

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES DE LA ETAPA REMOJO
EN LA INDUSTRIA DE PELETERÍA”**

Presentada por:

JACQUELINE JANNET DIOSES MORALES

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE:

INGENIERA AMBIENTAL

Lima-Perú

2019

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS

**“TRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES DE LA ETAPA REMOJO
EN LA INDUSTRIA DE PELETERÍA”**

Presentada por:

JACQUELINE JANNET DIOSES MORALES

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERA AMBIENTAL

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dra. Rosemary Vela Cardich
PRESIDENTE

Mg. Sc. Wilfredo Celestino Baldeón Quispe
MIEMBRO

Mg. Quím. Mary Flor Césare Coral
MIEMBRO

Ph.D. Lizardo Visitación Figueroa
ASESOR

Mg. Sc. Lena Asunción Tellez Monzon
CO-ASESORA

DEDICATORIA

A mi madre por su apoyo, paciencia, enseñanzas y amor incondicional.

A mi madrina que se encuentra en el cielo, por su amor, consejos y por siempre motivarme a seguir mis sueños.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a mi asesor Ph. D. Lizardo Visitación por haber confiado en mí para la realización de este proyecto. Además, de sus consejos, asesorías, observaciones, propuestas, paciencia y continuo apoyo en la elaboración de esta investigación.

Agradecida también con mi co-asesora Mg. Sc. Lena Tellez, por su paciencia, consejos y apoyo para la elaboración de esta investigación.

Agradecida con mis padres, hermanos y abuelos por siempre brindarme su cariño, amor, comprensión y apoyo para seguir adelante con la realización de esta investigación.

Al Fondo de Investigación y Desarrollo para la Competitividad mediante el Convenio N° 376-PNICP-FIDECOM-PIMEN-2015 y a la empresa Ayllu Craftsman Perú S.A.C. por su apoyo y cooperación para el desarrollo del proceso de remojo y poder trabajar conjuntamente para la elaboración de esta investigación.

Al convenio MINEDU-UNALM 2016 por el apoyo financiero brindado para la realización de esta investigación.

A los nuevos jóvenes investigadores Yvell, Wendy, Kathiana, Jesús, Renzo y Roy; por su apoyo y cooperación en la etapa experimental de esta investigación.

Finalmente, quisiera agradecer a los técnicos de laboratorio; Mauricio de LASAQ y Edgar del laboratorio de Ing. Ambiental, por su paciencia y cooperación.

Muy agradecida con todos.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1 MARCO NORMATIVO.....	5
2.2 ESTUDIO DE LA PIEL.....	9
2.2.1 CALIDAD DE LA PIEL.....	10
2.2.2 ESTRUCTURA DE LA PIEL.....	10
2.2.3 COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA PIEL.....	11
2.2.4 PROTEÍNAS Y AMINOÁCIDOS DE LA PIEL	13
2.2.5 FOLÍCULOS PILOSOS.....	14
2.2.6 FIBRA DE ALPACA.....	15
2.3 INDUSTRIA DE LA PELETERÍA	16
2.3.1 DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD DE PELETERÍA EN EL PERÚ.....	16
2.3.2 COMERCIO DE PIELES EN EL PERÚ	17
2.4 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE PELETERÍA DE PIEL DE ALPACA	18
2.4.1 ETAPA DE RIBERA	20
2.4.2 ETAPA DE CURTIDO.....	21
2.4.3 ETAPA DE POST-CURTIDO.....	22
2.4.4 ETAPA DE ACABADO FINAL	22
2.5 IMPACTOS AMBIENTALES.....	22
2.6 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE PELETERÍA.....	24

2.6.1	INTERFERENCIAS EN LA DETERMINACIÓN DE LA DQO	26
2.7	TRATAMIENTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES	26
2.7.1	PRETRATAMIENTO.....	27
2.7.2	TRATAMIENTO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA	27
2.7.3	TRATAMIENTO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	28
2.7.4	TRATAMIENTO DE ARRASTRE CON AIRE (AIR STRIPPING)	31
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	33
3.1	ÁREA DE PROCEDENCIA DEL AGUA RESIDUAL.....	33
3.2	ÁREA DE EJECUCIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	34
3.3	IDENTIFICACIÓN DE ACTIVIDADES DEL PROCESO DE REMOJO	35
3.4	RECOLECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA ETAPA DE REMOJO DEL PROCESO DE PELETERÍA.....	37
3.5	DETERMINACIÓN DEL PH ÓPTIMO PARA EL PROCESO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA.....	41
3.6	DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN- FLOCULACIÓN	42
3.7	DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN.....	44
3.8	CARACTERIZACIÓN DEL LODO.....	45
3.9	ANÁLISIS DE DATOS.....	46
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	47
4.1	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA ETAPA DE REMOJO DEL PROCESO DE PELETERÍA.....	47
4.2	DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA	67
4.2.1	RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO	67
4.2.2	SELECCIÓN DEL PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA	74

4.3	DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN	83
4.3.1	RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN	83
4.3.2	SELECCIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	91
4.4	DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN.....	105
4.4.1	RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO	105
4.4.2	SELECCIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIRECIÓN	110
4.5	CONDICIONES ÓPTIMAS DE TRATAMIENTO	116
4.6	CARACTERIZACIÓN DEL LODO GENERADO.....	119
V.	CONCLUSIONES	121
VI.	RECOMENDACIONES	123
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	124
VIII.	ANEXOS.....	146

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Límite Máximo permisible de efluentes para aguas superficiales	5
Tabla 2: Anexo N° 1 de los valores máximos admisibles.	7
Tabla 3: Anexo N° 2 de los valores máximos admisibles.	7
Tabla 4: Composición química de la piel fresca de ovino, alpaca y caprino.	12
Tabla 5: Composición química de la piel de vacuno.....	12
Tabla 6: Composición química de pieles de alpaca conservadas	13
Tabla 7: Composición de aminoácidos del colágeno	14
Tabla 8: Impureza y fibra limpia de vellón de alpaca.	15
Tabla 9: Aminoácidos en la fibra de Alpaca (μ moles/gr. muestra seca).	16
Tabla 10: Exportaciones por el sector pieles y cueros-Febrero 2016.....	17
Tabla 11: Países importadores de artículos de pieles de alpaca del Perú.	18
Tabla 12: Comparación de las caracterizaciones físico-química de las aguas residuales de remojo.	25
Tabla 13: Requerimientos químicos del proceso de remojo.	35
Tabla 14: Codificación del proceso de aireación.....	45
Tabla 15: Caracterización Físicoquímica del agua residual de la etapa de remojo del proceso de peletería de piel de alpaca comparada con los VMA.	49
Tabla 16: Resultados de turbidez final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.	68
Tabla 17: Resultados de DQO y SST final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.	70
Tabla 18: Resultados de Nitrógeno total y amoniacal final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.....	71
Tabla 19: Resultados de los parámetros analizados después del tratamiento aplicado de precipitación química a pH 12.	72
Tabla 20: Promedios de los parámetros analizados después de los tratamientos aplicados de precipitación química.....	73

Tabla 21: Promedios de los porcentajes de remoción de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados de precipitación química.	74
Tabla 22: Promedio de los niveles de turbidez final y porcentajes de remoción con los tratamientos aplicados para la muestra 3.	75
Tabla 23: Promedio de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados de precipitación química.	80
Tabla 24: Resultados de turbidez final después de aplicado los tratamientos de coagulación-floculación.	84
Tabla 25: Resultados de SST y DQO final del proceso de coagulación-floculación.	87
Tabla 26: Resultados de nitrógeno amoniacal y total final después del proceso de coagulación-floculación.	88
Tabla 27: Resultados de parámetros analizados en el proceso de coagulación-floculación.	90
Tabla 28: Promedio de los niveles de turbidez y porcentajes de remoción con los coagulantes aplicados.	91
Tabla 29: Promedios finales de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados.	102
Tabla 30: Resultados de DQO final con los tratamientos de aireación.	106
Tabla 31: Resultados de nitrógeno amoniacal y total final con los tratamientos de aireación.	108
Tabla 32: Resultados de los parámetros analizados con los tratamientos de aireación.	109
Tabla 33: Promedios de DQO, nitrógeno amoniacal y total final con los tratamientos analizados.	113
Tabla 34: Comparación de las características físico-químicas del agua residual tratada con los valores máximos admisibles.	116
Tabla 35: Caracterización físico-química del lodo residual mezclado.	119
Tabla 36: Caracterización microbiológica del lodo residual mezclado.	120
Tabla 37: Descripción estadística básica de los parámetros físico-químicos caracterizados.	146
Tabla 38: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de precipitación química.	148

Tabla 39: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.	149
Tabla 40: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.	150
Tabla 41: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.	150
Tabla 42: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de precipitación química.	151
Tabla 43: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.	152
Tabla 44: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.	153
Tabla 45: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.	154
Tabla 46: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de SST del proceso de precipitación química.	154
Tabla 47: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de SST del proceso de precipitación química.	155
Tabla 48: ANOVA de eficiencia de remoción de SST de los tratamientos de precipitación química.	156
Tabla 49: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de SST de los tratamientos de precipitación química.	157
Tabla 50: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de DQO del proceso de precipitación química.	157
Tabla 51: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO con el proceso de precipitación química.	158
Tabla 52: ANOVA de eficiencia de remoción de DQO de los tratamientos de precipitación química.	159
Tabla 53: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de DQO de los tratamientos de precipitación química.	160

Tabla 54: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.	160
Tabla 55: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.....	161
Tabla 56: ANOVA de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal de los tratamientos de precipitación química.....	162
Tabla 57: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.	163
Tabla 58: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.....	164
Tabla 59: ANOVA de eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del tratamiento de precipitación química.....	164
Tabla 60: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total de los tratamientos de precipitación química.	165
Tabla 61: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de coagulación-floculación.	166
Tabla 62: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	167
Tabla 63: Información de los factores para el análisis de varianza del proceso de coagulación-floculación.....	167
Tabla 64: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.....	168
Tabla 65: Resumen del modelo.	168
Tabla 66: Análisis de variabilidad.	168
Tabla 67: Ajustes y diagnósticos para observaciones poco comunes.	169
Tabla 68: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación.....	169
Tabla 69: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de coagulante.	169
Tabla 70: Tukey de eficiencia de remoción para dosis de coagulante.	169
Tabla 71: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación y tipo de coagulante.....	170

Tabla 72: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación y dosis de coagulante.	170
Tabla 73: Tukey de eficiencia de Remoción para tipo de coagulante y dosis de coagulante.	170
Tabla 74: Comparaciones por parejas de Tukey de remoción para tipo de precipitación, tipo de coagulante y dosis de coagulante.	170
Tabla 75: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Turbidez del proceso de coagulación-floculación.	171
Tabla 76: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	172
Tabla 77: ANOVA de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	172
Tabla 78: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	173
Tabla 79: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.	174
Tabla 80: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.	175
Tabla 81: ANOVA de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.	176
Tabla 82: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.	177
Tabla 83: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.	178
Tabla 84: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.	179
Tabla 85: ANOVA de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.	179
Tabla 86: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.	180

Tabla 87: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.	181
Tabla 88: Descripción estadística de las concentraciones finales de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.	181
Tabla 89: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.	182
Tabla 90: ANOVA de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.	182
Tabla 91: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.	183
Tabla 92: Descripción estadística de las concentraciones finales de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.	183
Tabla 93: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.	184
Tabla 94: ANOVA de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.	185
Tabla 95: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.	186
Tabla 96: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.	187
Tabla 97: ANOVA de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.	187
Tabla 98: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.	188
Tabla 99: Descripción estadística de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.	189
Tabla 100: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.	190
Tabla 101: ANOVA de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.	190
Tabla 102: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal de los tratamientos de aireación.	191

Tabla 103: Descripción estadística de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.....	192
Tabla 104: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.....	193
Tabla 105: ANOVA de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.....	193
Tabla 106: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de Nitrógeno Total de los tratamientos de aireación.....	194

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Partes de la piel	9
Figura 2: Flujograma del proceso de curtido de pieles de alpaca.....	19
Figura 3: Coagulación.	31
Figura 4: Ubicación del lugar de colecta de muestra.....	34
Figura 5: Lugar de ejecución del tratamiento y análisis de los parámetros.....	34
Figura 6: Proceso de Remojo.	37
Figura 7: Variación de pH.	52
Figura 8: Variación de Temperatura.....	53
Figura 9: Variación de DBO ₅ en las caracterizaciones.....	54
Figura 10: Variación de DQO en las caracterizaciones.....	56
Figura 11: Variación de Cloruros (mg/L) en las caracterizaciones.	58
Figura 12: Variación de la conductividad eléctrica en las caracterizaciones.	59
Figura 13: Variación de Turbidez en las caracterizaciones.....	59
Figura 14: Variación de SST en las caracterizaciones.	60
Figura 15: Variación de Nitrógeno Total en las caracterizaciones.....	62
Figura 16: Variación de Nitrógeno Amoniacal en las caracterizaciones.....	63
Figura 17: Variación de Sulfatos (mg/L) en las caracterizaciones.	65
Figura 18: Relación DBO ₅ /DQO.....	66
Figura 19: Eficiencias de remoción de turbidez con los seis tratamientos aplicados.....	76
Figura 20: Gráficas de intervalos de porcentajes de remoción con los tratamientos aplicados de precipitación química.....	79
Figura 21: Factores principales para la eficiencia de remoción de turbidez.	92
Figura 22: Factores principales sobre la eficiencia de remoción de turbidez.....	93
Figura 23: Interacciones de los factores sobre la eficiencia de remoción de turbidez.	95
Figura 24: Comparación de eficiencias de remoción con dosis de Cloruro Férrico y Sulfato de Aluminio con dos tipo de agua residual precipitada.	96
Figura 25: Comparación de eficiencias de remoción con dosis de Cloruro Férrico y Sulfato de Aluminio sobre el agua residual precipitada con cal.	96

Figura 26: Gráficas de intervalos de porcentajes de remoción con los 6 tratamientos aplicados.	100
Figura 27: Concentración final de DQO con los 5 tratamientos de aireación.	107
Figura 28: Intervalos de los porcentajes de remoción de DQO, nitrógeno amoniacal y total con los 6 tratamientos aplicados.	112
Figura 29: Prueba de Normalidad de turbidez, pH, temperatura, conductividad eléctrica, sulfatos, fosfatos y fluoruro.	147
Figura 30: Prueba de Normalidad de SST, DQO, DBO ₅ , DQO real, nitrógeno amoniacal, y nitrógeno total.	147
Figura 31: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.	148
Figura 32: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.	152
Figura 33: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de SST del proceso de precipitación química.	155
Figura 34: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de DQO del proceso de precipitación química.	158
Figura 35: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.	161
Figura 36: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.	163
Figura 37: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	166
Figura 38: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.	171
Figura 39: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.	175
Figura 40: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.	178
Figura 41: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.	181

Figura 42: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.	184
Figura 43: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de la DQO del proceso de aireación.	186
Figura 44: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.	189
Figura 45: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.	192

ÍNDICE DE ANEXOS

8.1	ANEXO 1: ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	146
8.1.1	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES	146
8.1.2	DETERMINACIÓN DEL PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA	148
8.1.3	DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN- FLOCULACIÓN.....	166
8.1.4	DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN	185
8.2	ANEXO 2: INFORMES DE ENSAYO DE LABORATORIO	195
8.2.1	RESULTADOS DEL LABORATORIO DEL AGUA RESIDUAL DE ENTRADA DE LA ETAPA DE REMOJO.....	195
8.2.2	RESULTADOS DE DQO Y SULFUROS EN EL PROCESO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA.	197
8.2.3	RESULTADOS DE LABORATORIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA SALIDA DEL TRATAMIENTO.	198
8.2.4	RESULTADOS DEL ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DEL LODO DEL TRATAMIENTO EN CONJUNTO DE COAGULACIÓN FLOCULACIÓN.....	201
8.2.5	RESULTADOS DEL ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO DEL LODO RESIDUAL DEL TRATAMIENTO EN CONJUNTO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA Y COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	202
8.3	REGISTRO FOTOGRÁFICO.....	203
8.3.1	MATERIALES.....	203
8.3.2	EQUIPOS	204
8.3.3	CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE REMOJO.....	205
8.3.4	PRE-TRATAMIENTO	205

8.3.5	PRECIPITACIÓN QUÍMICA	206
8.3.6	DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.....	207
8.3.7	AIREACIÓN.....	208

RESUMEN

Las aguas residuales de la etapa de remojo de la producción de pieles de alpaca se caracterizan por presentar alta carga orgánica, sólidos suspendidos y alta salinidad; son descargadas sin ningún tipo de tratamiento contaminando cuerpos de agua, suelo y/o afectando los sistemas de alcantarillado público. Por ello, fue necesario implementar una alternativa de tratamiento. La presente investigación tiene como propósito la determinación de la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento propuesto de las aguas residuales de la etapa remojo en la industria de peletería, que se llevó a cabo en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UNALM. Se realizó la caracterización físico-química de las aguas residuales de la etapa de remojo, luego se aplicó un proceso de precipitación química, seguido de un proceso de coagulación-floculación y finalmente un proceso de aireación. Los resultados de la caracterización evidenciaron que estas aguas residuales son altamente variables dependiendo principalmente por el tipo de preservación, el origen y calidad de las pieles de alpaca. Se obtuvieron rangos de turbidez de 930-3220 NTU, SST de 2380.95-3574 mg/L, DQO de 5137.5-12470.83 mg/L, DBO₅ de 4170-9827.09 mg/L. Los principales problemas provinieron de las altas concentraciones de aceites y grasas, DBO₅, DQO, SST, aluminio y nitrógeno amoniacal ya que no cumplieron con los valores máximos admisibles del D.S. 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria. El sistema de tratamiento propuesto aplicado, logró alcanzar eficiencias de: 99.71 por ciento de turbidez, 78.89 por ciento de DQO, 98.69 por ciento de SST, 53.02 por ciento de nitrógeno amoniacal y 82.67 por ciento de nitrógeno total. Llegándose a cumplir con la normativa, dependiendo de las concentraciones iniciales.

Palabras clave: Efluente de remojo, tratamiento, precipitación isoelectrica, coagulación-floculación, aireación, eficiencia de remoción.

ABSTRACT

The wastewater from the soaking stage of alpaca skins' production is characterized by high organic load, suspended solids and high salinity; they are discharged without any type of treatment contaminating waters bodies, soil and/or affecting public sewage systems. Therefore, it was necessary to implement a treatment alternative. This research has as purpose the determination of the removal efficiency of the proposed treatment system of wastewater from the soaking stage in the leatherworking industry, which was carried out in the Environmental Engineering laboratory of the UNALM. The physical-chemical characterization of the wastewater from the soaking stage was carried out, then a chemical precipitation process was applied, followed by a coagulation-flocculation process and finally an aeration process. The characterization's results showed that these wastewaters are highly variable depending mainly on the alpaca skins' type of preservation, origin and quality. Turbidity ranges of 930-3220 NTU, SST of 2380.95-3574 mg/L, COD of 5137.5-12470.83 mg/L, and BOD₅ of 4170-9827.09 mg/L were obtained. The main problems came from the high concentrations of oils and fats, BOD₅, COS, TSS, aluminum and ammoniacal nitrogen since they didn't comply with the maximum admissible values of D.S. 010-2019-VIVIENDA and its modification. The proposed treatment system applied, achieved efficiencies of: 99.71 percent of turbidity, 78.89 percent of COD, 98.69 percent of TSS, 53.02 percent of ammoniacal nitrogen and 82.67 percent of total nitrogen. Getting to fulfill with the regulation, depending on the initial concentrations.

Keywords: Soaking effluent, treatment, isoelectric precipitation, coagulation-flocculation, aeration, removal efficiency.

I. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales es un proceso que incorpora transformaciones físicas, químicas y biológicas, con la finalidad mejorar la calidad de las aguas removiendo los contaminantes físicos, químicos y biológicos. Para las regiones andinas los Camélidos Sudamericanos (CSA) son una fuente de materia prima importante, dentro de este grupo se divide en dos especies domésticas, la alpaca y la llama; y dos silvestres, la vicuña y el guanaco (FAO 2005). La alpaca es fundamental para el proceso de curtido de pieles. El curtido de pieles nace ante la necesidad del hombre primitivo de abrigarse (Sánchez 2003). Después de los años 20, se produce el consumo de productos de peletería. (Cueronet s. f.).

La industria de peletería ha ido creciendo a través del tiempo, y los productos son demandados. El número de empresas curtidoras informales en el Perú ha incrementado considerablemente, la mayoría de curtidoras formales pasaron a formar parte del grupo de las informales. Además, por el crecimiento de las ciudades, las empresas curtidoras se encuentran cerca de zona urbanas y muchas otras realizan sus operaciones dentro de sus casas, de esta manera estas empresas no realizan tratamiento alguno (Miller *et al.* 1999). Se generan efluentes con alta carga de contaminantes, residuos sólidos y emisiones atmosféricas (OIT 1998). Todos estos componentes contribuyen en la alteración de la calidad de las aguas afectando el medio acuático.

Las empresas industriales utilizan una gran cantidad de agua e insumos químicos, los cuales producen un gran problema en el efluente, infiltrándose y contaminando las aguas subterráneas (Imran *et al.* 2012). En los procesos de peletería se utiliza una gran cantidad de agua, generándose de 30 a 35 m³ de aguas residuales por cada tonelada de pieles procesadas (Lofrano *et al.* 2013). Aunque la cantidad puede variar de 10 a 100 m³ por tonelada de pieles procesadas dependiendo del proceso de producción, insumos utilizado y del producto

terminado (Tunay *et al.* 1995). Los efluentes están compuestos por sangre, piel, estiércol, sales de cromo, sal común, sulfuros, grasas, sulfuro de sodio, cal, cromo, proteínas y tensoactivos (CONAMA 1999).

Las operaciones del proceso de curtido de pieles tienen diferentes etapas, cada una de ellas utiliza diferentes insumos, por lo cual los efluentes son distintos. De acuerdo a cada proceso industrial, la cantidad y el grado de toxicidad varía (Shen 1999). Por ello, es importante determinar las características de los efluentes de la industria de peletería a fin de aplicar un tratamiento adecuado a su proceso. En la etapa de remojo se utiliza un promedio de 20 litros por cada kilogramo de piel (Zarate 1993). Los efluentes de esta etapa constan con una alta carga orgánica (sangre, estiércol, grasas y otros), sólidos suspendidos y sedimentables, grasas, cloruros y si son necesarios en el proceso, tensoactivos y biocidas (Emmer y Campo 2014).

Los efectos negativos sobre el medio ambiente que genera la industria de curtido tienen la misma magnitud a las industrias de petróleo y minería, sus efluentes son sumamente contaminantes conteniendo metales pesados (como el cromo, y en algunos casos aluminio y titanio), sólidos en suspensión, sales inorgánicas, sulfuros, gran cantidad de materia putrescible y polímeros orgánicos. Por ello, sus aguas residuales son difíciles de purificar, generando gran cantidad de lodos. (Esparza y Gamboa 2001). Además, los efectos sobre el alcantarillado son las incrustaciones de carbonato de calcio y la deposición de sólidos en las tuberías, sumado al deterioro de materiales de concreto o cemento debido a los sulfuros y sulfatos presentes en el efluente líquido (Zárate *et al.* 1993). Al no tratar los efluentes de la etapa de remojo no solo generan efectos nocivos sobre la calidad de agua, sino también deteriora sistema del alcantarillado público y la salud de las personas

Actualmente las empresas dedicadas a la industria de peletería no realizan un tratamiento a sus efluentes, sobrepasando los valores máximos admisibles (VMA) del alcantarillado público generando corrosión de las tuberías por la gran concentración de cloruros, deterioro de la calidad de los cuerpos de agua y deterioro del suelo. Asimismo, generan malos olores que afectan negativamente la calidad del aire, la salud de los propios trabajadores y de la población

aledaña. Es por ello que esta investigación plantea realizar el tratamiento de los efluentes de la etapa de remojo, con el fin de disminuir la carga de contaminantes

La presente investigación busca una alternativa de tratamiento que sea económicamente viable, el proceso de coagulación-floculación es uno de los tratamientos más importantes para reducir la carga de contaminantes en los efluentes (Aboulhassan *et al.* 2008); por lo tanto, se aplicó un tratamiento en conjunto a los efluentes líquidos de la etapa de remojo de la industria de peletería como la precipitación química, la coagulación-floculación y un proceso de aireación para disminuir la carga de contaminantes en el efluente.

Los objetivos de la investigación son los siguientes:

Objetivo Principal:

- Determinar la eficiencia del tratamiento por precipitación química, coagulación-floculación y aireación para el tratamiento de las aguas residuales de la etapa de remojo de la industria de peletería.

Objetivos Específicos:

- Caracterizar las aguas residuales generadas en la etapa de Remojo en función de los parámetros establecidos en el D.S N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria.
- Determinar el pH óptimo del tratamiento de precipitación química en la etapa de remojo, que genere mejores eficiencias de remoción de los parámetros de Turbiedad, DQO, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total.
- Determinar la dosis óptima del tratamiento de coagulación-floculación en la etapa de remojo, que genere mejores eficiencias de remoción de los parámetros de Turbiedad, DQO, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total.

- Determinar el tiempo óptimo de aireación en la etapa de remojo, que genere mejores eficiencias de remoción de los parámetros de DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total.
- Caracterizar físico-química y microbiológicamente el lodo generado del sistema de tratamiento aplicado.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 MARCO NORMATIVO

2.1.1 DECRETO SUPRENO N° 003-2002-PRODUCE

Norma que aprueba los límites máximos permisibles y valores referenciales para las actividades industriales de cemento, cerveza, curtiembre y papel.

Tabla 1: Límite Máximo permisible de efluentes para aguas superficiales

Parámetro	Unidad	LMP	
		Nueva	En curso
pH	Unidad	5.0-8.5	5.0-8.5
Temperatura	°C	35	35
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	50	30
Aceites y grasas	mg/L	25	20
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	50	30
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	250	50
Sulfuro	mg/L	1	0.5
Cromo VI	mg/L	0.3	0.2
Cromo Total	mg/L	2.5	0.5
Coliformes Fecales	NMP/100ml	4000	1000
N-NH ₄	mg/L	20	10

FUENTE: PRODUCE 2002.

2.1.2 DECRETO SUPREMO N° 021-2009-VIVIENDA

Con el fin de regular las concentraciones de contaminantes en las descargas de aguas residuales al sistema de alcantarillado, evitar el deterioro de las instalaciones, infraestructura sanitaria, maquinarias, equipo y asegurar el adecuado funcionamiento de los sistemas de alcantarillados y de las plantas de tratamientos de aguas residuales, se aprobó los Valores

Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario; norma publicada el 20 de noviembre de 2009. La misma que entró en vigencia cuando se aprobó el Reglamento de la presente norma.

2.1.3 DECRETO SUPREMO N° 003-2011-VIVIENDA

El 22 de mayo de 2011, se publicó en el Diario El Peruano el D.S N° 003-2011-VIVIENDA, donde se aprobó el reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA, a fin de regularizar los procedimientos para el control de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario.

2.1.4 DECRETO SUPREMO N° 010-2012-VIVIENDA

La norma modificó el D.S N° 003-2011-VIVIENDA, que aprobó el reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA, con la finalidad de establecer procedimientos para controlar descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. La norma fue publicada el 4 de marzo de 2012.

2.1.5 DECRETO SUPREMO N° 001-2015-VIVIENDA

La norma modificó diversos artículos del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA así como de su reglamento, aprobado mediante D.S. N° 003-2011-VIVIENDA y modificado por el D.S. N° 010-2012-VIVIENDA, con el fin de actualizarlo y ajustarlo a la realidad del país. El VMA de la concentración de sulfatos se modificó a 1000 mg/L; la norma fue publicada el 10 de enero de 2015.

2.1.6 DECRETO SUPREMO N° 010-2019-VIVIENDA

Con el objeto de establecer los parámetros de los Valores Máximos Admisibles (VMA), regular el procedimiento de control de las descargas de aguas residuales no domésticas en el

sistema de alcantarillado, preservar la infraestructura sanitaria, maquinarias, equipos e incentivar el tratamiento de las aguas residuales se aprobó el Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA, que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Se derogaron los decretos supremos N° 021-2009-VIVIENDA, N° 003-2011-VIVIENDA y sus respectivas modificatorias. Es importante indicar que la presente investigación se realizó antes de que entrara en vigencia la nueva normativa.

Tabla 2: Anexo N° 1 de los valores máximos admisibles.

Parámetro	Unidad	Expresión	VMA
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	DBO ₅	500
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	DQO	1000
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	S.S.T	500
Aceites y grasas	mg/L	A y G	100

FUENTE: VIVIENDA 2019a.

Tabla 3: Anexo N° 2 de los valores máximos admisibles.

Parámetro	Unidad	Expresión	VMA
Aluminio	mg/L	Al	10
Arsénico	mg/L	As	0.5
Boro	mg/L	B	4
Cadmio	mg/L	Cd	0.2
Cianuro	mg/L	CN ⁻	1
Cobre	mg/L	Cu	3
Cromo hexavalente	mg/L	Cr ⁺⁶	0.5
Cromo total	mg/L	Cr	10
Manganeso	mg/L	Mn	4
Mercurio	mg/L	Hg	0.02
Níquel	mg/L	Ni	4
Plomo	mg/L	Pb	0.5
Sulfatos	mg/L	SO ₄ ⁻²	1000
Sulfuros	mg/L	S ⁻²	5
Zinc	mg/L	Zn	10
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	NH ⁺⁴	80
pH	unidad	pH	6-9
Sólidos Sedimentables	ml/L/h	S.S	8.5
Temperatura	°C	T	< 35

FUENTE: VIVIENDA 2019a.

2.1.7 DECRETO SUPREMO N° 014-2019-VIVIENDA

Decreto Supremo que modifica la única disposición transitoria final del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA.

2.1.8 RESOLUCIÓN DE CONSEJO DIRECTIVO N° 025-2011-SUNASS-CD

Norma que aprobó la Metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en el Anexo 1 del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA y modificó el Reglamento General de Tarifas, así como el Reglamento de Calidad de la Prestación de los Servicios de Saneamiento. La norma fue publicada el 20 de julio de 2011.

2.1.9 RESOLUCIÓN DE CONSEJO DIRECTIVO N° 044-2012-SUNASS-CD

Norma que aprobó la Directiva sobre VMA de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario y modificó el Reglamento General de Supervisión, Fiscalización y Sanción de las Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento. La norma fue publicada el 10 de enero de 2013.

2.1.10 RESOLUCIÓN MINISTERIAL N° 116-2012-VIVIENDA

Norma que aprobó los parámetros para las actividades que según la Clasificación Internacional (CIU) serán de cumplimiento obligatorio por parte de los Usuarios No Domésticos, en aplicación del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA,

2.1.11 RESOLUCIÓN MINISTERIAL. N° 360-2016-VIVIENDA

Norma que modificó el anexo de la R.M. N° 116-2012-VIVIENDA. El curtido de pieles de alpaca se encuentra en la clasificación de curtido y adobo de cueros; adobo y teñido de pieles

(CIU 1511), siendo los parámetros obligatorios a cumplir: DBO₅, DQO, SST, A y G, pH, T°, SS, Cr, Cr⁺⁶, Nitrógeno Amoniacal, SO₄ y S⁻². La norma fue publicada el 19 de junio de 2012.

2.2 ESTUDIO DE LA PIEL

La piel es la formación anatómica que reviste el cuerpo de los animales, compuesto principalmente de proteína y agua (Hoinacki 1989); tiene la función de proteger el cuerpo, de trabajar como un órgano sensorial y termorregulador, y de participar en las respuestas inmunes (Eurell 2004). Es el principal material para el curtido, ésta sin alguna forma de preservación, en zonas húmedas, tiende a descomponerse (Rodríguez 1995). De acuerdo a la raza del animal, el sexo, la edad, y otras factores más, el espesor de la piel varía (Ayala 1948). Además, por su espesor y grado de compactación, se pueden distinguir 3 zonas: Crupón, cuello y falda. El Crupón, conformada por la zona dorsal y lumbar, corresponde al 45 por ciento del total de la piel fresca y es la zona más homogénea, compacta y de valor. El cuello, conformado por el cuello y cabeza del animal, corresponde el 25 por ciento del total de la piel fresca y es de espesor irregular (Gonçalves 2007, Morera 2002). Falda, conformada por zona de recubre el vientre y las patas, representa el 30 por ciento del total de la piel fresca y es la zona más irregular de la piel (Villagrán *et al.* 2006).

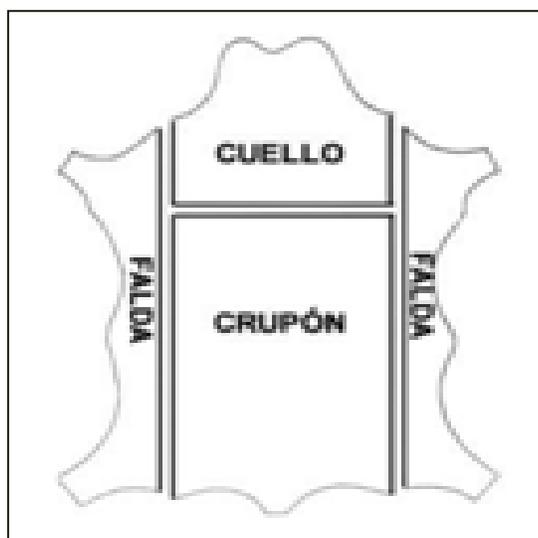


Figura 1: Partes de la piel
FUENTE: Villagrán *et al.* 2006

2.2.1 CALIDAD DE LA PIEL

La calidad de las pieles es un factor importante, ya que pieles deterioradas generan pérdidas monetarias, que depende de: la raza, pieles de razas especializadas son más suaves, delgadas y flexibles; edad y sexo, en animales jóvenes las pieles tienen más consistencia y flexibilidad que las de los adultos; arrugas; espesor, grosor varía de acuerdo a cada región; pigmento y melanina; exceso de grasa; flor marmórea y foto sensibilización; dieta y clima (Sanmiguel y Serrahima 2004). Además de ello, también depende de la forma de conservación y almacenamiento, la forma de transporte y de enfermedades infecciones (FAO 2001).

2.2.2 ESTRUCTURA DE LA PIEL

La estructura la piel de los camélidos sudamericanos al igual que en otras especies son relativamente similares; se encuentra conformada por la epidermis, corion o dermis, y la hipodermis o tejido subcutáneo (Mann 1961), ésta última varía según la zona en cuestión (Lacolla *et al.* 2010). Para conocer la estructura histológica de la piel, Torres et al (2007) realizó un corte de la región costal de la piel de alpaca y obtuvo que era delgada y no plegable, con grosor de 2.4 mm cercano al del camello de 3.6 mm pero más gruesa que el de la oveja de 2.6 mm.

- a. **Epidermis:** La epidermis corresponde a la zona externa de la piel, la cual consta de una estructura celular y diversos estratos de células epiteliales autorreproductoras. Esta no cuenta con vasos sanguíneos, y se alimenta de las células de la sangre y la linfa de la dermis sobre la cual reposa (Mann 1961). En las Alpacas, la epidermis consta de un grosor de 60 μm cercano al de camellos (60 μm) pero más gruesa que el de las ovejas de 27-42 μm , constituida por queratinocitos conformando un epitelio estratificado ligeramente queratinizado. La epidermis está conformada por 4 estratos diferenciados por la morfología de los queratinocitos: Estrato basal, espinoso, granuloso y córneo (Torres *et al.* 2007).

- b. El Corion o dermis:** La dermis es la parte principal de la piel para el proceso de curtido, compuesta por el tejido elástico o elastina, el tejido reticulina y principalmente del tejido conjuntivo (colágeno) (Mann 1961). La dermis de las alpacas es bastante gruesa principalmente por el tejido conectivo denso que describe pelos y nidos foliculares (Ciprián *et al.* 1988). Posee un grosor de 2,34 mm que está formada por tejido conjuntivo (Torres *et al.* 2007). Además, se diferencia de otras especies por la forma de distribución de sus capilares sanguíneos, ya que forman paquetes tortuosos alrededor de los grupos foliculares, los cuáles superan en cantidad a los de ovino y cerdo (Bustinza 2001). La dermis de la alpaca presenta tres zonas: dermis papilar de 240 μm de grosor, conformado por capilares, fibroblastos, algunos eosinófilos extravasados e histiocitos, y un tejido conectivo laxo con fibras colágenas finas; dermis reticular de 895 μm de grosor, conformada por tejido conectivo relativamente denso con fibras colágenas gruesas; y la dermis profunda de 899 μm de grosor, conformada por tejido conectivo denso de disposición irregular, con abundantes adipocitos, agrupados en lobulillos separados por septos de tejido conectivo (Torres *et al.* 2007).
- c. Hipodermis:** También llamado tejido subcutáneo, corresponde al tejido conjuntivo laxo que lo une con las zonas subyacentes del organismo, compuesta por fibras de colágeno y elastina; la grasa se encuentra en el tejido adiposo del lado de la carne aunque también se puede encontrar distribuido en forma de células discontinuas en la zona centro del corión (Mann 1961).

2.2.3 COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA PIEL

La piel está formada por agua, grasas, sustancias minerales, sustancias especiales y proteínas; entre las principales proteínas tenemos; albuminas y globulinas, escleroproteínas, mucinas y mucoides (Lemus *et al.* 1996). Las sustancias especiales corresponden a pigmentos, hidratos de carbono, sustancias volátiles, etc (Guanilo 1983). A continuación se muestra la composición química de la piel fresca de alpaca, Ovino y Caprino (tabla 4).

Tabla 4: Composición química de la piel fresca de ovino, alpaca y caprino.

Análisis	Ovino		Alpaca		Caprino	
	Cuello	Crupón	Cuello	Crupón	Cuello	Crupón
Humedad (%)*	70.1	70.47	69.07	70.4	68.24	71.84
Ceniza Total (%)*	1.45	1.12	1.17	0.98	1.2	0.99
Grasa Total (%)*	13.38	14.98	6.61	7.53	10.84	12.25
Proteína Total (%)*	83.16	81.8	91.23	90.08	86.86	84.92

(*): Base seca.

FUENTE: Guanilo 1983.

En la tabla 5 se presenta información correspondiente a la composición química de la piel de vacuno recién desollada.

Tabla 5: Composición química de la piel de vacuno.

Composición Química*	Porcentajes (%)
Agua	64
Proteínas	33
Grasas	2
Sustancias minerales	0.5
Otros	0.5

(*): Base seca.

FUENTE: Morera 2002.

Los resultados obtenidos por Guanilo (1983) y Morera (2002) mostraron que las pieles frescas de alpaca presentan mayor contenido de humedad en comparación con el ovino, caprino y vacuno (tablas 4 y 5). Además, el contenido de humedad es mayor en la zona del crupón que en el cuello. Con respecto al contenido de cenizas totales en las pieles frescas de alpaca son casi similares con las de ovino y caprino, siendo mayor en la zona del cuello que el crupón. Por otro lado, el contenido de proteínas es mayor que el ovino, caprino y vacuno. Asimismo, el contenido de grasas es similar al ovino y caprino pero mayor que el vacuno.

UNALM e ITINTEC (1981), obtuvieron como resultado que la composición química de pieles de alpaca tratadas con diferentes métodos de conservación (NaCl y 2 por ciento de CuSO₄) presenta lo siguiente:

Tabla 6: Composición química de pieles de alpaca conservadas

Composición Química	Cuello	Otros
Humedad %	8.7	13.59
Grasa Total % (*)	7.15	5.12
Proteína Total % (*)	63.11	66.88
Ceniza Total % (*)	36.99	38.78

(*): Base seca.

FUENTE: UNALM e ITINTEC 1981

La composición química de las pieles de alpaca varía de acuerdo al estado de conservación, el uso de sales incrementa el porcentaje de cenizas totales en comparación cuando éstas se encuentran en estado fresco (tablas 4 y 6). Por otro lado, el contenido de humedad y proteínas de pieles de alpaca conservadas disminuye. Finalmente, la piel de alpaca está compuesta principalmente de proteínas.

2.2.4 PROTEÍNAS Y AMINOÁCIDOS DE LA PIEL

La piel de alpaca en base seca está constituida principalmente, alrededor del 60 a 90 por ciento de proteínas (UNALM e ITINTEC 1981, Guanilo 1983), que son macromoléculas complejas importantes para la estructura y función de las células vivas, conformando el 50 por ciento o más del peso seco de éstas. Además, están compuestos por hidrógeno, carbono, oxígeno, nitrógeno y la mayoría por azufre aunque algunas presentan hierro, cobre, fósforo o zinc (Cheftel *et al.* 1989). La proteína principal que compone la piel de la alpaca es el colágeno (Torres *et al.* 2007), que es una proteína fibrosa (Cueva y León 1974) y simple, que forma parte de la proteína estructural de los tejidos conectivos (Bohinski 1978, Stryer 1976). Además, la piel también está compuesta por elastina, queratina, reticulina, miosina, albúmina, globulina y muco-proteínas. (Medina 1991).

El colágeno está compuesta por aminoácidos, que presentan un grupo carboxilo (-COOH) y un grupo amino (-NH₃), ambos unidos a un carbono central llamado carbono α y se diferencian entre sí por el grupo R unido también al carbono α (Fornaguera y Gómez 2004). De acuerdo al tipo de animal, la composición de aminoácidos del colágeno varía. No obstante, el colágeno es rico en prolina e hidroxiprolina que son aminoácidos necesarios para la estructura molecular

(Tedder *et al.* 1979). A continuación se presenta en la tabla 7 el contenido de aminoácidos del colágeno.

Tabla 7: Composición de aminoácidos del colágeno

Aminoácidos	Porcentaje (%)
Glicina	24.5
Alanina	9.8
Valina	1.7
Leucina	3.2
Isoleucina	1.3
Fenilalanina	2.2
Prolina	11.3
Serina	3.2
Treonina	1.7
Hidroxiprolina	9.1
Tirosina	0.5
Ácido Aspártico	5.5
Ácido Glutámico	13.7
Arginina	8.9
Lisina	3.2
α -Hidroxilisina	1
Histidina	0.6

FUENTE: Tedder *et al.* 1979.

2.2.5 FOLÍCULOS PILOSOS

Los folículos pilosos, son estructuras tubulares que rodean la fibra de la alpaca, cubren casi todo el espesor de la dermis. En la base del folículo piloso se encuentra el bulbo piloso. Los folículos piloso de la alpaca son: folículos simples que presentan una sola fibra y diámetro bastante grueso, con médula infalible y cuentan con una glándula sudorípara que en ocasiones desemboca al folículo o emerge libremente; y folículos compuestos o nido folicular, formado por un folículo primario y varios secundarios, compuestos por folículos de diferentes tipos y grosores, rodeados de tejido conectivo denso (Bustinza 2001). Los folículos secundarios poseen un diámetro de 200-250 μm y forman la fibra de alpaca. Además, los pelos procedentes de los folículos primarios salen separadamente (Torres *et al.* 2007).

