooler refrigerado, cámara

digital

## Ubicación de puntos de muestreo

Para ubicar los puntos de muestreo se consideraron algunos que corresponden a los monitoreos ya establecidos por las entidades competentes en el tema, ALA Cusco, Gobierno Regional; quienes ya cuentan con sus continuos monitoreos en las diferentes cuencas de la ciudad del Cusco y otros tomando en cuenta los vertidos de desagües de los cinco distritos de la Provincia del Cusco que son considerados los mayores aportantes de detergentes. Así mismo se consideraron aquellos puntos que pueden ser fácilmente identificados en posteriores monitoreos y se georreferenció con el Sistema de Posicionamiento Satelital (GPS).

Los puntos identificados fueron aquellos con fácil y seguro acceso para la toma de muestras.

Se eligió el punto en el cual el cuerpo de agua se encuentre lo más regular, accesible y uniforme en profundidad, se identificó un punto de referencia como son puentes, localidades, rocas grandes, etc. Los puntos seleccionados se dan en el Cuadro 6.

Código de campo	Origen de la fuente	Punto de Muestreo	Localidad, Urb.	Distrito	Provincia
RSaph-01	Río Saphi	Río Saphi, agua abajo del campamento de la Municipalidad del Cusco	Cusco	Cusco	Cusco
RHuan-01	Río Huancaro	Unión río Chocco y Río Corimachahuainiyoc	Huancaro	Santiago	Cusco
RHuan-02	Río Huancaro	Puente Margen derecha, altura colegio San José	Bancopata	Santiago	Cusco
RHuat-01	Río Huatanay	Aguas abajo del mercado Molino, altura del Puente Simón Herrera	Simón Herrera	Wanchaq	Cusco
RHuat-02	Río Huatanay	Altura del puente peatonal Tomas Katary	Santa Rosa	San Sebastián	Cusco
RHuat-03	Río Huatanay	Altura del puente del Policlínico PNP	Túpac Amaru	San Sebastián	Cusco
RHuat-04	Río Huatanay	Altura del puente de Petro Perú	Petro Perú	San Jerónimo	Cusco
RHuat-05	Río Huatanay	Altura puente de la facultad de Agronomía UNSAAC- Kayra	Kayra	San Jerónimo	Cusco
RHuat-06	Río Huatanay	Aguas debajo de la descarga de la PTAR San Jerónimo aprox. 400 m.	Angostura	San Jerónimo	Cusco
Rcach-01	Río Cachimayo	Aguas arriba antes de tributario al Río Huatanay	Cachimayo	San Sebastián	Cusco

Cuadro 6. Puntos de muestreo seleccionado, Cusco 2017.

## Método para la determinación cuantitativa de detergentes aniónicos

Determinación de sustancias activas con el azul de metileno (Methylene Blue Active Substances-MBAS), es el método de análisis colorimétrico más extendido se basan en la metodología establecida SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5540 C, 21st, Ed. as MBAS. Se fundamenta en la formación de un complejo coloreado del tensioactivo aniónico con el azul de metileno. Este complejo es extraído en cloroformo y su coloración azul es proporcional a la concentración de tensioactivo aniónico.

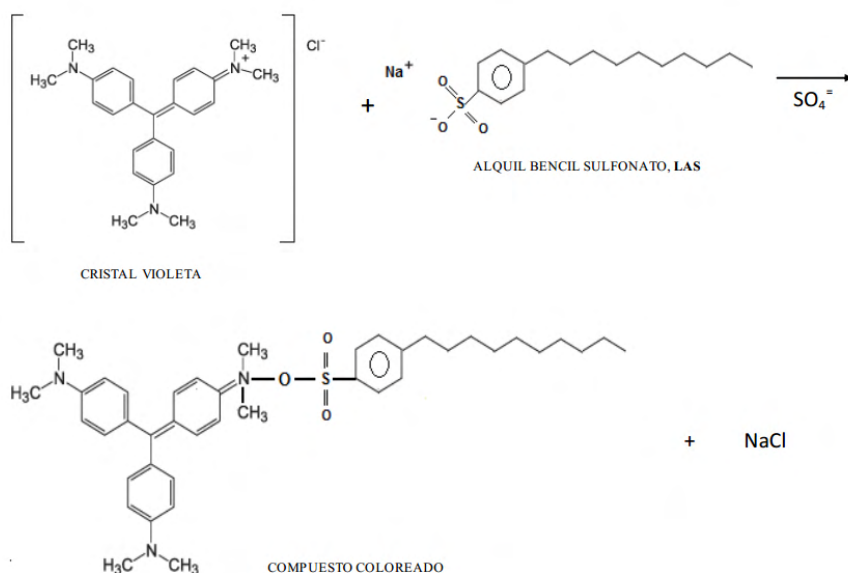


Figura 6. Reacción química del ácido dodecil benceno sulfónico lineal.

Fuente: Cantarero, (2010).

El procedimiento consiste en agregar solución de cristal violeta (compuesto catiónico) a la muestra para que forme un ion complejo con la molécula polar de los detergentes aniónicos. La sal se extrae con benceno y la intensidad de color se mide con el espectrofotómetro a 605 nm. La figura 6 muestra la reacción que se lleva a cabo.

## Métodos para la caracterización físico química de las aguas superficiales

- **Variables determinadas (mg/L):** Amoníaco, Cloruros, Dureza, Fosfatos, Nitratos, Nitritos, Sulfatos.
- **Métodos estandarizados:** SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210, 5220, 2340, 4500, 2540.

- **Reactivos estándar**, para cada determinación, Hidróxido de Sodio 1N. Ácido sulfúrico,  $H_2SO_4$ , 1N y 6N, materiales de vidrio.
- **Equipos:** Bureta digital, Potenciómetro.

### Métodos para el análisis de suelos

- **Variables determinadas:** pH (2,5), CE (1:5), Materia Orgánica, Caliza Activa, Nitrógeno Total, Relación C/N Fósforo disponible, Olsen, Bray (pH 6), Ca, Mg, K, Na disponibles, Textura
- **Métodos estandarizados:** Combustión, Oxalato, Amoníaco, Olsen, -extracto 1/5, 1/5, DPTA, Extracto acuoso,  $ACNH_4$
- **Reactivos estándar**, para cada determinación KCL 0.1 N, ( $C_6H_4(COOK)$ ), ( $2Cr_2O_7$ ),  $H_2SO_4$ ,  $H_3BO_3$ , NaOH, solución de nitrito y nitrato, hidróxido de Sodio 1N. Ácido sulfúrico,  $H_2SO_4$ , 1N y 6N, materiales de vidrio.
- **Equipos:** ICP-OES, Analizador de N.

### TENSIOACTIVOS EN AGUAS DE LA CUENCA DEL RIO HUATANAY

Se investigó el destino del detergente aniónico más usado el ácido dodecilbenceno sulfónico lineal (LAS), en el río Huatanay, como resultado de la descarga de aguas residuales que contienen productos de lavandería y limpieza. Se tomaron 10 muestras por duplicado en puntos seleccionados en la cuenca del río Huatanay de acuerdo al protocolo del ANA. El Cuadro 7 se muestra la población de cada punto de muestreo del río Huatanay, sub cuenca tributaria del río Vilcanota, su extensión total se estima en 503 km<sup>2</sup>, dicha área incluye la ciudad de Cusco, capital del departamento del mismo nombre. Al interior de la cuenca se realizan las actividades económicas, políticas, sociales y culturales más importantes del departamento.

La intensa actividad comercial, la alta presión poblacional desarrollada principalmente en la ciudad del Cusco, hace de este espacio la más contaminada por la generación sin tratamiento de desechos sólidos y aguas servidas, los problemas se agravan aún más por el crecimiento y ocupación desordenada de la ciudad del Cusco, ocasionando la muerte de este recurso natural, que a su vez contamina al río Vilcanota y a los campos de cultivo que riegan con sus aguas. Cada punto de muestreo corresponde a una población con características y estilos de vida similares. Los resultados de concentración de detergentes en cada punto de muestreo seleccionados se dan en el Cuadro 8.

Punto de muestreo	Código de campo	Origen de la fuente	Punto de Muestreo
1	RSaph-01	Río Saphi	Río Saphi, agua abajo del campamento de la Municipalidad del Cusco Barrios de Tica Tica, APV. Huasa Huara y Ccallanca
2	RHuan-01	Río Huancaro	Unión río Chocco y Río Corimachahuainiyc Poblaciones de Chocco, Comunidad campesina Cachona
3	RHuan-02	Río Huancaro	Puente Margen derecha, altura Colegio San José Poblaciones de 1ero de Enero, Tiobamba, Urb. Bancopata, Huancaro
4	RHuat-01	Río Huatanay	Aguas abajo del mercado Molino, altura del Puente Simón Herrera APV. Manco Capac, Chocco, Tiobamba, Terminal Terrestre. Mercado Molino, Urb. Costanera, Urb. Ttio
5	RHuat-02	Río Huatanay	Altura del puente peatonal Tomas Katary APV. Agua Buena, Urb. Los Pinos, APV. Wimpillay, Urb. Velasco Astete
6	RHuat-03	Río Huatanay	Altura del puente del Policlínico PNP Urb. Santa Rosa, Coviduc, Urb. Diego Quispe Titto
7	RHuat-04	Río Huatanay	Altura del puente de Petro Perú Urb. Sucso Aucalle, APV. Petro Perú, Urb. Versalles, Urb. Fray Martin de Porres
8	RHuat-05	Río Huatanay	Altura puente de la Facultad de Agronomía UNSAAC-Kayra APV. Chimpahuaylla, El Vallecito, Urb. Los Jardines
9	RHuat-06	Río Huatanay	Aguas debajo de la descarga de la PTAR San Jerónimo aprox. 400 m. APV. Ccollana
10	RCach-01	Río Cachimayo	Aguas arriba antes de tributar al Río Huatanay Urb. San Sebastián, Urb. Las Palmeras, Urb. Casuarinas, Urb. San Sebastián, centro Histórico de San Sebastián

Cuadro 7. Descripción de los puntos de muestreo.

Los resultados para cada punto de muestreo se presentan en el Cuadro 8, para los períodos seco y lluvioso.

Punto de muestreo	Seco*			Lluvioso*		
	$\bar{x}$	$\pm$	s	$\bar{x}$	$\pm$	s
1	0.3814a	$\pm$	0.0133	0.0025a	$\pm$	0.0001
2	0.0086a	$\pm$	0.0003	0.0865b	$\pm$	0.0022
3	10.2687e	$\pm$	0.3594	0.1018b	$\pm$	0.0026
4	23.1651g	$\pm$	0.8108	0.0933b	$\pm$	0.0024
5	17.0543f	$\pm$	0.5969	0.1047b	$\pm$	0.0026
6	4.1772b	$\pm$	0.1462	0.2245c	$\pm$	0.0057



7	9.1892d,e	±	0.3216	0.1478d	±	0.0037
8	6.5097c	±	0.2279	0.1587d	±	0.0040
9	6.0663c	±	0.2123	1.4695e	±	0.0371
10	8.7651d	±	0.3068	0.0319a	±	0.0008

Cuadro 8. Concentración de detergente (mg/L) en los puntos de muestreo.

\*Las letras iguales por periodo, significan que no hay diferencia significativa, evaluado a través del test de Tukey al 5 % de nivel de significancia.

Los resultados de concentración de detergente, en cada uno de los puntos de muestreo del rio Huatanay, tanto para el periodo seco como lluvioso, se muestran en la Figura 7, donde se observa que en el tiempo seco la concentración se incrementa drásticamente en los puntos de muestreo 03 y 04, y desciende lentamente, hasta el punto 10, no obstante, del punto 06 a 07 existe un incremento ligero.

También se puede observar claramente que el contenido de detergentes depende del flujo de agua, en período seco se concentra más con respecto al período lluvioso significativamente.

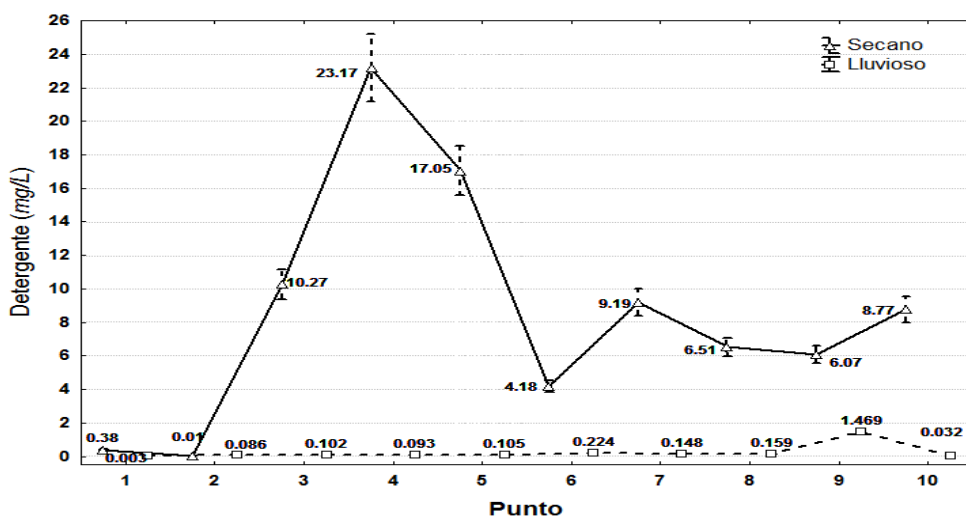


Figura 7. Variación de la concentración (mg/L) de detergente.

Al realizar el ANOVA para la concentración de detergente para los puntos de muestreo para cada periodo, se aprecia que existe diferencia significativa ( $p\text{-value} < 0.05$ ) es decir la concentración de detergente es diferente para cada punto de muestreo; así al aplicar el Test de comparación múltiple Tukey, se observa, que para el periodo seco, los

puntos 01 y 02 no muestran diferencia significativa (letras iguales), mientras que los puntos 04, 05 y 06 son diferentes entre sí y con los demás puntos, esto por los hábitos de consumo similares de las poblaciones que habitan dichas zonas.

Asimismo, la concentración en los puntos de muestreo en el periodo lluvioso, se aprecia que los puntos 02, 03, 04 y 05 no muestran diferencia significativa (letras iguales) evaluados a través del test de Tukey, lo mismo que para los puntos 01 y 10 así como 07 y 08.

La concentración más baja de detergente, tanto en período lluvioso como seco ( $0.0025 \pm 0.0001$  mg/L y  $0.0086 \pm 0.0003$  mg/L), corresponden a los puntos 02 y 01 respectivamente, ubicados en los ríos Huancaro y Saphi afluentes del río Huatanay, zonas donde las poblaciones descargan directamente las aguas servidas al río quienes utilizan únicamente detergentes para el lavado de ropas los fines de semana y no utilizan en su mayoría otros productos de limpieza.

La concentración más alta en el período seco, corresponde al punto 04 ( $23.165 \pm 0.8108$  mg/L) ubicado en el Centro Comercial el Molino, Terminal Terrestre, Avda. Costanera, zona de alto movimiento comercial (hoteles, restaurants, negocios diversos, los cuales utilizan detergentes y similares para la limpieza, cuyos desagües descargan directamente al río.

Un análisis más preciso requiere la mayor concentración de detergente observada para el periodo lluvioso de  $1.4695 \pm 0.0371$  mg/L, que corresponde al punto 09, ubicado aguas debajo de la PTAR-Cusco, para este mismo punto en el período seco la concentración fue de 23.17 mg/L, ambos valores superan los permitidos a los recomendados por el ECA-DS N° 004-2017-MINAN de 0.2 mg/L para agua de riego y 0.5 mg/L para bebida de animales.

Al comparar estos resultados con los obtenidos con otros trabajos de investigación como el de Waters y Feijtel (1995) in (Oecd sids, 1998) que informaron que los niveles de LAS en el agua del río aguas abajo de las plantas de tratamiento de lodos activados en cinco países europeos variaban de  $< 2.1$  a  $47.0$   $\mu\text{g/L}$ , los valores obtenidos en el presente trabajo, superan ampliamente estos valores. Sablayrolles et al. (2011), estudiaron la presencia de contaminantes orgánicos en el ciclo del agua y encontraron que la planta de tratamiento de aguas residuales redujo las concentraciones de xenobióticos en un 66% antes de la descarga al medio ambiente informaron que las concentraciones observadas en aguas cumplieron con los estándares de calidad ambiental, para este fin estudiaron seis tipos de aguas: agua de escorrentía, agua de lluvia, agua colectada de techo, aguas subterráneas, aguas residuales y aguas residuales tratadas obteniendo que las concentraciones de xenobióticos observados para los diferentes tipos de agua son comparables a los encontrados en la

literatura.

Así para el agua residual sin tratar fue de 6329  $\mu\text{g/L}$  (Francia), 837  $\mu\text{g/L}$  (España) y 3257  $\mu\text{g/L}$  (USA); para el agua residual tratada 68  $\mu\text{g/L}$  (Francia), 90  $\mu\text{g/L}$  (España) y 2.061  $\mu\text{g/L}$  (USA); para agua de río aguas debajo de una PTAR 147  $\mu\text{g/L}$ , nuevamente estos valores están muy por debajo de los obtenidos. Binetti et al. (2000), evaluaron el riesgo ambiental de LAS usado en la industria de detergentes, concluyeron que no existe riesgo en los compartimentos de agua y sedimentos, siempre que se use una planta de tratamiento de aguas residuales adecuada. Comparando los valores obtenidos en el punto 09 para ambos períodos con los obtenidos en las investigaciones anteriores, estos son muy altos, lo que se atribuye a que la capacidad de tratamiento de la PTAR-Cusco es deficiente, porque no reduce la concentración de detergentes y descarga al ambiente agua y lodos con elevadas concentraciones de contaminantes con los correspondientes peligros ecológicos. Sin embargo, la identificación de peligros sigue siendo controvertida, faltan mayor investigación.

Está demostrado que existen diferencias estacionales en las concentraciones de los compuestos en época de verano que son más altas que en el invierno. En promedio la concentración de detergente para los períodos seco y lluvioso fueron 0.2429 y 8.5301 mg/L respectivamente. La diferencia de concentraciones de detergentes entre el período seco y lluvioso y entre puntos de muestreo, se deben a las aguas de escorrentía que causan diferentes problemas según se trate de zonas rurales o urbanas. En el casco urbano, el problema se presenta durante la época de lluvias cuando las aguas servidas y pluviales se mezclan y discurren por las mismas alcantarillas, cambiando la concentración.

La concentración de detergentes cambia con los aportes de los efluentes de aguas residuales o las aguas subterráneas que pueden diluir durante las condiciones de alto flujo (Focazio et al., 2008).

Por otro lado, Gordon et al. (2009), evaluaron el efecto de las actividades de lavandería en la concentración de LAS en un río de Sud Africa, encontrando la concentración más alta fue de 342  $\mu\text{g/L}$  y la más baja de 21  $\mu\text{g/L}$ , concluyendo que no hay efectos ecológicos. Estos valores comparados con los obtenidos están muy por debajo, por lo que su efecto no sería el mismo.

Baldwin et al. (2016), indican que, a pesar, de que las concentraciones sean bajas estas pueden representar un riesgo para los organismos acuáticos, así como para los organismos a niveles tróficos más altos.

Una serie de factores pueden influir en las ocurrencias de los tensioactivos en las aguas ambientales, en comparación con las muestras colectadas de cuencas hidrográficas

de zonas no urbanas, las muestras de zonas urbanas tenían casi cuatro veces el número de compuestos asociados y cuatro veces la concentración total de la muestra, en promedio (Focazio et al., 2008). Esta es la realidad del río Huatanay, la concentración es muy alta y disminuye cuando se aleja del área urbana.

Diversos estudios demuestran la biodegradación de LAS, en condiciones anaeróbicas. Russell y Delgado (2012) encontraron los valores más confiables de  $LC_{50}$  /  $EC_{50}$  /  $ErC_{50}$  basados en una revisión de los datos de toxicidad acuática en productos comercialmente representativos de LAS ( $C_{11.6}$ - $C_{11.8}$ ) de 1.67, 1.62 y 29.0 mg/L, comparando estos valores con los obtenidos en el punto 04 cuya concentración de  $23.1651g \pm 0.8108$  mg/L, así como de los puntos 3 al 10 presentan valores en este rango para el período seco, por lo que se puede inferir que en esta época pueden ocurrir problemas de toxicidad acuática, lo que es evidente porque actualmente no existen ningún animal acuático en todo el cauce. Probablemente por el alto grado de contaminación.

Rasmussen et al. (2011), evaluaron el efecto a la exposición ambiental y la caracterización de riesgos del uso de LAS, diversos estudios demuestran la biodegradación de LAS, es rápida y completa (última) en condiciones aeróbicas, incluyendo el suelo y el ambiente acuoso.

El LAS generalmente no se degrada en condiciones anaeróbicas, Lapworth et al. (2012), demostró que el LAS se biodegrada hasta la mineralización.

U et al. (1999), evaluaron el destino del LAS en el medio ambiente y encontraron que se puede encontrar en elevadas concentraciones en el lodo de aguas residuales, pero que debido a que la degradación aeróbica es relativamente rápida y la biodisponibilidad reducida cuando se aplica a través de lodo, lo más probable es que impida que LAS sea una amenaza para los ecosistemas terrestres a largo plazo.

Los efectos de los surfactantes en los microorganismos pueden deberse a la simple reducción de tensión superficial o a efectos específicos del tensioactivo debido a las reacciones en la superficie de la célula.