2.2.6 FIBRA DE ALPACA

La fibra de alpaca es una estructura organizada y compuesta principalmente de queratina (INDECOPI 2010). Las fibras de alpaca contienen alrededor de 8-10 por ciento de humedad en condiciones naturales en la zona de la Sierra. Debido a la presencia de 5-10 por ciento de materia grasa, sudor y otras sustancias como tierra y arena, el vellón de la fibra blanca y grisienta tiene una coloración blanco grisáceo (Bustinza 2001). Existen dos razas de alpaca: la Wacaya, con vellón compuesto de fibras finas perpendiculares al cuerpo, con buena longitud y apariencia ondulada; y la Sury, que posee fibras más finas que la Wacaya, paralelas al cuerpo, agrupadas en mechales de forma espiral o rizadas (Brenes *et al.* 2001). A continuación se presenta en la tabla 8, la composición de impurezas de la fibra de alpaca.

Tabla 8: Impureza y fibra limpia de vellón de alpaca.

Impurezas (%)	Wacaya		Sury	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango
Grasa soluble en éter	1.8	1.2-2.5	1.3	1.3-2.7
Sudor soluble en agua	1.0	0.6-1.2	1.4	1.1-2.4
Tierra y materia vegetal	7.0	3.3-10,0	6.2	4.7-7
Impurezas totales	9.7	6.3-10.5	9.1	8.1-11.2
Fibra limpia	90.3	86.6-93.7	90.9	88.8-91.8

FUENTE: Bergen 1963.

Las fibras de los animales están compuestas por carbono, oxígeno, nitrógeno, hidrógeno y azufre, siendo ésta última un elemento importante para la cistina y metionina (Bergen 1963). Las fibras de alpaca presentan 4.17 por ciento de azufre, 16.3 por ciento de nitrógeno y 79.83 por ciento entre carbono, oxígeno e hidrógeno (Bustinza 2001); alrededor de 50 por ciento es carbono y 7 por ciento es hidrógeno (Fernández 1991). La queratina se diferencia de otras proteínas como el colágeno y la elastina principalmente por el alto contenido de cistina (Shavandi *et al.* 2017), ya que las cadenas polipéptidas se encuentran unidas por enlaces disulfuros de cistina (Bergen 1963). La composición de aminoácidos de la queratina de la fibra de alpaca limpia, se presenta en la tabla 9:

Tabla 9: Aminoácidos en la fibra de Alpaca (μ moles/gr. muestra seca).

Aminoácidos	Fibra Wacaya (29 micras)	Fibra Sury (27 micras)
Ácido aspártico	570	614
Ácido Glutámico	1068	1238
Amida	1005	900
Treonina	471	481
Serina	836	898
Tirosina	213	255
Alamina	479	502
Glicina	622	638
Isoleucina	250	267
Leucina	639	682
Fenilamina	218	238
Valina	301	351
Cistina	950	1251
Arginina	595	390
Histidina	86	72
Lisina	235	237
Prolina	b	640

FUENTE: Bergen 1963.

2.3 INDUSTRIA DE LA PELETERÍA

2.3.1 DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD DE PELETERÍA EN EL PERÚ

La peletería es la industria dedicada a la elaboración de vestimenta con la piel de un animal, conservando el pelo para la curtición. Actualmente, las pieles son recolectadas de granjeros, ceperos o cazadores; las cuales han sido desolladas, y se han estirado y secado. De acuerdo al estado general, la longitud, el rizado y el dibujo de la piel, éstas son clasificadas por la industria peletera (OIT 1998). Asimismo, este rubro se realiza complementariamente a la agricultura y forma parte de unos de los principales ingresos económicos la población rural del país. La exportación de los productos obtenidos genera divisas, y podría incrementarse si se contrarrestara los siguientes problemas: El abastecimiento, la producción, la comercialización, el factor financiero y la falta de apoyo del Estado (Lemus *et al.* 1996). Además, el Ministerio de Comercio Exterior y Turismo (MINCETUR 2004) agrega también otros inconvenientes como: la elevada informalidad, el bajo nivel tecnológico y las asociaciones de artesanos con

escasa capacidad de gestión empresarial. Miller *et al.* (1999) señala que en el Perú, las empresas curtidoras se encuentran cerca de las zonas urbanas y que existe un gran incremento de la informalidad por las ventajas competitivas al no pagar impuestos y los bajos costos de venta de sus productos. Esto ocasiona que el gobierno reciba menos impuestos, que la protección y seguridad para el trabajador sea menor, que exista una gran contaminación ambiental y que la salud pública también se vea afectada.

2.3.2 COMERCIO DE PIELES EN EL PERÚ

Las zonas de producción de artículos de peletería de alpaca para el año 2013, fueron principalmente Lima, Ayacucho, Arequipa, Puno, Cusco y Junín (SIICEX 2018). Los artículos de peletería de alpaca se encuentran considerados dentro del rubro de pieles y cueros, dentro del sector no tradicional. De acuerdo con la información estadística publicada por MINCETUR (2016), se presenta en la tabla 10 las exportaciones por sector del mes de febrero de 2016.

Tabla 10: Exportaciones por el sector pieles y cueros-Febrero 2016

Exportaciones (US\$ Millones) Febrero 2016						
Sector	Feb-15	Feb-16	Var 16/15	Ene-Feb 15	Ene-Feb 16	Var 16/15
Tradicional	1668.1	1493.3	-10.5%	3488.7	2982.6	-14.5%
No Tradicional	913.1	777.8	-14.8%	1849.9	1662.7	-10.1%
- Pieles y cueros	2.5	3.6	45.6%	5.0	6.3	27.9%
Total	2581.3	2271.1	-12.0%	5338.7	4645.3	-13.0%

FUENTE: MINCETUR 2016.

Las exportaciones en febrero de 2016 presentaron una disminución del 12 por ciento respecto al mismo mes del año anterior, 2015, debido principalmente a una caída del 11 por ciento en las exportaciones tradicionales y 15 por ciento en las exportaciones no tradicionales. Sin embargo, las exportaciones de pieles y cueros presentaron una variación positiva de 2016 respecto a 2015 de 45.6 por ciento. En el periodo de enero a febrero de 2016 las exportaciones de productos de pieles y cueros alcanzaron los 6 millones, que representa un incremento de 27.9 por ciento con respecto al mismo periodo de 2015. No obstante, el balance anual de

exportaciones de 2016 con respecto al 2015 resultó en una caída de 1.4 por ciento de exportaciones no tradicionales. Dentro de las cuales considerándose el rubro otros (maderas y papeles, pieles y cueros, artesanías y varios) obtuvo una caída de 4.6 por ciento (MINCETUR 2016). Los principales países que importaron artículos de peletería de alpaca del Perú en el año 2017, fueron Nueva Zelanda, Estados Unidos, Australia y Reino Unido. Además, se obtuvo un incremento de exportación a Estados Unidos de 16 por ciento en relación a la variación anual de 2017 con respecto a 2016. No obstante, el principal importador en el 2017 fue Nueva Zelanda con una participación anual de 76 por ciento (tabla 11).

Tabla 11: Países importadores de artículos de pieles de alpaca del Perú.

Mercado	% Var 17-16	% Part. 17	FOB-17 (miles US\$)
Nueva Zelanda	-21%	76.0%	5,029.36
Estados Unidos	16%	9.2%	607.25
Australia	-66%	9.0%	592.28
Reino Unido	259%	2.6%	171.69
China	480%	0.8%	54.94
Italia	38%	0.7%	45.42
Japón	145%	0.4%	27.27
Francia	2%	0.3%	17.7
Suiza	570%	0.3%	17.28
Otros Países (10)	--	0.8%	54.44

FUENTE: SIICEX 2018.

2.4 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE PELETERÍA DE PIEL DE ALPACA

El proceso de curtido transforma pieles de animal que pueden pudrirse con el tiempo en productos duraderos con propiedades de resistencia, suavidad, flexibilidad y belleza, proporcionándole un valor comercial y estético (Villagrán *et al.* 2006). A continuación en la figura 2 se presenta el flujograma del proceso de curtido de pieles de alpaca.

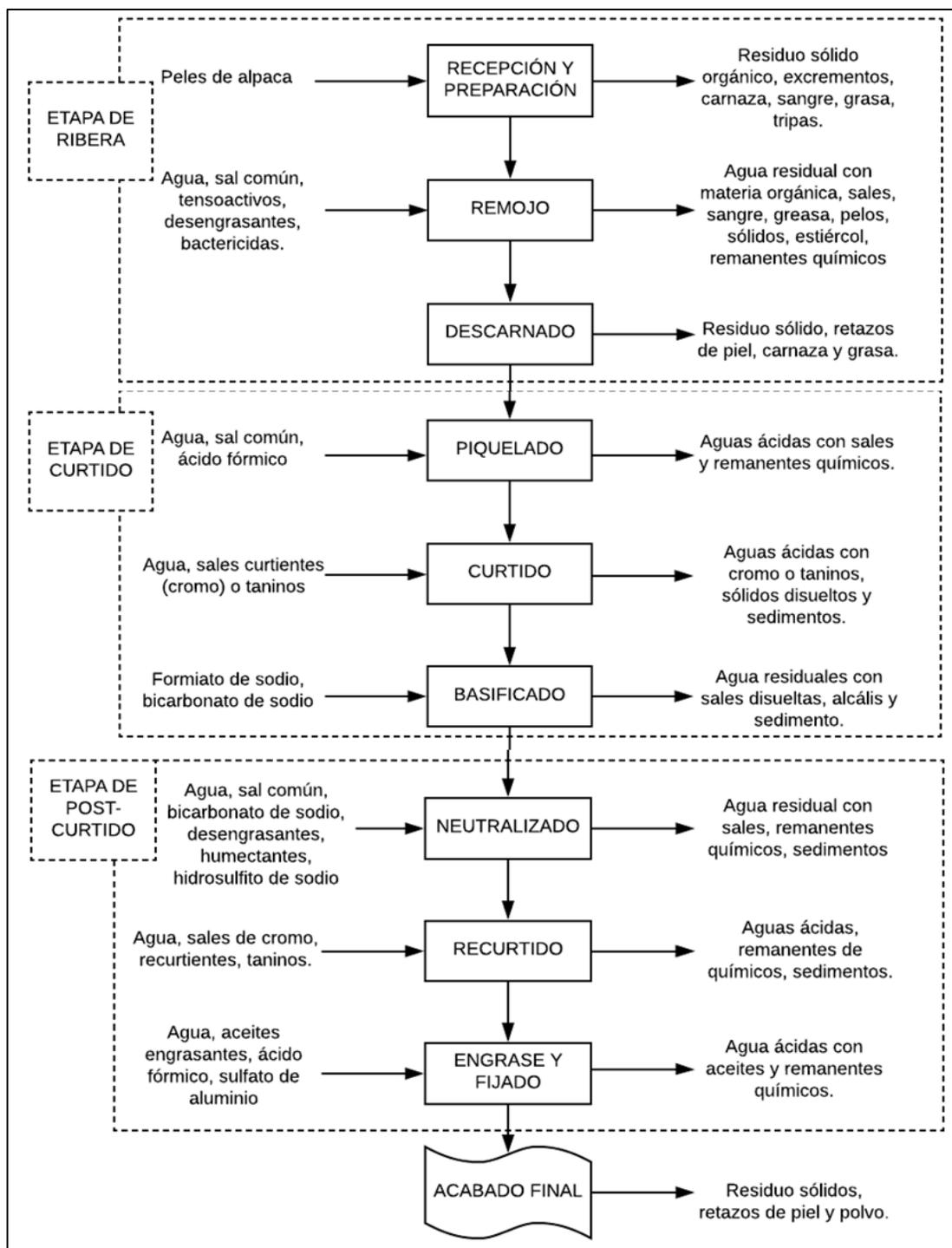


Figura 2: Flujograma del proceso de curtido de pieles de alpaca.

FUENTE: Zarate 1993, Zárate *et al.* 1993, Centro de Promoción de Tecnologías Sostenibles (CPTS) 2003, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) 2007, y Ayllu Craftsman Perú S. A. C.

2.4.1 ETAPA DE RIBERA

- a. **Preparación de la piel:** En esta etapa se cortan las partes que no son inservibles, se elimina la suciedad de la piel, el polvo, estiércol y otras sustancias extrañas contenidas en ésta, y finalmente se pesa (Mayta 2011).
- b. **Remojo:** Los objetivos principales que busca la etapa de remojo son: devolver a las pieles las cualidades de suavidad y flexibilidad eliminadas por la deshidratación al ser conservados; limpiar de la suciedad que contienen las pieles; eliminar algunos constituyentes no deseables, tales como; albúminas, sangre y proteínas solubles (Quiroz 1985); y proporcionar un pre-desengrase (Custódio y Pacheco 2009). Esta etapa trabaja en función al tiempo, la temperatura del agua, los agentes auxiliares, y del tipo de conservación que tienen las pieles (Zarate 1993).

Zarate (1993) indica que el proceso de remojo requiere 20 litros de agua a 20°C por kg de piel seca, 10 gramos de sal por 1 litro de agua, 1 gramo de detergente comercial por litro de agua, 0.2 a 0.5 por ciento de aldehído fórmico; la duración de la etapa varía de 12 a 24 horas para pieles saladas y de 24 a 48 horas para pieles sin sal.

- c. **Lavados:** El objetivo es eliminar la grasa natural y los restos de suciedades. Las pieles de alpaca y caprino poseen de 3 a 10 por ciento de grasa natural, y las de ovino y conejo del 10 al 30 por ciento (Zarate 1993). De acuerdo con Mayta (2011), se realizan dos lavados. Para el primer lavado se requiere, 2 gramos de detergente por litro de agua y 2 gramos de carbonato de sodio por litro de agua, la temperatura del agua deberá estar a 40°C, luego enjuagar y escurrir. El segundo, se realiza con 1 gramo de detergente por litro de agua y 1 gramo de carbonato de sodio por litro de agua a 40°C, luego se procede a enjuagar 2 veces y escurrir en los caballetes.

d. Descarnado: El objetivo de esta etapa es eliminar los restos de carne, grasa y el tejido subcutáneo (Mayta 2011). Se retiran porque impiden la penetración de los reactivos que se utilizarán. El proceso no debe realizarse por mucho tiempo, para evitar su descomposición y caída del cabello. Se necesita un caballete de madera y un cuchillo descarnador (Zarate 1993).

2.4.2 ETAPA DE CURTIDO

a. Piquel: El objetivo de este proceso es acondicionar las pieles para el proceso de curtido, para lo cual se adicionan ácidos y sal. La sal evita el hinchamiento ácido de la piel, la cuál puede ser cloruro o sulfato sódico; y se utilizan ácidos, tales como; el fórmico, sulfúrico o clorhídrico, para asegurar la eliminación de los álcalis de la piel, se ajusta el pH a 2.0-2.5 (EOI 1997). La cantidad de agua que se utiliza es de 10 a 15 litros por Kg de piel lavada y este proceso tiene una duración de 12 a 24 horas (Zarate 1993).

b. Curtido: Este proceso consiste en transformar las pieles en materiales no putrescibles, mediante el uso de agentes curtientes, los cuáles se fijan a las fibras de colágeno logrando su estabilización (Emmer y Campo 2014). El procedimiento de curtición varía en función al agente curtiente; así tenemos, curtido vegetal, mineral, sintéticos, mixtos, entre otros. El proceso de curtido más usado es al cromo, ya que produce buena resistencia y estabilidad. Este proceso tiene una duración de 12-24 horas con agitación mecánica, se requiere de 10-15 gramos de cromo por litro de agua y de 1 a 2 gramos de bicarbonato de sodio por litro de agua. Asimismo, el agua deberá estar a una temperatura de 40°C y el pH final será de 3.5 a 3.8 (Zarate 1993).

c. Basificación: Este proceso también llamado fijación, consiste en la adición de sales alcalinas para aumentar el pH de la solución y facilitar la reacción del cromo trivalente con los ligantes orgánicos. (INECC 2007).

2.4.3 ETAPA DE POST-CURTIDO

- a. **Neutralizado:** El objetivo del proceso es eliminar la acidez de la piel curtida (INECC 2007). Se dejará en reposo la piel curtida por 24 horas. Las pieles son lavadas para eliminar las sales neutras que contiene en gran cantidad y la humedad, en caso de no ser eliminadas. Se requiere de 0.5 a 1 gramo de bicarbonato de sodio, letraborato sódico o bórax, formiato de calcio, entre otros. Lavar despacio y si se puede enjuagar (Zarate 1993).
- b. **Recurtido:** Se adiciona sales de cromo junto a otros productos para brindarle a la piel curtido elasticidad y suavidad (INECC 2007).
- c. **Engrase:** Este proceso proporciona a las pieles lubricación, generando flexibilidad, resistencia y buena textura (Zarate 1993). Se coloca con brocha una solución por el lado de la carnaza que está compuesta de 100 ml de engrasante por cada 200 ml de agua a 40°C. Luego la piel se dobla por la mitad y se deja secar por 24 horas (Mayta 2001).

2.4.4 ETAPA DE ACABADO FINAL

Para la etapa final las pieles pasan por un suavizado, realizado con el cuchillo de descarnar en el caballete. Luego se realizan recortes y arreglos finales a la piel. Se lija la piel; y finalmente, se peina y se cepilla las fibras o lana con un cepillo metálico (Zarate 1993).

2.5 IMPACTOS AMBIENTALES

La producción de pieles curtidas tiene un gran impacto ambiental sobre el aire, suelo y agua (Black *et al.* 2013) debido a los tipos de residuos que genera tanto líquidos, sólidos y gaseosos. Sin embargo, los efluentes líquidos son los que generan mayor contaminación

(Valdés 2012). Para el proceso se emplea una gran cantidad de reactivos químicos, siendo aproximadamente el 15 por ciento retenido en las pieles y la diferencia eliminada en los efluentes líquidos (Buljan *et al.* 2000). Además, el producto final (piel curtida) representa menos del 50 por ciento del inicial (CPTS 2003). Es decir, se adicionan más residuos tanto líquidos como sólidos y tienen un gran impacto al ambiente. Por otro lado, tenemos que la disposición de los efluentes líquidos de la industria de curtido, clasificados como peligrosos, es inadecuada. Estos son descargados directamente en los servicios públicos y ríos (Biller y Quintero 1995).

El grado de contaminación de las aguas residuales de una empresa de curtido de pieles va a depender de su composición. Estas características varían de una empresa a otra (Esparza y Gamboa 2001) porque se encuentran en función del estado de conservación de las pieles en bruto, del tipo de artículo a fabricar y de la tecnología (Adzet 1965). Por ello es importante realizar un estudio de caracterización ya que sin ello no es posible conocer la composición de las aguas residuales. Dentro de los problemas de la industria de curtido de pieles se encuentran; el vertido de efluentes líquidos con alta carga de materia orgánica, cromo y sulfuro; la generación de residuos de lodos, grasas y de malos olores (Emmer y Campo 2014). Sin embargo, los principales han sido los malos olores y la contaminación del agua al no realizar un tratamiento a los efluentes antes de descargarlos (OIT 1998). No obstante, los niveles de contaminación son diferentes en cada proceso. Cantera (1977) señala que el 70 por ciento de la contaminación total del efluente líquido es generada en la etapa de ribera por la gran carga orgánica presente producida principalmente por proteínas solubilizadas y productos químicos de degradación. Esto genera altas demanda de oxígeno y sólidos sedimentables. Adicionalmente, los productos químicos que se utilizan en la etapa de remojo pueden ser bactericidas, agentes humectantes, enzimas, tensoactivos, cloruro de sodio (Abdallh *et al.* 2016) y, si se requiere se emplean carbonato de sodio y/o ácidos débiles como el ácido acético o fórmico. Asimismo, se requiere grandes volúmenes de agua que puede variar entre 200 a 1000 por ciento respecto al peso de pieles procesadas (Emmer y Campo 2014). Además, las pieles aportan sangre, estiércol, tierra (Cassano *et al.* 2001), grasas, y otros compuestos orgánicos. Es por ello, que las aguas de remojo de pieles de alpaca presentan alta carga

orgánica, sólidos suspendidos y sedimentables, grasas, cloruros y remanentes químicos (Biller y Quintero 1995, Lefebvre et al 2005, Emmer y Campo 2014, Seid y Belay 2017).

Las descargas de las aguas residuales sobre los cuerpos de aguas afectan la vida acuática, los peces mueren por la disminución de oxígeno disuelto (Esparza y Gamboa 2001) debido a las altas concentraciones de DQO y DBO₅, y las variaciones de pH. Asimismo, las altas concentraciones de nitrógeno total generan un incremento acelerado de las plantas acuáticas (Zárate *et al.* 1993), concentraciones de nitrógeno amoniacal son tóxicos para las especies acuáticas y concentraciones de nitrato ocasiona eutrofización (Black *et al.* 2013). Las concentraciones de sulfuros pueden generar gases sulfhídricos y malos olores, los sólidos sedimentables generan lodos y también pueden generar malos olores (Zárate *et al.* 1993). En el caso de las descargas de las aguas residuales sobre el suelo, puede dañar la estructura, reducir la productividad agrícola y acelerar la erosión del suelo (Esparza y Gamboa 2001). Así tenemos, que la sal en el agua de remojo puede tener un efecto nocivo sobre el suelo (EPA y CIATEC 2006). Con respecto a las descargas sobre los sistemas de alcantarillado público, los sólidos se depositan en las tuberías. De igual manera, se genera un acelerado deterioro de materiales de concreto o cemento por las concentraciones de sulfuros y sulfato (Zárate *et al.* 1993). Además, los cloruros corroen los metales (EPA y CIATEC 2006). Por otro lado, al no tener un buen manejo de las aguas residuales con respecto a su disposición, generan enfermedades infecciosas en los seres humanos, como; la diarrea, disentería, cólera, y tifoidea. Incluso cáncer (Esparza y Gamboa 2001).

2.6 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE PELETERÍA

La caracterización de los efluentes del curtido de pieles, es importante para tener una información aproximada del grado de contaminación en que se encuentran las aguas residuales de las empresas. A continuación, se presenta una tabla comparativa de las características físico-químicas de las aguas residuales de la etapa de remojo y los valores máximos admisibles de descargas en el alcantarillado público de la legislación peruana del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA (tabla 12).

Tabla 12: Comparación de las caracterizaciones físico-química de las aguas residuales de remojo.

Parámetros	Unidad	Cassano et al. 2001	Iyappan et al. 2012	Chowdhury et al. 2015	Rajeswari et al. 2016	Pardo 2016	Seid y Belay 2017	VMA*
pH	-	6-10	6.8	8.18±0.5	7.9±0.6	8.38-10.74	8.37±0.988	6-9
T	°C	10-30	-	27±1	-	-	-	<35
ST	mg/L	-	50700	20580±10.5	-	8640-57280	36160.5±9772.95	-
Sol. Sed.	mg/L	100-250	-	-	-	-	-	8.5
SST	mg/L	2300-6700	10800	6080±10	-	4480-9590	9093±80.61	500
STD	mg/L	-	42400	14500±10	33010	-	27067.5±9853.5	-
DBO5	mg/L	2000-5000	1016	1200±5.5	4800	-	1700±141.42	500
DQO	mg/L	5000-11800	4466	10560±5.5	7300±0.10	3232-37800	11640±1484.92	1000
Cloruros	mg/L	17000-50000	41200	-	17080	-	31127.37±849.05	-
Ac y G.	mg/L	1700-8400	-	-	-	-	-	100
Sulfatos	mg/L	-	1550	-	-	-	-	1000
TKN	mg/L	-	-	-	420	48-160	-	-
CE	mS/cm	-	-	19±1	-	8.99-78.4	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	190.4-553.2	-	-
Sulfuro	mg/L	-	-	-	-	-	0.035±0.0014	5

(*): D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria.

FUENTE: Cassano *et al.* 2001, Iyappan *et al.* 2012, Chowdhury *et al.* 2015, Rajeswari *et al.* 2016b, Pardo 2016, Seid y Belay 2017, VIVIENDA 2019a.

Esta tabla muestra que las aguas residuales de la etapa de remojo presentan alta carga orgánica, sólidos suspendidos, cloruros y sulfatos. Asimismo, se observa que las concentraciones de sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, DBO₅, DQO, aceites y grasas y sulfatos de los estudios sobrepasan las concentraciones establecidas en la legislación peruana vigente. Esto indica que de acuerdo a la normativa peruana las empresas dedicadas al sector peletero generan el deterioro del alcantarillado público y la posible afectación en las plantas de tratamiento de aguas residuales con la consecuente contaminación de los cuerpos de agua, por el mal funcionamiento de éstas.

A pesar de que las caracterizaciones no son de empresas de peletería en el Perú, estos estudios nos muestran un marco general sobre su composición. Por lo cual, es necesario buscar alternativas de tratamiento para estos efluentes antes de su eliminación, para prevenir la contaminación del cuerpo receptor.

2.6.1 INTERFERENCIAS EN LA DETERMINACIÓN DE LA DQO

Las interferencias más comunes en la determinación de la DQO, son las que provocan las materias no carbonáceas oxidables por el dicromato, como el Fe^{+2} y los cloruros, porque consumen dicromato durante la oxidación de la muestra (Gil 2005). Los cloruros reaccionan con los iones de plata y precipitan como cloruros de plata. Por ende, la actividad de catálisis de la plata es inhibida. Asimismo, cualquier otro reactivo, como el bromuro y el yoduro, que desactiven la actividad del ion plata, interfieren de manera similar en la determinación de la DQO (APHA 2012).

El consumo de dicromato a causa de la presencia de los cloruros, sigue la siguiente reacción de oxidación: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2} + 6\text{Cl}^- + 14\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Cr}^{+3} + 3\text{Cl}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$ (Gil 2005). La interferencia se puede eliminar con la adición de sulfato mercúrico a la mezcla, precipitando en cloruro de mercurio de acuerdo a la siguiente reacción: $\text{Hg}^{+2} + 2\text{Cl}^- \rightarrow \text{HgCl}_2\downarrow$ (Gil 2005). No obstante, no todo el cloruro es eliminado (APHA 2012). Por lo tanto, si no se añade la cantidad necesaria de sulfato de mercurio, el exceso de cloruros precipitará con el sulfato de plata, dejando cantidad insuficiente para la destrucción de la materia orgánica, y generará valores inexactos en la medición de la DQO (Gil 2005). De acuerdo con APHA (2012), el método es aplicable para muestras con concentraciones de cloruros menores a 2000 mg/L.

2.7 TRATAMIENTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas residuales consiste en un conjunto de operaciones físicas y procesos químicos y biológicos, que buscan reducir la carga de contaminantes de las aguas residuales antes de su descarga. De tal manera, puedan cumplir con los límites permitidos (CENTA 2008).

2.7.1 PRETRATAMIENTO

El pretratamiento de las aguas residuales consiste en operaciones físicas y mecánicas, que busca separar materiales del agua residual, que por su naturaleza o tamaño, pueda ocasionar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los procesos posteriores del tratamiento (Metcalf y Eddy 1995, CENTA 2008).

- TAMIZADO

El tamizado cumple la misma función que el desbaste pero a un nivel más fino (Orozco 2005). Es decir, remueve sólidos de pequeño y mediano tamaño (trapos, raíces, trozos de madera, etc.) que pueden dañar los equipos y obstaculizar los posteriores tratamientos (Metcalf y Eddy 1995). Asimismo, Orozco (2005) indica que el objetivo del tamizado es eliminar materiales flotantes y voluminosos; por ejemplo, papeles y plásticos. No obstante, también puede eliminar materiales finos, arenas y materia orgánica en algún grado. Por otro lado el tamaño de los orificios de los tamices son menores a 15 mm (Metcalf y Eddy 1995), pueden tener una abertura de malla de 0.5 a 5 mm dependiendo del grado de tratamiento que se quiera dar (Orozco 2005).

2.7.2 TRATAMIENTO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

El tratamiento de aguas residuales mediante precipitación química data de 1762 en el Reino Unido, puede remover gran parte de sólidos suspendidos, materia orgánica y nitrógeno orgánico (Rojas 2002), con remociones de 80-90 por ciento de material total suspendido, 40-70 por ciento de DBO₅, 30-60 por ciento de DQO y 80-90 por ciento de bacterias (Metcalf y Eddy 1995). Asimismo, la precipitación es la propiedad más utilizada para la extracción de proteínas, obtenidas por efecto de la fuerza iónica, temperatura o pH del medio (Bourgeois y Le Roux 1986).

La solubilidad de algunos compuestos depende de diferentes factores, en las proteínas depende de: pH del medio, composición iónica y presencia de otros solventes (Peña 2004). Las proteínas son insolubles cuando la modificación del pH se alcanza el punto isoeléctrico (Bourgeois y Le Roux 1986, Peña 2004). Los aminoácidos son anfóteros y el punto isoeléctrico es el valor de pH en el cual sus grupos funcionales se encuentran ionizados (-NH_3^+ y -COO^-). Es decir, su carga neta es cero (Villegas *et al.* 2006). Las moléculas proteicas tienden a agregarse ya que la repulsión electrostática es casi nula. Por ende, las proteínas coagulan. (Peña 2004, Villegas *et al.* 2006). La mayoría de las proteínas tienen un punto isoeléctrico alrededor de pH 5.5, punto en el cual las proteínas precipitan (CPTS 2003). Se utiliza algunos ácidos (sulfúrico, clorhídrico o nítrico) para reducir el pH del medio y para aumentar el pH, se pueden emplear hidróxido de sodio, potasio o calcio (Castañeda 2015).

Castañeda (2015) para aguas de remojo de cuero de ganado vacuno a un pH 12 con KOH obtuvo 88.4 por ciento de remoción de turbidez, 43.2 por ciento de DQO, 56.09 por ciento de SST, 61.54 por ciento de DBO_5 , 79.17 por ciento de sulfuros. Sin embargo, reportó un incremento de 28.33 por ciento de nitrógeno amoniacal. Por otro lado Pardo (2016) a pH 10 con NaOH, obtuvo 70.5 por ciento de remoción de turbidez y 52.36 por ciento de DQO.

Sabur *et al.* (2013) reportó, para aguas residuales de producción de cueros a pH 9 con cal comercial, una remoción de 60.99 por ciento de DQO, 97.22 por ciento de SST y 98.27 por ciento de STD. De igual manera, Mijaylova *et al.* (2003) obtuvo con cal a pH 9, 10 y 11 remociones de 80 por ciento de SST y 50 por ciento de DQO.

2.7.3 TRATAMIENTO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

El proceso de coagulación-floculación es el tratamiento físico-químico más usado para la purificación de aguas residuales industriales previo a su descarga en el alcantarillado público o sobre los cuerpos de agua (Aguilar *et al.* 2002b). El proceso de coagulación-floculación produce que las partículas se aglomeren en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, llamadas floc. Este proceso tiene los siguientes objetivos (Arboleda 1992):

- Remover la turbiedad orgánica e inorgánica que no puede sedimentar fácilmente.
- Remover el color verdadero y aparente.
- Eliminar bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- Destruir algas y plancton en general.
- Eliminar sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos o compuestos orgánicos en otros.

Por lo tanto, para la reducción de la carga orgánica, los sólidos suspendidos y la remoción de algunas sustancias tóxicas en los efluentes de curtido de pieles, se ha estudiado el proceso de coagulación-floculación mediante la aplicación de diferentes tipos de coagulantes inorgánicos. Tales como sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloruro férrico (FeCl_3) y sulfato ferroso (FeSO_4) (Ates *et al.* 1997, Kabdasli *et al.* 1999, Song *et al.* 2004, Lofrano *et al.* 2006). Al respecto, Nazmul *et al.* (2011) expone que el uso de coagulantes, como el alumbre y la combinación con el Cloruro Férrico, son efectivos para el tratamientos de aguas residuales de la industria del curtido de pieles.

Ebeling *et al.* (2004) y Aziz *et al.* (2012) indican que el cloruro férrico presenta un mayor rango de aplicación, pH de 4 a 11, y que se genera una mejor sedimentación en comparación con el sulfato de aluminio porque los flóculos de hidróxidos formados son más pesados que los de aluminio. Para aguas residuales de remojo de la producción de cueros, Cerón (2011) determinó que con 200 mg/L de cloruro férrico se obtiene remociones de 94.12 por ciento de turbidez, 59.53 por ciento de DQO y 89.25 por ciento de SST.

Song *et al.* (2004) para aguas residuales de producción de cueros, obtuvieron relativamente mejores remociones con cloruro férrico que con sulfato de aluminio, alcanzaron alrededor de 37 por ciento de remoción de DQO con una dosis de 800 mg/L de cloruro férrico. De igual manera, Alexandre (2012) para aguas residuales de la producción de cueros a pH 11 con una dosis de 450 mg/L de cloruro férrico, reportó remociones de 96.71 por ciento de turbidez, 49.71 por ciento de DQO y 98.86 por ciento de SST.

- a. Coagulación:** Es un proceso por el cual las partículas coloidales que se encuentran en suspensión son desestabilizadas químicamente, facilitando su aglomeración (Aguilar *et al.* 2002b), que se logra por la adición de coagulantes químicos y de la aplicación de energía de mezclado para neutralizan las fuerzas que mantienen separadas a los coloides. Mediante este proceso se logran: la eliminación de materias orgánicas, los microorganismos y la turbiedad (Andia 2000). Existen cuatro mecanismos para la desestabilización: comprensión de doble capa, adsorción y neutralización de carga, atrapamiento de partículas de un precipitado y adsorción y enlace de puente interparticular (Weber 1979, Aguilar *et al.* 2002b, Sincero y Sincero 2002). Por otro lado, existen factores que influyen en la coagulación de las aguas residuales, entre ellas tenemos: pH, turbiedad, sales disueltas, temperatura del agua, tipo de coagulante, condiciones de mezcla, sistemas de aplicación de los coagulantes, tipos de mezcla y color (Andia 2000, Aguilar *et al.* 2002b). En la figura 3, se presenta como la adición de un coagulante produce un colapso en la capa de iones que rodea a los coloides por la neutralización de las cargas, favoreciendo su aglomeración (Andia 2000).
- b. La Floculación:** Proceso en el cual las partículas desestabilizadas chocan y forman coágulos mayores (Arboleda 1992, Aguilar *et al.* 2002b). Corresponde a la mezcla lenta, que permite que los flóculos no se destruyan. Se agita la masa coagulada para favorecer el contacto entre los flóculos, la turbiedad y el color (Andia 2000).

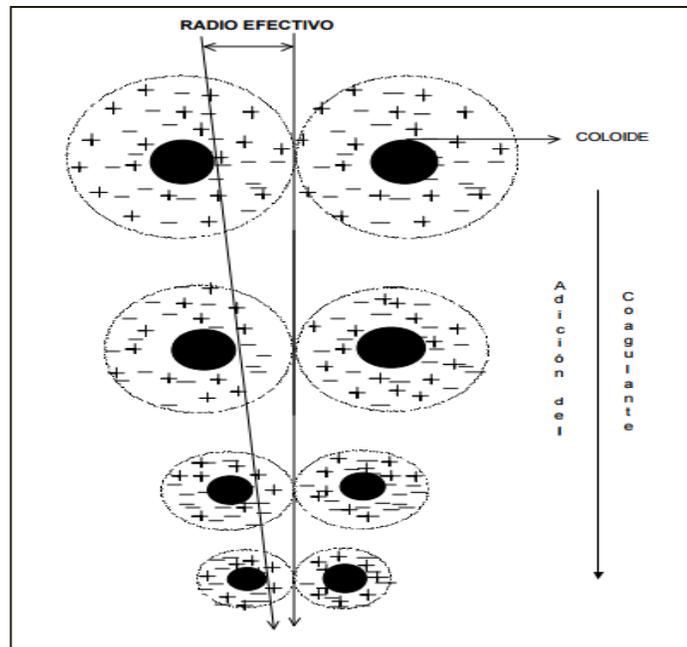


Figura 3: Coagulación.
 FUENTE: Andia 2000.

2.7.4 TRATAMIENTO DE ARRASTRE CON AIRE (AIR STRIPPING)

El arrastre con aire es un proceso que se utiliza en aguas residuales de curtiembre para remover compuestos volátiles orgánicos e inorgánicos, como el sulfuro de hidrógeno y el amoníaco (Cotman y Zagorc-Končan 2000, Khan *et al.* 2005). Además, reduce las concentraciones de DQO y DBO5 (Khan *et al.* 2005). Algunas aguas residuales presentan altas concentraciones de amoníaco y/o compuestos de nitrógeno que forman amoníaco (EPA 2000)

El nitrógeno se elimina del agua residual con el incremento del pH hasta alcanzar valores de 10.8 a 11.5 y convertir los hidróxidos de amonio en amoníaco (EPA 2000), para luego mediante el ingreso de grandes volúmenes de aire, sea removido en forma gaseosa (Wise y Trantolo 1994). Con frecuencia, el proceso de eliminación de amoníaco con arrastre de aire es la forma más económica y menos costosa para removerlo de las aguas residuales en comparación con transformarlo en nitrato (EPA 2000). Postura que Hazen (1907) también

indicó, el proceso de aireación es uno de las técnicas más empleadas para la remoción de contaminantes volátiles y es una de las opciones más cómodas económicamente.

El fundamento del tratamiento se debe a el equilibrio entre el amonio y el amoníaco depende del pH de la solución y la temperatura. Sólo los iones de amonio están presentes a 20 °C y pH 7 o por debajo. En contraste, a valores de pH superiores a 7, el equilibrio cambia en la formación del gas amoníaco (Valverde y Pérez 2002, Huang and Shang 2006). Sólo el gas disuelto se encuentra presente a valores de pH de 11.5 a 12. La influencia de la temperatura está relacionada con la solubilidad. A medida que la temperatura disminuye, la solubilidad incrementa y mayor son los volúmenes de aire que se requiere. (Huang and Shang 2006). Así tenemos, que a 20 °C existe una eficiencia de 90 a 95 por ciento mientras que a 10 °C, el porcentaje de remoción disminuye hasta 75 por ciento (EPA 2000).

Mestanza (2005) demostró, sobre aguas residuales de pelambre, que el tamaño de las burbujas de aire influye en la remoción y concluye que a menor tamaño de partícula se obtiene mejores eficiencias en la eliminación de un gas disuelto como el sulfuro.

La investigación realizada por Kothiyal *et al.* (2016) de un proceso de aireación durante 7 horas sobre aguas residuales del proceso de producción de pieles, indica que obtuvieron una remoción de 22.09 por ciento de DQO. De igual forma, Mestanza (2005) obtuvo una remoción para DQO de 21 por ciento. Por otro lado, Castañeda (2015) con 4 horas de aireación en aguas residuales de remojo de pieles de vacuno previamente coaguladas y floculadas, obtuvo remociones de 50.46 por ciento de nitrógeno amoniacal y 21.12 por ciento de DQO.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

La aplicación del tratamiento propuesto para aguas residuales, sólo se realizó para las aguas residuales de remojo de la etapa de ribera y no de todo el proceso de producción de peletería de piel de alpaca debido a que la carga contaminante de la etapa de ribera representa el 70 por ciento del total de acuerdo con Cantera (1977). También, no se realizó el tratamiento de las aguas residuales de todo el proceso productivo para no incrementar la carga contaminante orgánica de la etapa de piquelado-curtido, la que presenta menos sustancias orgánicas, alrededor de 1 por ciento según Winkler (1986). Evitando la adición de contaminantes orgánicos, las sales de cromo utilizadas en las etapas de curtido y post-curtido se pueden recuperar mediante otro tipo de tratamiento como la precipitación química tal como lo plantearon CPTS (2003), y Emmer y Campo (2014).

3.1 ÁREA DE PROCEDENCIA DEL AGUA RESIDUAL

Las aguas residuales de la etapa de remojo fueron colectadas de una planta artesanal de peletería de piel de alpaca, ubicada en el Asentamiento Humano San Genaro 2, Distrito de Chorrillos, Provincia Lima y Departamento Lima (figura 5).



Figura 4: Ubicación del lugar de colecta de muestra.
FUENTE: Google Maps (2017).

3.2 ÁREA DE EJECUCIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Los procesos de tratamientos a los efluentes y los respectivos análisis de los parámetros de la investigación se realizaron en el laboratorio de Ingeniería Ambiental, en el laboratorio de Servicios de Análisis Químico (LASAQ), en el Laboratorio del Centro de Investigación en Química, Toxicología y Biotecnología Ambiental (CIQTOBIA) y en laboratorio del Centro Modelo de Tratamiento de Residuos (CEMTRAR); los tres corresponden a la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).



Figura 5: Lugar de ejecución del tratamiento y análisis de los parámetros.
FUENTE: Google Maps (2017).

3.3 IDENTIFICACIÓN DE ACTIVIDADES DEL PROCESO DE REMOJO

La etapa de remojo consta de 3 sub-etapas: pre-remojo, remojo y lavado de fibra (figura 6) y de acuerdo a la información proporcionada por la empresa Ayllu Craftsman Perú S. A. C. utilizaron la siguiente formulación (tabla 13):

Tabla 13: Requerimientos químicos del proceso de remojo.

Etapas	% *	Producto	Tiempo	°Be	Observaciones
Pre-Remojo	70	Agua a 28°C (10 L/piel)	20 min	6	Diluir bien la sal en el baño, mover en la molineta.
	2	Sal			
	1	Tensioancel Eco	20 min		Mover en la molineta.
	0.2	Desengrase Eco			Dejar reposar por 24horas, luego escurrir y lavar
Remojo	50	Agua (10 L/ piel)	20 min		Diluir bien la sal en el baño, mover en la molineta.
	1	Sal			
	2	Tensioancel Eco	6 hrs		
	0.1	Desengras Eco	6 hrs		
	0.1	Bacter Eco	4 hrs		Mover en la molineta.
	0.1	Bacter Eco	4 hrs		
	0.1	Bacter Eco	4 hrs		
	0.1	Bacter Eco	4 hrs		
Lavado de fibra	1	Agua a 28°C (10 L/piel)	60 min		Mover en la molineta.
	4	Desengras Eco Detergente (Ace)			Escurrir y lavar.

(*): Porcentaje de concentración de la solución.

FUENTE: Ayllu Craftsman Perú S.A.C.