Una despolarización de la membrana celular por la adsorción de un surfactante puede dar como resultado una disminución de la absorción de nutrientes esenciales y el consumo de oxígeno o una disminución de la liberación de productos metabólicos tóxicos de la celda que conduce a una acumulación que pueden producir la muerte del organismo (Henning et al., 2007; U, 1999). Los estudios realizados por Mailler et al. (2016), muestran que el contenido de micro contaminantes en los lodos de alcantarillado siguen siendo escasos en comparación con los de aguas residuales.

Se requiere trabajo adicional para evaluar diferentes escenarios de exposición a

sedimentos y descargas para la comprensión del destino y los efectos en los sedimentos de compuestos tensioactivos como LAS, utilizados ampliamente como ingredientes de los productos de limpieza, cuya presencia fue demostrada en los resultados obtenidos.

## TENSIOACTIVOS Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL AGUA

Se analiza la relación que existe entre el contenido de tensioactivo dodecilbenceno sulfónico lineal (LAS) obtenido en cada punto de muestreo y estación del año con la conductividad eléctrica del agua. Los resultados de la conductividad eléctrica en los puntos de muestreo y por periodos se muestran en el Cuadro 9, en ella se aprecia que los valores de la conductividad eléctrica son mayores para los puntos de muestreo 05, 06, 07 y 08 superando los 1200 uS.cm para ambos periodos, no obstante al realizar la comparación general para los periodos a través de un ANOVA, se aprecia que la conductividad eléctrica presenta diferencia significativa entre puntos de muestreo ( $p\text{-value} < 0.05$ ), mientras que para los periodos no muestra diferencia significativa ( $p\text{-value} > 0.05$ ).

Estos valores elevados de conductividad eléctrica tienen relación con el contenido de detergentes en esos puntos, que aporta con sales disueltas a la mayoría de las soluciones acuosas, entre mayor sea la cantidad de sales disueltas, mayor será la conductividad eléctrica, este efecto continúa hasta que la solución está tan llena de iones que se restringe la libertad de movimiento y la conductividad puede disminuir en lugar de aumentar, dándose casos de dos diferentes concentraciones con la misma conductividad (APHA, 1996).

Punto de muestreo	Seco*			Lluvioso*		
	$\bar{x}$	$\pm$	s	$\bar{x}$	$\pm$	s
1	978.3a	$\pm$	34.2	962.8a	$\pm$	24.3
2	789.4b	$\pm$	27.6	777.7b	$\pm$	19.6
3	806.2b	$\pm$	28.2	847.8b	$\pm$	21.4
4	950.7a	$\pm$	33.3	991.4a	$\pm$	25.0
5	1346.5d	$\pm$	47.1	1370.4d	$\pm$	34.6
6	1296.3c,d	$\pm$	45.4	1300.7c,d	$\pm$	32.8
7	1325.4c,d	$\pm$	46.4	1378.4d	$\pm$	34.8
8	1206.0c	$\pm$	42.2	1234.9c	$\pm$	31.2
9	992.3a	$\pm$	34.7	1013.6b	$\pm$	25.6
10	2688.9e	$\pm$	94.1	2591.3e	$\pm$	65.4

Cuadro 9. Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en los puntos de muestreo.

\*Las letras iguales por periodo, significan que no hay diferencia significativa, evaluado a través del test de Tukey al 5 % de nivel de significancia.

En la Figura 08, se observa la variación de la concentración de detergente en comparación de la conductividad eléctrica en cada punto de muestreo en el periodo Seco, se aprecia que no hay una fuerte relación acerca de estas dos variables, es decir a incrementos sustanciales de la concentración de detergente, la conductividad no se incrementa significativamente, por ejemplo en el punto 04, se aprecia que la concentración de detergente se incrementa drásticamente lo que no sucede con la conductividad eléctrica, mientras que para el punto 10 se incrementan ambas variables; similar comportamiento sucede para el periodo lluvioso. Este comportamiento que no hay relación entre ambas variables para ambos periodos seco y lluvioso, tal como se evidencia en las Figuras 8 y 9. Las conductividades de las aguas en promedio en período seco y lluvioso son casi iguales de 1234 y 1251  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivamente, lo que indica que no dependen del volumen de flujo ni del contenido de detergentes sino de la concentración de sales. Estos resultados son menores a los valores permitidos por la ECA-DS N° 004-2017-MINAM de 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

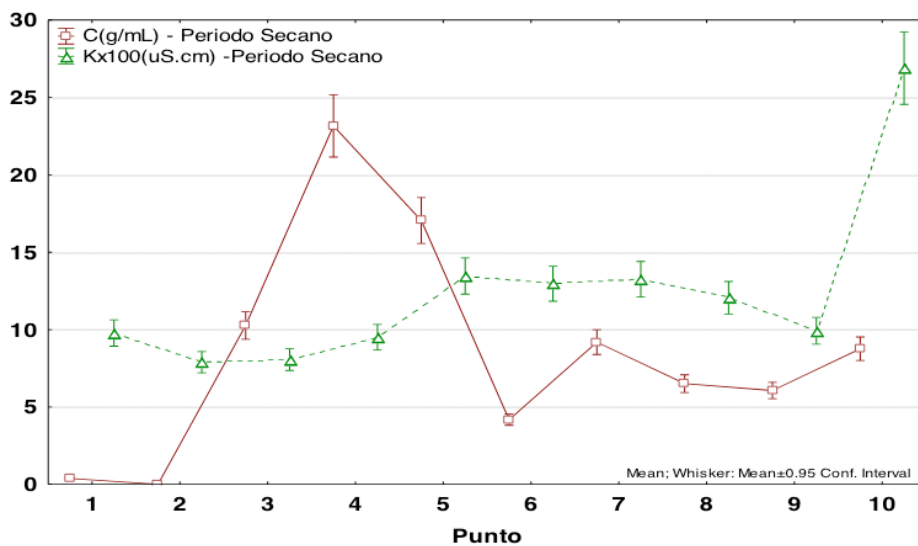


Figura 8. Concentración de detergente y conductividad (periodo Seco).

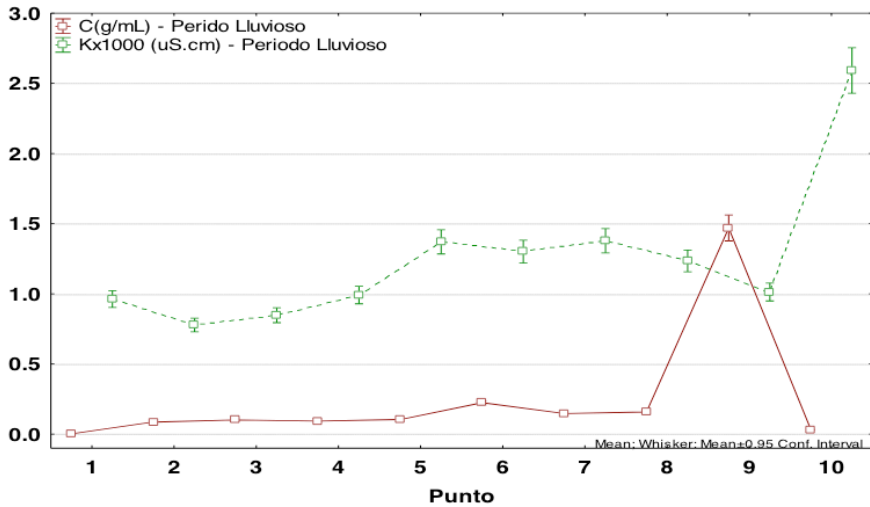


Figura 9. Concentración de detergente y conductividad (período Lluvioso).

Por otra parte, en la Figura 10, se aprecia el diagrama de superficie para la conductividad eléctrica en el período lluvioso, se puede apreciar, que la conductividad eléctrica aumenta con el incremento de la concentración de detergente y los puntos de muestreo, este hecho es más evidente para el período seco Figura 11, existiendo correspondencia del incremento de la conductividad en función de los puntos de muestreo.

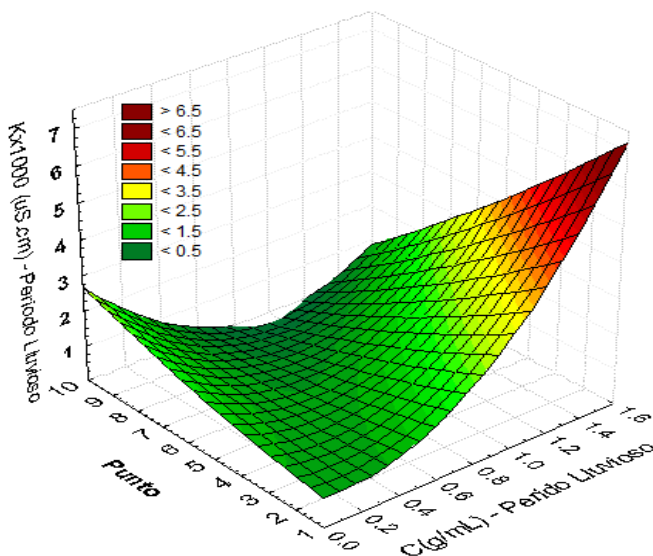


Figura 10. Superficie de respuesta de la conductividad en el período lluvioso.

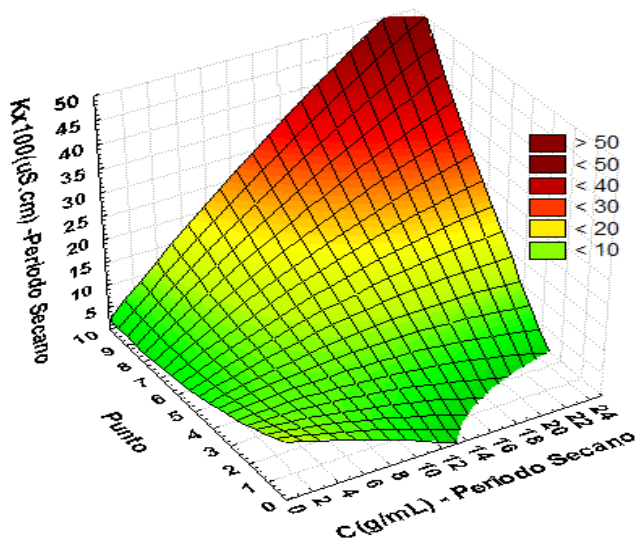


Figura 11. Superficie de respuesta de la conductividad en el periodo seco.

Así al realizar la evaluación de correlación a través de coeficiente de correlación de Pearson -  $r$ , se observa claramente que la correlación para la conductividad con la concentración de detergente, es baja ya que los valores de  $r$  son menores a 0.32, es decir la concentración de detergente no muestra efecto sobre la conductividad eléctrica del agua del río Huatanay; mientras que a medida que se recorre los puntos de muestreo la conductividad eléctrica se incrementa, esto es  $r$  es mayor a 0.65, lo que indica buena correlación.

En conclusión, la conductividad eléctrica depende de la presencia de iones, de su concentración total, de su movilidad valencia y concentración relativa, así como de la temperatura de medición, pero no de la concentración de detergentes ni del volumen de flujo de agua. Anexo 3.

## LOS TENSIOACTIVOS Y EL OXÍGENO DISUELTO

Se analizó el efecto de la concentración del tensioactivo aniónico tipo dodecibenceno sulfónico líneas LAS en el contenido de oxígeno disuelto en los diferentes puntos de muestreo y dos períodos seco y lluvioso.



Punto de muestreo	Seco*			Lluvioso*		
	$\bar{x}$	$\pm$	s	$\bar{x}$	$\pm$	s
1	4.86a	$\pm$	0.17	4.50a	$\pm$	0.11
2	5.02a	$\pm$	0.18	4.68a	$\pm$	0.12
3	1.40d	$\pm$	0.05	4.16b	$\pm$	0.10
4	1.76c	$\pm$	0.06	3.79c	$\pm$	0.10
5	0.11f	$\pm$	0.00	3.49c	$\pm$	0.09
6	2.35b	$\pm$	0.08	4.15b	$\pm$	0.10
7	2.36b	$\pm$	0.08	4.14b	$\pm$	0.10
8	0.27f	$\pm$	0.01	3.49c	$\pm$	0.09
9	1.05e	$\pm$	0.04	3.63c	$\pm$	0.09
10	5.04a	$\pm$	0.18	4.14b	$\pm$	0.10

Cuadro 10. Oxígeno disuelto (mg/L) en los puntos de muestreo.

\*Las letras iguales por periodo, significan que no hay diferencia significativa, evaluado a través del test de Tukey al 5 % de nivel de significancia.

El Cuadro 10, muestra que no hay diferencia significativa del contenido de oxígeno entre los puntos de muestreo para el período lluvioso, pero si en el período seco. Sin embargo, hay diferencia significativa entre períodos de muestreo.

El contenido de oxígeno disuelto en el agua, expresa los mg de oxígeno por litro de agua. La presencia de oxígeno en el agua es debida a la absorción de este elemento del aire por parte del agua lluvia, que después retiene su contenido atravesando el terreno hasta llegar a los mantos acuíferos, manteniendo constante su nivel de oxígeno (Tyler, 1994).

Las aguas superficiales limpias suelen estar saturadas de oxígeno, lo que es fundamental para la vida. Si el nivel de oxígeno disuelto es menor de 5 mg/L, indica contaminación con materia orgánica, mala calidad del agua e incapacidad para mantener determinadas formas de vida. En promedio los resultados obtenidos en los diferentes puntos tienen un contenido de Oxígeno Disuelto para los períodos seco y lluvioso de 2.4 y 4.03 mg/L respectivamente, que son menores a 4 mg/L recomendado por la ECA-DS N° 004-22017-MINAM para agua de riego y de 5 mg/L para bebida de animales, estos valores indican que las aguas están contaminadas por la materia orgánica, por lo tanto no apta sobre todo para consumo de los animales. Sin embargo, se puede observar que a lo largo de la cuenca del río Huatanay existen animales domésticos como perro, chanco, vacas y aves que beben esta agua, se desconoce los efectos que están produciendo en sus organismos.

## ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO DE AGUA SUPERFICIAL

Se disponen de resultados de análisis físico-químico de agua del río Huatanay pero no reciente, por esta razón se tomó una muestra significativa que corresponde a una zona donde se hace lavado de carros y ropas, el río Cachimayo, afluente del río Huatanay, punto donde la concentración de detergentes es mayor con el fin de analizar sus variaciones con respecto a los estándares dados por el MINAM, que clasificó al río Huatanay como categoría III apta para el consumo de bebidas para animales y riego de acuerdo a la Ley General de Aguas N° 17752. El Cuadro 11, muestra estos resultados.

Compuesto	C (mg/L)
Amoníaco PE	7.53
Cloruros PE (Cl)	1094.06
Dureza por SM	796.31
Fosfatos PE (PO <sub>4</sub> )	3.60
Nitratos PE (NO <sub>3</sub> )	3.08
Nitritos PE (NO <sub>2</sub> )	0.00
Sulfatos PE (SO <sub>4</sub> )	515.05

Cuadro 11. Análisis físico-químico de agua superficial

Comparando los resultados obtenidos con estos estándares se pueden observar que, el contenido de nitratos  $3.08 < 100$  mg/L, en temporada de lluvias y tormentas eléctricas, grandes cantidades de nitrógeno atmosférico son oxidadas a  $N_2O_5$  y su unión con el agua produce  $HNO_3$  (Barrenechea, 2000), que es transportado a la tierra por la lluvia y estos llegan a los ríos, en este caso la muestra corresponde a una temporada seca, con lo que se puede inferir que no hubo transporte de nitratos a las aguas por la falta de lluvias, siendo su valor bastante menor con respecto a las normas. (Jacks et al., 2000) encontró una concentración de 4 mg/mL e indican que la entrada de N de las aguas residuales es pequeña en comparación con los niveles del fondo. El área que rodea el río Huatanay ha sido inundada por aguas grises por más de 50 años. Los efectos observados en las aguas se ven en los contenidos de nitratos elevados.

El contenido de nitritos es 0, esto se debe a que los nitritos (sales de ácido nitroso,  $HNO_2$ ) son menos estables se transforman rápidamente en nitratos (Rodriguez, 2009), ya sea por oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno en los sistemas acuáticos y terrestres o por reducción bacteriana. Es muy reactivo y puede actuar como agente oxidante y reductor, por lo que solo se lo encuentra en cantidades apreciables en condiciones de baja oxigenación que no es el caso del río Huatanay.

Los sulfatos  $500 < 1000$  mg/mL están dentro del límite permisible, son un componente natural de las aguas superficiales y por lo general se encuentran en concentraciones que no puedan afectar su calidad (Aznar, 2000). Pueden provenir de la oxidación de los sulfuros existentes en el agua y en función del contenido de calcio, podrían impartirle un carácter ácido. El sulfato de magnesio confiere al agua un sabor amargo (Barrenechea, 2000).

La dureza total de  $796.31$  mg/L  $> 500$  mg/L significa que el agua es dura por contener un alto nivel de minerales, en particular sales de magnesio y calcio (sulfatos) y constituyen la dureza permanente (Barrenechea, 2000).

La presencia de este tipo de iones en el agua suele ser de origen natural y raramente antrópica. Es un agua que no produce espuma con el jabón, contiene iones que forman precipitados con el jabón o por ebullición (Rodríguez, 2009).

El contenido de cloruros fue de  $1094.06 > 500$  mg/L, estos aniones inorgánicos tienen muchas formas de acceso a las aguas naturales por efecto de la actividad humana, debida a la cloración del agua para su desinfección (Aznar, 2000), por otro lado el agua disuelve los cloruros de la capa superficial del suelo, estas pueden ser la causa del valor obtenido.

El contenido de amoníaco de  $7.53 > 1.5$  mg/L, es uno de los compuestos intermedios formados durante la biodegradación de los compuestos orgánicos nitrogenados (aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos, etc.) que forman parte de los seres vivos y junto con el nitrógeno orgánico es un indicador de que un curso de agua ha sufrido una contaminación reciente (Aznar, 2000). Este resultado se justifica debido a que el río Huatanay recibe las descargas de las alcantarillas de toda la población de Cusco y sus distritos con abundante materia orgánica. Este compuesto es uno de los máximos responsables de los procesos de eutrofización de estas aguas.

El contenido de fosfatos de  $3.6 > 1$  mg/L, se debe a que el agua residual doméstica tiene cantidades relativamente altas de compuestos de fósforo ya que los detergentes sintéticos contienen del 12 al 13 % de fósforo o más de 50 % de polifosfatos (Rodríguez, 2009), este resultado que es casi 4 veces mayor a lo exigido en las normas, explica la presencia de detergentes en la muestra que corresponde a la zona donde hay descarga de aguas procedentes de lavado de vehículos. Aznar (2000), indica que una gran parte del fósforo presente en las aguas se debe al uso de abonos fosfatados y detergentes. El fósforo junto con el nitrógeno, son dos de los nutrientes fundamentales de todos los seres vivos, de forma que contenidos anormalmente altos de estos en las aguas pueden producir un crecimiento incontrolado de la biomasa acuática (eutrofización). Jacks et al.

(2000), indican que el ingreso de fósforo a las aguas residuales constituye el 40 % del total de este elemento. La liberación de la infiltración de aguas grises como una fracción del total de la lixiviación fue 6 % de N y 30 % de P, concluyendo que el agua corriente y las prácticas de aguas residuales parecen no ser sostenibles.

En resumen, el diagnóstico general es que las aguas del río Huatanay cumplen con los parámetros físico-químicos exigidos por las normas en cuanto a nitritos, nitratos y sulfatos; sin embargo, no cumple con la: dureza, fosfatos, amoníaco, cloruros, lo que demuestra el efecto de la presencia de los detergentes y materia orgánica en dichas aguas por efecto de la actividad humana y los contaminantes que descarga en este río.

En conclusión, en muchas partes del mundo las ropas y vehículos se lavan cerca de los ríos, se dispone de poca información de las concentraciones de los detergentes en dichas aguas y sus potenciales efectos. El río Huatanay presenta estas características además de recibir todas las aguas de alcantarillas de toda la población que está en su cauce, se desconoce su efecto en la flora y biota acuática.

## ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO DE LOS SUELOS

Para ver el efecto de los detergentes presentes en el agua utilizada para riego agrícola, se tomaron dos muestras una que corresponde a suelo con riego de lluvia (S-1) y otra con riego del agua procedente del río Huatanay (S-2). Los resultados se muestran en los Cuadros 12, 13, 14 y 15.

Componente	Unidad	S-1	S-2
Arcilla	%	37	26
Arena	%	3	6
Limo	%	60	68

Cuadro 12. Fertilidad física de los suelos.

S-1: Suelo con riego de agua de lluvia; S-2: Suelo con riego de agua del río Huatanay.

Los resultados muestran que la muestra S-1 contiene más arcilla que la muestra S-2, lo que determina mayor retención de agua, mientras que, la muestra S-2 es más limosa que la S-1, haciéndola más impermeable, pero dependiendo del grado y tipo de estructura las características hídricas pueden variar. Es importante fijarse en la fracción arena fina + limo, ya que un contenido alto de ellas va a producir mayor impermeabilidad en el suelo (Garrido, 1993).