3.3.1 PRE-REMOJO

Para el pre-remojo, se utiliza 10 litros de agua por cada piel de Baby Alpaca, a una temperatura de 28°C, se adiciona sal industrial y se diluye al 70 por ciento. Estos se adicionan en la molineta, se mueven por 20 minutos para su dilución y se verifica los grados Baumé del

baño, 6 °Be. Luego, se ingresan las pieles a la molineta y se adicionan los productos: Tensionancel Eco, Desengras Eco y Bacter Eco. Se mueven por 20 minutos en la molineta y se deja reposar por 24 horas. Por último se escurre y lava. Es importante recalcar que si las pieles no alcanzan la humectación requerida, deben regresar al Pre-Remojo. En esta sub-etapa se generaron 10 litros de agua residual por piel.

3.3.2 REMOJO

En la sub-etapa de remojo, se adiciona a la molineta 10 litros de agua por piel a temperatura de 28 °C y sal para su disolución al 50 por ciento, se mueve la mezcla por 20 minutos. Luego, se agregan las pieles a la molineta y se adiciona los reactivos químicos Tensionancel Eco y Desengras Eco, y se agitan en la molineta por 6 horas. Después, se agrega el Bacter Eco y se mueve por 6 horas. Terminado lo anterior, se agrega 4 veces más, con espacios de agitación de 4 horas cada uno, el Bacter Eco en una concentración del 0.1 por ciento. Luego, se escurren las pieles y lavan. En esta sub-etapa se generaron 10 litros de agua residual por piel.

3.3.3 LAVADO DE FIBRA

En esta sub-etapa, se adiciona 10 litros de agua por piel 1 a 28°C y se agregaron los insumos; el Desengras Eco y el detergente Ace. Luego, se mueven en la molineta por 60 minutos, y se escurren y lavan. En esta sub-etapa se generaron 10 litros de agua residual por piel.

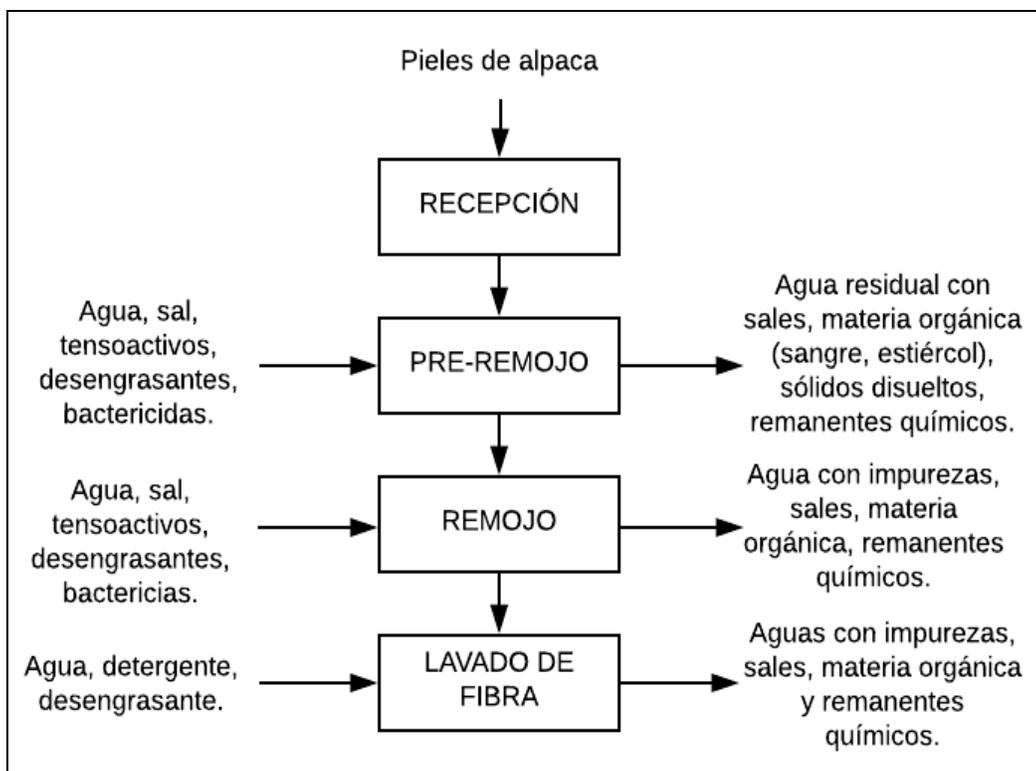


Figura 6: Proceso de Remojo.

FUENTE: Elaboración propia.

3.4 RECOLECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA ETAPA DE REMOJO DEL PROCESO DE PELETERÍA.

3.4.1 MATERIALES

- 2 bidones de 100 L, 6 bidones de 20 L y 2 baldes de 20 L.
- Mandil, guantes quirúrgicos y mascarillas.
- Botellas de polietileno y de vidrio.
- Cooler y paquetes de hielo
- Reactivos preservantes.
- Fiolas, vasos Beaker, pipetas, agua destilada.
- NaCl, dicromato de potasio, sulfato de plata.
- Sulfato de mercurio y ácido sulfúrico
- Digestor DRB 200 HACH.

- Espectrofotómetro EVOLUTION 300: UV-VIS THERMO SCIENTIFIC.
- Cromatógrafo iónico DIONEX ICS-1600 THERMO SCIENTIFIC

3.4.2 PROCEDIMIENTO

Las aguas residuales de la etapa de remojo fueron colectadas de un tanque de almacenamiento. El 22 de noviembre de 2016, se realizó un muestreo simple de acuerdo a los parámetros establecidos por los VMA del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria. Los parámetros de SST, DQO, DBO₅, aceites y grasas, pH, temperatura, nitrógeno amoniacal, sulfatos, sólidos sedimentables, cromo VI, cianuro total y metales totales fueron analizados mediante el *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* del APHA (2012) por CERPER. Los parámetros son los siguientes:

- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅):** Se recolectaron las muestras en botellas de polietileno de 1L y fueron analizadas mediante el método 5210 B. *5-Day BOD Test, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- Sólidos Suspendedos Totales (SST):** Las muestras se recolectaron en botellas de polietileno de 1 L. El método utilizado fue el 2540 D. *Total Suspended Solids Dried at 103-105°C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- Aceites y Grasas:** Las muestras se recolectaron en botellas de vidrio ámbar de 1L, se preservaron con H₂SO₄, hasta pH<2. El método utilizado fue el 5520 B. *Liquid-Liquid, Partition-Gravimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- Sulfuros (S²⁻):** Las muestras se recolectaron en botellas de polietileno ámbar de 200 ml, se preservaron con acetato de zinc y se analizaron mediante el método 4500-S²⁻D. *Methylene Blue Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- e. **Sulfatos (SO₄²⁻):** Las muestras se recolectaron en botellas polietileno de 1L, se analizaron con el método 4500-SO₄²⁻ E. *Turbidimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- f. **Nitrógeno Amoniacal:** Las muestras se recolectaron en botellas de polietileno de 1L, se preservaron con H₂SO₄ hasta pH<2 y se analizaron con el método 4500-NH₃-D. *Ammonia-Selective Electrode Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- g. **Nitrógeno Total:** Las muestras fueron recolectadas en botellas de polietileno de 1L, se preservaron con ácido sulfúrico hasta pH<2 y se analizaron con el método 4500-N_{org} B. *Macro-Kjeldalh Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- h. **Conductividad:** Las muestras fueron recolectadas en botellas de polietileno de 1L y se utilizó el método 2510-B. *Laboratory Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- i. **Cloruros:** Se utilizó botellas de polietileno de 1L. El método de análisis fue el 4500 Cl⁻ B. *Argentometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- j. **pH:** El método de análisis fue el 4500-H⁺B. *Electrometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- k. **Sólidos Sedimentables:** Las muestras fueron recolectadas en botellas de polietileno de 1L y el método de análisis fue el 2540 F. *Settleable Solids, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- l. **Sólidos disueltos:** El método utilizado fue el 2540 C. *Total Dissolved solids Dried at 180 °C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

- m. Temperatura:** El método utilizado fue el 2550 B. *Laboratory and Field Methods, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- n. Turbidez:** El método utilizado fue 2130 B. *Nephelometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- o. Metales Totales:** Se analizaron mediante el método *ISO 17294-2.2003. Water quality- Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICPMS)-Part 2: Determination of 62 elements.*
- p. Cromo Hexavalente:** El método de análisis fue el 3500 Cr B. *Colorimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- q. Cianuro Total:** Se utilizó botellas de polietileno de 1L y el método de análisis fue el 4500 CN-C, E. *Total Cyanide after Distillation/Colorimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*
- r. Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Las muestras se recolectaron en botellas de polietileno de 1L, se preservaron con ácido sulfúrico (H_2SO_4), hasta alcanzar un $pH < 2$. El método utilizado fue el 5220 D. *Closed Reflux, Colorimetric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/22th Edition.*

El método colorimétrico-reflujo cerrado 5220 D del SMEWW para la determinación de DQO, sólo permite concentraciones de cloruros menores a 2000 mg/L (APHA 2012). Las aguas de remojo presentaron concentraciones superiores a este valor (tabla 15). Por lo tanto, se determinó la interferencia de acuerdo a lo indicado por Castañeda (2015), con blancos de cloruros. Determinada las cantidades de NaCl necesarias, se procedió a realizar las soluciones con agua destilada para las concentraciones requeridas. Luego, siguiendo la metodología 5220 D SMEWW, se colocaron los reactivos requeridos a los viales de DQO, se agregaron las muestras de las soluciones de los blancos de cloruros, se digestaron en el reactor DRB 200 HACH y; finalmente, se midieron los valores en el

espectrofotómetro. Una vez obtenido los valores DQO para aquellas concentraciones de cloruro requeridas, se procedió a restar estos valores a los determinados anteriormente para las aguas residuales, y se obtuvieron los verdaderos valores.

En los muestreos realizadas después del 22 de noviembre de 2016, sólo se analizaron los parámetros de cloruro, fosfato, nitrato y fluoruro en el laboratorio CIQTOBIA mediante los métodos 4110 B, *Ion Chromatography with Chemical Suppression of Eluent Conductivity*, *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* del APHA (2012). Asimismo, en el laboratorio de Ing. Ambiental se analizaron los parámetros de nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y turbidez mediante los métodos HACH *Persulfate Digestion Method-Method 10072*, *Salicylate Method-Method 10003*, y 2130 B. *Nephelometric Method* del SMEWW, respectivamente. Por último, en el laboratorio LASAQ se midieron los parámetros de DQO, DBO₅, SST, conductividad eléctrica, temperatura y pH mediante el *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* del APHA (2012).

3.5 DETERMINACIÓN DEL PH ÓPTIMO PARA EL PROCESO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA.

3.5.1 MATERIALES

- Vasos beaker de 200ml y 1L.
- Mandil, guantes quirúrgicos.
- Mascarillas.
- Soporte con pinzas.
- Bureta.
- Agitador magnético.
- Fiolas, baguetas.
- Cronómetro.
- Cámara Fotográfica.
- Multiparámetro (T°, pH, CE, STD)
- KOH es escamas.
- Cal nieve.
- Ácido Clorhídrico.
- Solución Buffer de calibración de pH: 4,7 y 10.
- Equipo de test de jarras.
- Laptop.
- Turbidímetro.

3.5.2 PROCEDIMIENTO

La precipitación química se realizó en función al pH óptimo al cual se alcanzó el punto isoeléctrico de las proteínas. El proceso se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Se siguió el método empleado por Castañeda (2015), para determinar si la precipitación es favorecida por un medio ácido o básico. Para la modificación de los pH 3, 4 y 5 se utilizó una solución de ácido clorhídrico al 10 por ciento de concentración y; para los pH 10, 11 y 12, se utilizaron hidróxido de potasio y cal al 10 por ciento de concentración.

En primer lugar, las aguas residuales de la etapa de remojo pasaron por un tamiz para remover los pelos de las pieles de alpaca. Luego, se realizaron las pruebas con KOH en vasos precipitados de 1 L de capacidad en el equipo de jarras a 60 RPM durante 1 minuto y se dejaron sedimentar por 30 min. Inicialmente sólo se tomó el parámetro de turbidez para evaluar el proceso y se determinó el pH óptimo. No obstante, por los resultados desfavorables encontrados del sistema unido al proceso de coagulación-floculación (tabla 24 del acápite 4.3.1 “Resultados de la determinación de dosis óptima de coagulación-floculación”) se optó usar cal nieve. Se realizó el mismo proceso en vasos precipitados de 1L pero se dejó sedimentar por 6 horas, se evaluaron los pH 10, 11 y 12 (muestras 6 y 7). Finalmente, se evaluaron los parámetros de turbidez, DQO, SST, nitrógeno amoniacal y total. La selección del valor del pH óptimo fue en función al porcentaje de eficiencia de remoción de turbidez.

3.6 DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

3.6.1 MATERIALES

- Vasos precipitados de 200 ml y 1L.
- Baguetas, fiolas, jeringas.
- Tubos de ensayo.
- Micropipetas.
- Mandil, mascarillas
- Guantes quirúrgicos.

- Equipo de Test de Jarras.
- Sulfato de Aluminio.
- Cloruro Férrico.
- Ácido Clorhídrico.
- Cámara fotográfica.
- Soluciones Buffer de calibración de pH 4, 7 y 10.
- Agitador Magnético.
- Multiparámetro (T°, pH, CE, STD).
- Cronómetro.

3.6.2 PROCEDIMIENTO

El proceso de coagulación-floculación se llevó a cabo en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Para este proceso se utilizaron las aguas residuales sobrenadantes provenientes del proceso de precipitación química. Se realizaron pruebas con sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración, ajustando el pH a 7 de las aguas clarificadas con ácido clorhídrico a 10 por ciento, se realizó este ajuste ya que es el valor de pH al cual trabaja el coagulante. También, se realizaron ensayos con cloruro férrico a 40 por ciento de concentración sin ajuste del pH, debido a que el rango de funcionamiento es más amplio (pH 4-11), y porque se obtienen mejores resultados a pH altos. Se procedió a evaluar dosis de 50 mg/L, 100 mg/L, 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L y 1000 mg/L de sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración en vasos precipitados de 1L y se acondicionaron las aguas clarificadas a pH 7. Asimismo, se evaluaron dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración en vasos precipitados de 1L.

La prueba fue realizada en el equipo de test de jarras y se programó la mezcla rápida a 240 rpm por 1 minuto y la mezcla lenta a 50 rpm por 20 minutos. Se procedió a colocar el coagulante en las jeringas y adicionarlo a cada vaso precipitado durante la mezcla rápida. Terminado el proceso, se dejó sedimentar por 30 minutos y se determinaron los valores de turbidez, SST, DQO, nitrógeno amoniacal y total.

3.7 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN

3.7.1 MATERIALES

- Vasos precipitados, pipetas, baguetas.
- Guantes quirúrgicos, mandil, mascarillas.
- Piedras difusoras.
- Propipeta, fiolas.
- KOH en escamas.
- Manguera.
- Multiparámetro (pH, CE, T°).
- Compresora de 3HP, de capacidad 0.11 m³/min.
- Cámara fotográfica.

3.7.2 PROCEDIMIENTO

El proceso se realizó en el laboratorio de CEMTRAR de la Universidad Nacional Agraria La Molina, se utilizaron las aguas residuales clarificadas del proceso de coagulación-floculación. Primero, se acondicionó una compresora, que fue conectada a una manguera que se le acopló una piedra difusora de aire. Luego, las muestras de aguas fueron acondicionadas a pH 11.5 de acuerdo a las recomendaciones del EPA (2000). Después, se colocó la manguera dentro de un bidón de 100 L y se agregaron 5 litros de muestras de agua. Finalmente, se procedió a airear las muestras de agua.

Para evaluar la eficiencia del proceso se midieron por duplicado los parámetros de DQO, nitrógeno amoniacal y total. La compresora fue acondicionada para que sólo libere 26.4 l/min de aire durante 25 min por vez y se realizaron 5 pruebas de aireación. A continuación en la tabla 14 se observa la codificación realizada:

Tabla 14: Codificación del proceso de aireación.

Proceso	Código	Aire	Tiempo
Aireación 1	AIR 1	660 L	25 min
Aireación 2	AIR 2	660 L	25 min
Aireación 3	AIR 3	660 L	25 min
Aireación 4	AIR 4	660 L	25 min
Aireación 5	AIR 5	660 L	25 min

FUENTE: Elaboración propia. .

3.8 CARACTERIZACIÓN DEL LODO

3.8.1 MATERIALES

- Crisoles de porcelana.
- Mufla y estufa.
- Pinzas de metal.
- Agua destilada.
- Balanza analítica.
- Desecador.

3.8.2 PROCEDIMIENTO

Los procesos de precipitación química y coagulación-floculación generaron lodos como residuo, estos fueron colectados y mezclados para su caracterización en conjunto. Las muestras fueron enviadas a analizar en los laboratorios de agua y suelo (LAASMA) y el de Ecología Microbiana y Biotecnología Marino Tabusso (LMT) de la UNALM.

En el Laboratorio de Análisis de Agua y Suelo se analizaron los parámetros de CE, pH, materia orgánica, nitrógeno, fosforo, potasio, calcio, magnesio y carbono orgánico.

En el Laboratorio LASAQ de la UNALM se analizaron:

- Humedad (%): Método *BG BI II Bundesgesetzblatt 2001-Nr. 292 parte 3.8.2.*
- Ceniza (%): Método *ASTM American Society for Testing and Materials 1998, D 5142.*
- Sólidos totales y volátiles (%): *BG BI II Bundesgesetzblatt 2001-Nr. 292 parte 3.1.1*

En el Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología Marino Tabusso se analizaron:

- Coliformes totales, Coliformes fecales, *Escherichia coli*, *Salmonella* de acuerdo a la metodología *International Commission on Microbiological Specifications for Foods 2d edition vol 1 part II.*
- Conteo de larvas y huevos Helminthos, según la metodología *Standard Methods for the Recovery and Enumeration of Helminth Ova in Wastewater, Sludge, Compost and Urine-Diversion Waste in south Africa, WRC Report N° II322/08.*

3.9 ANÁLISIS DE DATOS

Los resultados que se obtuvieron de los tratamientos de precipitación química, coagulación-floculación y de aireación se analizaron mediante el software MINITAB 17. Para la validación estadística se realizaron pruebas de normalidad, de homogeneidad de varianzas Levene y Bartlett, de Análisis de varianza (ANOVA) y de comparaciones múltiples Test de Tukey con 95 por ciento de confianza.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA ETAPA DE REMOJO DEL PROCESO DE PELETERÍA

La caracterización de las aguas residuales de la etapa de remojo del proceso peletería de piel de alpaca fue realizada en diferentes fechas debido a que su composición química varía considerablemente de una empresa a otra, a la cantidad de químicos que se utilizan, al tamaño de la empresa, a la cantidad de agua empleada y al tipo de producto final obtenido (Apaydin *et al.* 2009, Rameshrajya y Suresh 2011, Lofrano *et al.* 2013, Jahan *et al.* 2014, Abdallh *et al.* 2016).

De acuerdo con Chowdhury *et al.* (2015), la fase de remojo es una de las etapas más contaminantes del proceso de curtido abarcando cerca de 50-55 por ciento de la carga total de contaminación de la industria.

En las aguas residuales del proceso de remojo, podemos encontrar materias orgánicas e inorgánicas por los materiales usados. Así tenemos, que las aguas residuales presentaron en su composición surfactantes (tensoactivos), bactericidas, gran concentración de sales y sustancias provenientes de la piel de alpaca (arena, estiércol, sangre, pelo, grasas, proteínas, etc.).

Los parámetros que se analizaron en la etapa de remojo fueron: turbidez, aceites y grasas, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sulfuros, nitrógeno amoniacal, sólidos sedimentales, sulfatos, fosfato, nitrato, fluoruro, cromo VI, cianuro total, nitrógeno total, cloruros, sólidos totales disueltos, nitrógeno total, conductividad eléctrica, temperatura, pH y metales totales. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 15, estos son comparados con los Valores

Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario estipulado por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (D.S. 010-2019-Vivienda y su modificatoria). Además, se muestran los resultados de la interferencia de cloruros en la determinación de la DQO con el fin de hallar el verdadero valor. Así como se explicó en la metodología para la DQO, *5220 D 22nd Edition 2012 Chemical Oxygen Demand (COD) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: Closed Reflux-Colorimetric Method*, aguas con concentraciones mayores a 2000mg/L de cloruros pueden dar valores erróneos, ya que los cloruros precipitan la plata formado AgCl ocasionando que no quede cantidad adecuada para la oxidación completa de la materia orgánica (Gil 2005).

Tabla 15: Caracterización Físicoquímica del agua residual de la etapa de remojo del proceso de peletería de piel de alpaca comparada con los VMA.

Parámetros	Unidad	23/09/16	07/11/16	22/11/16	13/12/16	19/12/16	13/01/17	08/05/17	VMA	Promedio	Mínimo	Máximo
Turbidez	NTU	3220	2196.00	2720	1384	930	1890	1980	-	2045.71	930	3220
SST	mg/L	3574	-	2738	-	-	2619.05	2380.95	500	2828	2380.95	3574
DQO	mg/L	5137.5	-	7399	8970.83	5804.20	7358.33	12470.83	1000	7856.78	5137.50	12470.83
DBO ₅	mg/L	4170	-	5850	-	-	-	9827.09	500	6615.7	4170	9827.09
pH	Unidad	7.20	6.90	6.59	5.53	6.59	7.29	6.85	6-9	6.71	5.53	7.29
Temperatura	°C	20.30	23.10	23.10	25.30	25.00	27.20	25.60	<35	24.23	20.30	27.20
CE	mS/cm	-	-	33.50	11.90	22.90	23.20	1.88	-	18.68	1.88	33.50
Cl ⁻	mg/L	-	-	12174	-	-	9780.24	156.68	-	7370.31	156.68	12174.00
DQO Cl ⁻	mg/L	-	-	1105	-	-	971.67	-	-	1038.34	971.67	1105.00
DQO real*	mg/L	-	-	6294	-	-	6386.66	-	1000	6340.33	6386.66	6294.00
NH ₃ -N	mg/L	-	-	74.72	-	-	151.50	48.00	80	91.41	48.00	151.50
NTK	mg/L	-	-	101.68	-	-	330	150.00	-	193.89	101.68	330.00
Sulfuros	mg/L	-	-	2.707	-	-	-	-	5	-	-	-
Sulfatos	mg/L	-	-	267	-	-	490.80	174.16	1000	310.65	174.16	490.80
Fosfato	mg/L	-	-	-	-	-	95.54	347.54	-	221.54	95.54	347.54
Nitrato	mg/L	-	-	-	-	-	27.02	< 0.5	-	-	-	-
Fluoruro	mg/L	-	-	-	-	-	53.83	29.04	-	41.44	29.04	53.83
A y G	mg/L	-	-	1975.50	-	-	-	-	100	-	-	-
SS	mL/L/h	-	-	2.50	-	-	-	-	8.5	-	-	-
Cromo VI	mg/L	-	-	< 0.01	-	-	-	-	0.5	-	-	-
Cianuro total	mg/L	-	-	< 0.004	-	-	-	-	1	-	-	-
STD	mg/L	-	-	30475	-	-	-	-	-	-	-	-
Litio	mg/L	-	-	0.17416	-	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg/L	-	-	0.39780	-	-	-	-	4	-	-	-

Continuación...

Parámetros	Unidad	23/09/16	07/11/16	22/11/16	13/12/16	19/12/16	13/01/17	08/05/17	VMA	Promedio	Mínimo	Máximo
Magnesio	mg/L	-	-	43.04	-	-	-	-	-	-	-	-
Aluminio	mg/L	-	-	10.2	-	-	-	-	10	-	-	-
Cromo	mg/L	-	-	0.27810	-	-	-	-	10	-	-	-
Manganeso	mg/L	-	-	2.417	-	-	-	-	4	-	-	-
Hierro	mg/L	-	-	20.06	-	-	-	-	-	-	-	-
Cobalto	mg/L	-	-	0.00441	-	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg/L	-	-	0.01163	-	-	-	-	4	-	-	-
Cobre	mg/L	-	-	0.07817	-	-	-	-	3	-	-	-
Zinc	mg/L	-	-	0.77750	-	-	-	-	10	-	-	-
Arsénico	mg/L	-	-	0.02738	-	-	-	-	0.5	-	-	-
Selenio	mg/L	-	-	< 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-
Plata	mg/L	-	-	< 0.00005	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmio	mg/L	-	-	0.00187	-	-	-	-	0.2	-	-	-
Bario	mg/L	-	-	0.19940	-	-	-	-	-	-	-	-
Mercurio	mg/L	-	-	< 0.00005	-	-	-	-	0.02	-	-	-
Plomo	mg/L	-	-	0.09869	-	-	-	-	0.5	-	-	-

(*): DQO sin interferencia de Cloruros

: No cumple con el D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria.

FUENTE: Elaboración propia

Los resultados de la composición físico-química de las aguas residuales de la etapa de remojo del proceso de peletería (tabla 15) fueron muy variables debido a ciertos factores que modificaron su composición, tales como; la edad del animal, el tipo de alimentación, el peso de la piel, el tipo de preservación (seco, seco-salado o fresco), el tamaño, la calidad y la zona de procedencia (origen) de la piel de alpaca. También, Lefebvre *et al.* (2005) e Iyappan *et al.* (2012) atribuyen que la alta variabilidad de los resultados en las aguas residuales depende de la naturaleza y origen de las pieles a utilizar.

Las aguas residuales del proceso de remojo presentaron alta carga orgánica (sangre, proteínas solubles, grasas, etc.), sólidos suspendidos (arena, estiércol, pelo) y alta salinidad (cloruros). Así como argumentaron Lefebvre *et al.* (2005), Emmer y Campo (2014), Abdallah *et al.* (2016), Seid y Belay (2017). Además, se evidencia que los principales problemas de las descargas de las aguas residuales de la etapa de remojo sobre el alcantarillado público provienen de las altas concentraciones de aceites y grasas, DBO₅, DQO, SST, Aluminio y nitrógeno amoniacal ya que no cumplieron con los VMA establecidos en el D.S. 010-2019-VIVIENDA. En conclusión, se requiere aplicar un sistema de tratamiento a las aguas residuales de la etapa de remojo porque no es posible descargarlas directamente sobre el alcantarillado público.

PH: Las aguas con niveles bajos de pH corroen los sistemas de transporte de agua y pueden ocasionar la disolución de metales en el agua; por el contrario, los niveles altos de pH generan incrustaciones en las alcantarillas (Masood y Malik 2014, Rajeswari 2015). Incluso, descargas de aguas residuales, con grandes fluctuaciones de los niveles de pH, en estanques, ríos o suelo puede ser perjudicial para la biota acuática (zooplancton y peces) y la fauna del suelo (Islam *et al.* 2014). Los valores de pH de las aguas residuales de remojo (tabla 15) presentaron un mínimo de 5.53, un máximo de 7.29 y un promedio de 6.7. Los cuales se encontraron dentro del rango permitido por el VMA (6-9); excepto el valor para R4, de 5.53 (figura 7).

Los valores de pH (tabla 15) estuvieron dentro del rango (6-10) reportado por Cassano *et al.* (2001); y el promedio de pH presentó concordancia con los datos obtenidas por Fernández (2005), de 7.1; Iyappan *et al.* (2012), de 6.8; Ilou *et al.* (2014), de 6.8; y Rajeswari *et al.* (2016a), de 6.9±0.5. De forma semejante, los valores hallados de pH presentaron cercanía a

los reportados por Bosnic *et al.* (2003), de 7.5-8; Islam *et al.* (2004), de 7.5; Lefebvre *et al.* (2005), de 7.5-7.9; y Central Pollution Control Board (CPCB 2009), de 7.2-8. Sin embargo, difieren con los obtenidos por Sirshendu *et al.* (2012), 10.5; Castañeda (2015), 8.2; Chowdhury *et al.* (2015), 8.18 ± 0.5 ; Pardo (2016), 8.38-10.74; y Seid y Belay (2017), 8.23 ± 0.68 a 8.37 ± 0.988 . Esta heterogeneidad se debió a que en el proceso de remojo de peletería no se utilizaron álcalis, que provocan el desprendimiento del pelo de la piel, porque uno de los propósitos del proceso es mantener la fibra de la piel en comparación con las curtiembres, que las eliminan; tal como lo indicaron Cuéronet (s. f.). Los álcalis más usados son la sosa cáustica o carbonato sódico generando el incremento del pH a fin de fomentar un hinchamiento débil de la piel y la penetración del agua en las fibras (Índigo Química s. f.). Así tenemos que Castañeda (2015) utilizó soda cáustica y sulfuro de sodio para incrementar el nivel del pH, que confirmó la razón de la diferencia de los resultados de la presente investigación con otros autores.

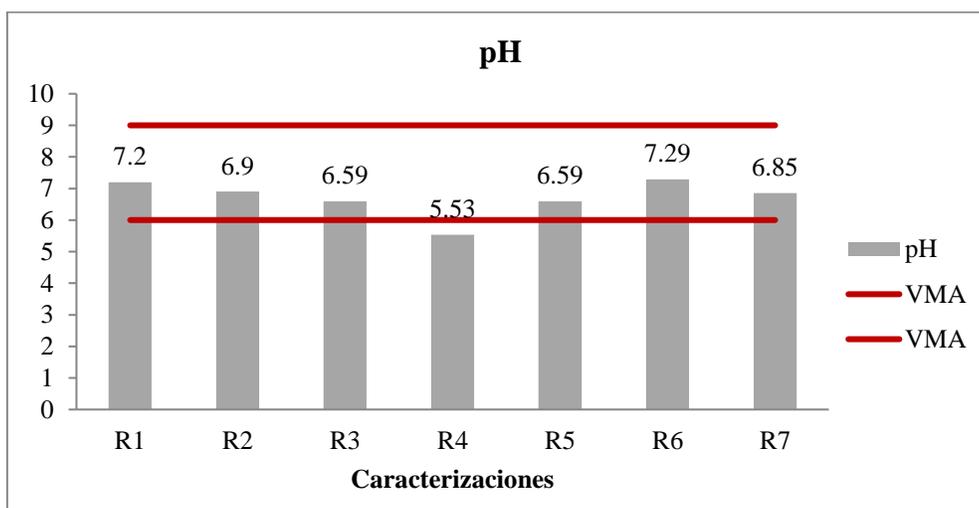


Figura 7: Variación de pH.

(*) R1: 23/09/16, R2: 07/11/16, R3: 22/11/16, R4: 13/12/16, R5: 19/12/16, R6: 13/01/17 y R7: 08/05/17.

Temperatura: La temperatura es un importante indicador, los niveles altos de temperatura pueden ocasionar indirectamente la corrosión de los metales de las tuberías de los sistemas de alcantarillado e incrustaciones dentro de ellas a causa de que la solubilidad del oxígeno disuelto, solución de la viscosidad, índices de difusión, coeficientes de actividad, entalpías de reacción, componentes de solubilidad, índices de oxidación y actividad biológica varían en

función de la temperatura, los cuales afectan las tasas de corrosión de hierro, la composición y propiedades de las incrustaciones dentro de las tuberías, y la liberación de subproductos de la corrosión (McNeill y Edwards 2002). La temperatura del agua residual (tabla 15) mostró un mínimo de 20.3°C, un máximo de 27.2°C y un promedio de 24.3°C. Los valores resultaron estar dentro del rango señalado por Cassano *et al.* (2001), 10-30°C; y el reportado por Chowdhury *et al.* (2015), 27±1°C, se encuentra dentro del rango obtenido.

Los datos obtenidos de temperatura resultaron menores al VMA (35°C); por lo que, cumplieron con la normativa ambiental (figura 8). No sobrepasaron el VMA debido al proceso que debe mantenerse por debajo de 28°C. A valores superiores, es peligroso por el aumento de la degradación de sustancias proteicas (Cueronet s. f., Índigo Química s. f.), puesto que es la temperatura óptima de las bacterias (EPA y CIATEC 2006). Además, ocasionaría pérdidas monetarias por el deterioro del producto.

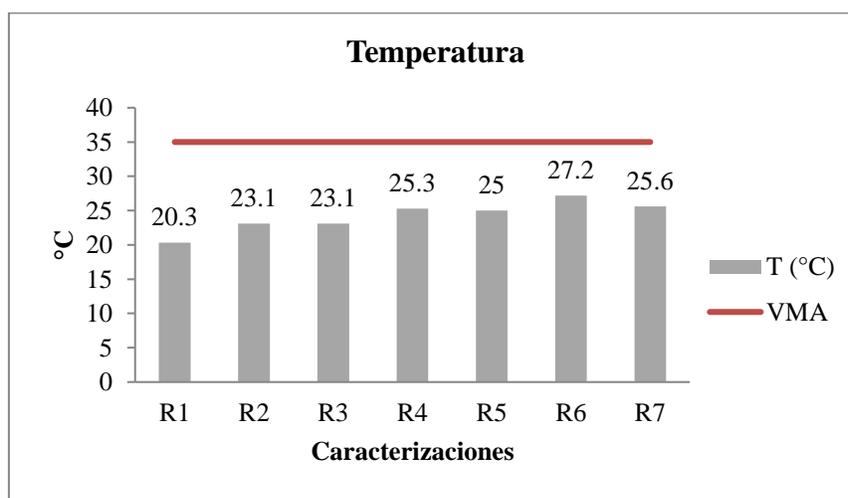


Figura 8: Variación de Temperatura.

DBO₅: Las concentraciones de DBO₅ (tabla 15 y figura 9) alcanzaron un mínimo de 4170 mg/L, un máximo de 9827.09 mg/L y un promedio de 6615.7 mg/L. Estos encontraron cercanía a los hallados por Cassano *et al.* (2001), 2000-5000 mg/L; Cooman *et al.* (2003), 4000 mg/L; Mijaylova *et al.* (2004), 7920 mg/L; y Rajeswari *et al.* (2016b), 4800 mg/L. Por otro lado, las concentraciones de DBO₅ fueron mayores a los obtenidos por Miller *et al.* (1999), 1200-2000 mg/L, Bosnic *et al.* (2003), 1100-2500 mg/L, Fernández (2005), 1620

mg/L; CPCB (2009), 1200-3000 mg/L; Ramani y Sekaran (2010), 757 mg/L; Iyappan *et al.* (2012), 1016 mg/L; Sirshendu et al (2012), 3569 mg/L; Islam *et al.* (2014), 1850±50 mg/L; Castañeda (2015), 1300 mg/L; Chowdhury *et al.* (2015), 1200±5.5 mg/L; Seid y Belay (2017) 1700±141.42 mg/L a 3161.25±147.4 mg/L. La concentración de DBO₅ resultó alta y superior a las otras investigaciones, debido al alto nivel de materia orgánica por la mayor concentración de grasa de las pieles de alpaca, 7.53 por ciento (Guanilo 1983), en comparación con el vacuno, 2 por ciento (Morera 2002), la suciedad de las pieles (tierra y estiércol), el contenido de proteínas no estructurales y macroproteínas presentes en la sangre y líquido linfático, y la queratina del pelo de las pieles (CONAMA 1999). El contenido de materia orgánica está relacionado con el espesor de la piel, que se encuentran en función de la raza, sexo y edad del animal (Ayala 1948), calidad, estado de conservación y origen de la piel.

La descomposición de materia orgánica en las tuberías de alcantarillado, por largos periodo de tiempo de transporte de las aguas residuales, genera sulfuro de hidrógeno que, por diferentes reacciones químicas, provocan la corrosión (Chandler y Shepherd 2012) y deposición de yeso en las tuberías (Sulikowski y Kozubal 2016); tal como se evidencia en la figura 9, que los valores excedieron el VMA e indica el deterioro de los sistemas de alcantarillado público. Por otro lado, los datos no cumplieron con el Límite Máximo Permisible (LMP) para aguas superficiales (D.S. N° 003-2002-PRODUCE), lo que indica el impacto negativo sobre las especies acuáticas. Tal como lo señala (Palanna 2009).

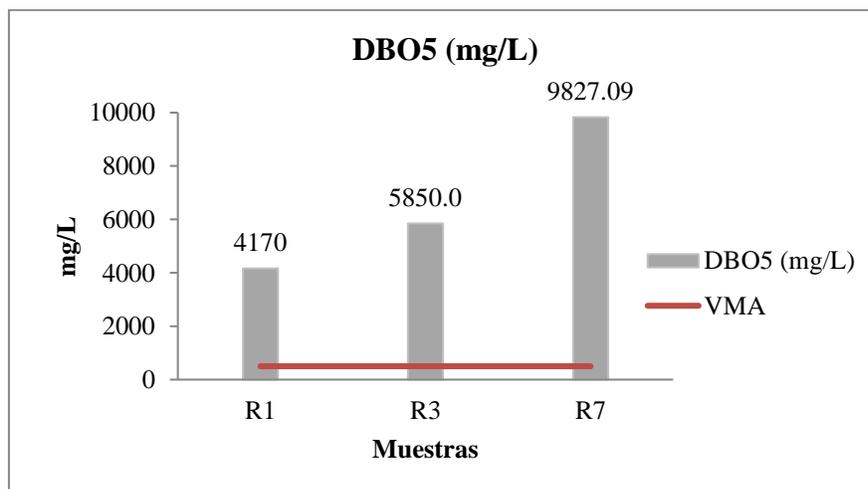


Figura 9: Variación de DBO₅ en las caracterizaciones.

DQO: La concentración de DQO (tabla 15) presentó un rango de 5137.5-12470 mg/L y un promedio de 7856 mg/L. Las concentraciones se encontraron próximos al rango reportado por Cassano *et al.* (2001), de 5000-11800 mg/L y dentro del rango obtenido por Pardo (2016), de 3232-37800 mg/L. Además, las concentraciones de DQO de 9280 mg/L, 8280 mg/L, 8288 mg/L, 10560 ± 5.5 mg/L, 7300 ± 0.10 mg/L, 11640 ± 1484.92 mg/L reportados por Sirshendu *et al.* (2012), Ilou *et al.* (2014), Castañeda (2015), Chowdhury *et al.* (2015), Rajeswari *et al.* (2016b), Seid y Belay (2017); respectivamente, se encontraron dentro del rango hallado. Por otra parte, las concentraciones de DQO presentaron valores superiores a los obtenidos por Bosnic *et al.* (2003) de 3000-6000 mg/L; Fernández (2005), 4500 mg/L; Lefebvre *et al.* (2005), 1500-3600 mg/L; Ramani y Sekaran (2006), 2178 mg/L; CPCB (2009), 2700-5000 mg/L; Sundarapandiyam *et al.* (2010), 3000-6000 mg/L; e Iyappan *et al.* (2012), 4466 mg/L. Se obtuvieron concentraciones altas de DQO por la suciedad de las pieles, el pelo y la sangre. También, por el porcentaje de grasa de la piel de alpaca que fue mayor, de 7,53 por ciento (Guanilo 1983), que el vacuno, de 2 por ciento (Morera 2002). Aparte de ello, los tensoactivos empleados también incrementaron la concentración DQO. Así como lo señaló CONAMA (1999). Es importante indicar que las muestras R4 y R6 presentaron alta concentración de DQO (figura 10) debido a la mayor concentración de albumina en el agua residual, que se observó por el característico color rojo-ladrillo de la sangre.

Los valores de las concentraciones de DQO superaron el LMP para aguas superficiales del D.S. N° 003-2002-PRODUCE, indicando que afectan negativamente a los ecosistemas acuáticos por la disminución del oxígeno disuelto (Carr y Neary 2008). También, excedieron el VMA (figura 10) que evidencia el deterioro de tuberías por la disminución del oxígeno debido a la descomposición de materia orgánica por microorganismos, ya que en medio acuoso la falta de oxígeno genera la reducción de los sulfatos a sulfuros de hidrógenos y estos corroen el hormigón del cual están fabricadas las tuberías del alcantarillado público. Tal como lo señaló Driéguez (2017).

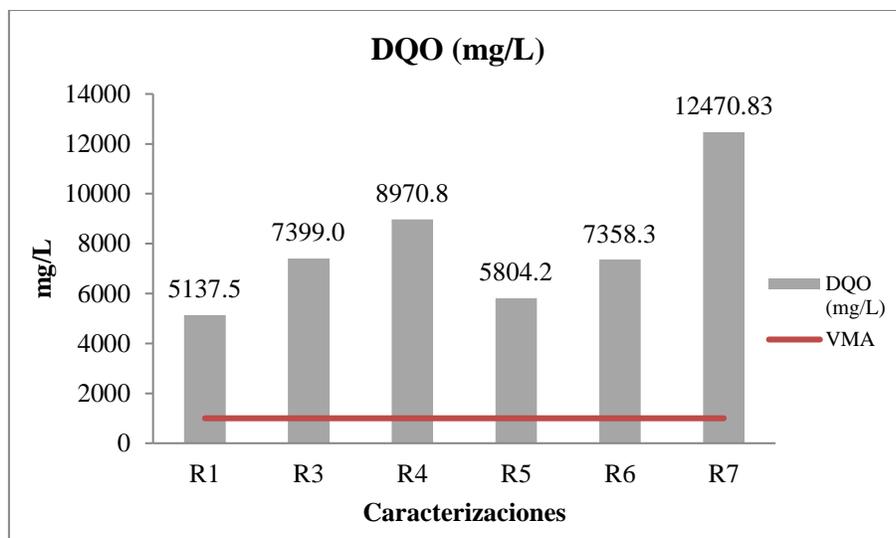


Figura 10: Variación de DQO en las caracterizaciones.

Aceites y Grasas: La concentración de aceites y grasas (tabla 15) resultó ser de 1975.5 mg/L, se encontró dentro del rango de 1700-8400 mg/L obtenido por Cassano *et al.* (2001); pero fue mayor a los reportados por Miller *et al.* (1999), 200-400 mg/L; Fernández (2005), 323.4 mg/L; y Castañeda (2015), 250 mg/L. Las diferencias encontradas con los autores señalados se debieron principalmente por el tipo, la calidad y el origen de la piel; factores que también sostienen Lefebvre *et al.* (2005). A diferencia de los otros autores como Castañeda (2015) que empleó piel vacuna con un porcentaje de grasa que fue de 2 por ciento, de acuerdo con Morera (2002); en esta investigación se utilizó como materia prima la piel de alpaca con un porcentaje de grasa superior, de 7.53 por ciento, según Guanillo (1983). En otras palabras, la piel de alpaca aportó mayor porcentaje de grasa que el vacuno. Por otro lado, Rosas (2012) indica que las fibras de alpaca presentan 1.22-2.42 por ciento de grasa. En ese sentido, el contenido de grasa también influyó en la concentración de las aguas residuales de la etapa de remojo. Incluso, de acuerdo al tipo de raza de alpaca el porcentaje de grasa de la fibra varía. Tal como Bergen (1963) señaló que la fibra de alpaca Wacaya presenta 1.8 por ciento y la Sury, 1.3 por ciento. Por ende, el tipo de piel a usar varía la concentración del parámetro en las aguas residuales.

El parámetro de aceites y grasas (tabla 15) no cumplió con el VMA (D.S. 010-2019-VIVIENDA). Indicando la posibilidad de deterioro del sistema de alcantarillado público como

la obstrucción de las aguas residuales en las tuberías ocasionando desbordamiento del alcantarillado sanitario que generan malos olores y nido de rata e insectos. Más aún, su acumulación en las tuberías ocasiona corrosión en el sistema de drenaje en condiciones anaeróbicas (Husain *et al.* 2014).

Cloruros: La concentración de cloruros (tabla 15) presentó un mínimo 156.68 mg/L, un máximo de 12174 mg/L y un promedio de 7370.31 mg/L. El máximo valor se encontró dentro del rango de 12000-18700 mg/L obtenido por CPCB (2009). Además, el valor de 9780.24 mg/L fue cercano al rango reportado por Dixit *et al.* (2015), de 9416.67-9444.4 mg/L. No obstante, las concentraciones estuvieron por debajo de 17000 a 50000 mg/L, 14000 a 28000 mg/L, 15 800 mg/L, 15000-30000 mg/L, 41200 mg/L, 20590 mg/L, 19250±1500 mg/L, 17582 mg/L, 17000±3000 mg/L y 15224.44±102.16 mg/L reportados por Cassano *et al.* (2001), Bosnic *et al.* (2003), Fernández (2005), Sundarapandiyan *et al.* (2010), Iyappan *et al.* (2012), Sirshendu *et al.* (2012), Islam *et al.* (2014), Castañeda (2015), Rajeswari *et al.* (2016a), Seid y Belay (2017), respectivamente.

De acuerdo con APHA (2012), la concentración de cloruros se encuentra relacionada con las sales (NaCl); y GEMS (2012) menciona que la cantidad de sal empleada en el proceso depende de las formulaciones químicas de cada empresa de curtido. Por lo tanto, la variabilidad de los cloruros de las muestras R3 y R6, con respecto a la muestra R7, dependió de la cantidad de sal que se utilizó para el proceso de remojo por el estado de conservación de la piel de alpaca (seco salado o fresco). Adicionalmente, conforme con la información proporcionada por la empresa Ayllu Craftsman Perú SAC, las pieles de alpaca, fueron sacudidas antes de ser utilizadas en el proceso de remojo para la muestra R7. Por este motivo, la muestra R7 (figura 11) presentó la menor concentración de cloruros.

Aunque no hay un valor máximo admisible para los cloruros, las concentraciones altas del parámetro (tabla 15) pueden corroer las tuberías del sistema de alcantarillado sanitario debido a la cristalización de los cloruros que ocasiona la destrucción de las estructuras de concreto. Así como lo señalaron Sulikowski y Kozubal (2016).

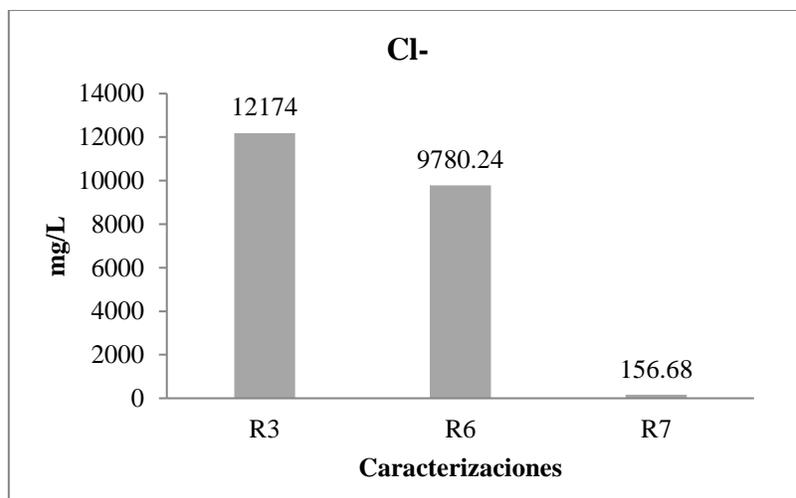


Figura 11: Variación de Cloruros (mg/L) en las caracterizaciones.

Conductividad Eléctrica: El valor de la conductividad eléctrica (CE) presentó un mínimo de 1.876 mS/cm, un máximo 33.5 mS/cm y un promedio de 18.68 mS/cm (tabla 15). Estos resultados guardan relación con los reportados por Ilou *et al.* (2014), 27 mS/cm y Chowdhury *et al.* (2015), 19±1 mS/cm. Asimismo, la concentración hallada de 1.876 mS/cm guardó concordancia con el reportado por Pardo (2016), 8.99 mS/cm para muestra fresca. Por el contrario, los valores de CE fueron menores a los reportados por Sirshendu *et al.* (2012), 53.8 mS/cm y Castañeda (2015), 37.9 mS/cm. De igual forma, fueron menores a los determinados por Pardo (2016) para muestras saladas, de 41.7 mS/cm, 51.8 mS/cm y 78.4 mS/cm.

El parámetro de conductividad eléctrica está relacionado con la concentración de sulfatos y cloruros; y este último, con las sales (APHA 2012). Por otra parte, Índigo Química (s. f.) señala que la sal comercial contiene impurezas como el sulfato y, Goel y Kaur (2012) concluyeron que los detergentes aportan sulfatos a las aguas de lavandería. En ese sentido, la alta variabilidad de los valores de CE (tabla 15) dependió de la cantidad de sal empleada en la preservación de las pieles de alpaca (estado de conservación) y la cantidad de detergente empleado en el proceso de remojo.

Es importante mencionar que de acuerdo con la empresa Ayllu Craftsman, las pieles de alpaca fueron previamente sacudidas el día de la muestra R7, para eliminar el exceso de sal. Por ello, la muestra R7 (figura 12) presentó el menor valor en contraste con las demás.

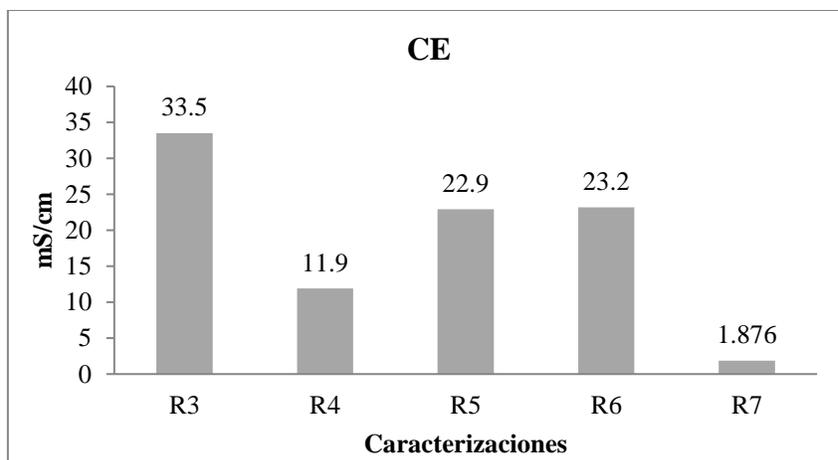


Figura 12: Variación de la conductividad eléctrica en las caracterizaciones.

Turbidez: El valor de Turbidez (tabla 15) presentó un rango de 930-3220 NTU con un promedio de 2045.71 NTU. Los resultados mostraron concordancia con los reportados por Ilou *et al.* (2014), 3050 NTU y Castañeda (2015), 3165 NTU. Aunque, fueron mayores a los reportados por Pardo (2016), 190.4-553.2 NTU. Se obtuvieron valores altos de turbidez ya que están asociados al contenido de materia orgánica, estiércol y polvo (CONAMA 1999) que dependen de la naturaleza y calidad de las pieles (Lefebvre *et al.* 2005). A pesar de que no existe un LMP, conforme National Water Quality Management Strategy (NWQMS 2004), los valores altos de turbidez provocan en los cuerpos de aguas la reducción del nivel de claridad, disminuyendo el ingreso de luz solar, que genera una pobre actividad fotosintética de las plantas y algas, y afecta negativamente en los organismos acuáticos.

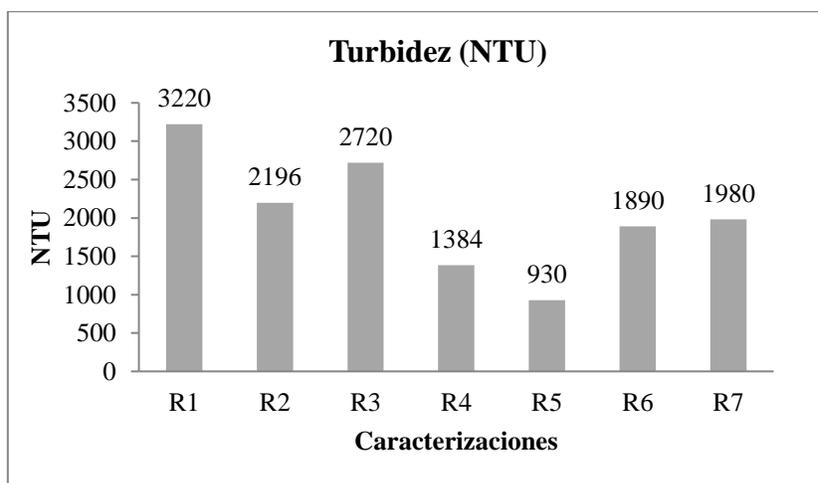


Figura 13: Variación de Turbidez en las caracterizaciones.

SST: La concentración de los SST (tabla 15) presentó un mínimo de 2380.95 mg/L, un máximo de 3574 mg/L, y un promedio de 2828 mg/L. Las concentraciones mostraron conformidad con los reportados por Fernández (2005), 3500 mg/L; Ilou *et al.* (2014), 3000 mg/L; y Castañeda (2015), 3069.1 mg/L. Incluso, fueron cercanos a los rangos hallados por Cassano *et al.* (2001), 2300-6700 mg/L; Bosnic *et al.* (2003), 2000-7000 mg/L; Lefebvre *et al.* (2005), 2500-10300 mg/L; CPCB (2009), 2500 a 5000 mg/L; y Pardo (2016), 3264-7750 mg/L. Sin embargo, fueron menores a los reportados por Iyappan *et al.* (2012), 10800 mg/L; Islam *et al.* (2014), 8500±500 mg/L; Chowdhury *et al.* (2015), 6080±10 mg/L; y Seid y Belay (2017), 9093±80.61 mg/L. Se obtuvieron valores altos de sólidos suspendidos totales ya que estuvieron en función de la suciedad de las pieles, polvo, estiércol, pelo (CONAMA 1999) y sangre que dependen de la naturaleza y la calidad de las pieles. Por otro lado, el parámetro SST no cumplió con el LMP. Se sabe que los SST se encuentran relacionados con la turbidez y que valores altos de turbiedad en ambientes acuáticos provoca la reducción del paso de la energía solar conduciendo a una pobre actividad fotosintética (Zhou *et al.* 2012), depósitos sobre las plantas acuáticas, obstrucción de las branquias y superficies respiratorias de los peces (Alabaster y Loyd 1980), y generación de condiciones anaeróbicas en los cuerpos de agua por la descomposición de materiales volátiles en los sólidos (DIGESA-GESTA 2005). Por lo tanto, el exceder el LMP para SST, indica la posible afectación negativa sobre los sistemas acuáticos. Con respecto al VMA (D.S. 010-2019-VIVIENDA), tampoco cumplió con la normativa ya que los valores fueron superiores a 500 mg/L (figura 14), por lo que genera un impacto negativo sobre el sistema de alcantarillado público.

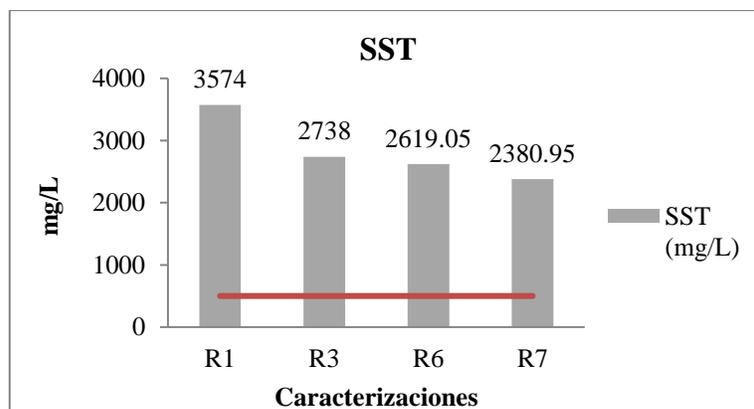


Figura 14: Variación de SST en las caracterizaciones.

Sólidos Totales Disueltos: La concentración de sólidos totales disueltos (STD) obtenida alcanzó un valor de 30475 mg/L (tabla 15), el cual se encontró dentro de los rangos reportados por Bosnic *et al.* (2003), de 30000-48000 mg/L; Lefebvre *et al.* (2005), 25300-57300 mg/L; CPCB (2009), de 20500-37000 mg/L; y Sundarapandiyan *et al.* (2010), de 22000-33000 mg/L, respectivamente. Asimismo, presentó concordancia con los reportados por Sirshendu *et al.* (2012), de 35100 mg/L e Islam *et al.* (2014), de 36500±1500 mg/L. En otras palabras, la concentración de sólidos totales disueltos guardó concordancia con los autores citados. Sin embargo, fue mayor a los obtenidos por Chowdhury *et al.* (2015), 14500±10 mg/L y Seid y Belay (2017), 27067.5±9853.5 mg/L; y menor al obtenido por Iyappan *et al.* (2012), 42400 mg/L.

De acuerdo con American Water Works Association (AWWA 2003), los sólidos totales disueltos están compuestos principalmente por cloruros, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. Además, Agbazue *et al.* (2015) señala que los detergentes aportan fosfatos y, Goel y Kaur (2012), sulfatos a las aguas residuales de lavandería. Es más, Índigo Química (s. f.) menciona que la sal comercial contiene partículas de sulfatos; y APHA (2012), que está asociado a los cloruros. Entonces, la gran concentración de sólidos totales disueltos fue causada por la cantidad de sales y detergentes empleados en el proceso; y por el estado de conservación de las pieles, debido a la cantidad utilizada de sal. Aunque no hay un VMA para los sólidos totales disueltos, este parámetro es uno de los principales factores de la corrosión de tuberías de acero (Zaki *et al.* 2015), por lo que el valor alto alcanzado afecta negativamente en los sistemas de distribución del alcantarillado público.

Sólidos Sedimentables: Los sólidos sedimentables en las tuberías tienden a sentarse y generar condiciones anaeróbicas, provocando malos olores (Zárate *et al.* 1993). El valor de los sólidos sedimentables (tabla 15) resultó de 2.5 mL/L/h, cercano al reportado por Fernández (2005) de 3 mL/L/h. Además, el parámetro cumplió con el VMA.

Nitrógeno Total: La concentración de Nitrógeno Total (tabla 15) presentó un mínimo de 101.68 mg/L, un máximo de 330 mg/L y un promedio de 193.89 mg/L. Los resultados se encontraron cercano a los rangos reportados por Lefebvre *et al.* (2005), 140-470 mg/L y Pardo

(2016), 48-160 mg/L. Sin embargo, fueron menores a los obtenidos por Mijaylova et al (2004), 380 mg/L; Fernández (2005), 490 mg/L; Castañeda (2015), 360.74 mg/L; y Rajeswari et al. (2016b), 420 mg/L. La concentración de nitrógeno total en el agua residual se debió a la presencia de sangre, líquido linfático (CONAMA 1999), restos de queratina de la piel y estiércol. Por otra parte, la muestra R6 (figura 15) presentó mayor concentración debido a que la piel usada en esa fecha se estuvo descomponiendo, lo que influyó en el incremento del parámetro. A pesar de que no hay un LMP para nitrógeno total, las concentraciones altas ocasionan eutrofización en los cuerpos de aguas afectando las especies acuáticas (Camargo y Alonso 2006).

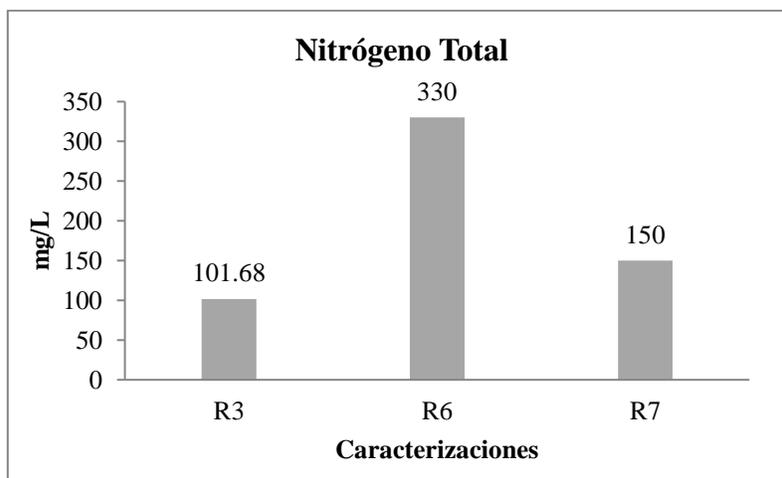


Figura 15: Variación de Nitrógeno Total en las caracterizaciones.

Nitrógeno Amoniacal: El parámetro de Nitrógeno Amoniacal (tabla 15) presentó un mínimo de 48 mg/L, un máximo de 151.6 mg/L y un promedio de 91.41 mg/L. Las concentraciones fueron cercanas al rango obtenido por Lefebvre et al. (2005), 60-280 mg/L. Adicionalmente, el valor reportado por Castañeda (2015), de 84.7 mg/L, guardó relación con la muestra R3. No obstante, las concentraciones fueron superiores a los obtenidos por Fernández (2005), 175 mg/L y Mijaylova et al. (2004), 174 mg/L.

Las pieles proporcionan un bajo contenido de nitrógeno amoniacal y cuando son bien preservadas el nivel se puede mantener (Wang et al. 2012). Sin embargo, esto no ocurrió para la muestra R6, por lo que la concentración de nitrógeno amoniacal fue superior a las demás

(figura 16). Esto fue ocasionado porque la empresa tuvo problemas con la forma de conservación de las pieles de alpaca lo que condujo a la presencia de gorgojos y al proceso de descomposición de la piel con la proliferación de bacterias. Las bacterias desarrolladas producen enzimas bacterianas descomponiendo las proteínas del colágeno en aminoácidos, a la vez estas enzimas bacterianas fraccionan los aminoácidos en aminas, ácidos orgánicos, alcoholes y carbohidratos. No obstante, las enzimas bacterianas siguen el proceso atacando a las aminas para finalmente disgregarlas en hidrógeno, dióxido de carbono y amoníaco (EPA y CIATEC 2006); en consecuencia, se encontró mayor concentración de nitrógeno amoniacal. Otro factor del origen del nitrógeno amoniacal en el agua residual de remojo se debió al uso de bactericidas; así como afirmaron Wang *et al.* (2012), que los bactericidas presentan cierta cantidad de $\text{NH}_3\text{-N}$.

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal para las muestras R3 y R7 cumplieron con el VMA (figura 16); pero la muestra R6, no. Por consiguiente, la muestra R6 deteriora la infraestructura del sistema de alcantarillado. Por otra parte, el parámetro sobrepasó el LMP evidenciando que las aguas residuales de la etapa de remojo al ser descargadas sobre cuerpos de agua causan toxicidad sobre especies acuáticas (Sainz 2005).

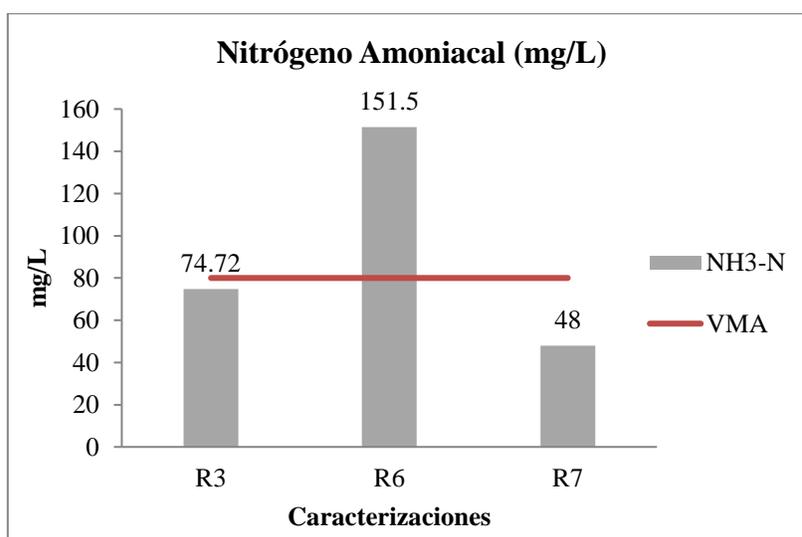


Figura 16: Variación de Nitrógeno Amoniacal en las caracterizaciones.

Sulfuros: La concentración de Sulfuros (tabla 15) alcanzó un valor de 2.707 mg/L, que se encontró dentro del rango de 0-700 mg/L reportado por Sundarapandiyar *et al.* (2010). Además, fue mayor que el obtenido por Seid y Belay (2017), 0.035 ± 0.0014 mg/L; y menor que los valores encontrados por Ilou *et al.* (2014), 13.43 mg/L y Castañeda (2015), 26.3 mg/L. La poca concentración de sulfuro hallado en comparación con los otros autores citados, se debió al no uso de sulfuro de sodio en el proceso, como en el caso de Castañeda (2010) para un previo tratamiento a la etapa del pelambre, porque uno de los objetivos del proceso de peletería es mantener la fibra de la piel y no su eliminación. Por otro lado, la concentración de sulfuros cumplió con la normativa ya que no sobrepasó el VMA del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA.

Sulfatos: La concentración de Sulfatos (tabla 15) presentó un mínimo de 174.16 mg/L, un máximo de 490.8 mg/L y un promedio de 310.65 mg/L. El valor reportado por Rajeswari *et al.* (2016a) de 400 ± 100 mg/L se encontró dentro del rango obtenido. Por otro lado, las concentraciones fueron mayores al reportado por Castañeda (2015) de 154.1 mg/L y menores a los reportados por Bosnic *et al.* (2003), 800-1500 mg/L; CPCB (2009), 500-1000mg/L; Iyappan *et al.* (2012), 1550 mg/L; e Ilou *et al.* (2014), 2825 mg/L. El aporte de sulfatos en el agua residual provino del uso de sal común, para la conservación de las pieles y para el proceso de remojo, ya que Índigo Química (s. f.) afirma que la sal común contiene impurezas como sulfatos de calcio, magnesio y sodio. También, el empleo de detergentes contribuyó a la concentración de sulfatos en las aguas de remojo, porque Goel y Kaur (2012) sostienen que los detergentes incrementan las concentraciones de sulfatos en aguas de lavandería.

Las concentraciones de sulfato cumplieron con el VMA (figura 17). A pesar de cumplir con la normativa, es importante destacar que el sobrepasar el VMA genera problemas en los sistemas de alcantarillado. Puesto que, los sulfatos presentes en la red de desagüe son reducidos a sulfuro de hidrógeno mediante bacterias (Chandler y Shepherd 2012). Posteriormente por la digestión de proteínas, el H_2S es oxidado a azufre. Finalmente, el azufre es oxidado a ácido sulfúrico por bacterias (Sulikowski y Kozubal 2016); el ácido sulfúrico es el causante de la corrosión de infraestructuras de hormigón (Driéguez 2017), asbesto-cemento, tuberías de fierros dúctil y fundido (Chandler y Shepherd 2012).

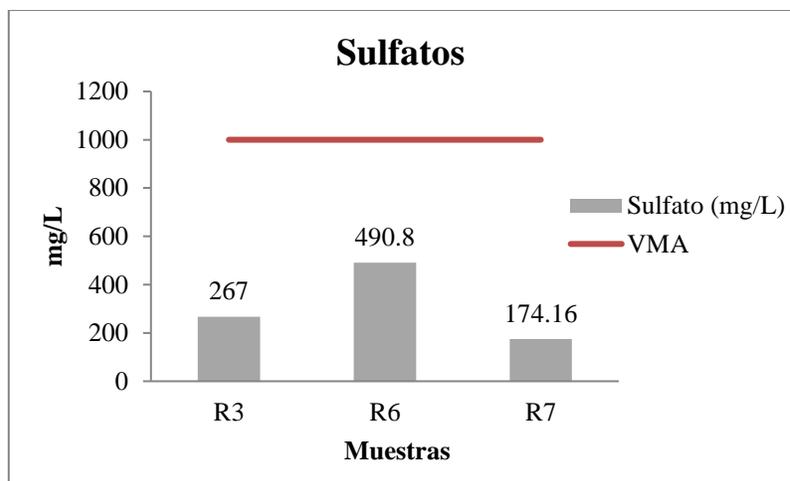


Figura 17: Variación de Sulfatos (mg/L) en las caracterizaciones.

Fosfatos: Las concentraciones de fosfatos (tabla 15) fueron 95.54 mg/L y 347.54 mg/L, los que resultaron mayores a los obtenidos por Cooman *et al.* (2003), 20 mg/L y Lefebvre *et al.* (2005), 4-41 mg/L. En el proceso de remojo se utilizó detergente que contribuyó a la presencia de fosfatos en el agua residual, tal como lo indican Agbazue *et al.* (2015). Los resultados no fueron similares con los autores citados debido a que las empresas dedicadas al curtido de pieles son informales y; por las formulas químicas empleadas en el proceso, que dependen de cada empresa (GEMS 2012).

Metales: La concentración de los metales (tabla 15) obtenidos para cadmio, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y hierro fueron los siguientes: 0.00187 mg/L, 0.2781 mg/L, <0.00005 mg/L, 0.01163 mg/L, 0.09869 mg/L, 0.7775 mg/L y 20.06 mg/L. Los resultados mostraron concordancia con los reportados por Ilou *et al.* (2014), de 0.004 mg/L, 0.012 mg/L, 0.01 mg/L, 0.007 mg/L, 0.73 mg/L, 1.85 mg/L y 8.27 mg/L, 0.202 mg/L, 0.12 mg/L, y Castañeda (2015), de 0.0082 mg/L, 0.357 mg/L, <0.0001 mg/L, 0.0048 mg/L, 0.081 mg/L, 0.587 mg/L, para cadmio, cromo, mercurio, níquel, plomo y zinc, respectivamente. Asimismo, los parámetros arsénico, boro y cobre guardaron relación con los hallados por Castañeda (2015), <0.005 mg/L, 0.299 mg/L y 0.039 mg/L, respectivamente. Con respecto al hierro, la concentración resultó mayor a los señalados por Ilou *et al.* (2014) 8.27 mg/L y Castañeda (2015), 1.891 mg/L. La concentración de hierro se debe a la sangre proveniente de la piel de alpaca, ya que es un componente principal de la hemoglobina (Roy y Bhattacharya 2015). El mayor valor de

Fe en contraste con los autores citados, fue ocasionado porque el contenido de sangre depende de la naturaleza y calidad de las pieles a emplear en el proceso. Adicionalmente, se adjudica la presencia de metales en las aguas de remojo por los reactivos utilizados para el proceso. Por otra parte, los resultados de cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc cumplieron con los VMA (tabla 15).

Los coeficientes de variación de SST, pH y temperatura resultaron menores del 25 por ciento, indicando que los datos tienen una distribución homogénea: sin embargo, los parámetros de turbidez, DQO, DBO₅, CE, Cl⁻, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, sulfato, fosfato y fluoruro presentaron coeficientes de variación relativamente altos (tabla 37 del Anexo 1). La alta variabilidad de las concentraciones de las aguas residuales de remojo analizadas se atribuyó al peso, al tamaño, a la calidad, la forma de preservación, el origen (zona de procedencia) de la piel de alpaca.

La relación DBO₅/DQO es un buen indicador de biodegradabilidad (figura 18), el cual siempre será menor a 1 puesto que la DQO oxida toda la materia orgánica y compuestos inorgánicos; a diferencia de la DBO₅, que sólo representa la materia orgánica biodegradable oxidable en 5 días (Sainz 2005). La relación DBO₅/DQO de las aguas residuales del remojo presentó un rango de 0.79 a 0.81, indicando que al ser mayor a 0.4, de acuerdo con CENTA (2008), son aguas muy biodegradables (figura 18).

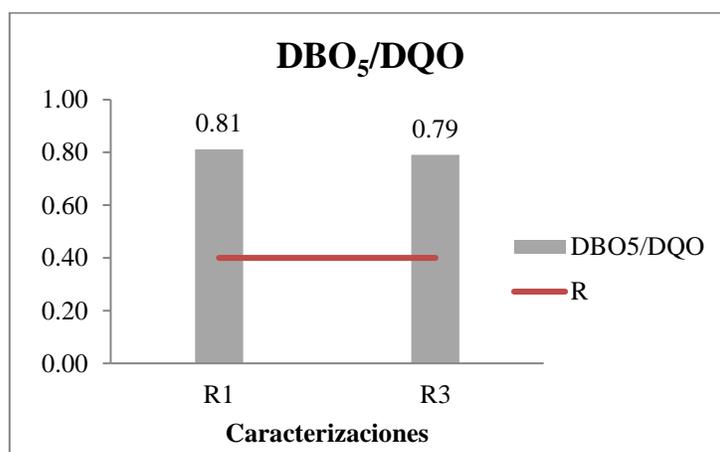


Figura 18: Relación DBO₅/DQO.

Finalmente, algunos resultados de la caracterización físico-química (tabla 15) no fueron semejantes con los obtenidos por otros autores debido a la calidad, la zona de procedencia, el peso, el tamaño, la forma de preservación, y tipo de piel utilizada en el proceso. Además, otro factor fue que cada empresa tiene su propia fórmula química. Así como menciona GEMS (2012), no existe un solo modelo químico para el curtido de pieles. Asimismo, las aguas residuales de peletería en la etapa de remojo presentaron alta carga orgánica, sólidos suspendidos y salinidad; tal como lo argumentaron Lefebvre *et al.* (2005), Emmer y Campo (2014), Abdallh *et al.* (2016), Seid y Belay (2017).

4.2 DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

4.2.1 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE PH ÓPTIMO

Los resultados de los parámetros finales analizados después de los tratamientos aplicados de precipitación química en 7 muestras de aguas residuales de remojo para determinar el pH óptimo del tratamiento, se muestran en las tablas 16, 17, 18 y 19. Se observa en las tablas mencionadas que tanto los porcentajes de remoción como los valores finales alcanzados después de los tratamientos difieren entre las 7 muestras porque los valores de entrada de las características de las aguas de remojo de peletería no fueron similares. La diferencia de los valores iniciales de los parámetros analizados de las aguas de remojo se adjudicó a la calidad, el tamaño, la edad del animal, el peso, el origen y el tipo de preservación de la piel de alpaca utilizada para el proceso de remojo. Así como se ha explicado en el acápite anterior 4.1. Por otro lado, la selección del pH óptimo de precipitación química se llevó a cabo con los resultados de los análisis estadísticos por separado de las muestras 3 y 7, en los que se pudo realizar las repeticiones.

El parámetro de turbidez final de las aguas tratadas (tabla 16) presentó los menores valores de 69-525 NTU con pH 12; y los mayores, de 1000-1975 NTU con pH 5. También, los mayores porcentajes de remoción de turbidez de 51.52-97.86 por ciento se lograron con pH 12. Por el contrario, los menores porcentajes de remoción (-9.9-28.68 por ciento), con pH 5. Los porcentajes negativos de -9.29 por ciento obtenidos con los tratamientos de

precipitación química a pH 3 y pH 5, en la muestra 5 de aguas de remojo, indican los incrementos del nivel de turbidez final después de la aplicación de los tratamientos.

Tabla 16: Resultados de turbidez final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.

Muestra	Tratamientos	Turbidez		
		Efluente inicial (NTU)	Efluente final (NTU)	Porcentaje de remoción (%)
1	pH 10	3220	150	95.34
	pH 11	3220	90	97.20
	pH 12	3220	69	97.86
2	pH 12	2196	1000	54.46
3	pH 3	2720	1000	63.24
	pH 3	2720	1260	53.68
	pH 3	2720	1165	57.17
	pH 4	2720	720	73.53
	pH 4	2720	750	72.43
	pH 4	2720	730	73.16
	pH 5	2720	1940	28.68
	pH 5	2720	1950	28.31
	pH 5	2720	1975	27.39
	pH 10	2720	1000	63.24
	pH 10	2720	980	63.97
	pH 10	2720	1025	62.32
	pH 11	2720	620	77.21
	pH 11	2720	610	77.57
	pH 11	2720	650	76.10
	pH 12	2720	72.5	97.33
pH 12	2720	70.4	97.41	
pH 12	2720	76	97.21	
4	pH 12	1384	671	51.52
5	pH 3	915	1000	-9.29
	pH 4	915	905	1.09
	pH 5	915	1000	-9.29
	pH 10	915	612	33.11
	pH 11	915	370	59.56
	pH 12	915	210	77.05
6	pH 10	1834	1305	28.84

Continuación...

Muestra	Tratamientos	Turbidez		
		Efluente inicial (NTU)	Efluente final (NTU)	Porcentaje de remoción (%)
6	pH 11	1834	720	60.74
	pH 12	1834	504	72.52
7	pH 10	1947	697	64.20
	pH 10	1947	718	63.12
7	pH 10	1947	715	63.28
	pH 11	1947	644	66.92
	pH 11	1947	678	65.18
	pH 11	1947	660	66.10
	pH 12	1947	521	73.24
	pH 12	1947	520	73.29
	pH 12	1947	525	73.04

FUENTE: Elaboración propia.

El parámetro de DQO final de las aguas de remojo tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 17), alcanzó concentraciones desde 2943.30 mg/L con el tratamiento a pH 12 hasta 9676.67 mg/L con pH 10. Además, las mayores eficiencias de remoción de DQO de 22.25-52.44 por ciento se lograron con el tratamiento a pH 12 y los menores de 22.15-47.68 por ciento se obtuvieron con pH 10. La máxima eficiencia de remoción de DQO de 52.44 por ciento, obtenida con pH 12 en la muestra 6, guardó relación con los reportados por Mijaylova *et al.* (2003), de 50 por ciento con cal; Al Mahmood (2008), de 59.4 por ciento con Ca(OH)_2 a pH mayor o igual a 10 para aguas residuales del proceso general de curtido; Sabur *et al.* (2013), de 60.99 por ciento con cal comercial a pH 9 para aguas residuales del proceso general de curtido; y Pardo (2016), de 52.36 por ciento a pH 10 con NaOH.

El parámetro de SST final de las aguas de remojo tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 17), obtuvo la menor concentración final de 434 mg/L con el tratamiento a pH 12 y el mayor de 1389.62 mg/L, con pH 10. Por otro lado, las máximas eficiencias de remoción de SST de 68.35-87.86 por ciento se obtuvieron con pH 12 y las mínimas de 40.57-46.10 por ciento con pH 10.

Tabla 17: Resultados de DQO y SST final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.

Muestra	Tratamientos	DQO			SST		
		Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)
1	pH 11	5137.50	3743.30	27.14	N.A.*	N.A.	-
	pH 12	5137.50	2943.30	42.71	3574.00	434.00	87.86
3	pH 12	7399.00	4179.17	43.52	2738.00	610.00	77.72
4	pH 12	8970.83	6929.17	22.76	N.A.	N.A.	-
5	pH 12	5804.17	4512.50	22.25	N.A.	N.A.	-
6	pH 10	7191.67	3762.50	47.68	2571.43	1386.00	46.10
	pH 11	7191.67	3637.50	49.42	2571.43	925.00	64.03
	pH 12	7191.67	3420.00	52.44	2571.43	740.00	71.22
7	pH 10	12429.17	9637.50	22.46	2338.10	1380.00	40.98
	pH 10	12429.17	9610.00	22.68	2338.10	1384.62	40.78
	pH 10	12429.17	9676.67	22.15	2338.10	1389.62	40.57
	pH 11	12429.17	9443.33	24.02	2338.10	1100.00	52.95
	pH 11	12429.17	9410.00	24.29	2338.10	1185.71	49.29
	pH 11	12429.17	9486.67	23.67	2338.10	1174.71	49.76
	pH 12	12429.17	9304.17	25.14	2338.10	733.33	68.64
	pH 12	12429.17	9276.67	25.36	2338.10	716.67	69.35
	pH 12	12429.17	9345.83	24.81	2338.10	740.00	68.35

(*) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia.

La concentración de nitrógeno amoniacal final de las aguas de remojo tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 18), presentó un incremento negativo de 68.63 por ciento para la muestra 3 con KOH con el tratamiento a pH 12; de igual forma, Vega (2014) reportó un incremento de la concentración de 32.45 por ciento a pH 11 para aguas residuales de pelambre y Castañeda (2015), de 28.33 por ciento a pH 12. A diferencia de estos resultados, las concentraciones obtenidas para las muestras de aguas remojo 6 y 7, no mostraron este incremento negativo con cal. Por el contrario, se obtuvieron porcentajes de remoción de 5.63-33.75 por ciento con los tratamientos aplicados de precipitación química. Diferencia ocasionada por la baja solubilidad de la cal nieve en comparación con el KOH, que es una base fuerte como los hidróxidos de los metales alcalinos (Carriedo y Fernández 2006).

Tal como indicaron Coward-Kelly *et al.* (2006), la cal redujo la degradación de aminoácidos susceptibles por su baja solubilidad ya que proporcionó condiciones más débiles, a diferencia de otras bases fuertes, y un pH casi homogéneo. Otros factores que afectan la degradación de aminoácidos libres son la temperatura y el tiempo (Vega 2014, Coward-Kelly *et al.* 2006). Por otro lado, el incremento negativo de la concentración de nitrógeno amoniacal de 19.79 por ciento con pH 10 en la muestra 7, se atribuye a un error manual de laboratorio.

Tabla 18: Resultados de Nitrógeno total y amoniacal final después de los tratamientos aplicados de precipitación química.

Muestra	Tratamientos	Nitrógeno Total			Nitrógeno amoniacal		
		Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)
3	pH 12	N.A.*	N.A.	-	74.72	126.00	-68.63
6	pH 12	330.00	300.00	9.09	151.00	117.00	22.52
7	pH 10	150.00	138.00	8.00	48.00	57.50	-19.79
	pH 10	150.00	136.00	9.33	48.00	40.00	16.67
	pH 10	150.00	137.00	8.67	48.00	45.00	6.25
	pH 11	150.00	130.00	13.33	48.00	37.50	21.88
	pH 11	150.00	128.00	14.67	48.00	31.80	33.75
	pH 11	150.00	131.00	12.67	48.00	40.00	16.67
	pH 12	150.00	108.00	28.00	48.00	45.30	5.63
	pH 12	150.00	104.00	30.67	48.00	42.50	11.46
	pH 12	150.00	106.00	29.33	48.00	45.00	6.25

(*) N.A.: No Analizado

FUENTE: Elaboración propia.

Los resultados de los parámetros analizados de DBO₅, sulfuros, cloruros, pH, temperatura, conductividad eléctrica, sulfatos, fosfatos y el valor real de DQO final de las aguas de remojo tratadas después del proceso de precipitación química a pH 12, se presentan en la tabla 19. Así tenemos, que la concentración de fosfatos se redujo en 52.5 por ciento para la muestra 6; y 77.83 por ciento, para la muestra 7; debido a que los iones de calcio reaccionaron con los fosfatos formando un precipitado insoluble, Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂, conocido como hidroxilapatita (Sans y Ribas 1989, Metcalf y Eddy 1995). Además, el verdadero valor de la concentración de DQO y el porcentaje de remoción sin interferencia de cloruros fueron de 2598.33 mg/L y 59.1

por ciento para la muestra 6; y, 3218.6 mg/L y 48.86 por ciento para la muestra 3. Por otro lado, la concentración de sulfuros se redujo en un 2.40 por ciento, el cual resultó menor al obtenido por Castañeda (2015) de 79.17 por ciento, ya que la concentración inicial en su investigación fue mayor en comparación al presente efluente. Con respecto a la concentración final de DBO₅, alcanzó un promedio de 2300 mg/L y remoción de 56.72 por ciento, valor cercano al reportado por Castañeda (2015), de 61.54 por ciento.

Tabla 19: Resultados de los parámetros analizados después del tratamiento aplicado de precipitación química a pH 12.

Parámetros		Tratamientos					
		M*1	M3	M4	M5	M6	M7
		pH 12	pH 12	pH 12	pH 12	pH 12	pH 12
DBO ₅	Inicial (mg/L)	4170.00	5850.00	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
	Final (mg/L)	1150.00	3450.00	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
	Remoción (%)	72.42	41.03	-	-	-	-
Sulfuros	Inicial (mg/L)	N.A.**	2.71	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
	Final (mg/L)	N.A.	2.64	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
	Remoción (%)	-	2.58	-	-	-	-
Cloruros	Inicial (mg/L)	N.A.	12174.0	N.A.	N.A.	9564.60	156.70
	Final (mg/L)	N.A.	11713.3	N.A.	N.A.	9146.60	132.20
	Remoción (%)	-	3.78	-	-	4.37	15.60
DQO real	Inicial (mg/L)	N.A.	6294.0	N.A.	N.A.	6353.33	N.A.
	Final (mg/L)	N.A.	3218.6	N.A.	N.A.	2598.33	N.A.
	Remoción (%)	-	48.86	-	-	59.10	-
pH	Inicial (unidad)	N.A.	6.59	5.53	12.00	7.23	6.85
	Final (unidad)	N.A.	11.04	11.00	11.05	12.00	11.89
Temperatura	Inicial (°C)	N.A.	N.A.	25.30	25.20	27.10	25.60
	Final (°C)	N.A.	N.A.	26.10	25.00	27.60	27.60
CE	Inicial (mS/cm)	N.A.	N.A.	N.A.	22.90	23.20	1.97
	Final (mS/cm)	N.A.	N.A.	N.A.	22.80	30.70	4.36
Sulfatos	Inicial (mg/L)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	490.86	174.16
	Final (mg/L)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	1879.08	147.25
Fosfatos	Inicial (mg/L)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	93.66	347.54
	Final (mg/L)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	44.51	77.04
	Remoción (%)	-	-	-	-	52.50	77.83

(*) M: Muestra.

(**) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia.

Los promedios de los parámetros analizados de turbidez, DQO y SST final, después de la aplicación de los tratamientos de precipitación química, se muestran en la tabla 20. Así tenemos para el parámetro de turbidez, un promedio final mínimo de 385.35 ± 308.72 NTU logrado con el tratamiento a pH 12, y un promedio final alto de 1716.25 ± 477.73 NTU con pH 5. Además, para el parámetro DQO la menor concentración final promedio de DQO de 6238.85 ± 2797.54 mg/L, se alcanzó con el tratamiento a pH 12. Por el contrario, la mayor concentración de DQO de 8171.67 ± 2939.57 mg/L, se obtuvo con pH 10. Con respecto al parámetro SST, el menor promedio de la concentración de 662.33 ± 122.42 mg/L se encontró con el tratamiento a pH 12 y el mayor, de 1385.06 ± 3.98 mg/L, con pH 10.