Componente	Unidad	S-1	Estado	S-2	Estado
Caliza Activa	% CaCO <sub>3</sub>	0.37	Muy bajo	4.04	Alto
Conductividad Eléctrica (Ext. 1/1)	uS/cm	243		1450	
Fósforo Olsen	mg/Kg	37.43	Normal	78.18	Muy alto
Materia Orgánica	%	3.28	Muy alto	2.19	Muy alto
Nitrógeno Dumas	mg/Kg	2019	Muy alto	1556	Muy alto
pH (Extracto 1/1)		7.61		7.91	

Cuadro 13. Fertilidad de los suelos.

La cantidad de caliza activa presente en los suelos es importante debido a que cada planta, cada variedad y además dependiendo de las condiciones del suelo, humedad, temperatura, aireación, etc., se comportan de forma diferente respecto a este compuesto (Barrenechea, 2000).

La muestra S-1 tiene un valor muy bajo, es decir no presenta problemas de fertilidad, no afecta la productividad de los cultivos, en cambio la muestra S-2 tiene un valor considerado alto, Garrido (1993), menciona que, en general se suele considerar que pueden empezar a aparecer problemas en valores cercanos al 10 %, aunque esto depende del cultivo, de la variedad y de las condiciones concretas del suelo (humedad, aireación, existencia de otras sales, etc.). Se puede inferir que la muestra se ve afectada por el tipo de riego.

La conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sales que contiene un suelo. La muestra S-1, presenta una conductividad baja < 500, indica bajo contenido de sales, por lo tanto, un buen desarrollo de la planta. La muestra S-2, presenta una alta conductividad > 1000, Garrido (1993), indica que los suelos con elevadas conductividades eléctricas impiden el buen desarrollo de las plantas, ya que contienen una elevada cantidad de sales (Barrenechea, 2000).

El pH es el grado de acidez de un suelo, es decir, la concentración de hidrogeniones (H<sup>+</sup>) que existen en el suelo. Las plantas cultivadas en general presentan su mejor desarrollo en valores cercanos a la neutralidad, ya que en estas condiciones los elementos nutritivos están más fácilmente disponibles y en un equilibrio más adecuado (Garrido, 1993).

La muestra S-2 es más básico que la muestra S-1, entonces el complejo de cambio del suelo está saturado y el exceso de calcio en el medio impide que otros elementos, tales como el hierro, puedan ser absorbidos por las plantas dificultando el desarrollo de la mayoría de los cultivos. Los suelos en zonas agrícolas tienen normalmente valores de pH entre 4.5 y 9.5 (medidos en disolución en agua en proporción 1:2).

La materia orgánica (M.O.) expresada en porcentaje, se refiere a la cantidad de restos orgánicos que se encuentran alterados y que por lo tanto pueden dar lugar a aumentar el contenido en nutrientes del suelo. Ambas muestras tienen un alto contenido de materia orgánica, la materia orgánica tiene una elevada capacidad de intercambio catiónico, esto es una gran capacidad para retener cationes en el suelo (Garrido, 1993). Además, favorece la microestructura del suelo siendo un elemento muy positivo en la lucha contra la erosión de los suelos, en general favorece también el desarrollo de microfauna edáfica. Todos estos factores hacen que este parámetro sea muy útil para conocer de forma indirecta la fertilidad de estos suelos. El contenido en M.O. es más elevado, en general, en los primeros centímetros del suelo (primeros 5 cm de profundidad. en zonas naturales y unos 10 cm en zonas cultivadas), ambas muestras corresponden a los primeros 5 cm.

El contenido de nitrógeno en ambas muestras es muy alto lo que favorece al desarrollo de la planta. En el suelo se encuentra en dos formas diferentes: orgánica y química. En forma química aparece en forma de nitratos, nitritos y amoníaco.

El nitrógeno orgánico o amoniacal se encuentra formando parte de los residuos de cosecha, abonos orgánicos o en los microorganismos del suelo. Este nitrógeno se libera poco a poco para ser utilizado por las plantas. Este resultado, coincide con el contenido de materia orgánica que es elevado.

Con el aumento permanente de los habitantes también gradualmente aumentará la carga en el ambiente (Jacks et al., 2000). El manejo corriente de las aguas residuales es improbable que afecte adversamente las aguas superficiales notablemente.

El fósforo activo es el fósforo que en teoría utilizan las plantas. La muestra S-1 tiene un contenido de fósforo normal mientras que la muestra S-2 el contenido es muy alto, lo que indica que la muestra tiene fósforo disponible (Garrido, 1993). Abdulrahman et al. (2014), midieron el contenido de P en las aguas de escorrentía de los pueblos con jardines en 0.2 mg/L el cual da una pérdida de 0.47 kg/Ha. Los jardines de las casas en Ekskogen, contienen vegetación natural y tienen una superficie más permeable en los jardines suburbanos. El contenido de P en agua gris es de 0.6 g/p por día, sin embargo, el 90% de los habitantes usan detergentes con bajo contenido de P.

<b>Componente</b>	<b>S-1</b>	<b>Estado</b>	<b>S-2</b>	<b>Estado</b>
Aluminio	< L.D.	Muy bajo	< L.D.	Muy bajo
Calcio	19.39	Muy alto	0.65	Muy bajo
CIC efectiva	21.22	Muy alto	22.94	Muy alto
Magnesio	1.05	Muy bajo	1.75	Normal
Potasio	0.69	Normal	0.25	Muy bajo
Sodio	0.09	Muy bajo	0.30	Bajo

Cuadro 14. Complejo de Cambio (meq/100 g) de los suelos.

Garrido (1993), indica que la capacidad de intercambio catiónico, permite retener los elementos necesarios para nutrir a las plantas, que de otra forma estarían en la solución del suelo fácilmente disponibles para su lavado en profundidad. Así, cuanto mayor sea esta capacidad mayor será la fertilidad natural del suelo. En ambas muestras se observa que los valores son altos, por lo que se concluye que ambos suelos son fértiles.

El potasio se encuentra en el suelo en forma de catión intercambiable, es decir, adsorbido a las arcillas y a la materia orgánica en sus sedes de intercambio, pasando fácilmente a la solución del suelo por la acción de ácidos débiles.

Muchos suelos son ricos en potasio de forma natural, por contener arcillas del tipo de la illita. También son ricos en potasio los suelos que se abonan frecuentemente con estiércol.

En la muestra 1, el contenido de potasio es normal mientras que en la muestra 2, es muy baja, requiriendo ambas muestras una adición de este elemento para asegurar el crecimiento de las plantas (Garrido, 1993).

<b>Componente</b>	<b>S-1</b>	<b>Estado</b>	<b>S-2</b>	<b>Estado</b>
Boro UV-Vis	0.78	Normal	0.58	Bajo
Cobre (DPTA)	2.05	Muy alto	4.38	Muy alto
Hierro (DPTA)	15.96	Muy alto	18.09	Muy alto
Manganeso (DPTA)	13.67	Muy alto	24.37	Muy alto
Zinc (DPTA)	1.09	Bajo	5.24	Muy alto

Cuadro 15. Microelementos (mg/kg) de suelos

Los suelos tienen contenidos de diferentes sustancias importantes como macronutrientes (N, P, Ca, K, Mg, S) y micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo, Cl) para las plantas, o por dotar al suelo de determinadas características (Carbono orgánico, Carbonato cálcico, Fe en diferentes estados).

Ambas muestras tienen en general microelementos en concentraciones altas

mientras que en macronutrientes es baja, por lo que requieren suministros de estos componentes para mejorar la fertilidad de las plantas.

Otras propiedades importantes son la relación C/N, para la muestra S-1 es 9.43 (bajo) y la muestra S-2, 8.15 (muy bajo). La relación C/N Carbono/Nitrógeno indica la potencialidad del suelo para transformar la materia orgánica en nitrógeno mineral. La relación C/N en el suelo en ambas muestras oscila entre 8.5 y 11.5 corresponde a un suelo equilibrado. Jacks et al. (2000), indican que la relación C/N en la capa orgánica de los suelos forestales es alrededor 35, alrededor de 25 cuando puede ocurrir una nitrificación espontánea, lo que no ocurrirá con las muestras.

La PTAR del Cusco ubicada en el cauce del río Huatanay luego del tratamiento de las aguas residuales descarga el agua nuevamente al río el cual se usa para riego de la vegetación alrededor del cauce, la muestra S-2 corresponde a este caso. (U, 1999) indica que los LAS pueden encontrarse en elevadas concentraciones en los lodos de aguas residuales, sin embargo, debido a que se degradan aeróbicamente en forma rápida y su poca biodisponibilidad cuando se aplican vía los lodos, previenen la acción de LAS en el ambiente.

En las muestras tomadas de los suelos regados con agua del río Huatanay y de lluvia se concluye que la presencia de detergentes no afectó significativamente a sus características físico químicas. Por otro lado, González et al. (2012) reportaron la degradación de surfactantes aniónicos y no aniónicos en suelos agrícolas modificados con lodos de aguas residuales demostrando que el LAS no representa riesgo ambiental después de 7 y 8 días de aplicación al suelo a 22.4 y 12.5 °C respectivamente, de lo que se puede inferir que los detergentes han sido degradados no representando riesgo para la vegetación. Scott y Jones (2000), revisaron la posible contaminación del ambiente por surfactantes provenientes del uso extendido de detergentes, demostrando que el riesgo para el ambiente es leve en los surfactantes aniónicos.

Los efectos de LAS en plantas de cultivo, plantas silvestres son los menos investigados. Marschner (1992), menciona los siguientes directos después de la exposición a LAS: destrucción de la membrana de la célula de la raíz, cambios en la membrana permeabilidad, cambios en la estructura fina y efectos en procesos fisiológicos, como fotosíntesis. El efecto en la fauna de los suelos no ha sido muy estudiada, estudios de exposición de colémbolos a LAS por 21 días en un ambiente natural, pH 5.5; 2.3% OC; 5.2% de arcilla; 5,6% de sedimento; 34.8% de arena y 54.6% de grava a diferentes concentraciones de LAS demostró la mortalidad juvenil aumentó con el aumento, mientras que la mortalidad adulta no se vio afectada incluso a la concentración más alta de LAS 1000 mg/L, existe información limitada.



## ASPECTOS ALCANZADOS Y CONCLUSIONES DEL CASO

La población y la descarga de las aguas residuales están relacionados con las concentraciones de contaminantes, se realizó un análisis de ANOVA para ver la variación de la concentración de detergente en los diferentes puntos de muestreo observándose que no existe diferencia significativa entre puntos de muestreo, pero si entre períodos (seco y lluvioso). Al aplicar el Test de comparación múltiple Tukey en el periodo seco no existe diferencia significativa en los puntos 1 y 2 mientras que en los puntos 4, 5 y 6 son diferentes entre sí y con los demás puntos. Los resultados indican que los atributos relacionados con las zonas urbanas son las variables más importantes para determinar la concentración de LAS. La condición de corriente de flujo tuvo efecto sobre la concentración de LAS, las muestras recogidas durante los períodos de bajo flujo (período seco) presentaron mayor concentración de detergentes para los mismos puntos en comparación con los de período lluvioso con una media de 8.5301 mg/L y 0.2429 mg/L respectivamente estos valores son elevados en comparación a los recomendados por el MINAM de 0.2 mg/L y a otros estudios que han detectado concentraciones en el rango de 1 ng/L – 1 µg/L en algunos casos y hasta 100 µg/L en otros los que constituyen una gran preocupación si no se toman las medidas correctivas, se desconocen el impacto sobre la fauna, flora y en general el medio ambiente, constituyendo una amenaza significativa a los ecosistemas terrestres alrededor del río Huatanay, donde no hay peces ni animales menores.