Tabla 20: Promedios de los parámetros analizados después de los tratamientos aplicados de precipitación química.

Tratamientos	Parámetros		
	Turbidez	DQO	SST
	NTU	mg/L	mg/L
pH 3	1106.25 ± 128.67	N.A.*	N.A.
pH 4	776.25 ± 86.73	N.A.	N.A.
pH 5	1716.25 ± 477.73	N.A.	N.A.
pH 10	800.22 ± 327.96	8171.67 ± 2939.57	1385.06 ± 3.98
pH 11	560.22 ± 202.42	7144.16 ± 3153.18	1096.36 ± 120.42
pH 12	385.35 ± 308.72	6238.85 ± 2797.54	662.33 ± 122.42

(*) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia

Los promedios de los porcentajes de remoción de los parámetros de turbidez, DQO y SST con los tratamientos aplicados de precipitación química se presentan en la tabla 21. En ese sentido, el parámetro de turbidez presentó con el tratamiento a pH 5 el menor promedio de porcentaje de remoción de 18.77 ± 18.72 %; en cambio, con el tratamiento a pH 12 se logró el mayor porcentaje de remoción de 78.63 ± 16.93 %. La eficiencia de remoción de turbidez alcanzada con pH 12 presentó relación con los obtenidos por Castañeda (2015), de 88.4 % a pH 12 con KOH, y Pardo (2016), de 70.5 % a pH 10 con NaOH. Por otra parte, el parámetro de DQO, presentó remociones de 28.74 ± 12.63 a 32.38 ± 11.88 % con los tratamientos aplicados. Siendo, el tratamiento a pH 12 el que logró la máxima eficiencia de remoción promedio de

DQO de 32.38 por ciento. Resultado que guardó relación con el reportado por Castañeda (2015) de 43.2 por ciento. Asimismo, los SST (tabla 21) presentaron promedios de porcentajes de remoción de 42.11 ± 2.67 por ciento a 73.86 ± 7.69 por ciento con los tratamientos aplicados. Siendo el menor de 42.11 ± 2.67 por ciento obtenido con el tratamiento a pH 10 y el mayor de 73.86 ± 7.69 por ciento con pH 12. El porcentaje alcanzado de SST a pH 12, guardó relación con los obtenidos por Mijaylova *et al.* (2003), de 80 por ciento; y Sabur *et al.* (2013), de 97 por ciento, ambos con cal para aguas residuales de curtido.

Tabla 21: Promedios de los porcentajes de remoción de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados de precipitación química.

Tratamientos	Porcentajes de Remoción		
	Turbidez	DQO	SST
	%	%	%
pH 3	41.20 ± 33.89	N.A.*	N.A.
pH 4	55.05 ± 35.98	N.A.	N.A.
pH 5	18.77 ± 18.72	N.A.	N.A.
pH 10	59.71 ± 19.40	28.74 ± 12.63	42.11 ± 2.67
pH 11	71.84 ± 11.72	29.71 ± 11.10	54.01 ± 6.88
pH 12	78.63 ± 16.93	32.38 ± 11.88	73.86 ± 7.69

(*) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia.

En resumen, como se observa en las tablas 16, 17, 18, 20 y 21, con el tratamiento de precipitación química a pH 12 se obtuvo las mayores eficiencias de remoción para los parámetros turbidez, SST y DQO.

4.2.2 SELECCIÓN DEL PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

a. Análisis estadístico de la muestra 3 para la selección del pH óptimo.

El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 31 del Anexo 1) mostró que los valores de las eficiencias de remoción de turbidez con los tratamientos aplicados presentaron una

distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, de acuerdo con el estadístico de Levene (tabla 39 del Anexo 1), indicó que no existió evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 40 del Anexo 1) señaló que al menos uno de los tratamientos presentó un efecto diferente sobre la eficiencia de remoción de turbidez. La prueba de Tukey (tabla 41 del Anexo 1) muestra que los tratamientos a pH 5, pH 10, pH 11 y pH 12 presentaron efectos significativamente diferentes. Asimismo, indicó que los tratamientos a pH 4 y pH 11 no presentaron significancia entre ellos pero que si fueron diferentes que los demás, al igual que los tratamientos a pH 3 y pH 10.

A continuación en la tabla 22, se presentan los promedios de los niveles de turbidez final y porcentajes de remoción alcanzados con los 6 tratamientos aplicados de precipitación química.

Tabla 22: Promedio de los niveles de turbidez final y porcentajes de remoción con los tratamientos aplicados para la muestra 3.

Tratamientos	Promedio	
	Turbidez final (NTU)	Porcentaje de remoción (%)
pH 3	1141.67 ± 131.56	58.03 ± 4.84
pH 4	733.33 ± 15.28	73.04 ± 0.56
pH 5	1955 ± 18.03	28.13 ± 0.66
pH 10	1001.67 ± 22.55	63.17 ± 0.83
pH 11	626.67 ± 20.82	76.96 ± 0.77
pH 12	72.97 ± 2.83	97.32 ± 0.10

FUENTE: Elaboración propia.

El parámetro de turbidez (tabla 22) de las aguas de remojo tratadas reportó con el tratamiento a pH 12, el menor promedio del nivel de turbidez final de 72.97 ± 2.83 NTU. En contraste, con el tratamiento a pH 5 se obtuvo un alto nivel de turbidez final promedio de 1955 ± 18.03 NTU. De igual manera, los promedios de los porcentajes de remoción de turbidez variaron desde 28.13 ± 0.66 por ciento con pH 5 hasta 97.32 ± 0.10 por ciento con pH 12. El porcentaje remoción promedio de turbidez logrado a pH 12 resultó similar al reportado por Castañeda (2015) de 88.4 por ciento y cercano al obtenido por Pardo (2016) de 70.5 por ciento a pH 10 con NaOH. Se observa en la tabla 22, de los 6 tratamientos aplicados con el que se obtuvo el menor promedio de turbidez final y la máxima eficiencia de remoción promedio resultó con el

tratamiento a pH 12, indicando que se logró desnaturalizar la proteína a su punto isoeléctrico. Además, el tratamiento a pH 12 fue significativamente diferente a los demás, tal como se evidencia en la figura 19, gráfica de intervalos de los porcentajes de remoción de turbidez alcanzados para la muestra 3. Por lo tanto, se seleccionó el tratamiento a pH 12 como el óptimo de precipitación química.

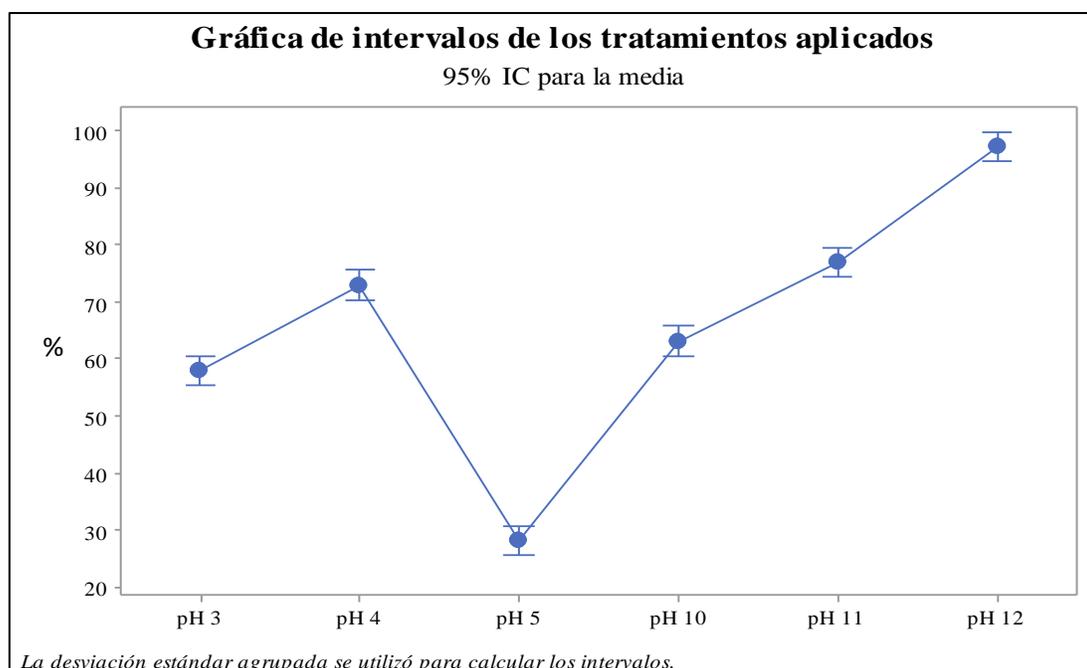


Figura 19: Eficiencias de remoción de turbidez con los seis tratamientos aplicados.

b. Análisis estadístico de la muestra 7 para la selección del pH óptimo.

Se realizaron los análisis estadísticos de los resultados de los parámetros de turbidez, sólidos suspendidos totales, DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total final de las aguas tratadas con los procesos aplicados de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12.

Turbidez: El análisis estadístico de las eficiencias de remoción de turbidez con los tres tratamientos aplicados presentó una distribución normal ya que el p calculado resultó mayor a 0.05 (figura 32 del Anexo 1). Además, la prueba de homogeneidad de varianza (tabla 43 del Anexo 1) no presentó evidencia significativa para confirmar que las varianzas fueran diferentes (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 44 del Anexo 1) mostró que estadísticamente

existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) que las diferencias de medias, de las eficiencias de remoción entre los tratamientos a pH 10, pH 11 y pH 12, fueron diferentes o que al menos uno fue diferente. Se evaluó el test de Tukey (tabla 45 del Anexo 1) con un 95 por ciento de confiabilidad y mostró que los niveles de significancia fueron menores a 0.05. Por lo que se concluyó estadísticamente que los efectos de los tratamientos a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron diferentes.

SST: El análisis estadístico de las eficiencias de remoción de SST con los tres tratamientos aplicados presentó una distribución normal, ya que el p calculado resultó mayor a 0.05 (figura 33 del Anexo 1). Además, la tabla 47 del Anexo 1 presenta los resultados del estadístico de Levene cuyo valor de significancia resultó mayor a 0.05; por lo tanto, estadísticamente no existió suficiente evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas, de las eficiencias de remoción con los tratamientos aplicados, fueron iguales. El ANOVA (tabla 48 del Anexo 1) tuvo como resultado que estadísticamente existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) que las diferencias de medias de las eficiencias de remoción entre los tratamientos, a pH 10, pH 11 y pH 12, fueron diferentes o que por lo menos uno fue diferente. La prueba de Tukey de comparaciones múltiples (tabla 49 del Anexo 1) con un 95 por ciento de confiabilidad, presentó que estadísticamente existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) que los efectos de los tratamientos fueron diferentes con los tres niveles de pH evaluados.

DQO: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 34 del Anexo 1) arrojó que los valores de las eficiencias de remoción de DQO con los tres tratamientos evaluados presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico de Levene (tabla 51 del Anexo 1) mostró que no existió estadísticamente evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas fueron iguales. El ANOVA (tabla 52 del Anexo 1) mostró que estadísticamente existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) de que al menos uno de los tratamientos evaluados a pH 10, pH 11 y pH 12 fue diferente. Además, el estadístico de Tukey de comparaciones en parejas (tabla 53 del Anexo 1) con un 95 por ciento de confiabilidad, presentó que los niveles de significancia fueron menores a 0.05. Por lo que se

concluyó estadísticamente que los efectos de los tratamientos a pH 10, pH 11 y pH 12 con respecto a las eficiencias de remoción de DQO fueron diferentes.

Nitrógeno amoniacal: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 35 del Anexo 1), mostró que los resultados de las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal presentaron una distribución normal ($p > 0.05$). Además, la prueba de Levene (tabla 55 del Anexo 1) con una confiabilidad de 95 por ciento, dio como resultado la aceptación de la hipótesis de igualdad de varianzas ($p > 0.05$). El ANOVA (tabla 56 del Anexo 1), arrojó como resultado que estadísticamente no existió diferencia entre los grupos evaluados ($p > 0.05$). Es decir, los efectos de remoción con los 3 tratamientos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron iguales.

Nitrógeno total: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 36 del Anexo 1) mostró que los valores de las eficiencias de remoción de nitrógeno total del proceso de precipitación química presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico Levene (cuadrado 58 del Anexo 1) presentó estadísticamente como resultado no existió evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para rechazar la hipótesis de que las varianzas fueron iguales. El ANOVA (tabla 59 del Anexo 1) dio como resultado que estadísticamente existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) de que al menos uno de los tratamientos evaluados fue diferente con respecto a la eficiencia de remoción de nitrógeno total. Adicionalmente, la prueba de Tukey (tabla 60 del Anexo 1) mostró que entre las comparaciones de los 3 grupos de tratamiento a los niveles de pH evaluados existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) que fueron diferentes.

A continuación en la figura 20, se presentan gráficas de intervalos de los porcentajes de remoción con los tratamientos aplicados de precipitación química para los parámetros de turbidez, SST, DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total.

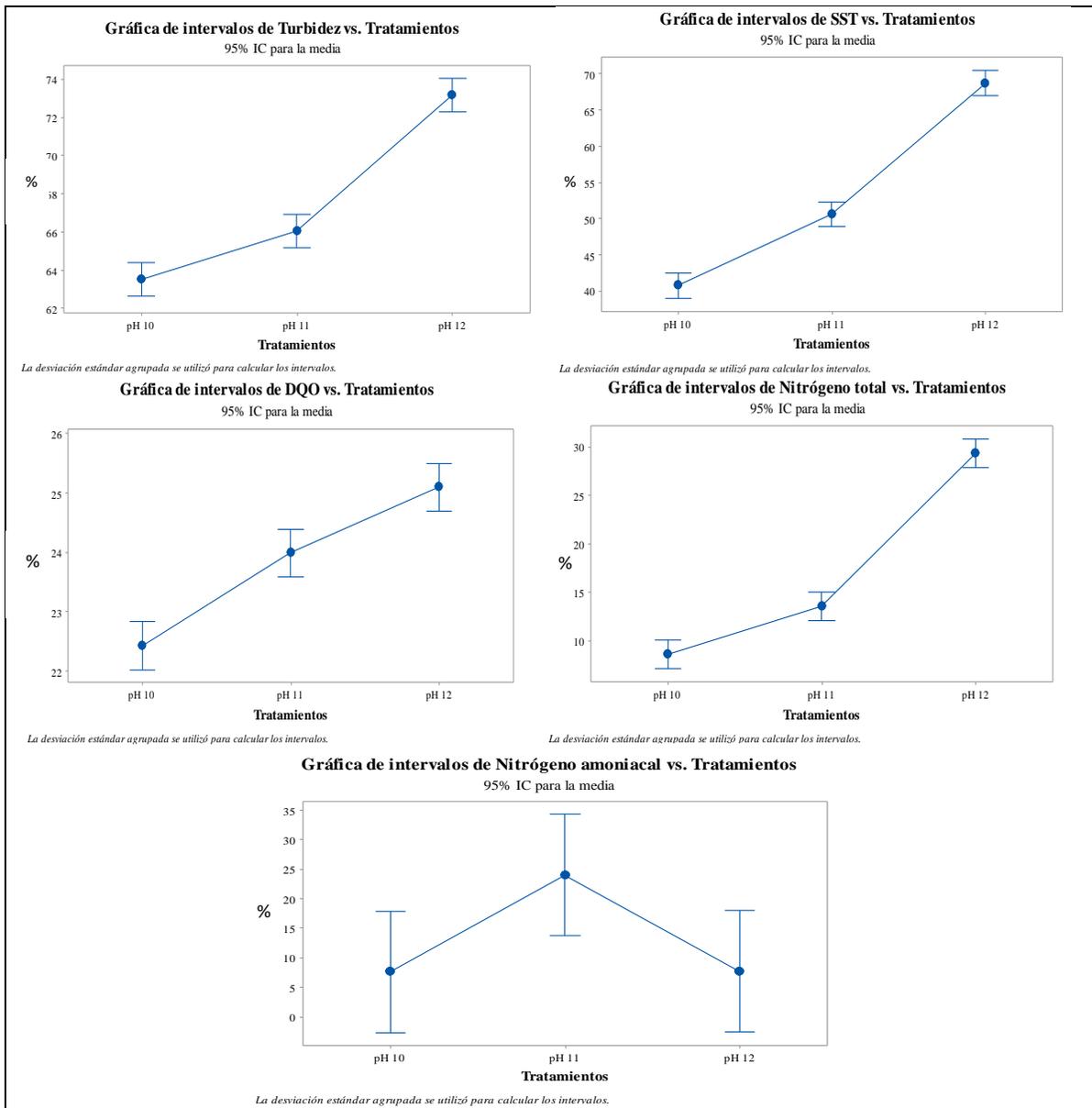


Figura 20: Gráficas de intervalos de porcentajes de remoción con los tratamientos aplicados de precipitación química.

Los resultados de los porcentajes de remoción de turbidez con los tratamientos aplicados a pH 10, pH 11 y pH 12 (figura 20) fueron significativamente diferentes, siendo el tratamiento a pH 12 el de mayor eficiencia de remoción y el de pH 10, el menor. La gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de SST muestra que los tres tratamientos fueron significativamente diferentes, siendo el de mayor eficiencia de remoción el de pH 12 y el menor resultó con el pH 10. De igual manera, se observa en las gráficas de intervalos de porcentajes de remoción para

DQO y nitrógeno total que con el tratamiento de precipitación química a pH 12 se obtuvieron las máximas eficiencias de remoción y a pH 10, las mínimas. Por otro lado, los resultados para el nitrógeno amoniacal (figura 20) no presentaron diferencias significativas entre los tres tratamientos aplicados de precipitación química. Por lo tanto, por los resultados encontrados se seleccionó el pH 12 como el óptimo de tratamiento de precipitación química.

A continuación en la tabla 23, se presentan los resultados de los promedios de turbidez, SST, DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total final alcanzados después de la aplicación de los 6 tratamientos de precipitación química.

Tabla 23: Promedio de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados de precipitación química.

Parámetros		Unidad	Tratamientos		
			pH 10	pH 11	pH 12
Turbidez	Efluente final	NTU	710.00 ± 11.36	660.67 ± 17.01	522.00 ± 2.65
	Porcentaje de remoción	%	63.53 ± 0.58	66.07 ± 0.87	73.19 ± 0.13
SST	Efluente final	mg/L	1384.74 ± 4.80	1153.48 ± 46.63	730.00 ± 12
	Porcentaje de remoción	%	40.77 ± 0.21	50.67 ± 1.99	68.78 ± 0.51
DQO	Efluente final	mg/L	9641.39 ± 33.5	9446.67 ± 38.44	9308.89 ± 34.82
	Porcentaje de remoción	%	22.43 ± 0.27	24.00 ± 0.31	25.10 ± 0.28
Nitrógeno amoniacal	Efluente final	mg/L	47.50 ± 9.01	36.43 ± 4.20	44.27 ± 1.54
	Porcentaje de remoción	%	1.04 ± 18.78	24.10 ± 8.75	7.78 ± 3.20
Nitrógeno total	Efluente final	mg/L	137.00 ± 1	129.67 ± 1.53	106.00 ± 2
	Porcentaje de remoción	%	8.67 ± 0.67	13.56 ± 1.02	29.33 ± 1.34

FUENTE: Elaboración propia.

Turbidez: El mínimo valor promedio de turbidez final de las aguas tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 23) se logró a pH 12, de 522 ± 2.65 NTU y el mayor a pH 10, de 710 ± 11.36 NTU. De igual manera, el máximo porcentaje de remoción promedio se alcanzó a pH 12 con 73.19 ± 0.13 por ciento y el mínimo a pH 10 con 63.53 ± 0.58 por ciento.

La eficiencia encontrada a pH 12 resultó similar a los reportados por Castañeda (2015) de 88.4 por ciento con KOH y Pardo (2016) de 70.5 por ciento con NaOH a pH 10.

SST: La menor concentración promedio de SST final de las aguas tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 23) se obtuvo a pH 12, de 730 ± 12 mg/L; y la mayor, a pH 10 de 1384.74 ± 4.80 mg/L. Asimismo, el máximo porcentaje de remoción promedio se alcanzó a pH 12 con 68.78 ± 0.51 por ciento y el mínimo a pH 10 con 40.77 ± 0.21 por ciento. La eficiencia de remoción lograda a pH 12, fue cercano a los reportados por Mijaylova *et al.* (2008), de 80 por ciento y Sabur *et al.* (2013), 97 por ciento, para aguas residuales del proceso general de curtido de pieles con precipitación con cal; y Castañeda (2015), de 56.04 por ciento, para aguas de remojo de pieles de vacuno con KOH.

DQO: El parámetro de DQO de las aguas tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 23), reportó concentraciones finales desde 9308.9 ± 34.82 mg/L hasta 9641.4 ± 33.5 mg/L. De la igual manera, se observa que se obtuvieron porcentajes de remoción promedio de 22.43 ± 0.27 por ciento hasta 25.10 ± 0.28 por ciento con los tratamientos aplicados. Por otro lado, se evidencia que el tratamiento con el que se obtuvo la menor concentración final y la máxima eficiencia de remoción promedio de DQO, resultó con el tratamiento de precipitación química a pH 12. La eficiencia alcanzada a pH 12, de 25.10 ± 0.28 por ciento, resultó menor que los reportados por Mijaylova *et al.* (2003) de 50 por ciento, con cal; Al Mahmood (2008) de 59.4 por ciento, con Ca(OH)_2 a pH mayor o igual a 10 para aguas residuales del proceso general de curtido; Sabur *et al.* (2013) de 60.99 por ciento, con cal comercial a pH 9 para aguas residuales del proceso general de curtido; Castañeda (2015) de 43.2 por ciento, con KOH; y Pardo (2016) de 52.36 por ciento, a pH 10 con NaOH. Las diferencias se generaron porque las características del agua residual de remojo, de esta investigación, presentaron una alta concentración de DQO.

Nitrógeno Amoniacal: El parámetro de nitrógeno amoniacal obtenido de las aguas tratadas con los procesos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 (tabla 23); presentó un rango promedio de concentraciones finales de nitrógeno amoniacal de 36.43 ± 4.20 mg/L a 47.50 ± 9.01 mg/L y un rango promedio de porcentajes de remoción de 1.04 ± 18.78 por

ciento a 24.10 ± 8.75 por ciento. Por otra parte, con el tratamiento a pH 11 se logró la mejor eficiencia de remoción. Sin embargo, a pesar de ello, estadísticamente no existieron diferencias significativas en la remoción de nitrógeno amoniacal entre los tres tratamientos evaluados. Por lo tanto, los tres tratamientos fueron similares. El porcentaje de remoción alcanzado a pH 12 de 7.78 ± 3.20 por ciento discrepa del incremento de 28.33 por ciento de nitrógeno amoniacal obtenido por Castañeda (2015) con hidróxido de potasio. Esta diferencia se debió a que la cal es poco soluble y es una base un poco más débil que el KOH, por lo que favoreció en la reducción de la degradación de aminoácidos libres (Coward-Kelly *et al.* 2006); en ese sentido, resultó que la concentración de nitrógeno amoniacal no se incrementó.

Nitrógeno Total: El promedio de resultados de nitrógeno amoniacal de las aguas tratadas con los procesos de precipitación química (tabla 23), mostró que a pH 10 se obtuvo el mayor promedio de concentración final de nitrógeno total de 137 ± 1 mg/L y el menor porcentaje de remoción de 8.67 ± 0.67 por ciento. Por el contrario con el tratamiento de precipitación química a pH 12, se logró el menor promedio de concentración final de nitrógeno total de 106 ± 2 mg/L y la máxima eficiencia de remoción de 29.33 ± 1.34 por ciento. Esto quiere decir, que en este nivel de pH (12) se logró la precipitación de proteínas en su punto isoeléctrico ya que los grupos funcionales de los aminoácidos (carboxílico y amino) fueron ionizados (Villegas *et al.* 2006). Además, el porcentaje encontrado fue semejante al reportado por Castañeda (2015) de 26.42 por ciento.

En así que, de los 3 tratamientos evaluados de precipitación química, con el que se obtuvo mejores porcentajes de remoción para los parámetros de Turbidez, SST, DQO y nitrógeno total, resultó ser con el pH 12. Por lo tanto, se determinó el pH 12 como el óptimo del tratamiento de precipitación química.

4.3 DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

4.3.1 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Los resultados de los parámetros analizados de los tratamientos aplicados de coagulación-floculación en 7 muestras de aguas, de remojo sobrenadante provenientes del tratamiento de precipitación química a pH 12, se presentan en las tablas 24, 25, 26 y 27. Se observa que tanto los porcentajes de remoción como los valores finales alcanzados después de los tratamientos, difieren entre las 7 muestras. Esto fue ocasionado por las características iniciales de las aguas de remojo, como se ha explicado en el acápite 4.1. La selección de la dosis óptima de coagulación-floculación se realizó en base a los resultados de los análisis estadísticos por separado de las muestras 5 y 7, en las que se pudo realizar las repeticiones.

El parámetro de turbidez final de las aguas tratadas con los procesos de coagulación-floculación (tabla 24), mostró que con sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración se obtuvieron los menores porcentajes de remoción de turbidez; además, para una misma dosis de coagulante no se mantuvieron constantes los resultados. Así tenemos, para una dosis de 600 mg/L porcentajes de remoción de -36.55 por ciento a 80.23 por ciento; y para una dosis de 800 mg/L, de -85.51 por ciento a 54.36 por ciento. Efecto ocasionado por la variabilidad de las características iniciales de las aguas de remojo. Los valores negativos obtenidos indican los incrementos del nivel de turbidez final en las aguas tratadas. Por otra parte, utilizar sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración sobre aguas tratadas con precipitación química con cal, lograron mejorar los porcentajes de remoción. No obstante, los porcentajes de remoción fueron menores que los alcanzados con el cloruro férrico a 40 por ciento de concentración. La diferencia entre el cloruro férrico y el sulfato de aluminio, se debió a que los sedimentos formados con sulfato de aluminio no presentaron buena consistencia de separación con el agua clarificada a diferencia del cloruro férrico, ya que el precipitado formado con cloruro férrico resultó más pesado que con el sulfato de aluminio, así como lo indicaron Ebeling *et al.* (2004) y Aziz *et al.* (2012).

Los menores valores de turbidez final de las aguas tratadas (tabla 24) se lograron con cloruro férrico a 40 por ciento de concentración, sobre agua precipitada con cal, con un rango de dosis de coagulante de 600 mg/L a 1200 mg/L. Por otro lado, el mayor porcentaje de remoción alcanzado de 99.57 por ciento resultó con la dosis de 800 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración. Además, los mayores porcentajes de remoción de turbidez, superior a 90 por ciento, se encontraron dentro del rango de 600-1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración. Similar a los obtenidos por Cerón (2011) de 94.12 por ciento, con 200 mg/L FeCl₃ para aguas de todo el proceso de curtido; y Alexandre (2012) de 96.71 por ciento, con 450 mg/L de FeCl₃ a pH 11 para aguas de todo el proceso de curtido.

Tabla 24: Resultados de turbidez final después de aplicado los tratamientos de coagulación-floculación.

Muestra	Tratamientos	Turbidez		
		Efluente inicial (NTU)	Efluente final (NTU)	Remoción (%)
1	200 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	69	64	7.25
	400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	69	69	0.00
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	69	90	-30.43
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	69	128	-85.51
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	69	216	-213.04
2	200 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1000	1000	0.00
	400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1000	981	1.90
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1000	964	3.60
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1000	892	10.80
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1000	837	16.30
3	50 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	139	4.14
	100 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	143	1.38
	200 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	170	-17.24
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	198	-36.55
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	174	-20.00
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	145	164	-13.10
	1400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	258	-65.38
	1600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	251	-60.90
	1800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	245	-57.05
	2000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	208	-33.33
	2600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	328	-110.26
	3000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	322	-106.41
	1000 mg/L Sulf. Al. 1%, KOH	156	149	4.49

Continuación...

Muestra	Tratamientos	Turbidez		
		Efluente inicial (NTU)	Efluente final (NTU)	Remoción (%)
3	1000 mg/L Sulf. Al. 3%, KOH	156	193	-23.72
	1000 mg/L Sulf. Al. 5%, KOH	156	323	-107.05
	1000 mg/L Sulf. Al. 8%, KOH	156	358	-129.49
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	156	794	-408.97
	1000 mg/L Sulf. Al. 30%, KOH	156	285	-82.69
4	400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	220	81.9	62.77
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	220	43.5	80.23
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	220	65	70.45
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	220	185	15.91
	1100 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	364	-18.95
	1200 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	408	-33.33
	1300 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	283	7.52
	1400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	256	16.34
	1500 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	364	-18.95
	1600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	306	256	16.34
5	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	75	68.88
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	77	68.05
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	80	66.80
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	115	52.28
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	117	51.45
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	241	110	54.36
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	7.28	96.93
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	6.9	97.09
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	7.5	96.84
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	8.28	96.51
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	8.38	96.46
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, cal	237	8	96.62
	600 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	7.86	96.74
	600 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	7.7	96.80
	600 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	7.5	96.89
	800 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	5.05	97.90
	800 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	5.2	97.84
	800 mg/L FeCl3 40%, KOH	241	5	97.93
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.28	99.46
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.3	99.45
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.31	99.45
	800 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.02	99.57
	800 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.05	99.56
800 mg/L FeCl3 40%, cal	237	1.1	99.54	

Continuación...

Muestra	Tratamientos	Turbidez		
		Efluente inicial (NTU)	Efluente final (NTU)	Remoción (%)
6	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	249	51.15
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	115	77.44
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	49.3	90.33
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	25.5	95.00
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	23.6	95.37
	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	509.7	6.2	98.78
7	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	221	57.66
	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	235	54.98
	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	239	54.21
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	93	82.18
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	133	74.52
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	135	74.14
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	41.4	92.07
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	39	92.53
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	43	91.76
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	11.7	97.76
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	11	97.89
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	13	97.51
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	9.6	98.16
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	9	98.28
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	10.1	98.07
1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	5.7	98.90	
1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	5.1	99.02	
1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	522	5.9	98.87	

FUENTE: Elaboración propia.

El parámetro de SST de las aguas tratadas con coagulación-floculación (tabla 25), reportó que los mayores porcentajes de remoción de SST de 95.27 por ciento a 96.67 por ciento, se alcanzaron con la dosis de 1200 mg/L de cloruro férrico con 40 por ciento de concentración. Similar a los reportados por Cerón (2011) de 89.25 por ciento con 200 mg/L FeCl₃ y Alexandre (2012) de 98.86 por ciento con 450 mg/L de FeCl₃, a pH 11, ambos para aguas del proceso general de curtido. Por el contrario, los menores porcentajes de remoción de 23.42 por ciento a 46.12 por ciento, se obtuvieron con la dosis de 200 mg/L de FeCl₃.

El parámetro DQO de las aguas tratadas (tabla 25), dio como resultado que los menores porcentajes de remoción se obtuvieron con las dosis de 600 mg/L, 800 mg/L y 1000 mg/L de

sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración sobre agua clarificada previamente precipitada con KOH. Incluso, se reportaron incrementos del nivel de la concentración de DQO final de -2.10 por ciento y -6.06 por ciento para dosis de 800 mg/L y 1000 mg/L. Con respecto, al cloruro férrico; las menores remociones de DQO, se obtuvieron con las dosis de 200 mg/L y 400 mg/L, con un rango de 28.56-39.02 por ciento. En contraste, las mayores remociones de DQO, de 43.18-43.47 por ciento, se encontraron con dosis de 1200 mg/L de FeCl₃. Porcentajes de remoción similares reportaron Galiana (2010), de 44.2 por ciento con 100 mg/L FeCl₃+4 mg/L floculante; y Alexandre (2012), de 46.19 por ciento con 100 mg/L de FeCl₃ a pH 11, ambos para aguas residuales del proceso general de curtido de pieles.

Tabla 25: Resultados de SST y DQO final del proceso de coagulación-floculación.

Muestra	Tratamientos	SST			DQO		
		Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	R** (%)	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	R** (%)
1	200 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.*	N.A.	N.A.	2943.33	2610.00	11.32
	400 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	2943.33	2571.67	12.63
	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	2943.33	2921.67	0.73
	800 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	2943.33	3005.00	-2.10
	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	2943.33	3121.67	-6.06
3	1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	4179.17	3371.67	19.32
4	600 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	N.A.	N.A.	N.A.	4010.00	3805.00	5.11
6	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	566.67	23.42	3420.00	2443.33	28.56
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	330.00	55.41	3420.00	2176.67	36.35
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	83.33	88.74	3420.00	2110.00	38.30
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	70.00	90.54	3420.00	2043.33	40.25
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	52.50	92.91	3420.00	2010.00	41.23
	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	740.00	35.00	95.27	3420.00	1943.33	43.18
7	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	393.33	46.12	9308.89	6054.17	34.96
	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	400.00	45.21	9308.89	6010.00	35.44
	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	415.00	43.15	9308.89	6086.67	34.61
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	292.31	59.96	9308.89	5710.00	38.66
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	311.54	57.32	9308.89	5676.67	39.02
	400 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	314.34	56.94	9308.89	5720.83	38.54
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	147.27	79.83	9308.89	5543.33	40.45
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	142.00	80.55	9308.89	5510.00	40.81
	600 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	146.00	80.00	9308.89	5553.33	40.34
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	68.75	90.58	9308.89	5476.67	41.17

Continuación...

Muestra	Tratamientos	SST			DQO		
		Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	R** (%)	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	R** (%)
7	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	66.25	90.92	9308.89	5443.33	41.53
	800 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	70.10	90.40	9308.89	5486.67	41.06
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	57.78	92.09	9308.89	5376.67	42.24
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	51.16	92.99	9308.89	5345.83	42.57
	1000 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	59.00	91.92	9308.89	5387.50	42.13
	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	28.75	96.06	9308.89	5276.67	43.32
	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	24.29	96.67	9308.89	5262.50	43.47
	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	730.00	27.75	96.20	9308.89	5275.00	43.33

(*) N.A.: No Analizado.

(**) R: Porcentaje de remoción.

FUENTE: Elaboración propia.

El parámetro de nitrógeno amoniacal de las aguas tratadas (tabla 26), presentó el menor porcentaje de remoción de 3.64 por ciento con la dosis de 400 mg/L de FeCl₃ para la muestra 7. Incluso, hubo un incremento de la concentración de -9 por ciento. Ocasionado por un error técnico de laboratorio. Además, con la dosis de 1200 mg/L de FeCl₃ a 40 por ciento de concentración se alcanzaron remociones de nitrógeno amoniacal, de 10.91-12.18 por ciento. Con respecto al nitrógeno total, los menores porcentajes de remoción se encontraron con las dosis de 200 mg/L y 800 mg/L de FeCl₃ a 40 por ciento de concentración, con un rango de -17.92-24.53 por ciento. El incremento del nivel de concentración de nitrógeno total en 1 sola muestra, se debió a un error técnico de laboratorio. Por otra parte, los mayores porcentajes de remoción, de 27.36-29.25 por ciento, se alcanzaron con la dosis de 1200 mg/L de FeCl₃.

Tabla 26: Resultados de nitrógeno amoniacal y total final después del proceso de coagulación-floculación.

M*	Tratamientos	Nitrógeno amoniacal			Nitrógeno total		
		Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)
6	1200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	117	117	0.00	300	200	33.33
7	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	55	42.5	22.73	106	80	24.53
	200 mg/L FeCl ₃ 40%, cal	55	43.5	20.91	106	104	1.89

Continuación...

M*	Tratamientos	Nitrógeno amoniacal			Nitrógeno total		
		Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Efluente inicial (mg/L)	Efluente final (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)
7	200 mg/L FeCl3 40%, cal	55	44	20.00	106	88	16.98
	400 mg/L FeCl3 40%, cal	55	42.6	22.55	106	75	29.25
	400 mg/L FeCl3 40%, cal	55	60	-9.09	106	87	17.92
	400 mg/L FeCl3 40%, cal	55	53	3.64	106	87	17.92
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	55	42.3	23.09	106	75	29.25
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	55	52.5	4.55	106	83	21.70
	600 mg/L FeCl3 40%, cal	55	51	7.27	106	85	19.81
	800 mg/L FeCl3 40%, cal	55	46.5	15.45	106	92	13.21
	800 mg/L FeCl3 40%, cal	55	50.5	8.18	106	125	-17.92
	800 mg/L FeCl3 40%, cal	55	48	12.73	106	88	16.98
	1000 mg/L FeCl3 40%, cal	55	50	9.09	106	58	45.28
	1000 mg/L FeCl3 40%, cal	55	49.4	10.18	106	91	14.15
	1000 mg/L FeCl3 40%, cal	55	50	9.09	106	87	17.92
	1200 mg/L FeCl3 40%, cal	55	48.3	12.18	106	77	27.36
	1200 mg/L FeCl3 40%, cal	55	48.5	11.82	106	75	29.25
	1200 mg/L FeCl3 40%, cal	55	49	10.91	106	76	28.30

(* M: Muestras de aguas de remojo.

FUENTE: Elaboración propia.

La concentración final de cloruros de las aguas tratadas con coagulación-floculación (tabla 27), presentó un rango 590.25 mg/L a 10919.77 mg/L con las dosis de 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración. Además, el verdadero valor final de DQO, sin la interferencia de cloruros en la muestra 6, fue de 1021.67 mg/L con un porcentaje de remoción de 60.68 por ciento. Valor cercano a los obtenidos por Cerón (2011), de 59.3 por ciento con 200 mg/L de FeCl₃; Gallego (2011), de 53.9 por ciento con 200 mg/L FeCl₃ + 1 ppm polielectrolito aniónico; y Saritha *et al.* (2011), de 73 por ciento con 100 mg/L de FeCl₃. Por otra parte, los sulfatos alcanzaron concentraciones finales de 589.64 mg/L y menor a 0.5 mg/L, con las dosis de 1200 mg/L de FeCl₃. En referencia a la concentración final de fosfatos (tabla 27) de las aguas tratadas, obtuvo una reducción hasta un valor menor a 1 mg/L, debido a que el hierro precipitó los fosfatos formando FePO₄ (Wise y Trantolo 1994, Metcalf y Eddy 1995).

Tabla 27: Resultados de parámetros analizados en el proceso de coagulación-floculación.

Parámetros		Unidad	Tratamientos		
			Muestra 3	Muestra 6	Muestra 7
			1000 mg/L Sulf. Al. 10%, KOH	1200 mg/L FeCl3 40%, cal	1200 mg/L FeCl3 40%, cal
Cloruros	Inicial	mg/L	11713.30	9146.56	132.25
	Final	mg/L	11504.13	10919.77	590.25
	Remoción	%	1.79	-19.39	-346.32
DQO real	Inicial	mg/L	3218.60	2598.33	N.A.
	Final	mg/L	2416.74	1021.67	N.A.
	Remoción	%	24.91	60.68	N.A.
pH	Inicial	Unidad	N.A.*	12	11.9
	Final	Unidad	N.A.	11.69	9.79
Temperatura	Inicial	°C	N.A.	27.6	27.6
	Final	°C	N.A.	27.5	27.5
Conductividad eléctrica	Inicial	mS/cm	N.A.	30.7	4.36
	Final	mS/cm	N.A.	27.9	3.14
	Remoción	%	N.A.	9.12	28
Sulfatos	Inicial	mg/L	N.A.	1879.08	147.2
	Final	mg/L	N.A.	589.64	< 0.5
	Remoción	%	N.A.	68.62	N.A.
Fosfatos	Inicial	mg/L	N.A.	44.51	N.A.
	Final	mg/L	N.A.	< 1	N.A.

(*) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia.

4.3.2 SELECCIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

a. Análisis estadístico de la muestra 5 para la selección de la dosis óptima de coagulación-floculación.

Se realizaron pruebas con sulfato de aluminio a 10 por ciento de concentración y cloruro férrico a 40 por ciento de concentración con dosis de 600 mg/L y 800 mg/L, sobre el agua residual sobrenadante del proceso de precipitación química al pH óptimo de 12 con hidróxido de potasio y cal. A continuación, en la tabla 28 se muestran los resultados promedios de los niveles y porcentajes de remoción de turbidez.

Tabla 28: Promedio de los niveles de turbidez y porcentajes de remoción con los coagulantes aplicados.

Coagulantes	Reactivo a pH 12	Dosis (mg/L)	Promedio	
			Turbidez (NTU)	Remoción (%)
Sulfato de Aluminio	KOH	600	77.33 ± 2.52	67.91 ± 1.04
		800	114.00 ± 3.61	52.70 ± 1.50
	Cal	600	7.23 ± 0.30	96.95 ± 0.13
		800	8.22 ± 0.20	96.53 ± 0.08
Cloruro Férrico	KOH	600	7.69 ± 0.18	96.81 ± 0.07
		800	5.08 ± 0.10	97.89 ± 0.04
	Cal	600	1.30 ± 0.02	99.45 ± 0.01
		800	1.06 ± 0.04	99.55 ± 0.02

FUENTE: Elaboración propia.

El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 37 del Anexo 1) mostró que los valores de las eficiencias de remoción de turbidez con los tratamientos aplicados presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico de Levene (tabla 62 del Anexo 1) dio como resultado que no existió significancia (valor de $p > 0.05$) para rechazar la hipótesis de homogeneidad de varianzas. El análisis de varianzas (tabla 64 del Anexo 1) indicó que al menos uno de los tratamientos de cada factor (tipo de precipitación o tipo de agua residual a

tratar, tipo de coagulante y dosis de coagulante a utilizar) estadísticamente tuvieron un efecto significativamente diferente (valor de $p < 0.05$) sobre el efecto de remoción de turbidez. Además, las interacciones entre los factores también mostraron significancia.

El diagrama de Pareto de efectos estandarizados (figura 21) con una confiabilidad de 95 por ciento presentó que de los tres factores que mostraron un efecto significativo sobre la eficiencia de remoción de turbidez, el tipo de coagulante fue el efecto más importante; seguido del tipo de precipitación del proceso anterior (condición del agua residual sobrenadante de entrada). La dosis de coagulante resultó ser el efecto menos trascendental. Además, se observa que las interacciones AB, BC, AC y ABC tuvieron un efecto significativo.

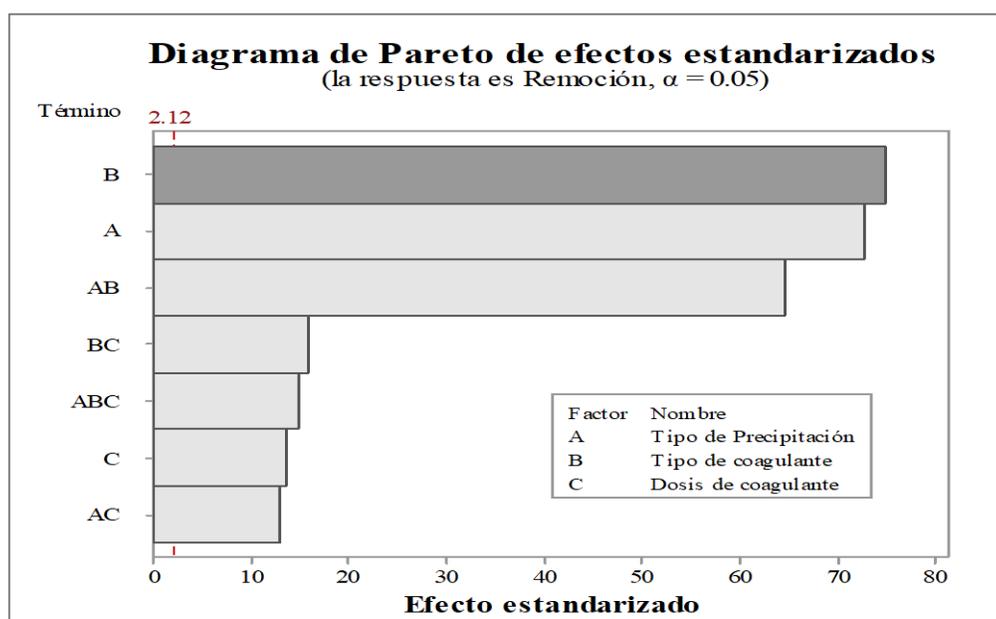


Figura 21: Factores principales para la eficiencia de remoción de turbidez.

La prueba de Tukey de las comparaciones de los tipos de coagulantes (tabla 69 del Anexo 1), el cloruro férrico y el sulfato de aluminio presentaron diferencias significativas (valor de $p < 0.05$), e indicó que se obtuvo mayor remoción con el cloruro férrico con 98.43 por ciento. Para el caso de las dosis de coagulante aplicadas (tabla 70 del Anexo 1), la prueba de Tukey mostró que ambas dosis de 600 mg/L y 800 mg/L fueron significativamente diferentes (valor de $p < 0.05$) siendo la de 600 mg/L con la que se obtuvo mayor remoción de turbidez con 90.28 por ciento. Finalmente, con respecto a los tipos de precipitaciones (tabla 68 del Anexo 1) para

el agua residual de entrada al proceso, la prueba de Tukey mostró que presentaron diferencias significativas (valor de $p < 0.05$) sobre el efecto de remoción de turbidez con los tratamientos ensayados con KOH y cal nieve, siendo con la de la cal nieve con la que se obtuvo mayor eficiencia de remoción con 98.12 por ciento.

Los efectos de los factores principales para remoción de turbidez se muestran en la figura 22. Para el tipo de precipitación para el agua residual de la etapa anterior (condición del agua residual sobrenadante de entrada al proceso), se obtuvo el mejor porcentaje de remoción con cal nieve. Para el caso del factor del tipo de coagulante a emplear para el proceso de coagulación-floculación, resultó mejor el cloruro férrico; y que para la dosis de coagulante con la que se obtuvo los mejores resultados, fue con una dosis de 600 mg/L. De manera similar Song *et al.* (2014) obtuvo mejores eficiencias de remoción (DQO y SST) con 800 mg/L de cloruro férrico en contraste con el sulfato de aluminio en aguas residuales general del curtido de pieles. La mejor remoción con cloruro férrico se debió a que el precipitado formado de hidróxido férrico resultó más pesado que el de sulfato de aluminio, por lo que mejoró la sedimentación. Así como lo indican Ebeling *et al.* (2004) y Aziz *et al.* (2012).

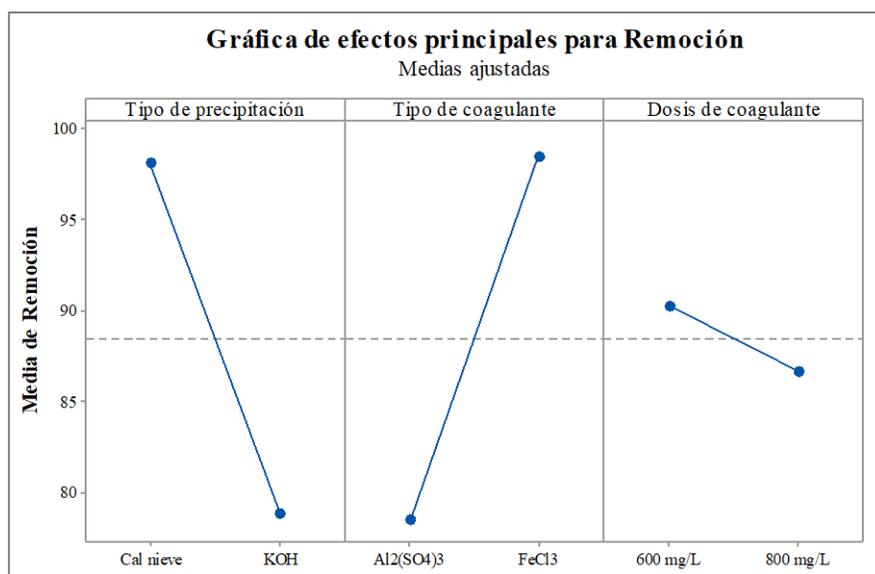


Figura 22: Factores principales sobre la eficiencia de remoción de turbidez.

La prueba de Tukey (tabla 71 del Anexo 1) de la comparación del tipo de precipitación del agua residual de la etapa anterior (condición del agua residual de entrada al proceso) y el tipo

de coagulante empleado, mostró que el agua residual sobrenadante precipitada con KOH y tratada con el coagulante FeCl₃, y el agua residual sobrenadante con cal y tratada con Al₂(SO₄)₃ no presentaron diferencia significativa (valor de $p > 0.05$) entre ambos, codificándose en un sólo grupo Sin embargo, sí presentaron diferencia significativa (valor de $p < 0.05$) con los tratamientos de Cal nieve y FeCl₃, y el tratamiento con KOH y Al₂(SO₄)₃. Siendo el mejor tratamiento con el coagulante FeCl₃ sobre el agua residual sobrenadante de la precipitación con cal, con un 99.5 por ciento de eficiencia de remoción.

Al realizar la prueba de Tukey comparando los factores de tipo de precipitación y dosis de coagulante (tabla 72 del Anexo 1), se obtuvo que cuando se trataba con dosis de 600 mg/L y 800 mg/L al agua residual sobrenadante del proceso de precipitación con cal, la prueba dio como resultado que no hubo evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para afirmar que ambos tratamientos fueron diferentes. Sin embargo, ambos tratamientos si presentaron diferencia significativas (valor de $p < 0.05$) y mayor eficiencia de remoción con 98.2 por ciento y 98.04 por ciento, respectivamente, en comparación con los tratamientos del agua residual sobrenadante precipitada con KOH a dosis de 600 mg/L y 800 mg/L.

La prueba de Tukey de la comparación de tipo de coagulante y dosis de coagulante (tabla 73 del Anexo 1) mostró que cuando se utilizó cloruro férrico a dosis de 600 mg/L y 800 mg/L, ambos no presentaron efectos significativamente (valor de $p > 0.05$) diferentes sobre la remoción de turbidez con un 98.13 por ciento y 98.72 por ciento, respectivamente. No obstante, si tuvieron un impacto significativamente (valor de $p < 0.05$) diferente en comparación con los tratamientos de sulfato de aluminio a dosis de 600 mg/L y 800 mg/L. Siendo las de mayor eficiencia de remoción las dosis de coagulante con cloruro férrico.

Las comparaciones de Tukey de las interacciones de tipo de precipitación con tipo de coagulante, tipo de precipitación con dosis de coagulante y tipo de coagulante con dosis de coagulante se observan gráficamente en la figura 23, de interacción de factores para remoción de turbidez.

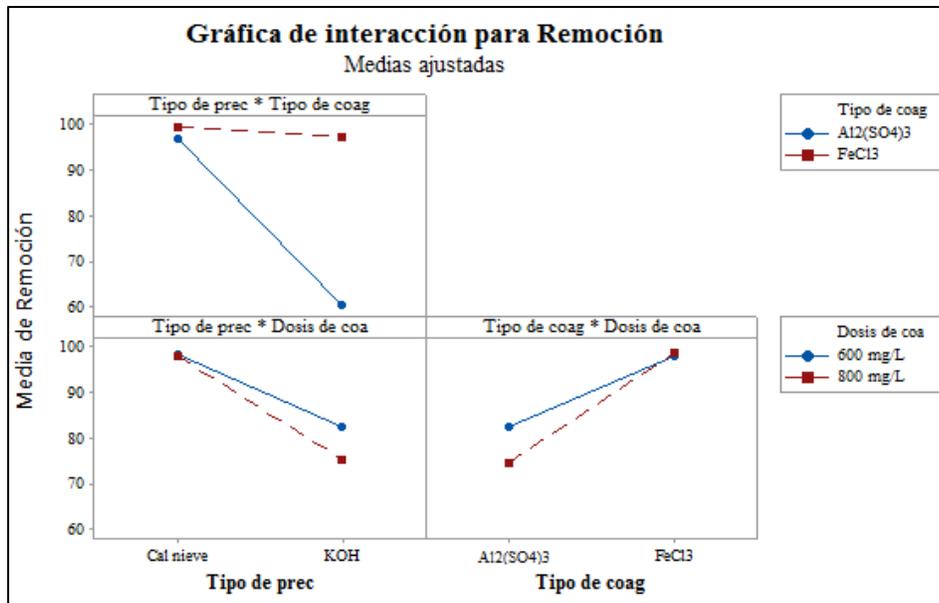


Figura 23: Interacciones de los factores sobre la eficiencia de remoción de turbidez.

Los resultados de la prueba de Tukey (tabla 74 del Anexo 1) para los 3 factores, mostró que aunque no existieron diferencias significativas (valor de $p > 0.05$) para los tratamientos con dosis de 600 mg/L y 800 mg/L de sulfato de aluminio sobre el agua residual precipitada con cal, sí presentaron evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) para afirmar que ambos tratamientos tuvieron un impacto diferente y mejores remociones de turbidez de 96.95 por ciento y 96.53 por ciento (tabla 28), respectivamente, en comparación cuando se realizaron los ensayos sobre el agua residual sobrenadante del proceso de precipitación con hidróxido de potasio. A pesar de que se observó una mejora en el proceso de coagulación-floculación con sulfato de aluminio, el contraste con el cloruro férrico fue significativo mostrando mejores remociones (figura 25). Los resultados de la prueba de Tukey para los tratamientos con dosis de 600 mg/L y 800 mg/L de cloruro férrico sobre el agua residual clarificada del proceso de precipitación con cal nieve no presentaron diferencias significativas (valor de $p > 0.05$); no obstante, si fueron significativamente diferentes (valor de $p < 0.05$) y presentaron mejores remociones en promedio de 99.45 por ciento y 99.55 por ciento (tabla 28), respectivamente, en contraste con el tratamiento con una dosis de 600 mg/L de cloruro férrico sobre el agua residual clarificada del proceso de precipitación con Hidróxido de Potasio.

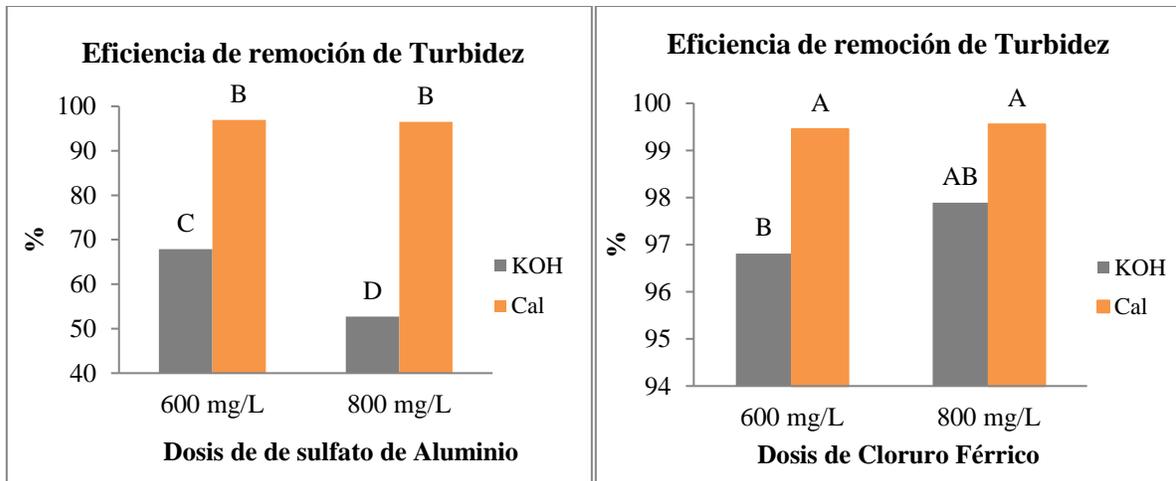


Figura 24: Comparación de eficiencias de remoción con dosis de Cloruro Férrico y Sulfato de Aluminio con dos tipo de agua residual precipitada.

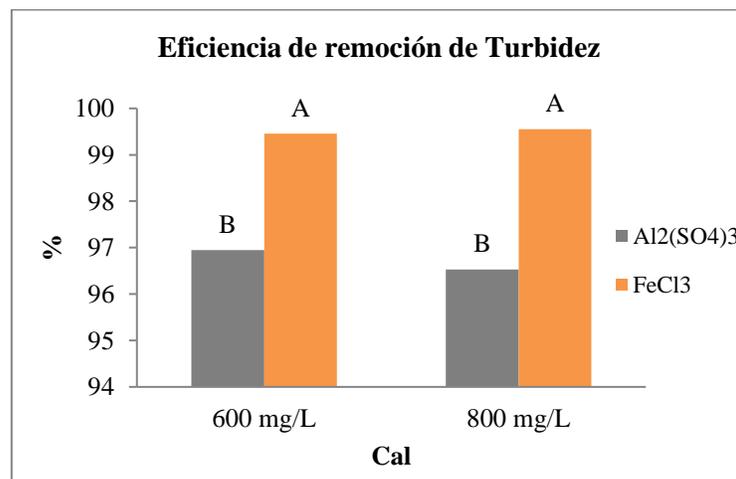


Figura 25: Comparación de eficiencias de remoción con dosis de Cloruro Férrico y Sulfato de Aluminio sobre el agua residual precipitada con cal.

Las diferencias de los resultados con el uso de cal e hidróxido de potasio (figura 24) fueron ocasionadas por la variación del pH después de la aplicación del coagulante sulfato de aluminio, no produciendo una buena precipitación por poca alcalinidad. Además, el nivel de turbidez resultó bajo dificultando la formación de flóculos a pesar de que se incrementó las dosis de coagulante (tabla 24). Tal como lo indicó Engelhardt (2014), el pH y la alcalinidad son factores importantes a tomar en cuenta para el uso de sulfato de aluminio y cloruro férrico. Cuando se utilizó el agua sobrenadante precipitada con KOH para la coagulación-floculación

con sulfato de aluminio, se tuvo que ajustar el pH al adecuado para el uso del coagulante de 7.2; y los niveles de pH después del tratamiento de coagulación-floculación disminuyeron a 7.82 y 5.3 para las dosis de 600 mg/L y 800 mg/L, respectivamente. En contraste, cuando se empleó el coagulante sobre el agua residual sobrenadante proveniente de la precipitación química con cal nieve, los niveles de pH se redujeron a 6.98 y 6.8, para las dosis de 600 mg/L y 800 mg/L, respectivamente. Las reducciones de pH fueron a causa del carácter ácido de los iones de aluminio (Al^{+3}), que reaccionaron con los iones hidroxilos (OH^-) de la disolución en las aguas residuales de remojo formando precipitados de $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Song *et al.* 2004).

La diferencia entre los reactivos KOH y cal nieve radicó en que el hidróxido de calcio proporcionó dos moles de OH^- (Grupo Calidra, 2002, Carriedo y Fernández 2016), en comparación con el otro insumo que sólo aportó una mol de OH^- . Además, la cal nieve (no es completamente $\text{Ca}(\text{OH})_2$) contiene carbonatos de calcio que aportó a la capacidad buffer de la disolución ya que incorporó en una relación 1:1 Ca^{+2} y carbono inorgánico total (Birnhack *et al.* 2011), evitando que el nivel del pH disminuya demasiado y pueda formar un buen flóculo.

Es preciso señalar que no se modificó el pH para el cloruro férrico después de la precipitación química con cal nieve a diferencia del caso del sulfato de aluminio, que se acondicionó a pH 7.2 con HCl. Debido a que el cloruro férrico es un coagulante que posee un rango amplio de aplicación de 4 a 11 (Ebeling *et al.* 2004, Aziz *et al.* 2012). Además, porque Alexandre (2012) comparó los porcentajes de remoción de turbidez, DQO y SST con cloruro férrico a valores de pH de 6, 7, 8, 9, 10 y 11 y obtuvo mejores remociones a pH 11 en aguas residuales del proceso general de curtido de pieles.

Por todo lo expuesto anteriormente, se optó el uso de cal nieve para la precipitación química a pH 12 y uso de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración para los ensayos de la prueba de jarras.

b. Análisis estadístico de la muestra 7 para la selección de la dosis óptima de coagulación-floculación.

Se realizaron los ensayos con cloruro férrico a 40 por ciento de concentración con dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L. El proceso se aplicó sobre el agua sobrenadante del proceso de precipitación química a pH 12 con cal.

Turbidez: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 38 del Anexo 1) muestra que los datos de eficiencia de remoción de turbidez presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, la prueba de Levene (tabla 76 del Anexo 1) dio como resultado de que no existió evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para rechazar la hipótesis que todas las varianzas fueron iguales. El ANOVA (tabla 77 del Anexo 1) indicó que estadísticamente existió evidencia significativa de que al menos una de las dosis de cloruro férrico sobre el efecto de remoción de turbidez fue diferente. Por lo que la prueba de Tukey (tabla 78 del Anexo 1) presentó que los promedios de las eficiencias de remoción de turbidez de los las dosis de 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L tuvieron los mismos efectos (valor de $p > 0.05$). No obstante, fueron diferentes de los tratamientos con las dosis 200 mg/L, 400 mg/L y 600 mg/L. Además, existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) que las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L y 600 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración fueron diferentes (figura 26).

SST: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 39 del Anexo 1) indicó que los datos de las eficiencias de remoción de los tratamientos aplicados presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, la prueba de homogeneidad (tabla 80 del Anexo 1) de varianza no presentó evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para afirmar que las varianzas fueran diferentes. El ANOVA (tabla 81 del Anexo 1), dio como resultado que existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) de que al menos una de las medias de los tratamientos aplicados fue diferente sobre el efecto de remoción de SST. Por consiguiente, se analizó la prueba de Tukey para determinar las dosis de cloruro férrico que fueron diferentes. La prueba de comparaciones (tabla 82 del Anexo 1) mostró que existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) para afirmar que los efectos de remoción con las dosis 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración fueron

diferentes (figura 26). Por el contrario, las dosis de 800 mg/l y 1000 mg/L tuvieron efectos iguales (valor de $p > 0.05$).

DQO: El análisis estadístico Anderson-Darling (figura 40 del Anexo 1) mostró que los datos de las eficiencias de remoción de las diferentes dosis evaluados tuvieron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, la prueba de Levene (tabla 84 del Anexo 1) dio como resultado que no existió evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas fueron iguales (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 85 del Anexo 1) señaló que existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) para afirmar de que al menos uno de los tratamientos aplicados sobre el efecto de remoción de DQO fue diferente. Por lo tanto, la prueba de Tukey (tabla 86 del Anexo 1) mostró que existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) para afirmar que los efectos de remoción con las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración fueron diferentes (figura 26). Además, las dosis de 600 mg/L y de 800 mg/L presentaron efectos iguales (valor de $p > 0.05$).

Nitrógeno Amoniacal: El análisis estadístico Anderson-Darling (figura 41 del Anexo 1) dio como resultado que los datos de las eficiencias de remoción siguen una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico de Levene (tabla 89 del Anexo 1) mostró que los datos presentaron homogeneidad de varianzas (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 90) arrojó como resultado que estadísticamente no existió evidencia significativa (valor de $p > 0.05$) para afirmar que al menos uno de los tratamientos aplicados tuvo un efecto diferente. Por consiguiente, todas las dosis aplicadas tuvieron efectos similares sobre la eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal (figura 26).

Nitrógeno Total: El análisis estadístico de Anderson-Darling (figura 42 del Anexo 1), mostró que los resultados de las eficiencias de remoción de nitrógeno total presentaron una distribución normal ($p > 0.05$). Además, la prueba de Levene (tabla 93 del Anexo 1) con una confiabilidad de 95 por ciento, dio como resultados ($p > 0.05$) que las varianzas fueron iguales. El ANOVA (tabla 94 del Anexo 1) mostró que estadísticamente no hubo diferencia significativa ($p > 0.05$) entre los promedios de las eficiencias de remoción de nitrógeno total de los tratamientos aplicados (figura 26).

A continuación en la figura 26, se presentan gráficas de intervalos de porcentajes de remoción para los parámetros de turbidez, SST, DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total con las dosis aplicadas de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración.

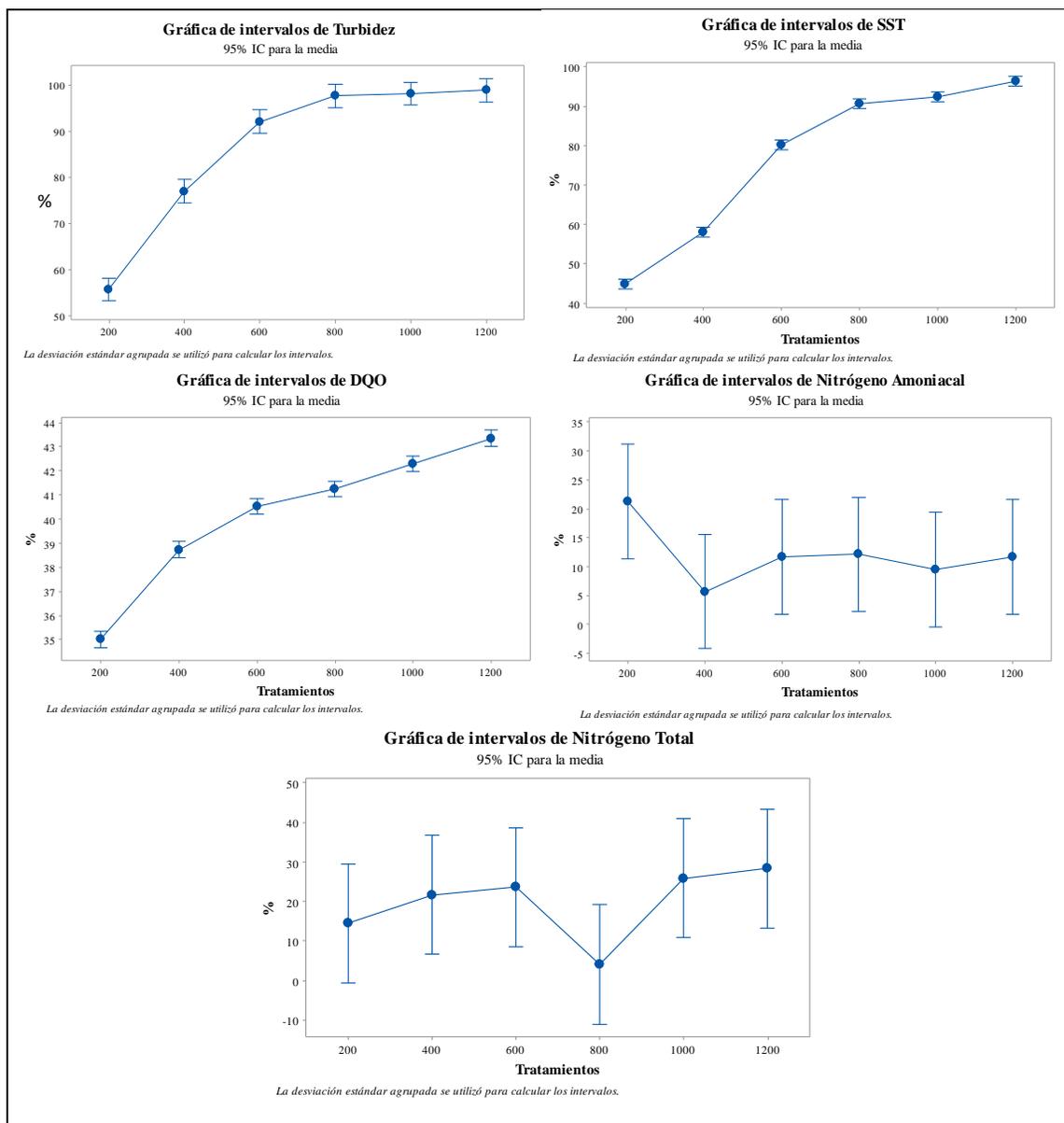


Figura 26: Gráficas de intervalos de porcentajes de remoción con los 6 tratamientos aplicados.

La gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de turbidez (figura 26) de las aguas tratadas con los procesos de coagulación-floculación, muestra que los tratamientos de dosis de 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración fueron similares, pero significativamente diferentes a los demás. Además, los mayores porcentajes de remoción de turbidez se lograron con dosis de 800-1200 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración, y los menores porcentajes de remoción se obtuvieron con la dosis de 400 mg/L. Por otro lado la gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de SST de las aguas tratadas, muestra que las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración fueron significativamente diferentes. Se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de SST, con las dosis de 800-1200 mg/L; siendo el mejor, la dosis de 1200 mg/L. En cambio, los menores porcentajes de remoción de SST se obtuvieron con la dosis de 200 mg/L. De igual forma la gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de DQO (figura 26), ilustra que los efectos de remoción de las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración fueron significativamente diferentes, lográndose los mayores porcentajes de remoción de DQO con la dosis de 1200 mg/L. Por el contrario, con la dosis de 200 mg/L se reportaron los menores porcentajes de remoción. En referencia a la gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de nitrógeno total (figura 26) de las aguas tratadas, evidencia una tendencia que con las dosis de 1000 mg/L y 1200 mg/L se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción; y con la dosis de 800 mg/L, los menores. Con respecto a la gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal (figura 26) de las aguas tratadas, muestra que los mayores porcentajes de remoción se obtuvieron con la dosis de 200 mg/L; y con la dosis de 400 mg/L, los menores. No obstante, la gráfica muestra que los efectos de remoción de los 6 tratamientos aplicados fueron similares. Por otra parte, la gráfica de intervalos de porcentajes de remoción de nitrógeno total muestra que con la dosis de 1200 mg/L se obtuvieron las mejores eficiencias, pero significativamente el efecto de remoción no fue diferente con los otros tratamientos. En consecuencia, por los resultados encontrados se seleccionó la dosis de 1200 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración como la óptima del tratamiento de coagulación-floculación.

A continuación en la tabla 29, se presentan los resultados promedios alcanzados con los tratamientos aplicados para los parámetros de turbidez, SST, DQO, nitrógeno amoniacal, y nitrógeno total.

Tabla 29: Promedios finales de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados.

Parámetros	Unidad	Inicial	Dosis de Coagulante (mg/L)					
			200	400	600	800	1000	1200
Turbidez	NTU	522	231.67 ± 9.45	120.33 ± 23.69	41.13 ± 2.01	11.90 ± 1.01	9.57 ± 0.55	5.57 ± 0.42
	Remoción (%)	-	55.62 ± 1.81	76.95 ± 4.54	92.12 ± 0.39	97.72 ± 0.19	98.17 ± 0.11	98.93 ± 0.08
SST	mg/L	730	402.78 ± 11.10	306.06 ± 11.99	145.09 ± 2.75	68.37 ± 1.95	55.98 ± 4.22	26.93 ± 2.34
	Remoción (%)	-	44.82 ± 1.52	58.07 ± 1.64	80.12 ± 0.38	90.63 ± 0.26	92.33 ± 0.58	96.31 ± 0.32
DQO	mg/L	9308.9	6050.28 ± 38.48	5702.5 ± 23.02	5535.56 ± 22.69	5468.89 ± 22.69	5370 ± 21.62	5271.39 ± 7.74
	Remoción (%)	-	35.01 ± 0.42	38.74 ± 0.25	40.53 ± 0.25	41.25 ± 0.25	42.31 ± 0.23	43.37 ± 0.08
Nitrógeno amoniacal	mg/L	55	43.33 ± 0.76	51.87 ± 8.76	48.6 ± 5.51	48.3 ± 2.02	49.8 ± 0.35	48.6 ± 0.36
	Remoción (%)	-	21.21 ± 1.39	5.7 ± 15.92	11.64 ± 10.01	12.12 ± 3.67	9.45 ± 0.63	11.64 ± 0.65
Nitrógeno total	mg/L	106	90.7 ± 12.22	83 ± 6.93	81 ± 5.29	101.7 ± 20.31	78.7 ± 18.01	76 ± 1
	Remoción (%)	-	14.47 ± 11.53	21.7 ± 6.54	23.58 ± 4.99	4.09 ± 19.15	25.79 ± 16.99	28.3 ± 0.95

FUENTE: Elaboración propia.

Turbidez: Los tratamientos con dosis de 600 mg/L a 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración (tabla 29) sobre aguas sobrenadantes del proceso de precipitación química, lograron eficiencias de remoción de turbidez superiores a 90 por ciento. Los menores promedios de porcentajes de remoción se obtuvieron con las dosis de 200 mg/L y 400 mg/L, de 55.62 ± 1.81 por ciento y 76.95 ± 4.54 por ciento, respectivamente (figura 26). El tratamiento con el que se obtuvo menor valor de turbidez promedio, de 5.57 ± 0.42 NTU, y la máxima eficiencia de remoción promedio, de 98.93 ± 0.08 por ciento, resultó con la aplicación de una dosis de coagulante de 1200 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración. El porcentaje de remoción alcanzado con la dosis de 1200 mg/L, resultó similar al reportado por

Castañeda (2015) de 96.8 por ciento con 800 mg/L de sulfato de aluminio. Asimismo, presentó relación con los alcanzados por Cerón (2011) de 94.12 por ciento, con 200 mg/L de FeCl_3 y Alexandre (2012) de 96.71 por ciento con 450 mg/L de FeCl_3 a pH 11, en ambos casos para aguas residuales del proceso general de curtido de pieles. A pesar de que con la dosis de 1200 mg/L se obtuvo los mayores porcentajes de remoción, estadísticamente no evidenció un efecto diferente en la remoción de turbidez con respecto a las dosis de 800 mg/L y 1000 mg/L. Aun cuando los efectos de remoción de las dosis de 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L fueron similares, se consideró la dosis de 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración como la óptima ya que se obtuvieron las máximas eficiencias de remoción; y porque estadísticamente para SST y DQO, fue superior a los otros tratamientos.

SST: Los tratamientos con dosis de 800-1200 mg/L de FeCl_3 a 40 por ciento de concentración (tabla 29), reportaron concentraciones finales menores a 100 mg/L de SST y eficiencias de remoción superiores a 90 por ciento. Los menores porcentajes de remoción se obtuvieron con la dosis de 200 mg/L (figura 26). También, con la dosis de 1200 mg/L se logró la menor concentración final promedio de SST de 26.93 ± 2.34 mg/L y la mayor eficiencia de remoción promedio de 96.31 ± 0.32 por ciento sobre los 6 tratamientos aplicados. El porcentaje de remoción promedio alcanzado con la dosis de 1200 mg/L de FeCl_3 fue cercano a los hallados por Cerón (2011) de 89.25 por ciento con 200 mg/L de FeCl_3 y Alexandre (2012) de 98.86 por ciento con 450 mg/L de FeCl_3 a pH 11, en ambos casos para aguas residuales del proceso general de curtido de pieles. Por otra parte, la dosis de 1200 mg/L estadísticamente presentó un efecto significativamente diferente con respecto a los otros tratamientos. Por lo tanto, la dosis de 1200 mg/L se consideró como la dosis óptima del tratamiento.

DQO: Los 6 tratamientos aplicados (tabla 29) generaron concentraciones finales promedio de DQO de 5271.39 ± 7.74 mg/L a 6050.28 ± 38.48 mg/L y porcentajes de remoción de 35.01 ± 0.42 por ciento a 43.37 ± 0.08 por ciento. También, con las dosis de 200 mg/L y 400 mg/L se obtuvieron los menores porcentajes de remoción de 35.01 ± 0.42 por ciento y 38.74 ± 0.25 por ciento, respectivamente; y con la dosis de 1200 mg/L, se lograron los mayores porcentajes de remoción de DQO (figura 26). La eficiencia encontrada con la dosis de 1200 mg/L de 43.37 ± 0.08 por ciento, guardó relación con los reportados por Galiana (2010), de 44.2 por ciento con

100 mg/L FeCl₃+4 mg/L floculante; y Alexandre (2012), de 46.19 por ciento con 100 mg/L de FeCl₃ a pH 11 para aguas residuales de los proceso de curtido de pieles. Además, estadísticamente tuvo un efecto diferente en contraste con los otros tratamientos. Por consiguiente, se seleccionó la dosis de 1200 mg/L como la óptima del tratamiento de coagulación-floculación.

Nitrógeno Amoniacal: Los tratamientos con dosis de 200-1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración presentaron concentraciones finales promedio de nitrógeno amoniacal de 43.33 ± 0.76 mg/L a 51.87 ± 8.76 mg/L, y porcentajes de remoción de 5.70 ± 15.92 a 21.21 ± 1.39 por ciento (tabla 29). Los mayores porcentajes de remoción se lograron con las dosis de 600 mg/L, 800 mg/L y 1200 mg/L. Los menores promedios de porcentajes de remoción se obtuvieron con las dosis de 400 mg/L, de 5.7 ± 15.92 por ciento; y 1000 mg/L, de 9.45 ± 0.63 por ciento. El porcentaje promedio obtenido con la dosis de 1000 mg/L de cloruro férrico, se encontró cercano al obtenido por Castañeda (2015) de 7.83 por ciento con 800 mg/L de sulfato de aluminio. La bajas remociones alcanzadas del parámetro se debieron a que el nitrógeno amoniacal se encontró disuelto en el agua y no fue químicamente reactivo con el coagulante (Aguilar *et al.* 2002a, Ebeling *et al.* 2003). Por otro lado, con la dosis de 200 mg/L (tabla 29) se obtuvo la mejor eficiencia de remoción. No obstante, los resultados estadísticos indicaron que los efectos de las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal de los tratamientos aplicados no fueron diferentes pero con la dosis de 1200 mg/L estadísticamente se obtuvieron las mejores eficiencias de remoción de SST y DQO. En consecuencia, se determinó la dosis de 1200 mg/L como la óptima del tratamiento de coagulación-floculación.

Nitrógeno Total: Los 6 tratamientos aplicados de coagulación-floculación con cloruro férrico a 40 por ciento de concentración sobre aguas sobrenadantes previamente precipitadas, dieron como resultado para nitrógeno amoniacal (tabla 29), concentraciones finales promedio de 76 ± 1 mg/L a 101.7 ± 20.31 mg/L y porcentajes de remoción promedio de 4.09 ± 19.15 a 28.3 ± 0.95 por ciento. Los menores porcentajes de remoción se obtuvieron con la dosis de 800 mg/L y los mayores porcentajes de remoción con la dosis de 1200 mg/L. El porcentaje alcanzado con la dosis de 1200 mg/L de 28.3 ± 0.95 por ciento, fue cercano al reportado por Castañeda (2015) de 31.9 por ciento con una dosis de 600 mg/L de sulfato de aluminio. El efecto de la

dosis de 1200 mg/L no fue significativamente diferente a los demás; sin embargo, estadísticamente reportó mejores remociones para SST y DQO. Por consiguiente, se determinó la dosis de 1200 mg/L de FeCl_3 como la óptima del tratamiento de coagulación-floculación.

En resumen, de los 6 tratamientos aplicados, con el que se obtuvo mejores eficiencias de remoción para turbidez, SST, DQO y nitrógeno total resultó ser con la dosis de 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración. Por ello, se seleccionó como la dosis óptima del tratamiento.

4.4 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN

4.4.1 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO

Los resultados obtenidos de los parámetros analizados con los tratamientos aplicados de aireación en 2 muestras de aguas residuales de remojo, se presentan en las tablas 30, 31 y 32. Se observa que tanto los porcentajes de remoción como los valores finales alcanzados después de los tratamientos, difieren entre las muestras ya que las características iniciales de las aguas de remojo no fueron similares. En consecuencia, los resultados de los tratamientos de coagulación-floculación para las diferentes muestras, no fueron semejantes. Por ello, las muestras se analizaron estadísticamente por separado y no en conjunto; y la selección del tiempo óptimo de aireación se realizó de acuerdo con los resultados de los análisis estadísticos de la muestra 7, porque no se realizó repeticiones a las otras muestras.

El parámetro de DQO de las aguas tratadas con el proceso de aireación (tabla 30), presentó concentraciones finales de 1243.33 mg/L a 4845.83 mg/L y remociones desde 8.07 por ciento a 50.49 por ciento, con los tratamientos aplicados. Con el tratamiento AIR 1, correspondiente a la aireación de 25 min, se obtuvieron los menores porcentajes de remoción de DQO de 8.07-18.87 por ciento, y un promedio de 11.69 ± 6.22 por ciento. Es decir, se obtuvieron las mayores concentraciones finales de DQO (figura 27), con un rango de 1576.67-4845.83 mg/L, y un promedio de 3755.26 ± 1886.71 mg/L. Por el contrario, con los tratamientos de aireación

de 125 min (AIR 5), se lograron los mayores porcentajes de remoción de DQO con un rango de 36.02-50.49 por ciento y un promedio de 45.49 ± 8.21 por ciento; y las menores concentraciones finales de DQO (figura 26) de 1243.33-2637.5 mg/L y un promedio de 2163.61 ± 797.10 mg/L.

Los porcentajes de remoción alcanzados con el tratamiento de aireación de 125 minutos, AIR 5, guardaron concordancia con el reportado por Valdés (2012) de 44 por ciento, con 1 hora de aireación a una tasa de 394 L/h de aire en la mezcla de 73/27 de aguas residuales ácida-básica de peletería. Los porcentajes de remoción de DQO alcanzados se atribuyeron a la oxidación de materia orgánica, a la eliminación de sulfuros, y a la eliminación de nitrógeno amoniacal como amoniaco gaseoso.

Tabla 30: Resultados de DQO final con los tratamientos de aireación.

Tratamientos	DQO						
	Inicial (mg/L)	Muestra 6		Muestra 7 R*1		Muestra 7 R2	
		Final (mg/L)	Remoción (%)	Final (mg/L)	Remoción (%)	Final (mg/L)	Remoción (%)
AIR 1	1943.33	1576.67	18.87	4845.83	8.07	4843.33	8.12
AIR 2	1943.33	1429.17	26.46	4443.33	15.71	4441.67	15.74
AIR 3	1943.33	1410	27.44	3679.17	30.2	3643.33	30.88
AIR 4	1943.33	1310	32.59	3054.17	42.06	3043.33	42.27
AIR 5	1943.33	1243.33	36.02	2637.5	49.97	2610	50.49

(*) R: Repetición.

FUENTE: Elaboración propia.

Las concentraciones finales de DQO de las aguas tratadas con los procesos de aireación varían de acuerdo con características iniciales. Así como se observa en la figura 26, los resultados de las concentraciones finales de DQO son diferentes entre las muestras 6 y 7. A pesar de ello, se mantiene una tendencia en la reducción de las concentraciones de DQO con respecto a los tratamientos. Siendo con el tratamiento de aireación de 125 min, AIR 5, con el que se obtuvo las menores concentraciones de DQO. También es importante señalar, que de acuerdo a las concentraciones de entrada de DQO para las aguas a tratar, el tiempo óptimo varía en función al cumplimiento del VMA de 1000 mg/L. En el caso de la muestra 6, con el fin de cumplir con la normativa ambiental (D.S. 010-2019-VIVIENDA), sólo se requirió el tratamiento AIR 1

puesto que se reportó una concentración final de DQO de 771.67 mg/L (tabla 32). Mientras que para la muestra 7, se necesitó airear más tiempo.

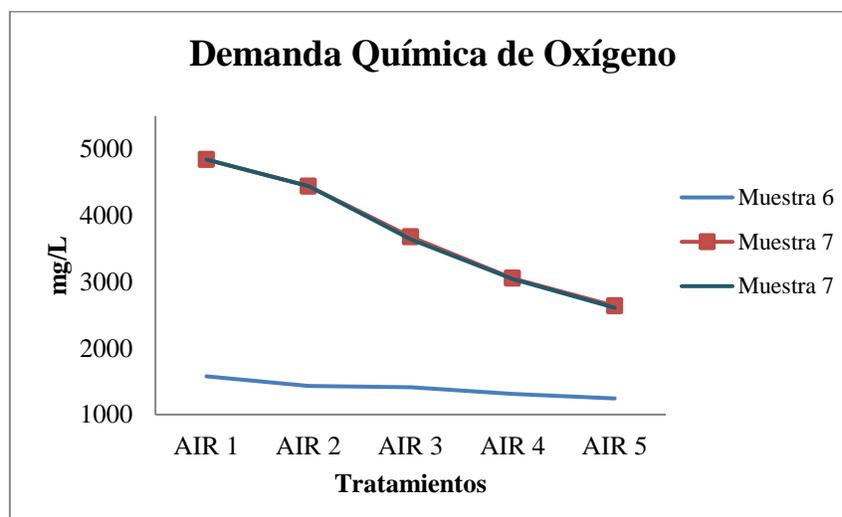


Figura 27: Concentración final de DQO con los 5 tratamientos de aireación.