Los contaminantes novedosos como los LAS pertenecen a diversas clases de compuestos y su significancia toxicológica es difícil de evaluar y generalmente los límites aceptables de concentración para agua bebible y los límites de descarga para los efluentes de aguas residuales aún no han sido establecidos.

La conductividad eléctrica no depende del volumen de flujo de agua ni de la concentración de detergentes presentes en el agua, pero si del contenido de sales, así lo demuestra el coeficiente de correlación de Pearson es menor a 1 y para los diferentes puntos de muestreo y períodos no hay diferencia significativa, en promedio son de 1251 y 1234 Us/cm menores a los recomendados de 2500 Us/cm. El contenido de oxígeno disuelto no depende de la concentración de detergentes, no varía entre puntos de muestreo y períodos, en promedio son de 2.4 y 4.03 mg/L para los períodos seco y lluvioso respectivamente y menores a 4 mg/L requeridos por la norma lo que indica contaminación del agua por materia orgánica, constituyendo un peligro potencial para la fauna que bebe el agua.

El análisis físico químico de las aguas del río Huatanay muestra que cumple con los

parámetros exigidos por las normas en cuanto a nitritos, nitratos y sulfatos; sin embargo, no cumple con la: dureza, fosfatos, amoníaco, cloruros, lo que demuestra el efecto de la presencia de los detergentes y materia orgánica en dichas aguas por efecto de la actividad humana y los contaminantes que descarga en este río.

La evaluación de las muestras de suelos regados con agua de lluvia (S-1) y con agua de río Huatanay (S-2) indican que las muestras con riego natural tienen características adecuadas para el desarrollo de la planta como buena retención de agua, fertilidad, conductividad adecuada en comparación a las muestra que es regada con agua de río Huatanay que es permeable, alto contenido de caliza y elevada conductividad que impiden el desarrollo de la planta (Scott y Jones, 2000) . En cuanto al pH, contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio ambas muestras tienen un contenido que favorece al crecimiento de la planta, solo requieren adición de micronutrientes.

## REFERENCIAS

Abdulrahman, M. D., Gunasekaran, A., & Subramanian, N. (2014). Critical barriers in implementing reverse logistics in the Chinese manufacturing sectors. *International Journal of Production Economics*, 147, 460–471. <http://doi.org/10.1016/j.ijpe.2012.08.003>

Aznar, A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de la calidad de agua. *Gestión Ambiental*, 2(23).

Baldwin et al, 2016. (2016). Organic contaminants in Great Lakes tributaries: Prevalence and potential aquatic toxicity. *Science of the Total Environment*, 11.

Barrenechea, A. (2000). Aspectos físicoquímicos de la calidad del agua.

Binetti, R., Attias, L., Marzio, G. D. I., Calcinaï, D., y Cavalli, L. (2000). Environmental risk assessment of linear alkyl benzene , an intermediate for the detergency, 172, 153–172.

Cantarero, A. (2010). Determinación de tensioactivos aniónicos en matrices ambientales.

Cantarero, S., Prieto, C. A., y López, I. (2012). Occurrence of high-tonnage anionic surfactants in Spanish sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 95, S149–S153. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.027>

EOSCA :European Oilfield Speciality Chemicals Association. (2000). Bioaccumulation Potential of Surfactants : A Review.

Focazio, M. J., Kolpin, D. W., Barnes, K. K., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Zaugg, S. D., ... Thurman, M. E. (2008). A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — II ) Untreated drinking water sources, 2. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.021>

Furlong, E. T., Batt, A. L., Glassmeyer, S. T., Noriega, M. C., Kolpin, D. W., Mash, H., y Schenck, K. M. (2017). Science of the Total Environment Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States : Pharmaceuticals. *Science of the Total Environment*, The, 579, 1629–1642. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.128>

Garrido, S. (1993). Interpretación de análisis de suelos.

Gómez, H. (IMA). Contaminación del agua y deterioro ambiental: caso río Huatanay (2004).

Gonzales, J. Carmona, M. (2008). Salvemos el Huatanay.

González, M. M., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., y Alonso, E. (2012). Degradation and environmental risk of surfactants after the application of compost sludge to the soil, 32, 1324–1331. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.023>

Gordon, A. K., Muller, W. J., Gysman, N., Marshall, S. J., Sparham, C. J., Connor, S. M. O., y Whelan, M. J. (2009). Science of the Total Environment Effect of laundry activities on in-stream concentrations of linear alkylbenzene sulfonate in a small rural South African river. *Science of the Total Environment*, The, 407(15), 4465–4471. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.023>

Govindan, K., Soleimani, H., y Kannan, D. (2014). Reverse logistics and closed-loop supply chain: A comprehensive review to explore the future. *European Journal of Operational Research*, 240(3), 603–626. <http://doi.org/10.1016/j.ejor.2014.07.012>

Haudin, C., Zhang, Y., Dumény, V., Lashermes, G., Bergheaud, V., Barriuso, E., y Houot, S. (2013). Chemosphere Fate of 14 C-organic pollutant residues in composted sludge after application to soil. *Chemosphere*, 92(10), 1280–1285. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.041>

Henning, P., Verge, C., Cassani, G., Jensen, J., Holmstrup, M., Schraepen, N., ... Temara, A. (2007). Risk assessment of linear alkylbenzene sulphonates , LAS , in agricultural soil revisited : Robust chronic toxicity tests for *Folsomia candida* ( Collembola ), *Aporrectodea caliginosa* ( Oligochaeta ) and *Enchytraeus crypticus* ( Enchytraeidae ), 69, 872–879. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.090>

Jacks, G., Forsberg, J., Mahgoub, F., y Palmqvist, K. (2000). Sustainability of local water supply and sewage system — a case study in a vulnerable environment, 15, 147–153.

Jiang, X., Yediler, A., y Yufang, S. (2005). Effect of linear alkylbenzene sulphonate ( LAS ) on the mineralization , metabolism and uptake of 14 C-phenanthrene in a model ecosystem ( water – lava – plant – air ), 61, 741–751. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.098>

Karahan, Ö. (2010). Bioresource Technology Inhibition effect of linear alkylbenzene sulphonates on the biodegradation mechanisms of activated sludge. *Bioresource Technology*, 101(1), 92–97. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.088>

Lapworth et al, 2012. (2012). The challenge of emerging groundwater contaminants. *Groundwater Newsletter*, 4.

Lara et al, 2011. (2011). Multi-residue method for the analysis of synthetic surfactants and their degradation metabolites in aquatic systems by liquid chromatography–time-of-flight-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 9.

Laternus, F., Arnold, K. Von, y Grøn, C. (2007). Uptake of Organic Contaminants Subject Area 8 – Sustainable Agriculture , Health Issues Organic Contaminants from Sewage Sludge Applied to Agricultural Soils False Alarm Regarding Possible Problems for Food Safety ?\*, 1(1), 53–60.

Li, Z. (2004). Surfactant-enhanced oxidation of trichloroethylene by permanganate — proof of concept, 54, 419–423. [http://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00752-5](http://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00752-5)

Mailler, R., Gasperi, J., Patureau, D., Vulliet, E., Delgenes, N., Danel, A., ... Eudes, V. (2016). Fate of emerging and priority micropollutants during the sewage sludge treatment : Case study of Paris conurbation . Part 1 : Contamination of the different types of sewage sludge. *Waste Management*, 59, 379–393. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.010>

Mendivil et al, 2002. Gestion del agua en la cuenca del río Huatanay y la concertación para el tratamiento de problemas ambientales, IMA 64 (2002).

Murguía et al, 2005. (2005). New oligomeric surfactants with multiple-ring spacers: Synthesis and tensioactive properties. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 7.

Myers, D. (2006). *Surfactant Science and Technology*. (J. & S. Wiley, Ed.) *John Wiley & sons, Inc. Publication* (Third Edit). New Jersey. U.S.A.: Wiley Interscience. <http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

- Nakada, N., Hanamoto, S., Jürgens, M. D., Johnson, A. C., Bowes, M. J., y Tanaka, H. (2016). Assessing the population equivalent and performance of wastewater treatment through the ratios of pharmaceuticals and personal care products present in a river basin : Application to the River Thames basin , UK. *Science of the Total Environment, The*, 575, 1100–1108. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.180>
- Oecd sids. (1998).
- Ojo, O. A. y Oso, B. A. (2009). Biodegradation of synthetic detergents in wastewater, 8(6), 1090–1109.
- Oya, M. y Hisano, N. (2010). Decreases in Surface Activities and Aquatic Toxicities of Linear Alkylbenzene Sulfonate and Alcohol Ethoxylates during Biodegradation, 39(1), 31–39.
- Pal et al, 2014. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environmental International*, 17.
- Panamá, U. T. de, E. C. de I. H., y Hidrotécnicas. (2006). Procedimiento para la Medición de Surfactantes Aniónicos (Detergentes).
- Rasmussen, D., Slothuus, T., Petersen, G. I., y Madsen, T. (2011). Aquatic Risk Assessment of Alcohol Ethoxylates , Alcohol Ethoxysulphates and Linear Alkylbenzene Sulphonate used in Household Detergents, 48, 383–389.
- Rodriguez, J. (2009). Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio , pH , conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto , ( ASADAS ), de cada distrito de Grecia , cantón de Alajuel, 9(12), 125–134.
- Russell, H. Delgado, V. (2012). Determinación de la concentración letal media (CL50) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en *Laeonereis culveri*. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 28 (2) 137-144, 2012.
- Sablayrolles, C., Breton, A., Vialle, C., y Vignoles, C. (2011). Priority organic pollutants in the urban water cycle ( Toulouse , France ). <http://doi.org/10.2166/wst.2011.580>
- Sanderson, H., Price, B. B., Dyer, S. D., Decarvalho, A. J., Robaugh, D., Waite, S. W., ... Evans, K. A. (2006). Occurrence and hazard screening of alkyl sulfates and alkyl ethoxysulfates in river sediments, 367, 312–323. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.11.021>
- Schoberl, P. (1995). Linear Alkylbenzene Sulfonate (Las) - Monitoring .2. *Tenside Surfactants Detergents*, 32(1), 25–35.
- Scott, M. J., y Jones, M. N. (2000). The biodegradation of surfactants in the environment, 1508.
- Stuart et al, 2011. (2011). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 21.
- Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., y Hart, A. (2012). Science of the Total Environment Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater, 416, 1–21. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.072>

Temmink, H., y Klapwijk, B. (2004). Fate of linear alkylbenzene sulfonate ( LAS ) in activated sludge plants, 38, 903–912. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.050>

Toledo, J. Toledo, F. (2010). Propuesta de aplicación de la metodología beneficio costo (B/C) para la evaluación económica de proyectos de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) : caso PTAR-Cusco.