El parámetro de nitrógeno amoniacal de las aguas tratadas con los procesos aplicados de aireación (tabla 31), reportó concentraciones finales de 22.5-77.5 mg/L y porcentajes de remoción de 32.1-53.7 por ciento. Con el tratamiento AIR 1 se obtuvieron los menores porcentajes de remoción de 32.1-33.76 por ciento; y, por ende, las mayores concentraciones finales de DQO 32.5-77.5 mg/L. El porcentaje de remoción alcanzado con el tratamiento AIR 1 resultó cercano al reportado por Castañeda (2015) de 38.5 por ciento con 2 horas de aireación. Por otra parte, con el tratamiento AIR 5 se lograron los mayores porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal de 50.85-53.7 por ciento y las menores concentraciones finales de nitrógeno amoniacal de 22.5-57.5 mg/L. El porcentaje de remoción obtenido con AIR 5, resultó similar al obtenido por Castañeda (2015) de 50.46 por ciento, con 4 horas de aireación. Adicionalmente, las concentraciones de nitrógeno amoniacal (tabla 31) obtenidas con los 5 tratamientos aplicados, se encontraron por debajo del valor máximo admisible (D.S. 010-2019-VIVIENDA); es decir, se logró que el amoníaco sea liberado como gas volátil junto con el aire inyectado (EPA 2000) ya que al incrementarse el nivel del pH a un valor superior a 10 la reacción de equilibrio entre el amoníaco y el ion amonio tendió a formar amoníaco acuoso por la conversión de hidróxido de amonio (NH_4OH) formado, que mediante la

aireación se desprendió en su forma gaseosa con el aire (Wise y Trantolo 1994, Contreras y Molero 2012).

El parámetro de nitrógeno total de las aguas tratadas con los 5 procesos de aireación (tabla 31), presentó concentraciones de 25 mg/L a 175 mg/L con porcentajes de remoción de 12.5 por ciento a 67.11 por ciento. Así tenemos que, los menores porcentajes de remoción de 12.5-36.84 por ciento y las mayores concentraciones finales de nitrógeno total de 48-175 mg/L, se obtuvieron con el tratamiento AIR 1. Por el contrario, los mayores porcentajes de remoción de 37.5 por ciento a 67.11 por ciento y las menores concentraciones de nitrógeno total de 25 mg/L a 125 mg/L, se lograron con el tratamiento AIR 5. Por otro lado, dentro del rango de porcentajes alcanzados con AIR 5 se encontró el porcentaje reportado por Cotman y Zagorc-Končan (2000) de 43.33 por ciento, con 24 horas de aireación y un flujo de aire de 120 L/h.

Tabla 31: Resultados de nitrógeno amoniacal y total final con los tratamientos de aireación.

Muestras	Tratamientos	Nitrógeno Amoniacal			Nitrógeno Total		
		Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Remoción (%)	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Remoción (%)
6	AIR 1	117	77.5	33.76	200	175	12.5
	AIR 2	117	62.5	46.58	200	150	25
	AIR 3	117	60	48.72	200	150	25
	AIR 4	117	60	48.72	200	150	25
	AIR 5	117	57.5	50.85	200	125	37.5
7	AIR 1	48.6	33	32.1	76	50	34.21
	AIR 1	48.6	32.5	33.13	76	48	36.84
	AIR 2	48.6	31.5	35.19	76	50	34.21
	AIR 2	48.6	29.5	39.3	76	45	40.79
	AIR 3	48.6	27.5	43.42	76	50	34.21
	AIR 3	48.6	27	44.44	76	40	47.37
	AIR 4	48.6	25	48.56	76	30	60.53
	AIR 4	48.6	24	50.62	76	35	53.95
	AIR 5	48.6	22.6	53.5	76	27	64.47
AIR 5	48.6	22.5	53.7	76	25	67.11	

FUENTE: Elaboración propia.

Las concentraciones de SST de las aguas tratadas con AIR 5 de 125 min de aireación (tabla 32), generó un incremento de la concentración de 6.1 por ciento y 11.41 por ciento y se obtuvo concentraciones de 28.57 y 30 mg/L. Este incremento se atribuye a la transformación de sustancias solubles en el agua a formas insolubles (Khan *et al.* 2005), como la formación de sulfatos por la oxidación de sulfuros. También, influyeron los factores operacionales y que el sistema de tratamiento no fue consecutivo por la disponibilidad de los horarios de trabajo en los laboratorios. Por otra parte, con el tratamiento AIR 5 la concentración de fosfatos (tabla 32) se redujo a un valor menor que 1 mg/L; y los fosfatos, a menos de 0.5 mg/L.

Los niveles finales de pH de las aguas tratadas con el proceso de aireación AIR 5 (tabla 32), alcanzaron valores en un rango de 8.37-8.8. Además, la concentración de cloruros para la muestra 7 se encontró por debajo de 2000 mg/L. Por lo tanto, no afectó la medición de la DQO; y, por consiguiente, no se realizó la medición de DQO para cloruros. No obstante, para la muestra 6, la concentración de cloruros fue superior a 2000 mg/L; entonces, se determinaron los verdaderos valores de las concentraciones finales de DQO y porcentajes de remoción, eliminando la interferencia de cloruros. Para la muestra 6, se reportó con el tratamiento AIR 1, una concentración final de DQO de 771.67 mg/L y 24.47 por ciento de remoción; y, para el tratamiento AIR 5, se obtuvo una concentración final de DQO de 355 mg/L y 65.25 por ciento de remoción. El porcentaje de remoción de DQO alcanzado con AIR 1, mostró concordancia con los obtenidos por Mestanza (2005) de 21 por ciento, con 5 horas de aireación y 1.5 gr. de catalizador para aguas residuales del proceso de pelambre; Castañeda (2015) de 21.12 por ciento, con 4 horas de aireación; y Kothiyal *et al.* (2016) de 22.09 por ciento, con 7 horas de aireación para aguas residuales generales de curtido. Por otra parte, las concentraciones finales de sulfatos alcanzaron valores menores a 0.5 mg/L para la muestra 7 con los tratamientos de aireación 25 min (AIR 1) y 125 min (AIR 5); y para la muestra 6 con el tratamiento AIR 5, se obtuvo una concentración final de 71.78 mg/L de sulfato.

Tabla 32: Resultados de los parámetros analizados con los tratamientos de aireación.

Parámetros		Tratamientos			
		M*6		M7	
		AIR 1	AIR 5	AIR 5	AIR 5
SST	Inicial (mg/L)	N.A.	N.A.	26.93	26.93

Continuación...

Parámetros		Tratamientos			
		M*6		M7	
		AIR 1	AIR 5	AIR 5	AIR 5
SST	Final (mg/L)	N.A.	N.A.	30	28.57
	Remoción (%)	-	-	-11.41	-6.1
Cloruros	Inicial (mg/L)	10919.77	10919.77	590.3	590.3
	Final (mg/L)	9277.36	10457.32	755.54	691.39
DQO real	Inicial (mg/L)	1021.67	1021.67	N.A.	N.A.
	Final (mg/L)	771.67	355	N.A.	N.A.
	Remoción (%)	24.47	65.25	-	-
Conductividad eléctrica	Inicial (mS/cm)	N.A.*	27.9	N.A.	N.A.
	Final (mS/cm)	N.A.	25.8	N.A.	N.A.
	Remoción (%)	-	7.5	-	-
pH	Inicial	11.5	11.5	11.5	11.5
	Final	N.A.	8.8	8.6	8.37
Temperatura	Inicial (°C)	27.5	27.5	N.A.	N.A.
	Final (°C)	N.A.	24.5	N.A.	N.A.
Fosfatos	Inicial (mg/L)	< 1	< 1	N.A.	N.A.
	Final (mg/L)	< 1	< 1	N.A.	N.A.
Sulfatos	Inicial (mg/L)	589.64	589.64	< 0.5	< 0.5
	Final (mg/L)	N.A.	71.78	< 0.5	< 0.5

M: Muestra.

(*) N.A.: No Analizado.

FUENTE: Elaboración propia.

4.4.2 SELECCIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIRECIÓN

La selección del tiempo óptimo se realizó en base a los resultados de los análisis estadísticos de los parámetros de DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total final, determinados con los 5 tratamientos de aireación aplicados a la muestra 7 (agua sobrenadante del proceso de coagulación-floculación).

DQO: El análisis estadístico Anderson-Darling (figura 43 del Anexo 1) indicó que los datos siguieron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, la prueba de Bartlett (tabla 96 del Anexo 1) muestra que las varianzas de las eficiencias de remoción en los 5 tratamientos

aplicados fueron homogéneas (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 97 del Anexo 1) mostró que estadísticamente existió evidencia significativa (valor de $p < 0.05$) de que en al menos un tratamiento, el promedio de las eficiencias de remoción de la DQO fue diferente. Por lo tanto, la prueba de Tukey (tabla 98 del Anexo 1) dio como resultado que los efectos de remoción de los 5 tratamientos aplicados fueron significativamente (valor de $p < 0.05$) diferentes (figura 28).

Nitrógeno amoniacal: El análisis estadístico Anderson-Darling (figura 44 del Anexo 1) mostró que los datos de las eficiencias de remoción de los diferentes tratamientos ensayados presentaron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico de Bartlett (tabla 100 del Anexo 1) dio como resultado que las varianzas de las eficiencias de remoción en los 5 tratamientos aplicados fueron homogéneas (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 101 del Anexo 1) reveló que estadísticamente el promedio del efecto de remoción de al menos uno de los tratamientos ensayados resultó diferente (valor de $p < 0.05$). En consecuencia, la prueba de Tukey (tabla 102 del Anexo 1) arrojó como resultado que los tratamientos de aireación 1, 3 y 5 fueron significativamente diferentes (valor de $p < 0.05$). Pero no fueron diferentes dentro de cada grupo de parejas de aireación: AIR 1 y AIR 2, AIR 3 y AIR 4, AIR 4 y AIR5 (figura 28).

Nitrógeno total: El análisis estadístico Anderson-Darling (figura 45 del Anexo 1) mostró que los datos siguieron una distribución normal (valor de $p > 0.05$). Además, el estadístico de Bartlett (tabla 104 del Anexo 1) indicó que las varianzas de los tratamientos aplicados fueron homogéneas (valor de $p > 0.05$). El ANOVA (tabla 105 del Anexo 1) dio como resultado que al menos uno de los tratamientos ensayados tuvo un efecto significativamente diferente sobre la eficiencia de remoción (valor de $p < 0.05$). Finalmente, la prueba de Tukey (tabla 106 del Anexo 1) mostró que el tratamiento AIR 5 fue significativamente diferente a los demás (valor de $p < 0.05$), excepto con AIR 4. Los tratamientos AIR 2, AIR 3 y AIR 4 no presentaron diferencia significativa entre ellos; de la misma forma ocurrió con la agrupación de los tratamientos AIR 1, AIR 2, y AIR 3 (figura 28).

A continuación en la figura 28, se presentan gráficas de intervalos de porcentajes de remoción para los parámetros DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total.

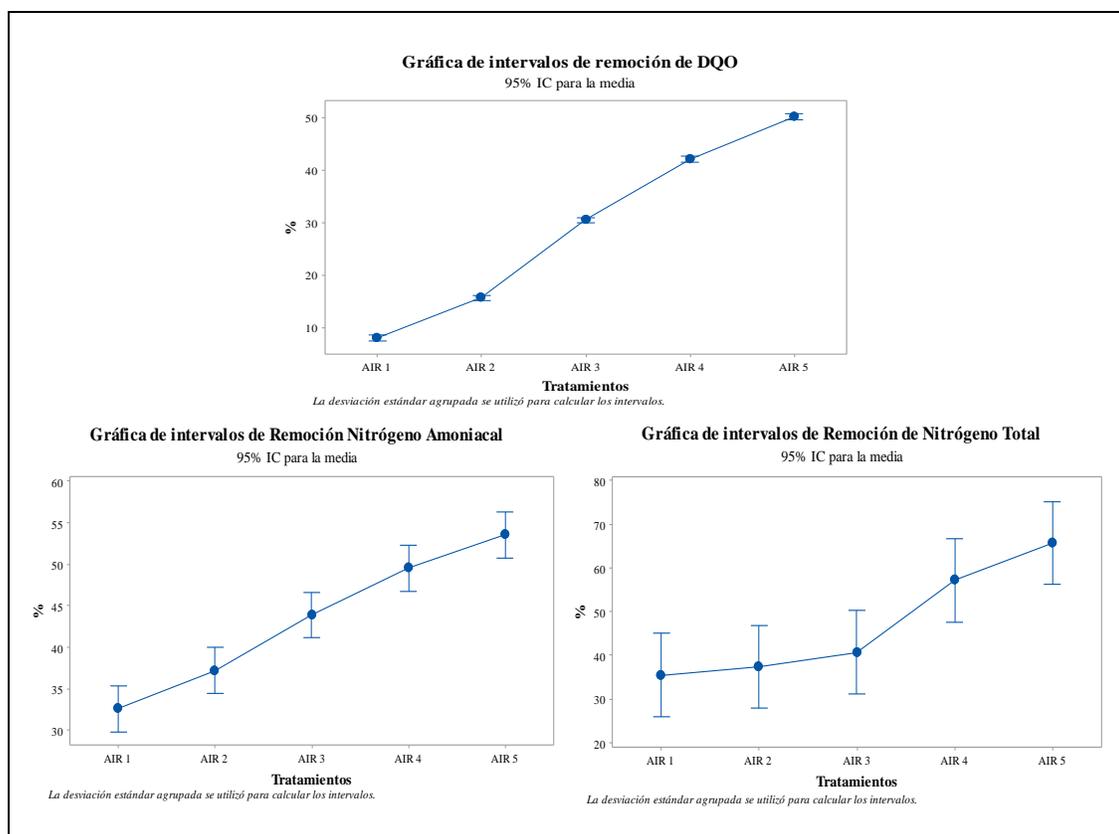


Figura 28: Intervalos de los porcentajes de remoción de DQO, nitrógeno amoniacal y total con los 6 tratamientos aplicados.

Los porcentajes de remoción para DQO (figura 28) muestran que los tratamientos tuvieron efectos de remoción significativamente diferentes. Los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron con el tratamiento AIR 5 (125 min); y los menores, con el tratamiento AIR 1 (25 min). Con respecto a la gráfica de nitrógeno amoniacal, presenta que los menores porcentajes de remoción se obtuvieron con AIR 1 y no presentó diferencias significativas con AIR 2, pero si con los demás. Por el contrario, el tratamiento AIR 5 mostró los mayores porcentajes de remoción y fue significativamente diferente a los tratamientos AIR 1, AIR 2 y AIR 3; pero no, con AIR 4. En referencia al parámetro de nitrógeno total (figura 28), presentó que con el tratamiento de AIR 5 se lograron los mayores porcentajes de remoción, pero su efecto fue similar al tratamiento AIR 4. También, se observa que AIR 5 presentó diferencias

significativas con AIR 1, AIR 2 y AIR 3. Por otra parte, los menores porcentajes de remoción de nitrógeno total se obtuvieron con AIR 1, pero el efecto fue similar con los tratamientos AIR 2 y AIR 3.

Finalmente, se seleccionó tratamiento AIR 5 de 125 minutos como el tiempo óptimo de aireación ya que estadísticamente el porcentaje de remoción para DQO fue significativamente superior a los demás; y, porque para nitrógeno amoniacal y total se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción y fueron estadísticamente superiores a los tratamientos AIR 1, AIR 2 y AIR 3.

A continuación en la tabla 33, se presentan los resultados promedios alcanzados con los tratamientos aplicados para los parámetros DQO, nitrógeno amoniacal, y nitrógeno total.

Tabla 33: Promedios de DQO, nitrógeno amoniacal y total final con los tratamientos analizados.

T*	DQO		Nitrógeno amoniacal		Nitrógeno total	
	mg/L	Remoción (%)	mg/L	Remoción (%)	mg/L	Remoción (%)
AIR 1	4844.6 ± 1.77	8.1 ± 0.03	32.75 ± 0.35	32.61 ± 0.73	49 ± 1.41	35.53 ± 1.86
AIR 2	4442.5 ± 1.18	15.72 ± 0.02	30.5 ± 1.41	37.24 ± 2.91	47.5 ± 3.54	37.5 ± 4.65
AIR 3	3661.3 ± 25.34	30.54 ± 0.48	27.25 ± 0.35	43.93 ± 0.73	45 ± 7.07	40.79 ± 9.30
AIR 4	3048.8 ± 7.66	42.16 ± 0.15	24.5 ± 0.71	49.59 ± 1.45	32.5 ± 3.54	57.24 ± 4.65
AIR 5	2623.8 ± 19.45	50.23 ± 0.37	22.55 ± 0.07	53.6 ± 0.15	26 ± 1.41	65.79 ± 1.86

(*) T: Tratamientos

FUENTE: Elaboración propia.

DQO: Los tratamientos de aireación aplicados a las aguas clarificadas del proceso de coagulación-floculación (tabla 33), generaron reducciones del parámetro de DQO; se obtuvieron concentraciones finales en un rango de 2623.8 ± 19.45 mg/L a 4844.6 ± 1.77 mg/L. Además, se obtuvo un rango de eficiencias de remoción de 8.1 ± 0.03 a 50.23 ± 0.37 por ciento. De los 5 tratamientos de aireación aplicados, con el tratamiento AIR 1 se obtuvo el menor valor de remoción promedio de DQO, de 8.1 ± 0.03 por ciento; y la mayor concentración final promedio de DQO de 4844.6 ± 1.77 mg/L. Mientras que, con el

tratamiento AIR 5 se logró el mayor porcentaje de remoción promedio de DQO de 50.23 ± 0.37 por ciento, con una concentración final promedio de 2623.8 ± 19.45 mg/L.

Estadísticamente con el tratamiento AIR 5 se lograron las mejores eficiencias de remoción (figura 28). La eficiencia de remoción promedio obtenido de 50.23 ± 0.37 por ciento, fue cercano al reportado por Valdés (2012) de 44 por ciento, con 1 hora de aireación a una tasa de 394 L/h de aire en la mezcla de 73/27 de aguas residuales ácida-básica de peletería. Adicionalmente, fue superior a los señalados por Mestanza (2005) de 21 por ciento, con 5 horas de aireación y 1.5 gr. de catalizador para aguas residuales del proceso de pelambre. Diferencia ocasionada por la mayor concentración de DQO en el agua residual de pelambre que ascendió a 18605.4 mg/L. De igual manera resultó superior a los reportados por Castañeda (2015), de 21.12 por ciento con 4 horas de aireación; y Kothiyal *et al.* (2016), de 22.09 por ciento para aguas residuales generales de curtido. No obstante, fue menor al alcanzado por Kothiyal *et al.* (2016), de 82.58 por ciento, con oxígeno puro (0.5 LPM) para aguas generales de curtido. Esta diferencia, se debió a que Kothiyal *et al.* (2016) utilizaron oxígeno puro. En resumen, se obtuvieron buenas eficiencias de remoción con el tratamiento AIR 5.

Nitrógeno amoniacal: Los tratamientos aplicados de aireación (tabla 33) generaron la reducción de la concentración de nitrógeno amoniacal de las aguas tratadas a un rango promedio de 22.55 ± 0.07 mg/L a 32.75 ± 0.35 mg/L de nitrógeno amoniacal. Asimismo, se reportaron eficiencias de remoción promedio 32.61 ± 0.73 por ciento a 53.60 ± 0.15 por ciento, con los 5 tratamientos de aireación. Por otra parte, estadísticamente las menores eficiencias de remoción y las mayores concentraciones finales de nitrógeno amoniacal se obtuvieron con los tratamientos AIR 1 (25 minutos), de 32.61 ± 0.73 por ciento y 32.75 ± 0.35 mg/L, y AIR 2 (50 minutos), de 37.64 ± 2.91 por ciento y 30.5 ± 1.41 mg/L. En cambio, los mayores porcentajes de remoción y, por ende, las menores concentraciones finales de nitrógeno amoniacal se obtuvieron estadísticamente con los tratamientos AIR 4, de 49.59 ± 1.45 por ciento y 24.5 ± 0.71 mg/L, y AIR 5, de 53.6 ± 0.15 por ciento y 22.55 ± 0.07 mg/L.

La eficiencia de remoción alcanzada con el tratamiento AIR 5 (tabla 33) de 53.6 ± 0.15 por ciento, presentó concordancia con 50.46 por ciento, reportado por Castañeda (2015), con 4

horas de aireación. Por lo tanto, se alcanzaron buenas remociones de nitrógeno amoniacal debido a que el incremento del nivel de pH a un valor superior a 10, ocasionó que la reacción de equilibrio entre el amoniaco y el ion amonio presentara una tendencia a formar amoniaco acuoso por la conversión de hidróxido de amonio (NH_4OH) formado, que mediante la aireación se desprendió en su forma gaseosa con el aire (Wise y Trantolo 1994, Contreras y Molero 2012). A pesar de que AIR 4 y AIR 5 fueron estadísticamente similares para el parámetro DQO, se determinó el tratamiento AIR 5 como el óptimo de aireación puesto que estadísticamente con este se obtuvo los mejores efectos de remoción de DQO.

Nitrógeno total: El parámetro de nitrógeno total (tabla 33) de las aguas tratadas reportó reducciones con los procesos de aireación. Se obtuvieron concentraciones finales promedio de 26 ± 1.41 mg/L a 49 ± 1.41 mg/L, y porcentajes de remoción de 35.53 ± 1.86 por ciento a 65.79 ± 1.86 por ciento, con los 5 tratamientos aplicados de aireación. Los menores porcentajes de remoción y mayores concentraciones finales promedio de nitrógeno total se obtuvieron con el tratamiento de aireación AIR 1 (25 minutos), de 35.53 ± 1.86 por ciento y 49 ± 1.41 mg/L. Aunque, estadísticamente no mostró diferencias significativas con el tratamiento de aireación AIR 2 (50 minutos), de 37.5 ± 4.65 por ciento y 47.5 ± 3.54 mg/L; y AIR 3, de 40.79 ± 9.30 por ciento y 45 ± 7.07 mg/L. Por otro lado, los mayores porcentajes de remoción y las menores concentraciones promedio de nitrógeno total, resultaron con el tratamiento AIR 5, de 65.79 ± 1.86 por ciento y 26 ± 1.41 mg/L. Además, existió evidencia significativa que el tratamiento AIR 5 resultó diferente a los demás, pero no con AIR 4, de 57.24 ± 4.65 por ciento y 32.5 ± 3.54 mg/L.

La eficiencia de remoción alcanzada con el tratamiento AIR 5 resultó superior al reportado por Cotman y Zagorc-Končan (2000) de 43.33 por ciento, con 24 horas de aireación y un flujo de 120 L/h; diferencia atribuida a que Cotman y Zagorc-Končan (2000) realizaron el proceso sobre aguas residuales de todo el proceso de curtido y al uso de una bomba de aire de acuario. Otro factor adicional, que se le adjudica fue el tamaño de la burbuja puesto que no utilizaron una piedra difusora que permita mayor contacto de las burbujas con el agua; de acuerdo con Mestanza (2005), menor tamaño proporciona mayores porcentajes de remoción.

En resumen, se seleccionó el tratamiento AIR 5 de 125 min como el óptimo del proceso de aireación porque presentó mayores porcentajes de remoción de DQO, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total; y porque estadísticamente para DQO, resultó el mejor tratamiento.

4.5 CONDICIONES ÓPTIMAS DE TRATAMIENTO

Los resultados de los 3 tipos de tratamientos mostraron que para el proceso de precipitación química, el óptimo resultó el nivel de pH 12 con cal; para el proceso de coagulación-floculación, la óptima dosis resultó con 1200 mg/L de FeCl₃ y 40 por ciento de concentración; y para el proceso de aireación, el óptimo resultó con el tiempo de aireación de 125 minutos. En ese sentido, a continuación se presenta una tabla comparativa (tabla 34) de los resultados de la caracterización físico-química de las aguas de remojo de peletería de entrada y salida del sistema de tratamiento propuesto en conjunto, con respecto a los valores máximos admisibles del D.S. 010-2019-VIVIENDA.

Tabla 34: Comparación de las características físico-químicas del agua residual tratada con los valores máximos admisibles.

Parámetros	Unidad	Inicial M*7	Final M7	VMA	Eficiencia (%)
Turbidez	NTU	1947	5.6	-	99.71
SST	mg/L	2238.10	29.29	500	98.69
DQO	mg/L	12429.17	2623.75	1000	78.89
DBO ₅	mg/L	9827.09	1192.61	500	87.86
pH	Unidad	6.85	8.37	6-9	-
Temperatura	°C	25.6	27.8	<35	-
CE	mS/cm	1.97	2.57	-	-
Cl ⁻	mg/L	156.68	723.47	-	-
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	48	22.55	80	53.02
Nitrógeno Total	mg/L	150	26	-	82.67
Sulfuros	mg/L	N.A.**	0.052	5	
Sulfatos	mg/L	174.16	< 0.5	1000	-
Aceites y Grasas	mg/L	N.A.	97.7	100	-
Sólidos sedimentables	mL/L	N.A.	0.2	8.5	-
Cromo VI	mg/L	N.A.	< 0.01	0.5	-
Cianuro total	mg/L	N.A.	< 0.004	1	-

Continuación...

Parámetros	Unidad	Inicial	Final	VMA	Eficiencia (%)
Sólidos disueltos totales	mg/L	N.A.	1029	-	-
Litio	mg/L	N.A.	0.05649	-	-
Boro	mg/L	N.A.	0.1727	4	-
Magnesio	mg/L	N.A.	1.696	-	-
Aluminio	mg/L	N.A.	0.05876	10	-
Cromo	mg/L	N.A.	0.00233	10	-
Manganeso	mg/L	N.A.	0.00554	4	-
Hierro	mg/L	N.A.	2.071	-	-
Cobalto	mg/L	N.A.	< 0.00030	-	-
Níquel	mg/L	N.A.	0.0064	4	-
Cobre	mg/L	N.A.	0.02054	3	-
Zinc	mg/L	N.A.	0.0519	10	-
Arsénico	mg/L	N.A.	< 0.00050	0.5	-
Selenio	mg/L	N.A.	< 0.0010	-	-
Plata	mg/L	N.A.	< 0.00005	-	-
Cadmio	mg/L	N.A.	< 0.000050	0.2	-
Bario	mg/L	N.A.	0.02354	-	-
Mercurio	mg/L	N.A.	< 0.00005	0.02	-
Plomo	mg/L	N.A.	< 0.00020	0.5	-

(*) M: Muestra.

(**) N.A.: No Analizado.

: No cumple con el D.S.010-2019-VIVIENDA y su modificatoria.

FUENTE: Elaboración propia

Las concentraciones finales de los metales totales, cianuro total y cromo VI de las aguas de remojo tratadas con el sistema propuesto (tabla 34), se encontraron por debajo del valor máximo admisible requerido. Por lo tanto, los parámetros cumplieron con la normativa. Con respecto a los parámetros de pH y temperatura de las aguas de remojo antes y después de aplicado el sistema de tratamiento propuesto, cumplieron con la normativa.

El parámetro de SST de las aguas tratadas con el sistema de tratamiento propuesto, logró cumplir con el VMA requerido y obtuvo una reducción de su concentración de 98.69 por ciento. Además, el nivel de turbidez de las aguas tratadas reportó un valor final de 5.6 mg/L y una eficiencia de remoción de 99.71 por ciento.

La concentración de aceites y grasas de las aguas tratadas (tabla 34) obtuvo una concentración final de 97.7 mg/L, valor por debajo del VMA de 100 mg/L requerido por la normativa. Por lo tanto, el parámetro cumplió con la normativa. Por otra parte, la concentración de sólidos sedimentables y sulfuros de las aguas de remojo tratadas con el sistema de propuesto en conjunto, cumplieron con los VMA.

La concentración de nitrógeno amoniacal de las aguas de remojo, antes y después de empleado el sistema de tratamiento propuesto (tabla 34), cumplió con el VMA y obtuvo una eficiencia de remoción de 53.02 por ciento. De igual forma, la concentración de sulfatos de las aguas de remojo, antes y después de aplicado el sistema de tratamiento propuesto en conjunto, cumplió con el VMA y obtuvo una reducción de su concentración hasta un valor menor a 0.5 mg/L.

El parámetro DQO de las aguas de remojo tratadas (tabla 34), obtuvo un porcentaje de remoción de 78.89 por ciento con los tratamientos aplicados en conjunto; a pesar de ello, la concentración final de DQO resultó superior al valor permitido por la normativa de 1000 mg/L. Diferencia atribuida a la concentración inicial de DQO de las aguas de remojo, que presentó un valor muy alto respecto al esperado y; por lo tanto, la eficiencia de remoción no fue similar al obtenido con la muestra 6. En el caso del tipo de agua de la muestra 6, con una DQO inicial de 6386.66 mg/L (sin interferencia de cloruros), se logró una eficiencia de remoción del sistema de tratamiento propuesto de 87.92 por ciento y se logró cumplir con el VMA para DQO, con una concentración final de 771.67 mg/L. De igual forma, a pesar de obtener una reducción de 87.86 por ciento de DBO₅ para las aguas tratadas de remojo, el parámetro no cumplió con la normativa porque la concentración inicial de las aguas de remojo resultó alta. Es importante recalcar que las características iniciales de las aguas residuales de la etapa de remojo variaron considerablemente; diferencia que se atribuyó a la calidad, al tipo de preservación, al tamaño, a la edad del animal, al tipo de alimentación y al peso de la piel de alpaca.

4.6 CARACTERIZACIÓN DEL LODO GENERADO

Los lodos provenientes del proceso de precipitación química a pH 12 y del proceso de coagulación-floculación con cloruro férrico, fueron mezclados para su determinación en conjunto. De acuerdo al Reglamento del D.L. N° 1278 (D.S. N° 014-2017-MINAM), el lodo proveniente de las etapas realizadas es considerado como residuo sólido peligroso. A continuación se presentan los resultados de la caracterización físico-química y microbiológica del lodo.

Tabla 35: Caracterización físico-química del lodo residual mezclado.

Parámetros	Unidad de medida	Lodo
Conductividad Eléctrica	dS/m	4.66
pH	-	12.43
Materia Orgánica	%	26.57
Nitrógeno	%	0.16
Fósforo	%	0.16
Potasio	%	1.17
Calcio	%	2.96
Magnesio	%	0.13
Carbono orgánico	%	15.41
C/N	-	96.31
Humedad	%	83.44
Ceniza	%	74.27
Sólidos Volátiles*	%	25.73
Sólidos Totales	%	16.59

(*): Porcentaje de sólidos volátiles con respecto a los sólidos totales

FUENTE: Elaboración propia.

El lodo residual mezclado proveniente de la precipitación química y de coagulación-floculación (tabla 35), presentó 83.44 por ciento de humedad, 74.27 por ciento de ceniza, 4.66 dS/cm de conductividad eléctrica y un pH de 12.43. Con respecto a la relación C/N se obtuvo un valor de 96.31 siendo un valor muy alto para el rango preferido para el compost de 25:1.

De acuerdo con la R.M. N° 128-2017-VIVIENDA para el transporte, disposición final o reaprovechamiento; los lodos deberán ser estabilizados y deshidratados. Para cumplir con el parámetro de la estabilización, los sólidos volátiles deberán ser menores o iguales al 60 por ciento de los sólidos totales. Tal como se puede observar en la tabla 36, los sólidos volátiles resultaron con un porcentaje de 25.71 por ciento respecto a los sólidos totales. Por consiguiente, cumplió con el parámetro de estabilización.

Tabla 36: Caracterización microbiológica del lodo residual mezclado.

Parámetros	Unidad de medida	Lodo
Coliformes totales	NMP/ml	<3
Coliformes fecales	NMP/ml	<3
<i>Escherichia coli</i>	NMP/ml	<3
<i>Salmonella sp.</i> En 25 mL.	-	Ausencia
Larvas y huevos helmintos, quistes y ooquistes de protozoarios patógenos	N°/4ml	<1

FUENTE: Elaboración propia.

Los coliformes totales fecales y *Escherichia coli* (tabla 36) presentaron valores menores de 3 NMP/ml. Además, hubo ausencia de *Salmonella sp.* Por otra parte, los parámetros de larvas y huevos helmintos, quistes y ooquistes de protozoarios patógenos resultó menor a 1 N°/4ml.

Los resultados de los parámetros en comparación con los parámetros de higienización, si se quisiera transformar los lodos a biosólidos, estos cumplieron con el reglamento para el reaprovechamiento de lodos generados en las PTAR (D.S. N° 015-2017). Sin embargo, es necesario evaluar los parámetros de toxicidad química para poder determinar si es posible transformarlo a biosólido para su reaprovechamiento y clasificación.

En resumen, por todo lo expuesto anteriormente los lodos deberán ser dispuestos en un relleno sanitario conforme a lo establecido con la norma que regula las condiciones mínimas para el manejo de los lodos y las instalaciones para su disposición final (R.M. N° 128-2017-VIVIENDA).

V. CONCLUSIONES

- En esta tesis se determinó que el sistema de tratamiento propuesto obtuvo eficiencias de remoción de 99.71 por ciento de turbidez, 78.89 por ciento de DQO, 98.69 por ciento de SST, 53.02 por ciento de nitrógeno amoniacal y 82.67 por ciento de nitrógeno total. Para aguas residuales con concentraciones de DQO de 6386.66 mg/L, se logró cumplir con los VMA de los parámetros de pH, temperatura, SST, DQO, nitrógeno amoniacal y sulfatos del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria. Por el contrario, para aguas residuales con concentraciones de 12470.83 mg/L de DQO y 9827.09 mg/L de DBO₅, se cumplieron con los VMA; excepto por los parámetros de DQO y DBO₅.
- Se concluyó de las caracterizaciones físico-químicas que las aguas residuales de remojo de peletería presentaron altas concentraciones de SST (2380.95-3574 mg/L), DQO (5137.5-12470.83 mg/L), DBO₅ (4170-9827.09 mg/L), Nitrógeno amoniacal (48-151.5 mg/L), y Aceites y grasas (1975.5 mg/L); excediendo los Valores Máximos Admisibles del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA y su modificatoria.
- Según los resultados de los ensayos de precipitación química, se determinó el valor de pH de 12 como el pH óptimo de tratamiento de precipitación química; y a esa condición, se lograron eficiencias de remoción de 51.52-97.86 por ciento de turbiedad, 22.25-59.1 por ciento de DQO, 68.35-87.86 por ciento de SST, 41.03-72.42 por ciento DBO₅, de 5.63-22.5 por ciento nitrógeno amoniacal y 9.09-30.67 por ciento de nitrógeno total.
- Se determinó la dosis de 1200 mg/L de cloruro férrico a 40 por ciento de concentración como la óptima del tratamiento de coagulación-floculación; y a esa condición, se lograron eficiencias de remoción de 98.78-99.02 por ciento de turbiedad, 43.32-60.68 por ciento de DQO, 95.27-96.67 por ciento de SST, 10.91-12.18 por ciento de nitrógeno amoniacal y

27.36-33.3 por ciento de nitrógeno total.

- Se estableció el tiempo óptimo de aireación de 125 minutos; y a esa condición, se obtuvieron eficiencias de remoción de 36.02-65.25 por ciento de DQO, 50.85-53.7 por ciento de Nitrógeno amoniacal y 37.5-67.11 por ciento de Nitrógeno Total.
- Los resultados de la caracterización físico-química y microbiológica del lodo residual del sistema de tratamiento aplicado, comprueba que se cumple con los parámetros de estabilidad e higienización del Reglamento para el Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (D.S. N° 015-2017-VIVIENDA).

VI. RECOMENDACIONES

- Utilizar un tanque equalizador previo al sistema de tratamiento propuesto, para mezclar las aguas residuales de remojo de un lote de baja carga orgánica con una de alta.
- Tomar en cuenta la interferencia de cloruros en la determinación de DQO, cuando exceden el límite permitido de 2000 mg/L estipulado en el método (SMWW 2550-D).
- Para la reducción de concentración de sales en las aguas de remojo, se recomienda sacudir las pieles antes de ingresarlas al proceso.
- Realizar la determinación de metales a los lodos generados para evaluar el grado de toxicidad y analizar si pueden ser reaprovechados para su transformación de acuerdo con el Reglamento para el Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (D.S. N° 015-2017-VIVIENDA) siguiendo el Protocolo de Monitoreo de Biosólidos (R.M. N° 093-2018-VIVIENDA).

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdallh, MN; Sayed A, W; Sayed A, H. 2016. Biological Treatment of Leather Tanneries Wastewater Effluent-Bench Scale Modeling. International Journal of Engineering Science and Computing (IJESC) 6(9):2271-2286.
- Aboulhassan, MA; Souabi, S; Yaacoubi, A. 2008. Pollution reduction and biodegradability index improvement of tannery effluents, Int. J. Environ. Sci. Tech 5(1):11-16.
- Adzet A, JM. 1965. Química Técnica de Tenerife. Barcelona, España, Romanya-Valls. 765 p.
- Agbazue, VE; Ekere, NR; Shaibu, Y. 2015. Assessment of the Levels of Phosphate in Detergents Samples. Int. J. Chem. Sci. 13(2): 771-785.
- Aguilar, MI; Sáez, J; Lloréns, M; Soler, A; Ortuño, JF. 2002a. Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. Water Research 36 (11): 2910-2919.
- Aguilar, MI; Sáez, J; Lloréns, M; Solder, A; Ortuño, JF. 2002b. Tratamiento Físico-Químico de Aguas Residuales: Coagulación-Floculación. 1 ed. Murcia, España, Editum. 151 p.
- Alabaster, JS; Lloyd, R. 1980. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2 ed. London, Reino Unido, Butterworths. 297 p. (serie BNB/PRECIS).

- Alexandre G, CG. 2012. Tratamiento Físico-Químico De Efluentes De Curtume Por Meio De Filtros De Membrana Selectiva. Mestre en Engenharia Civil. São Paulo, Brasil, UNESP. 214 p
- Al Mahmood, SO. 2008. Chemical Treatment Options for Tannery Wastewater. Thesis M. Sc. Environmental Eng. Dhaka, Bangladesh, Bangladesh University of Engineering and Technology. 84 p.
- AWWA (American Water Works Association, Estados Unidos de América). 2003. Principles and Practice of Water Supply Operations. Water Quality. Christenesen, M; Stearns, C (eds.). 3 ed. Colorado, Washington DC, Estados Unidos de América. 252 p.
- Andia C, Y. 2000. Tratamiento de agua: Coagulación Floculación. Lima, Perú, SEDAPAL. 44 p.
- Apaydin, O; Kurt, U; Gonullu, MT. 2009. An investigation on tannery wastewater by electrocoagulation. Global Nest Journal 11(4):546-555.
- APHA (American Public Health Association, Estados Unidos de América). 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Rice, EW; Baird, RB; Eaton, AD (eds.). 22 ed. Washington DC, Estados Unidos de América, APHA, AWWA, WPCF. 1360 p.
- Ates, E; Orhon, D; Tünay, O. 1997. Characterization of tannery wastewaters for pretreatment-selected case studies. Wat. Sci. Tech. 36(3): 217-223.
- Ayala M, E. 1948. Manual del curtidor en cunicultura. Madrid, España, Ministerio de Agricultura. 190 p.
- Arboleda V, J. 1992. Teoría y práctica de la purificación del agua: Teoría de la Coagulación del Agua. 1 ed. Bogotá, Colombia, ACODAL. 72 p.

- Aziz, HA; Mohd, Mohamed Z, MS; Adlan, MN; Hung, YT. 2012. Physicochemical Treatment Processes of Landfill Leachate. *In* Hung, YT; Wang, LK; Shamas, NK (eds.). Handbook of Environment and Waste Management: Air and Water Pollution Control. Singapore, World Scientific. p. 819-888.
- Bergen, W von. 1963. Wool Handbook: A text and reference book for the entire wool industry. 3 ed. New York, Estados Unidos de América, Interscience. 800 p.
- Biller, D; Quintero, JD. 1995. Policy Options to Address Informal Sector Contamination in Urban Latin America: The Case of Leather Tanneries in Bogota, Colombia. LATEN Dissemination Note no. 14. Washington D.C., Estados Unidos de América, The World Bank. 44 p.
- Birnhack, L; Voutchkov, N; Lahav, O. 2011. Fundamental chemistry and engineering aspects of post-treatment process for desalinated water-Areview. *Desalination* 273: 6-22.
- Black, M; Canova, M; Rydin, S; Scalet, BM; Roudier, S; Delgado S, L. 2013. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Tanning of Hides and Skins. Austria, EIPPCB. 290 p.
- Bohinski, RC. 1978. Bioquímica. Valenzuela, MA; Puente, J (trads.). Bogotá, Colombia, Fondo Interamericano. 667 p.
- Bourgeois, CM; Le Roux, P. 1986. Proteínas animales. Ciudad de México, México, El Manual Moderno. 346 p.
- Bosnic, M; Buljan, J; Daniels, RP; Rajamani, S. 2003. Pollutants in Tannery Effluent. International Scenario on Environmental Regulation and Compliance. Vienna, Austria, UNIDO. 57 p.
- Brenes, E; Madrigal, K; Pérez, F; Valladares, K. 2001. El Clúster de los camélidos en Perú: diagnóstico competitivo y recomendaciones estratégicas. Lima, Perú, INCAE. 71 p.

- Bulijan, J; Reich, G; Ludvik, J. 2000. Mass Balance in Leather Processing. Vienna, Austria, United Nations Industrial Development Organization (UNIDO). 27 p.
- Bustinza C, AV. 2001. La Alpaca, conocimiento del gran potencial andino. 1 ed. Puno, Perú, Universidad Nacional del Altiplano. 496 p.
- Camargo, JA; Alonso, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Int.* 32 (6): 831-849.
- Cantera, CS. 1977. Efluentes de curtiembre. I: Evaluación de modernos procesos de depilado. *Anales LEMIT* 2(2): 11-28.
- Carr, GM; Neary, JP. 2008. Water Quality for Ecosystem and Human Health. 2 ed. Ontario, Canadá, United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System / Water Programme. 130 p.
- Carriedo U, GA; Fernández C, JM. 2016. Química 2º Bachillerato LOMCE. García, MJ (ed.). Madrid, España, Paraninfo. 360 p.
- Cassano, A; Molinari, R; Romano, M; Drioli, E. 2001. Treatment of aqueous effluent of the leather industry by membrane processes. A review. *Journal of Membrane Science.* 181(1):111–26.
- Castañeda C, YL. 2015. Evaluación de la calidad de los efluentes de curtiembres mediante tratamiento primario, aplicando enzimas en el proceso de remojo y lavado. Tesis Ing. Ambiental. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 195 p.
- CENTA (Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua, España). 2008. Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas. Andalucía, España, Alianza por el Agua. 264 p.