U, J. J. (1999). Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates Ž LAS . in the terrestrial environment.

Verge, C., Moreno, A., y Berna, L. (2001). In <sup>-</sup> uence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulphonate ( LAS ), 44.

Ward, T. E., y Larson, R. J. (1989). Biodegradation Kinetics of Linear Alkylbenzene Sulfonate. *E*, 17(May20, 1988), 119–130.

Yin et al, 2016. (2016). Activated Persulfate Oxidation of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) in Groundwater under Acidic Conditions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15.

Ying, G. (2006). Fate , behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment, 32, 417–431. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2005.07.004>

Zhang et al, 1998. (1998). Nutrient and surfactant enhancement for the biodegradation of chlorinated hydrocarbons in the wastewater from a Louisiana Superfund site. *Journal of Hazardous Materials*, 18.

## ANEXOS

### ANEXO 1. MÉTODO DE DETERMINACIÓN DE TENSOACTIVOS ANIÓNICOS EN AGUA

#### INTRODUCCIÓN

Las sustancias activas al azul de metileno (Methylene Blue Active Substances-MBAS), un colorante catiónico, transfieren el azul de metileno desde una solución acuosa a un líquido inmisible en equilibrio. Esto ocurre durante la formación de un par iónico entre el anión y el catión azul de metileno. La intensidad del color resultante es una medida de las sustancias activas al azul de metileno. Los tensoactivos aniónicos se encuentran entre las muchas sustancias naturales y sintéticas activas al azul de metileno. El método es relativamente simple y preciso, comprende tres extracciones sucesivas desde un medio acuoso ácido con exceso de azul de metileno a una fase orgánica de cloroformo, seguida de la lectura del color azul de dicha fase orgánica mediante espectrofotometría a 652 nm.

El método es aplicable para la determinación aniónicos en aguas superficiales y en aguas residuales, pero debe tenerse en cuenta la posible presencia de otro tipo de sustancias activas al azul de metileno.

Mediante este método es posible la determinación de concentraciones de MBAS a partir de 0.50 mg/L en las condiciones de trabajo del laboratorio.

#### LIMITACIONES E INTERFERENCIAS

Las interferencias positivas resultan por la presencia de otras especies activas al azul de metileno. Los sulfonatos orgánicos, sulfatos, carboxilatos, fenoles, los tiocianatos inorgánicos, cianatos, nitratos y cloruros pueden en mayor o menor grado transferir el azul de metileno a la fase clorofórmica.

Las interferencias negativas son causadas por la presencia de tensoactivos catiónicos y otros cationes como las aminas puesto que estas compiten con el azul de metileno en la formación de pares iónicos. El material particulado puede dar interferencia negativa por la absorción de sustancias activas al azul de metileno.

## RESULTADOS DE LA VALIDACIÓN DEL MÉTODO

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES	OBSERVACION
LIMITE DE DETECCION	0.5	mg SAAM/L	Corresponde al límite de cuantificación.
PRECISION EN TÉRMINOS DE %CV	0.6	%	3.5 mg SAAM/L
	0.7	%	6.0 mg SAAM/L
EXACTITUD EXPRESADO COMO % DE ERROR RELATIVO	5.3	%	0.19 mg SAAM/L
	2.2	%	3.64 mg SAAM/L
RANGO DE TRABAJO (Lectura Directa)	0.5 – 3.0	mg SAAM/L	Sin dilución de la muestra
INTERVALO DE APLICACIÓN DEL METODO	0.5 - 300	mg SAAM/L	Con una dilución de 100 veces.
RECUPERACION EXPRESADO COMO %	94	%	2.5 mg SAAM/L

Cuadro parámetros de validación del método

## TOMA Y PRESERVACIÓN DE LA MUESTRA

Tome muestras representativas en recipientes de 1000 ml de vidrio o de plástico. La muestra no debe contener espuma, en caso contrario se debe mezclar muy bien la muestra agitando suavemente después del muestreo.

## PROCEDIMIENTO DE PREPARACIÓN DE ESTÁNDARES

### Preparación de la Curva de Calibración:

Prepare una serie de embudos de separación con 5, 10, 20 y 30 ml de solución de la sal sódica de trabajo de 10 mg MBAS /l, las concentraciones de estos estándares al final del proceso de extracción serán respectivamente de 0.5, 1.0, 2.0 y 3.0 mg MBAS /L. Para los ensayos utilice la sal sódica sulfato de dodecilo en lugar del sulfonato de alquilbenceno lineal sugerido en el Standard Methods. Añada suficiente agua destilada para completar un volumen aproximado de 100 ml en cada embudo.

Procese cada estándar y grafique la curva de calibración de absorbancia contra mg MBAS /L de sal sódica tomados.

### Estándares de control.

- Estándar de 0.50 mg MBAS/L vierta un volumen de 5.0 ml de la solución de trabajo de 10 mg/L de MBAS en un embudo de separación de 250 ml, agregue suficiente agua destilada hasta un aproximado 100 ml y continúe el proceso de extracción como el volumen final del extracto en la fase clorofórmica es de 100 ml, la concentración de esta solución es de 0.50 mg MBAS /L.
- Estándar de 2.5 MBAS/L vierta un volumen de 25 ml de la solución de trabajo de 10 mg MBAS/L en un embudo de separación de 250 ml y continúe el mismo procedimiento. La concentración final de esta solución es de 2.5 mg MBAS /L



## PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS

### Extracción de la Muestra

- Vierta el volumen de estándar arriba indicado o el volumen de muestra conveniente así: 100 ml si la concentración de MBAS esperada es inferior a 3.0 mg MBAS/L o un adecuado para que la concentración este entre 0.5 y 3.0 mg MBAS/L y adicione el volumen de agua UP necesario para completar 100 ml en un embudo de separación de 250 o 500 ml según convenga.
- Agregue a cada muestra o estándar unas 3 gotas de indicador de fenolftaleína, adicione gota a gota NaOH 1 N, color rosado persistente, a continuación, adicione gota a gota H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1 N justo hasta la desaparición del color rosado.
- Adicione tres gotas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30%, para evitar la decoloración del azul de metileno por sulfuros, agite.
- Añada 25 ml de reactivo de azul de metileno y 25 ml de cloroformo. Agite el embudo vigorosamente durante 30 segundos despresurizando el embudo después de cada extracción y deje que se separen las fases. Una excesiva agitación puede provocar emulsión. Para romper las emulsiones persistentes, añada un pequeño volumen de isopropanol (<10 ml); agregue el mismo volumen de isopropanol a todos los estándares. Generalmente para las curvas de calibración no se forma ningún tipo de emulsión. Algunas muestras requieren un periodo más largo de separación de fases que otras. Antes de drenar la capa de cloroformo, mueva suavemente y deje reposar.
- Separe la capa de cloroformo vertiendo en un segundo embudo de separación o en un vaso de 100 ml. Enjuague el vástago del primer embudo con una pequeña cantidad de cloroformo. Repita la extracción dos veces más utilizando 25 ml de cloroformo cada vez. Si el color azul de la fase acuosa se debilita o desaparece, deséchela y repita con un volumen menor muestra.
- Combine todos los extractos de cloroformo en el segundo embudo de separación. Añada 50 ml de solución de lavado y agite vigorosamente durante 30 segundos; En esta etapa no se forman emulsiones. Deje reposar; y extraiga la capa de cloroformo a través de un embudo de vidrio pequeño de vástago delgado que contenga un tapón de algodón en un balón aforado de 100 ml clase A; el filtrado debe ser claro. Extraiga una vez más la solución de lavado con 25 ml de cloroformo. Recoja los extractos clorofórmicos en el balón de 100 ml, complete a volumen hasta la línea de aforo con cloroformo y mezcle bien.

### Medición espectrofotométrica:

Encienda el Espectrofotómetro UV-VIS con la lámpara de tungsteno, 45 minutos antes de iniciar las lecturas, tenga en cuenta el manual, cuyo diagrama de flujo está ubicado en la pared al lado del equipo, para especificar los rangos de medición. La lectura de MBAS debe hacerse a 652 nm. Cargue la última curva de calibración.

Verifique que la celda de vidrio de 1 cm esté perfectamente limpia, si la observa manchada de color azul déjela en jabón, hágale un lavado con HCl al 5% y enjuáguela perfectamente con agua desionizada.

Almacene los datos en la carpeta del año correspondiente, en la sub carpeta Tensoactivos. Grabe la curva, los estándares y las muestras de dicha curva de calibración, archivándola por la fecha en que se realizó, dos dígitos para día, mes y año (dd/mm/aa), en las carpetas Curvas, Estándares y Muestras respectivamente. Imprima el reporte en papel y entréguelo al Líder de análisis para su aprobación.

Para iniciar las lecturas fotométricas, coloque Cloroformo en la celda, léalo como blanco, verifique la observación de una línea recta horizontal en el rango de la longitud de onda de los 652 nm, lea el blanco reactivos y codifíquelo como BLANCO, la absorbancia debe registrar cifras exponenciales de  $10^{-3}$  y  $10^{-4}$ , continúe con los estándares de control en orden creciente desde el de más baja concentración, léalos como muestras.

Registre resultados de los estándares con 2 cifras significativas la carta de control, verifique que los valores se encuentren dentro del rango de 2 (S) desviaciones estándar por encima o por debajo, respecto del valor teórico esperado.

Determine la absorbancia y concentración de MBAS en mg/l a 652 nm frente a un blanco de Cloroformo. Procese el blanco de la misma manera que los estándares o muestras utilizando agua en lugar de muestra o estándar.

#### **Procesamiento de datos y cálculo de resultados:**

Los resultados se reportan como mg/L de MBAS como sulfato de dodecilo. A partir de la curva de calibración, los valores interpolados en esta tanto para muestras como para estándares corresponden a mg MBAS/L.

El espectrofotómetro arroja resultados en mg MBAS/L de acuerdo al factor de dilución digitado en el momento de la lectura, aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{mg MBAS/L} = m \times \text{Absorbancia a 652 nm}$$

$m$  = inverso de la pendiente de la curva de calibración.

Absorbancia = Lectura realizada por el espectrofotómetro.

mg MBAS/L = Concentración de Tensoactivos calculada y registrada por el espectrofotómetro UV-VIS

Escribir el resultado con dos cifras significativas, redondeando de acuerdo a los criterios establecidos en el procedimiento de lineamientos de control de calidad analítica.

## **Control de calidad (CC) y aseguramiento de calidad**

Cuando realice la curva de calibración acéptela si tiene un coeficiente de correlación desde 0,999.

Por cada lote de muestras que analice, pase un Blanco, estándares de control de 0.50 y 2.5 mg MBAS/L y un duplicado.

Los blancos se analizan para determinar si la calidad del agua y de los reactivos es óptima.

## **Referencia**

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 21ed. New York, 2005

Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati, 1983.

## ANEXO 2. CLASIFICACIÓN DE AGUA SEGÚN ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL (ECA) PARA AGUA.

DECRETO SUPREMO N° 004- 2017- MINAM

### Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
<b>FÍSICOS- QUÍMICOS</b>				
Aceites y Grasas	mg/L	5		10
Bicarbonatos	mg/L	518		**
Cianuro Wad	mg/L	0,1		0,1
Cloruros	mg/L	500		**
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/ Co	100 (a)		100 (a)
Conductividad	( $\mu$ S/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	40		40
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Fluoruros	mg/L	1		**
Nitratos (NO <sub>3</sub> -N) + Nitritos (NO <sub>2</sub> -N)	mg/L	100		100
Nitritos (NO <sub>2</sub> -N)	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 4		≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5		6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	1 000		1 000
Temperatura	°C	Δ 3		Δ 3
<b>INORGÁNICOS</b>				
Aluminio	mg/L	5		5

Fuente: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua. DECRETO SUPREMO N° 004- 2017- MINAM

### ANEXO 3. PANEL FOTOGRÁFICO



Residuos sólidos en el cauce del río Huatanay



Desbordes del río por inundaciones



Residuos sólidos arrojados por la población

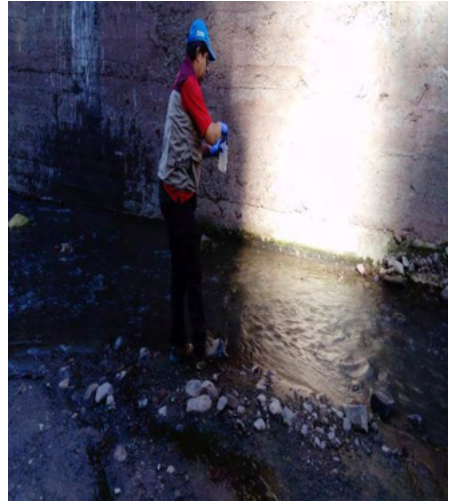


Animal bebiendo el agua del río Huatanay

Ubicación de los Puntos de muestreo



Río Saphi – RSaph-01



Aguas abajo del campamento de la Municipalidad del Cusco



Río Huancaro – RHuan-01



Unión río Chocco y Río Corimachahuainiyoc





Río Huancaro – Rhuan-02



Puente Margen derecha, altura colegio San José



Río Huatanay – RHuat-01



Aguas abajo del mercado Molino, altura del Puente Simón



Río Huatanay – RHuat-02



Altura del puente peatonal Tomas Katary



Río Huatanay – RHuat-03

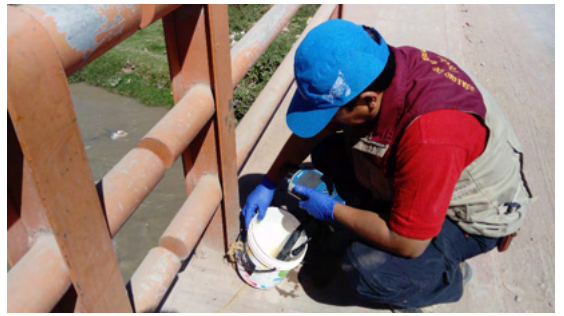


Altura del puente del Policlinio PNP





Río Huatanay – RHuat-04



Altura del puente de Petro Perú



Río Huatanay – RHuat-05



Altura puente de la Facultad de Agronomía  
UNSAAC- Kayra



Río Huatanay – RHuat-06



Aguas debajo de la descarga de la PTAR San  
Jerónimo aprox. 400 m.



Río Cachimayo – Rcach-01



Aguas arriba antes de tributar al Río Huatanay



Muestreo de suelo



Suelo – S-01



Facultad de Agronomía UNSAAC- Kayra (sembrío de maíz)



Suelo S-02



Angostura (suelo regado por las aguas del río Huatanay)



Comportamiento de la concentración de detergentes en el período lluvioso.



Comportamiento de la concentración de detergentes en el período seco

## SOBRE LOS AUTORES

**MERY LUZ MASCO-ARRIOLA**, Profesora principal de la Escuela Profesional de Ingeniería Química, de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC, Perú). Ingeniero Químico (UNSAAC, Perú), Maestría en Ciencia de los Alimentos (University of Illinois at Urbana Champaign, USA), Doctor en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (UNA, Perú). Actualmente es decano de la Facultad de Ingeniería de Procesos – UNSAAC. <https://orcid.org/0000-0002-5156-6464>

**DAVID CHOQUE-QUISPE**, Docente investigador RENACYT, Ingeniero Químico (UNSAAC, Perú), Maestro en Ciencias (UNSAAC, Perú), Ingeniero Ambiental (UAP) y Dr. en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), Doctorante en Ingeniería de Recursos Hídricos y Ambiental (UFPR, Brasil); actualmente es docente Asociado Ordinario en la Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial (UNAJMA), Responsable del Laboratorio de Investigación en Control y Análisis de Aguas, miembro del Grupo de Investigación en Nutraceúticos y Biopolímeros (GINBIO), Coordinador del Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA). <https://orcid.org/0000-0003-4002-7526>

**EDGAR L. MARTÍNEZ-HUAMÁN**, Docente Investigador RENACYT, Licenciado en Educación (UMCH, Perú), Magister en Educación (UPEU, Perú) y Doctor en Educación (UPEU, Perú); actualmente es docente principal adscrito al Departamento Académico de Educación y Humanidades de la Universidad Nacional José María Arguedas. Ha sido Vicepresidente Académico, Director de Instituto de Investigación, Coordinador de Facultad, Director de Escuela Profesional, Director de Departamento Académico, Director de Calidad Educativa, Secretario General de la UNAJMA. <https://orcid.org/0000-0002-3839-7723>

**YUDITH CHOQUE-QUISPE**, Docente Investigador RENACYT, Ingeniero Agrónomo (UNSAAC, Perú), Ingeniero Ambiental (UAP, Perú), Magister en Ingeniería Civil – Recursos Hídricos y Medio Ambiente (UNSAAC, Perú), Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), Profesor en la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental (UNAJMA, Perú), Miembro del Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA). <https://orcid.org/0000-0002-3690-7267>

**AYDEÉ M. SOLANO-REYNOSO**, Investigadora RENACYT, Profesora de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental (UTEA, Perú), Bióloga-Microbióloga (UNSCH, Perú), Magister en Educación Superior (UAP, Perú), Doctora en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), Miembro del Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA). <https://orcid.org/0000-0002-1835-2210>



**ANTONIETA MOJO-QUISANI**, Profesor Auxiliar de la Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial, de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC, Perú). Ingeniero Agroindustrial (UNSAAC, Perú). Magister en Ciencia y Tecnología de Alimentos (UNSAAC, Perú). Actualmente es docente de la Facultad de Ingeniería de procesos - UNSAAC. <https://orcid.org/0000-0002-4370-4409>

**JOHN PETER AGUIRRE-LANDA**, Licenciado en Administración, Magíster en Gestión Pública y Doctor en Administración. Ha sido Jefe de Recursos Humanos, Director de Administración, Director de Planificación y Presupuesto. En el sector privado ha ocupado cargos como Jefe de la Oficina de Planeamiento, Gerente de Riegos y Gerente General. Actualmente es docente asociado de la UNAJMA donde ha ocupado cargos como Director del Departamento Académico, Director de la Escuela Profesional de Administración de Empresas, Director de la Oficina Central de Admisión, Secretario Académico de Facultad de Ciencias de la Empresa, Director del Centro Pre Universitario, y Director de la Oficina de Responsabilidad Social Universitaria. <https://orcid.org/0000-0002-6604-9371>

**AYDEÉ KARI-FERRO**, Ingeniero Agrónomo (UJCM, Perú), Magister en Gestión Pública (UCV, Perú), Profesor en la Escuela Académica Profesional de Ingeniería Agroecológica y Desarrollo Rural (UNAMBA, Perú). <https://orcid.org/0000-0001-7598-7450>

**YBAR G. PALOMINO-MALPARTIDA**, Profesor principal de la Escuela Profesional de Ingeniería Química, de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga (UNSCH, Perú). Ingeniero Químico (UNSCH, Perú), Maestría en Ciencias de la Ingeniería Química, Mención en Ingeniería en Gestión y Desarrollo de Recursos Naturales (UNSCH), Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UNFV, Perú). Actualmente es docente de la Facultad de Ingeniería Química y Metalurgia - UNSCH. <https://orcid.org/0000-0002-7158-6972>

**JULIO CÉSAR LOAYZA-CÉSPEDES**, Ingeniero Agrónomo (UNJBG, Perú), Magister en Docencia Universitaria e Investigación Pedagógica (USP, Perú), Doctor en Ciencia Tecnología y Medio Ambiente (UNA, PERÚ), Profesor la Escuela de Ingeniería Agropecuaria - Ciencias Agrarias (UNSAAC, Perú). <https://orcid.org/0000-0003-3160-7799>

**MIRIAM CALLA-FLOREZ**, profesora principal de la Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial (UNSAAC). Ingeniero Agroindustrial UNSAAC, Perú), Especialista en Toxicología y Control Alimentario (UNAS, Perú), Maestría en Docencia Universitaria e Investigación Pedagógica (USP, Perú), Doctora en Gestión y Ciencias de la Educación (USP, Perú), Docente de la Facultad de Ingeniería Procesos, maestrante en Ciencia y Tecnología de Alimentos (UNAP, Perú), Doctora en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú).

**YADYRA QUISPE-QUISPE**, Ingeniero Ambiental (UC, Perú), Maestrante en Recursos Hídricos (UAC, Perú), Especialista en Gestión ambiental. <https://orcid.org/0000-0002-5232-693X>

# CONTAMINANTES TENSIOATIVOS:

El Huatanay, un río altoandino, Cusco, Perú



-  [www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)
-  [contato@atenaeditora.com.br](mailto:contato@atenaeditora.com.br)
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  [www.facebook.com/atenaeditora.com.br](https://www.facebook.com/atenaeditora.com.br)

# CONTAMINANTES TENSIOATIVOS:

El Huatanay, un río altoandino, Cusco, Perú



-  [www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)
-  [contato@atenaeditora.com.br](mailto:contato@atenaeditora.com.br)
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  [www.facebook.com/atenaeditora.com.br](https://www.facebook.com/atenaeditora.com.br)