- Cerón Ch, P. 2011. Estudio de un sistema físico-químico a escala prototipo de tratamiento de aguas residuales provenientes de una curtiembre. Tesis Ing. Ambiental. Quito, Ecuador, Universidad San Francisco de Quito. 142 p.
- Chandler, R; Shepherd, P. 2012. Annual Queensland Water Industry Operations Workshop (37, 2012, Gold Coast, Queensland). Case studies in sewage odour & corrosion. Queensland, Australia, Water Industry Operators Association of Australia (WIOA). 7 p.
- Cheftel, JC; Cuq, JL; Lorient, D. 1989. Proteínas alimentarias: bioquímica, propiedades funcionales, valor nutricional, modificaciones químicas. Capont, FL (trad.). 1 ed. Zaragoza, España, Acribia. 346 p.
- Chowdhury, M; Mostafa, MG; Kumar B, T; Mandal, A; Kumar S, A. 2015. Characterization of the Effluents from Leather Processing Industries. Environmental Process 2(1):173-187.
- Ciprián, C; Chambilla, V; Bustinza, V. 1988. Histología de la piel de Alpaca y Llama, Proyecto de piel de Alpaca. Puno, Perú. 189 p.
- CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente-Región Metropolitana, Chile). 1999. Guía para el control y la prevención de la contaminación industrial (en línea). Santiago, Chile, s.e. 72 p. Consultado 3 jun. 2016. Disponible en http://www.sinia.cl/1292/articles-39927_recurso_1.pdf.
- Contreras L, A; Molero M, M. 2012. Ciencia y Tecnología del Medioambiente. Madrid, España, Universidad Nacional de Educación a Distancia. 384 p.
- Cooman, K; Gajardo, M; Nieto, J; Bornhardt, C; Vidal, G. 2003. Tannery Wastewater Characterization and Toxicity Effects on *Daphnia spp*. Environmental Toxicology 18(1):45-51.

- Cotman, M; Zagorc-Končan, J. 2000. Toxicity screening, assessment, and reduction of tannery wastewater. *In* Brebbia, CA; Rodriguez, GR; Perez M, E (eds.). Environmental Coastal Regions III. Southampton, Inglaterra, Reino Unido, WIT Press. v. 43, 10 p.
- Coward-Kelly, G; Chang, VS; Agbogbo, FK; Holtzapple, MT. 2006. Lime treatment of keratinous materials for the generation of highly digestible animal feed: 1. Chicken feathers. *Bioresource Technology* 97(11): 1337-1343.
- CPCB (Central Pollution Control Board. Ministry of Environmental & Forests, India). 2009. Recovery of better quality reusable salt from soak liquor of tanneries in solar evaporation pans. Delhi, India. 23 p. (Serie CUPS/2009-10).
- CPTS (Centro de Promoción de Tecnologías Sostenibles, Bolivia). 2003. Guía Técnica de Producción más limpia para curtiembres. 1 ed. La Paz, Bolivia. 271 p.
- Cueronet (La comunidad virtual del cuero, Uruguay). s. f. Historia de la piel. (en línea). Consultado 10 mayo 2016. Disponible en <http://www.cueronet.com/hpiel/historia7.htm>
- Cueva, P; León, J. 1974. Química orgánica fundamental. 2 ed. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 258 pág.
- Custódio, S; Pacheco, F. 2009. Inovação e Dedicção ao Couro - Aliando a química à prática de aplicação. Sao Paulo, Brasil, SENAI. 402 p.
- DIGESA-GESTA (Dirección General de Salud Ambiental-Grupo de Estudio Técnico Ambiental de Agua-GESTA AGUA, Perú). 2005. Grupo N° 4: Conservación del ambiente. Lima, Perú, MINSA. 46 p.
- Dixit, S; Yadav, A; Dwivedi, PD; Das, M. 2015. Toxic Hazards of leather industry technologies to combat threat: a review. *Journal of Cleaner Production* 87: 39-49.

- Driéguez C, M. 2017. Predicción de tasas de corrosión debidas a la acción de sulfuro de hidrógeno en puntos de la red de saneamiento de la región Murcia. Tesis Ing. Civil. Cartagena, España, Universidad Politécnica de Cartagena. 55 p.
- Ebeling, JM; Ogden, SR; Sibrell, PL; Rishel, KL. 2004. Application of Chemical Coagulation Aids for the Removal Suspended Solids (TSS) and Phosphorus from the Microscreen Effluent Discharge of an Intensive Recirculating Aquaculture System. North American Journal of Aquaculture 66(3):198-207.
- Ebeling, JM; Sibrell, PL; Ogden SR; Summerfelt, ST. 2003. Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. Aquacultural Engineering 29 (1-2): 23-42.
- Emmer, V; Campo, MJ del. 2014. Guía de producción más limpia en el Sector Curtiembres. Ed. M Guchin. Montevideo, Uruguay, FREPLATA. 98p.
- Engelhardt, TL. 2014. Coagulation, Flocculation and Clarification of Drinking Water. Application Development Manager, Drinking Water, Hach company. Colorado, Estados Unidos de América. 57 p.
- EOI (Escuela de Organización Industrial, España). 1997. Aplicaciones del Manual Media a Sectores Industriales. Sector de Curtidos de Pieles Animales. Madrid, España. 122 p.
- EPA (Environmental Protection Agency, Estados Unidos de América). 2000. Wastewater Technology Fact Sheet: Ammonia Stripping. Washington DC, Estados Unidos de América. 4 p.
- EPA (Environmental Protection Agency, Estados Unidos de América); CIATEC (Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas, México). 2006. Manual de Buenas

Prácticas Ambientales para la Curtiembre en Centroamérica. Washington DC, Estados Unidos de América, USAID. 76 p.

- Esparza, E; Gamboa, N. 2001. Contaminación debida a la industria curtiembre (en línea). Revista de Química 15(2). Consultado 2 mayo 2016. Disponible en <http://www.revistas.pucp.edu.pe/index.php/quimica/article/viewFile/4756/4757>
- Eurell, JA. 2004. Veterinary Histology. 1 ed. Cann, CC (ed.). Wyoming, Estados Unidos de América, TNM. 120 p. (Quick look series in veterinary medicine).
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación, Perú). 2001. Requisitos de los importadores de cueros y pieles y productos derivados (en línea). Roma, Italia. Consultado 10 mayo 2016. Disponible en http://www.fao.org/docrep/meeting/003/Y0590s.htm#P36_5680
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Perú). 2005. Situación actual de los camélidos sudamericanos en Perú. Lima, Perú. 63 p.
- Fernández B, S. 1991. Avances y Perspectivas del Conocimiento de los Camélidos Sudamericanos. Santiago, Chile, FAO. 429 p.
- Fernández D, JF. 2005. Producción limpia: su aplicabilidad en la adecuación ambiental de la industria curtiembre venezolana. Tesis Mag. Sc. Ingeniería Química. Caracas, Venezuela, Universidad Central de Venezuela. 270 p.
- Fornaguera T, J; Gómez S, G. 2004. Bioquímica: La ciencia de la vida. 1 ed. San José, Costa Rica, EUNED. 340 p.
- Galiana A, V. 2010. Estudio experimental de minimización de la contaminación de efluentes de la industria de curtidos aplicando reutilización de baños residuales y

tratamientos con procesos de membrana y biológicos. Tesis doctoral. Dpto. Ingeniería Química y Nuclear. Valencia, España, Universidad Politécnica de Valencia. 271 p.

- Gallego M, AC. 2011. Caracterización y tratamiento mediante membranas de las aguas residuales de desenchado de una industria de curtidos para su reutilización. Tesis Máster Hidráulica y Medio Ambiente. Valencia, España, Universidad Politécnica de Valencia. 166 p.
- GEMS (Growth & Employment in States, Nigeria). 2012. MIDI-BRIEF: Transforming the Nigerian Leather Industry (en línea). Nigeria. 8 p. Consultado el 13 de febrero de 2018. Disponible en: http://gemsnigeria.com/wordpress/wp-content/uploads/2012/12/GEMS1MidiBrief_LeatherIndustryTransformation-8Page.pdf
- Gil R, M. 2005. Procesos de descontaminación de aguas. Cálculos avanzados informatizados. I Capella. Madrid, España, Paraninfo. 280 p.
- Goel, G; Kaur, S. 2012. A Study on Chemical of Water Due to Household Laundry Detergents. J Hun Ecol. 38(1): 65-69.
- GONÇALVEZ, E. 2007. Efeito de diferentes curtentes sobre as propriedades de couros isentos de cromo. Mestrado em Qualidade Ambiental. Novo Hamburgo, Brasil, Centro Universitário Feevale. p. 45-48.
- Grupo Calidra. 2002. Usos de la cal en el tratamiento de aguas (Texto extraído del Manual de usos ecológico de la cal). Ciudad de México, México, FOCCAL. 15 p.
- Guanilo P, CE. 1983. Estudio tecnológico de la conservación de pieles de alpaca, ovino y caprino. Tesis Ing. Zootecnista. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 304 p.

- Hazen, A. 1907. *Clean Water and How to Get it*. 1 ed. New York, Estados Unidos de América, John Wiley & Sons. 178 p.
- Hoinacki, E. 1989. *Peles e couros: origens, defeitos e industrialização*. 2 ed. Porto Alegre, Brasil, SENAI/RS. 319 p.
- Huang, JC; Shang, C. 2006. *Air Stripping*. In Wang, LK; Hung, YT; Shammas, NK (eds.). *Advanced Physicochemical Treatment Processes. Handbook of Environmental Engineering*. New Jersey, Estados Unidos de América, Humana Press. v. 4, p. 47-79.
- Husain, IAF; Alkhatib, MF; Jammi, MS; Mirghani, ME; Zainudin, ZB, Hoda, A. 2014. *Problems, Control, and Treatment of Fat, Oil, and Grease (FOG): A Review*. *Journal of Oleo Science* 63(8):747-752.
- Ilou, I; Souabi, S; Digua, K. 2014. *Quantification of Pollution Discharges from Tannery Wastewater and Pollution Reduction by Pre-Treatment Station*. *International Journal of Science and Research* 3(5):1706-1715.
- Imran, Q; Hanif, MA; Riaz MS; Noureen, S; Ansari TM; Bhatti, HN. 2012. *Coagulation/Flocculation of Tannery Wastewater Using Immobilized Chemical Coagulants* (en línea). *Journal of Applied Research and Technology* 10(2):79-86. Consultado 3 jun. 2016. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47423215001>.
- INDECOPI (Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual, Perú). 2010. *Norma Técnica Peruana 231.370.2010 de Tecnología Pecuaria: Buenas prácticas de manejo del vellón de la fibra de alpaca*. 1 ed. Lima, Perú. 19 p.
- Índigo Química. s. f. *Capítulo 2: La Conservación de la Piel* (en línea). Lima, Perú. 20 p. Consultado 13 ene. 2018. Disponible en

http://www.indigoquimica.net/pdf/biblioteca/enciclopedia/Capitulo_02_Conservacion_de_la_piel.pdf

- Índigo Química. s. f. Capítulo 3: El Remojo (en línea). Lima, Perú. 14 p. Consultado 13 ene. 2018. Disponible en http://www.indigoquimica.net/pdf/biblioteca/enciclopedia/Capitulo_03_El_remojo.pdf
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México). 2007. Capítulo 1: Descripción del proceso de curtido (en línea). Ciudad de México, México. Consultado 5 ago. 2018. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/122/cap1.html>
- Islam, BI; Musa, AE; Ibrahim, EH; Sharafa, SAA; Elfaki, BM. 2014. Evaluation and Characterization of Tannery Wastewater. *Journal of Forest Products & Industries* 3(3): 141-150.
- Iyappan, K; Boopathy, R; Suguna, L; Ranganathan, NG y Vedaraman, N. 2012. Electro-oxidation of tannery soak water using solar photovoltaic stand-alone systems. *J. Acad. Indus. Res.* 1(4):2278-5213.
- Jahan, MAA; Akhtar, N; Khan, NMS; Roy, CK; Islam, R; Nurunnabi. 2014. Characterization of tannery wastewater and its treatment by aquatic macrophytes and algae. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research* 49(4):233-242.
- Kabdasli I; Tunay O; Orhon D. 1999. Wastewater control and management in a leather tanning district. *Water Sci Tech.* 40(1):261–267.
- Khan, AR; Mumtaz; Aslam, MT; Anwer, T. 2005. Physicochemical and Biological Treatment of Vegetable Tannery Effluents for the Removal of Organic Matter. *Journal of the Chemical Society of Pakistan* 27 (3): 285-291.

- Kothiyal, M; Kaur, M; Dhiman, A. 2016. Comparative Study on Removal Efficiency of Sulphide and Cod from the Tannery Effluent by Using Oxygen Injection and Aeration. *International Journal of Environmental Research* 10(4): 525-530.
- Lacolla, D; García, M; Corredera, C; Buey, V. 2010. Estructura histológica de la piel de los camélidos sudamericanos. *Ciencia Veterinaria* 12(1): 8-15.
- Lefebvre, O; Vasudevan, N; Torrijos, M; Thanasekaran, K; Moletta, R. 2005. Halophilic biological treatment of tannery soak liquor in a sequencing batch reactor. *Water Research* 9(8): 1471-1480.
- Lemus H, MP; Ramírez C, ER; Terry N, SG; Zapater Z, E. 1996. Estudio de prefactibilidad para la instalación de una planta de procesamiento de pieles de alpaca y ovino para la exportación de artículos de peletería y cuero. Ciclo optativo de profesionalización en gestión agrícola empresarial. Tesis Ing. Zootecnista y Economista. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 324 p.
- Lofrano, G; Belgiorno, V; Gallo, M; Raimo, A; Meriç, S. 2006. Toxicity reduction in leather tanning wastewater by improved coagulation flocculation process. *Global Nest Journal* 8(2): 151-158.
- Lofrano, G; Meric, S; Zengin, GE; Orhon, D. 2013. Chemical and biological treatment technologies for leather tannery chemicals and wastewaters: A review. *Science of the Total Environment* 461-462: 265–281.
- Mann, I. 1961. *Técnicas de Curtición Rural*. 2 ed. Roma, Italia, FAO. 263 p.
- Masood, F; Malik, A. 2014. Environmental Concerns of the Tanning Industry. *In* Malik, A; Grohmann, E; Akhta, R (eds.). *Environmental Deterioration and Human Health: Natural and anthropogenic determinants*. Dordrecht, Holanda, Springer. 421 p.

- Mayta H, J. 2011. Manual de peletería y curtiembre. Puno, Perú, Universidad Nacional del Altiplano Puno. 28 p.
- McNeill, LS; Edwards, M. 2002. The Importance of Temperature in Assessing Iron Pipe Corrosion in Water Distribution Systems. *Environmental Monitoring Assessment* 77(3):229-242.
- Medina, R. 1991. Curso: Proceso y caracterización de pieles curtidas (Análisis de variable implicada en Curtición vegetal). Estado de Hidalgo, México, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Mestanza F, CMM. 2005. Eliminación de sulfuros por oxidación en efluentes del proceso de pelambre de una curtiembre. Tesis Ing. Ambiental. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 97 p.
- Metcalf y Eddy, Inc. 1995. Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. 3 ed. Tchobanoglous, G; Burton, FL (revs.). Trillo Montsoriu, J (trad.). Madrid, España, McGraw-Hill. 528 p.
- Mijaylova N, P; López A, S; Ramírez C, E; Cardoso V, L. 2003. Tecnología para la remoción y recuperación del cromo trivalente en efluentes de curtido de pieles. *Ingeniería hidráulica en México* 18(1): 21-37.
- Mijaylova N, P; Moeller Ch, G; Juárez H, M. 2004. Alternative treatment strategy for tannery water reuse and material recovery. *Water Science and Technology* 50(2):121-130.
- Miller, S; Gagnet, AJ; Worde, RC. 1999. Reporte Técnico para la Industria de Curtiembres en el Perú. Informe para el Ministerio de Industria, Turismo, Integración y Comercio Internacional (MITINCI). Lima, Perú, CONAM. 43 p.

- MINCETUR (Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, Perú). 2004. Plan Estratégico Nacional Exportador 2003-2013 (en línea). Lima, Perú. Consultado 5 jun. 2018. Disponible en <https://www.mincetur.gob.pe/comercio-exterior/plan-estrategico-nacional-exportador/penx-2003-2013/planes-sectoriales-pos/>
- MINCETUR (Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, Perú). 2016. Reporte Mensual de Exportaciones (en línea). Lima, Perú. Consultado 8 abr. 2016. Disponible en http://ww2.mincetur.gob.pe/wp-content/uploads/documentos/comercio_exterior/estadisticas_y_publicaciones/estadisticas/exportaciones/2016/RM_Expo_Febrero_2016.pdf.
- Morera P, JM. 2002. Química Técnica de Curtición. 1 ed. Cataluña, España, Consorci Escola Técnica d'Igualada. 267 p.
- Nazmul I, KM; Misbahuzzaman, K; Majumder, AK; Chakrabarty, M. 2011. Efficiency of Different Coagulants Combination for the Treatment of Tannery Effluents: A Case Study of Bangladesh (en línea). African Journal of Environmental Science and Technology 5(6): 409-419.
- NWQMS (National Water Quality Management Strategy). 2004. Guidelines for Sewage Systems Sewerage System Overflows. Canberra, Australia, AWA. 62 p.
- OIT (Organización Internacional del Trabajo, España). 1998. Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo: Cueros, pieles y calzado (en línea). Madrid, España, Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. 14 p. Consultado 2 mayo 2016. Disponible en <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo3/88.pdf>
- Orozco J, A. 2005. Bioingeniería de aguas residuales: teoría y diseño. 1 ed. Bogotá, Colombia, ACODAL. 407 p.

- Palanna, OG. 2009. Engineering Chemistry. New Delhi, India, Tata McGraw-Hill. 651 p.
- Pardo D, A. 2016. Diseño de una instalación para tratar el agua residual de la etapa de remojo generada en una industria de curtido mediante tratamiento físico-químico y proceso de membranas. Tesis Ing. Química. Valencia, España, Universitat Politècnica de València. 120 p.
- Peña D, A; Arroyo B, A; Gómez P, A; Tapia I, R; Gómez E, C. 2004. Bioquímica: Propiedades de las proteínas. 2 ed. México, LIMUSA. 411 p.
- PRODUCE (Ministerio de la Producción, Perú). 2002. Decreto Supremo N° 003-2002-PRODUCE, Aprueban Límites Máximos Permisibles y Valores Referenciales para las actividades industriales de cemento, cerveza, curtiembre y papel. Diario El Peruano: 230921-230925. 4 oct.
- Quiroz, F. 1985. Remojo. III Curso Nacional de Tecnología del Cuero (19 ago. a 02 set.). Lima, Perú, CIATEG-ITINTEC.
- Rajeswari, A. 2015. Efficiency of effluent treatment plant and assessment of water quality parameters in tannery wastes. European Journal of Experimental Biology 5(8):49-55.
- Rajeswari, S; Vidhya, S; Navanietha, K; Saravanan, P; Sundarapandiyan, S; Maruthamuthu, S; Ponmariappan, S; Vijayan, M. 2016a. Utilization of soak liquor in microbial fuel cell. Fuel 181(1):148-156.
- Rajeswari, S; Vidhya, S; Sundarapandiyan, S; Saravanan, P; Ponmariappan, S; Vidya, K. 2016b. Improvement in treatment of soak liquor by combining electro-oxidation and biodegradation. RSC Advances 6(53):47220-47228.

- Ramani, K.; Sekaran, G. 2010. Fenton activated carbon catalytic oxidation (FACCO) system for the treatment of soak liquor for reuse application. Department of Environmental Technology, Central Leather Research Institute. India. 26 p.
- Rameshraj, D; Suresh, S. 2011. Treatment of Tannery Wastewater by Various Oxidation and Combined Processes. *Int. J. Environ. Res.* 5(2):349–360.
- Rodríguez, A. 1995. ¿Qué es el Cuero? Curso sobre Curtido al Cromo. CIATEG. México. s. p.
- Rojas, R. 2002. Curso Internacional: Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales (25 al 27 de setiembre de 2002). Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. CEPIS/OPS-OMS. 19 p.
- Rosas E, AI. 2012. Estudio de las principales características de la fibra de alpaca grasienta y de las condiciones de su proceso de lavado. Tesis Ing. Textil. Lima, Perú, Universidad Nacional de Ingeniería. 167 p.
- Roy, A; Bhattacharya, J. 2015. Nanotechnology in Industrial Wastewater Treatment. 1 ed. London, Reino Unido, IWA. 220 p.
- Sabur, MA; Rahman, MM; Salullah, S. 2013. Treatment of Tannery Effluent by Locally Available Commercial Grade Lime. *Journal of Scientific Research* 5(1): 143-150.
- Sanmiguel, L; Serrahima, L. 2004. Manual de crianza de animales. Barcelona, España, LEXUS. 728 p.
- Sans F, R; Ribas, JP. 1989. Ingeniería ambiental: Contaminación y tratamientos. 1 ed. Barcelona, España, Marcombo. 145 p.

- Sainz S, JA. 2005. Tecnologías para la sostenibilidad: procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales. 1 ed. Madrid, España, EOI. 416 p.
- Sánchez A, SA. 2003. ¿Qué es el curtido de pieles? (en línea). Alicante, España. Consultado 10 mayo 2016. Disponible en <http://www.pielesycurtidos.com/blog/2010/01/que-es-curtido-pieles-curtidos-curticiones-cuero/>
- Saritha, B; Ambica, A; Sharmilla, G; Chmundeewari, J. 2011. Study of Efficiency of Ferric Chloride, Aluminium Sulphate and their Combination for Treatment of Tannery Effluent. *International Journal of Engineering Trends and Technology* 1(3): 7-14.
- Seid H, A; Belay W, T. 2017. Evaluation and Characterization of Tannery Wastewater in each process at batu and modjo tannery, Ethiopia. *International Journal of Rural Development, Environment and Health Research (IJREH)* 1(3):17-26.
- Shavandi, A; Silva, TH; Bekhit, AA; Bekhit, AEA. 2017. Keratin: dissolution, extraction and biomedical application. *Biomaterials Science* 5(9): 1699-1735.
- Shen, TT. 1999. *Industrial Pollution Prevention*. Förstner, U; Murphy, RJ; Rulkens, WH (eds.). 2 ed. Berlín, Alemania, Springer. 389 p.
- Sincero, AP; Sincero, GA. 2002. *Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater*. 1 ed. Florida, Estados Unidos de América, CRC Press. 856 p.
- Sirshendu De; Chandan Das; Hung, YT. 2012. Membrane Separation for Water and Wastewater Treatment. *In* Hung, YT; Wang, LK; Shamma, NK (eds.). *Handbook of Environment and Waste Management. Air and Water Pollution Control*. 1 ed. Singapur, World Scientific. v. 1, p. 315-346.

- SIICEX (Sistema Integrado de Información de Comercio Exterior, Perú). 2018. Partidas arancelarias del producto, exportadas en los últimos años: artículos de peletería de alpaca (en línea). Lima, Perú. Consultado 4 jul. 2018. Disponible en http://www.siicex.gob.pe/siicex/portal5ES.asp?_page_=172.17100&_portletid_=sfichaproductoinit&scriptdo=cc_fp_init&pproducto=13&pnomproducto=Alfombras
- Song, Z; Williams, CJ; Edyvean, RGJ. 2004. Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation. *Desalination* 164(3):249-259.
- Stryer, L. 1976. *Bioquímica*. 1 ed. Barcelona, España, Reverté. 875 p.
- Sulikowski, J; Kozubal, J. 2016. The Durability of a Concrete Sewer Pipeline Under Deterioration by Sulphate and Chloride Corrosion. *Procedia Engineering* 153: 698 -705.
- SUNASS (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Perú). 2011. Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD, Aprueban Metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en Anexo 1 del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA y modifican el Reglamento General de Tarifas, así como el Reglamento de Calidad de la Prestación de los Servicios de Saneamiento. *Diario El Peruano*: 446831-446833. 20 jul.
- SUNASS (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Perú). 2013. Resolución de Consejo Directivo N° 044-2012-SUNASS-CD, Aprueban Directiva sobre Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario y modifican el Reglamento General de Supervisión, Fiscalización y Sanción de las Empresas Prestadores de Servicios de Saneamiento. *Diario El Peruano*: 485884-485896. 10 ene.
- Sundarapandiyam, S; Chandrasekara, R; Ramanaiah, B; Krishnan, S y Saravanan, P. 2010. Electrochemical Oxidation and Reuse of Tannery Saline Wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 180(1-3):197-203.

- Tedder, JM; Nechvatal, A; Jubb, AH. 1979. Química orgánica: Productos industriales. Bilbao, España, Urmo. v. 5, 618 p.
- Torres de Jasauí, J; Vélez, V; Zegarra, J; Díaz, G. 2007. Caracterización de la histología de la piel de alpaca. Cuzco, Perú, APPA-ALPA. 2007: 1-8.
- Tunay, O; Kabdasli, I; Orhon, D; Ates, E. 1995. Characterization and pollution profile of leather tanning industry in Turkey. Water Sci Technol 32(12):1-9.
- UNALM (Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú); ITINTEC (Instituto de Investigación y Tecnología y de Normas Técnicas, Perú). 1981. Conservación y preservación de pieles y cueros. Lima, Perú. 120 p.
- Valdés U, DA. 2012. Diseño preliminar de un sistema de tratamiento de aguas residuales a escala industrial para los efluentes del procesamiento de pieles. Tesis Ing. Ambiental. Quito, Ecuador, Universidad San Francisco de Quito. 157 p.
- Valverde V, JL; Pérez GC, JJ. 2002. Manual de Toxicología Medioambiental Forense. Madrid, España, Ramón Areces. 384 p.
- Vega Z, LP. 2014. Reaprovechamiento del residuo queratinoso del proceso de pelambre como fuente de aminoácidos por hidrólisis alcalina con hidróxido de calcio. Tesis Ing. Ambiental. Lima, Perú, Universidad Nacional Agraria La Molina. 116 p.
- Villagrán, E; Cuello, SG; Vera, G. 2006. Curso de curtido ecológico y artesanal de cueros (en línea). La Rioja, Argentina, INTA. 22 p. Consultado 3 de jul. 2016. Disponible en http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-curtido_cueros.pdf.
- Villegas C, WA; Acereto E, PO; Vargas Q; ME. 2006. Análisis Ultravioleta-Visible: La teoría y la práctica en el ejercicio profesional. Yucatán, México, Universidad Autónoma de Yucatán. p. 3.60- 3.61.

- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2009. Decreto Supremo N° 021-2009-Vivienda, Aprueban Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Diario El Peruano: 406305-406307. 20 nov.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2011. Decreto Supremo N° 003-2011-VIVIENDA, Reglamento del Decreto Supremo N° 021-2009-VIVIENDA, que aprueba los Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el Sistema de Alcantarillado Sanitario. Diario El Peruano: 443045-443053. 20 may.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2012a. Decreto Supremo N° 010-2012-VIVIENDA, Modifican D.S. N° 003-2011-VIVIENDA que aprobó el Reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA con la finalidad de establecer procedimientos para controlar descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Diario El Peruano: 462007-462009. 4 mar.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2012b. Resolución Ministerial N° 116-2012-VIVIENDA, Aprueban los parámetros para las actividades que según la Clasificación Industrial Internacional (CIU) serán de cumplimiento obligatorio por parte de los Usuarios No Domésticos, en aplicación del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA, referido a los valores máximos admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Diario El Peruano: 468649-468649. 19 jun.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2015. Decreto Supremo N° 001-2015-VIVIENDA, Se modifican diversos artículos del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA que aprobó los Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario así como de su Reglamento, aprobado mediante D.S. N° 003-2011-VIVIENDA y modificado por el D.S. N° 010-2012-VIVIENDA. Diario El Peruano: 544502-544510. 10 ene.

- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2016. Resolución Ministerial N° 360-2016-VIVIENDA, Modificación del Anexo de la Resolución Ministerial N° 116-2012-VIVIENDA. Diario El Peruano: 601925-601926. 18 oct.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2019a. Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA, Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Diario El Peruano: 17-31. 11 mar.
- VIVIENDA (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Perú). 2019b. Decreto Supremo N° 014-2019-VIVIENDA, Decreto Supremo que modifica el Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA, que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Diario El Peruano: 30-31. 3 abr.
- Wang, Y; Zeng, Y; Chai, X; Liao, X; He, Q; Shi, B. 2012. Ammonia Nitrogen in Tannery Wastewater: Distribution, Origin and Prevention. Journal American Leather Chemists Association 107(2): 40-50.
- Weber Junior, WJ. 1979. Control de la calidad del agua: proceso fisicoquímicos. 1 ed. Besa, J (trad.). Barcelona, España, Reverté. 680 p.
- Winkler, M. 1986. Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. 1 ed. Ciudad de México, México, Limusa. 338 p.
- Wise, DL; Trantolo, DJ. 1994. Process Engineering for Pollution Control and Waste Minimization. 1 ed. New York, Estados Unidos de América, Marcel Dekker. 730 p.

- Zaki, MT; Alam, NI; Choudhury, MR. 2015. Corrosion Assessment of Mild Steel Metal Alloys Exposed to Tannery Wastewater. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering* 6(2):105-110.
- Zarate Z, A. 1993. Técnicas en el tratamiento, conservación y curtición de pieles. Lima, Perú, Convenio PROCABRA/Manos Unidad. 19 p.
- Zárate, MA; Rojas, CI; Porst, J. 1993. Guía técnica para la minimización de residuos en curtiembres. Lima, Perú, CEPIS. 117 p.
- Zhou, H; Tan, Z; Li, X. 2012. Assessment of wastewater pollution in pig leather industry in China. *Water and Environmental Journal* 26(4):521-529.

VIII. ANEXOS

8.1 ANEXO 1: ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados de la investigación fueron procesados mediante el Software Estadístico Minitab 17.

8.1.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Tabla 37: Descripción estadística básica de los parámetros físico-químicos caracterizados.

Parámetros	N	Media	EE Media	Desv. Est.	Varianza	Coef. Var.	Mínimo	Mediana	Máximo	Rango
Turbidez	7	2046	291	771	594574	37.69	930	1980	3220	2290
SST	4	2828	260	519	269377	18.35	2381	2679	3574	1193
DQO	6	7857	1074	2630	6919231	33.48	5138	7379	12471	7333
DBO5	2	6616	1677	2905	8440385	43.91	4170	5850	9827	5657
pH	7	6.707	0.221	0.585	0.342	8.72	5.53	6.85	7.29	1.76
Temp.	7	24.229	0.851	2.252	5.072	9.3	20.3	25	27.2	6.9
CE	5	18.68	5.41	12.11	146.55	64.82	1.88	22.9	33.5	31.62
Cl-	3	7370	3672	6361	40459829	86.3	157	9780	12174	12017
DQO real*	2	6340.3	46.3	65.5	4292.9	1.03	6294	6340.3	6386.7	92.7
NH3-N	3	91.4	31	53.7	2886.9	58.78	48	74.7	151.5	103.5
NKT	3	193.9	69.5	120.3	14477.5	62.06	101.7	150	330	228.3
Sulfato	3	310.7	94	162.8	26494.4	52.4	174.2	267	490.8	316.6
Fosfato	2	222	126	178	31752	80.43	95.54	222	347.54	252
Fluoruro	2	41.4	12.4	17.5	307.3	42.31	29	41.4	53.8	24.8

Se realizó una prueba de normalidad para determinar si los datos se ajustan a una distribución normal. La prueba de Normalidad aplicada fue realizada mediante el estadístico Anderson-Darling, las hipótesis planteadas para esta prueba son las siguientes:

- H_0 : Los datos no siguen una distribución especificada.
- H_1 : Los datos no siguen una distribución especificada.

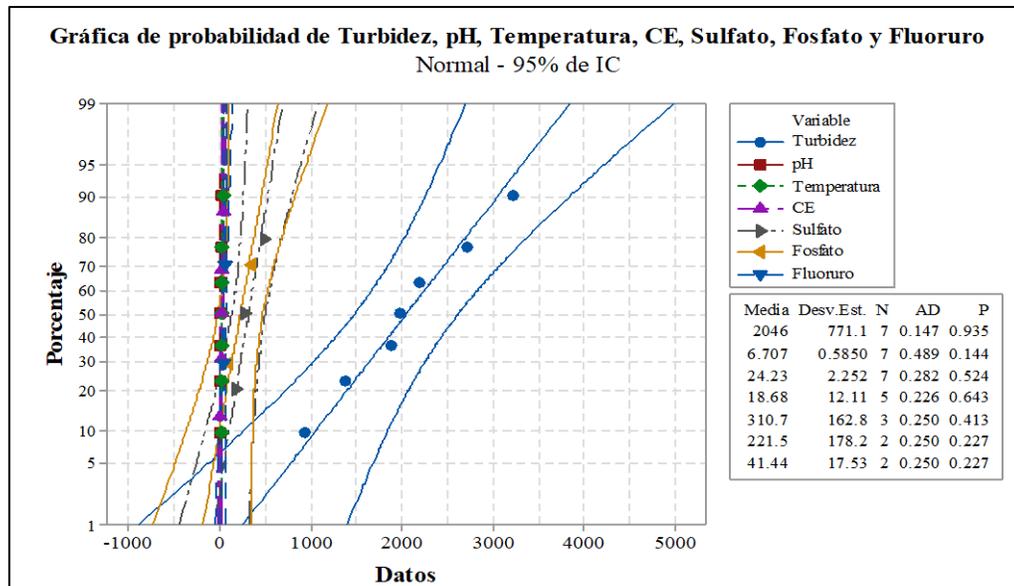


Figura 29: Prueba de Normalidad de turbidez, pH, temperatura, conductividad eléctrica, sulfatos, fosfatos y fluoruro.

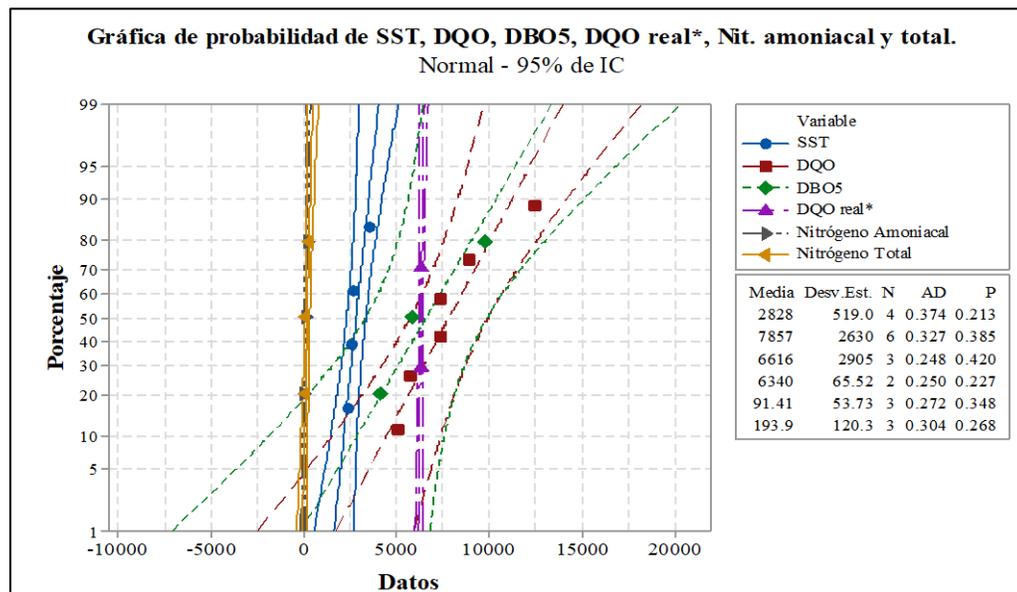


Figura 30: Prueba de Normalidad de SST, DQO, DBO₅, DQO real, nitrógeno amoniacal, y nitrógeno total.

En las figuras 29 y 30, se observa que los puntos de los datos de los parámetros de turbidez, pH, temperatura, conductividad eléctrica, sulfatos, fosfatos, fluoruros, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, DBO₅, DQO real, nitrógeno amoniacal y total se

encontraron aproximadamente cerca de la línea de distribución normal y que los valores de “p” para cada variable, resultaron mayores al nivel de significancia de 0.05; en consecuencia, no se rechazó la hipótesis nula. Es decir, los datos presentaron una distribución normal.

8.1.2 DETERMINACIÓN DEL PH ÓPTIMO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

-Muestra 3: Eficiencia de Remoción de Turbidez.

Tabla 38: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE de la media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 3	3	58.03	2.79	4.84	8.34	53.68	63.24
pH 4	3	73.040	0.323	0.560	0.77	72.43	73.53
pH 5	3	28.127	0.384	0.664	2.36	27.39	28.68
pH 10	3	63.177	0.477	0.827	1.31	62.32	63.97
pH 11	3	76.960	0.442	0.766	1.00	76.10	77.57
pH 12	3	97.317	0.0581	0.101	0.10	97.21	97.41

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

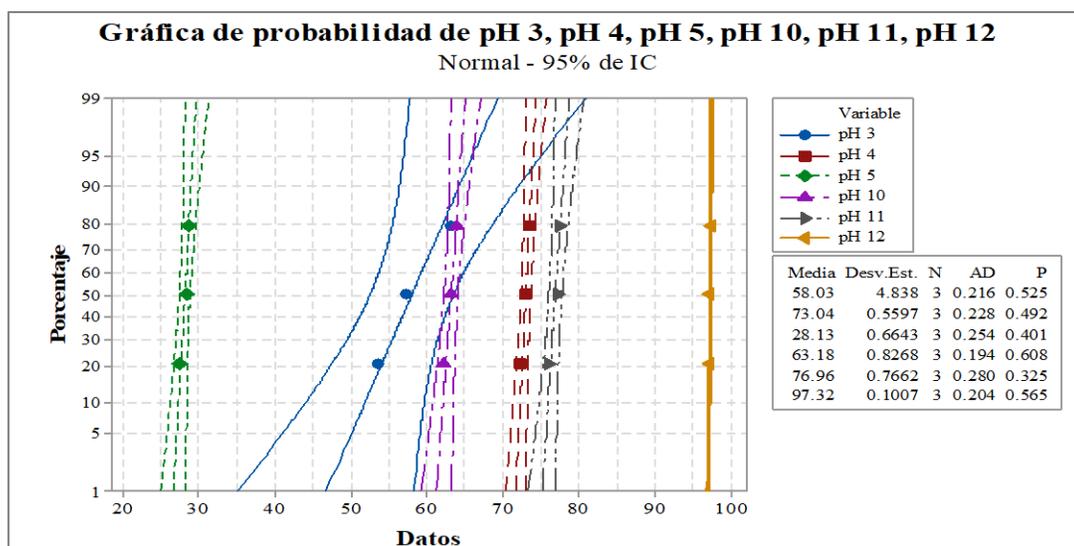


Figura 31: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.

En la figura 31, se observa que los valores de p para pH 3, pH 4, pH 5, pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por consiguiente no se rechazó la hipótesis nula y los datos presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene, las hipótesis planteadas para esta prueba son las siguientes:

- H_0 : Todas las varianzas son iguales.
- H_1 : Por lo menos una varianza es diferente.
- Nivel de significancia: $\alpha=0.05$

Tabla 39: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Muestra	N	Desv.Est.	IC
pH 3	3	4.83768	(0.0010701, 181367)
pH 4	3	0.55973	(0.0001238, 20985)
pH 5	3	0.66425	(0.0001469, 24903)
pH 10	3	0.82682	(0.0001829, 30998)
pH 11	3	0.76622	(0.0001695, 28726)
pH 12	3	0.10066	(0.0000223, 3774)
Nivel de confianza individual = 99.1667%			
Pruebas			
Método		Estadística de prueba	Valor p
Comparaciones múltiples		-	0.001
Levene		2.37	0.103

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 39 muestra que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que se concluye que no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas son diferentes; es decir, no se rechaza la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas.

-Prueba ANOVA de un factor: Las hipótesis planteadas para esta prueba son las siguientes:

- H_0 : Todas las medias son iguales.
- H_1 : Por lo menos una media es diferente.

- Nivel de significancia: $\alpha=0.05$

Tabla 40: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.

Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Factor	6	pH 3, pH 4, pH 5, pH 10, pH 11, pH 12						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	5	7968.68		99.37%	7968.68	1593.74	375.90	0.000
Error	12	50.88		0.63%	50.88	4.24		
Total	17	8019.56		100.00%				
Resumen del modelo								
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)			
	2.05907	99.37%	99.10%	114.473	98.57%			
Medias								
Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%				
pH 3	3	58.03	4.84	(55.44, 60.62)				
pH 4	3	73.040	0.560	(70.450, 75.630)				
pH 5	3	28.127	0.664	(25.536, 30.717)				
pH 10	3	63.177	0.827	(60.586, 65.767)				
pH 11	3	76.960	0.766	(74.370, 79.550)				
pH 12	3	97.3167	0.1007	(94.7265, 99.9068)				
Desv.Est. agrupada = 2.05907								

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 40 muestra que el valor de p es menor a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias de turbidez son iguales, concluyendo que estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que los tratamientos a los pH evaluados son diferentes o que al menos uno es diferente de los demás.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 41: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%			
Factor	N	Media	Agrupación
pH 12	3	97.3167	A
pH 11	3	76.960	B
pH 4	3	73.040	B
pH 10	3	63.177	C
pH 3	3	58.03	C
pH 5	3	28.127	D
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.			

Continuación...

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
pH 4 - pH 3	15.01	1.68	(9.36, 20.66)	8.93	0.000	
pH 5 - pH 3	-29.90	1.68	(-35.55, -24.26)	-17.79	0.000	
pH 10 - pH 3	5.15	1.68	(-0.50, 10.79)	3.06	0.082	
pH 11 - pH 3	18.93	1.68	(13.28, 24.58)	11.26	0.000	
pH 12 - pH 3	39.29	1.68	(33.64, 44.93)	23.37	0.000	
pH 5 - pH 4	-44.91	1.68	(-50.56, -39.27)	-26.71	0.000	
pH 10 - pH 4	-9.86	1.68	(-15.51, -4.22)	-5.87	0.001	
pH 11 - pH 4	3.92	1.68	(-1.73, 9.57)	2.33	0.254	
pH 12 - pH 4	24.28	1.68	(18.63, 29.92)	14.44	0.000	
pH 10 - pH 5	35.05	1.68	(29.40, 40.70)	20.85	0.000	
pH 11 - pH 5	48.83	1.68	(43.19, 54.48)	29.05	0.000	
pH 12 - pH 5	69.19	1.68	(63.54, 74.84)	41.15	0.000	
pH 11 - pH 10	13.78	1.68	(8.14, 19.43)	8.20	0.000	
pH 12 - pH 10	34.14	1.68	(28.49, 39.79)	20.31	0.000	
pH 12 - pH 11	20.36	1.68	(14.71, 26.00)	12.11	0.000	
Nivel de confianza individual = 99.43%						

FUENTE: Elaboración propia.

-Muestra 7:

Proceso de precipitación química: Se realizó la prueba de normalidad y de homogeneidad de varianzas a los parámetros analizados para los tratamientos a pH 10, pH 11 y pH 12 para poder aplicar el ANOVA de un factor.

Eficiencia de Remoción de Turbidez.

Tabla 42: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE de la media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 10	3	63.534	0.337	0.583	0.92	63.123	64.201
pH 11	3	66.067	0.504	0.874	1.32	65.177	66.923
pH 12	3	73.19	0.0785	0.136	0.19	73.035	73.292

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

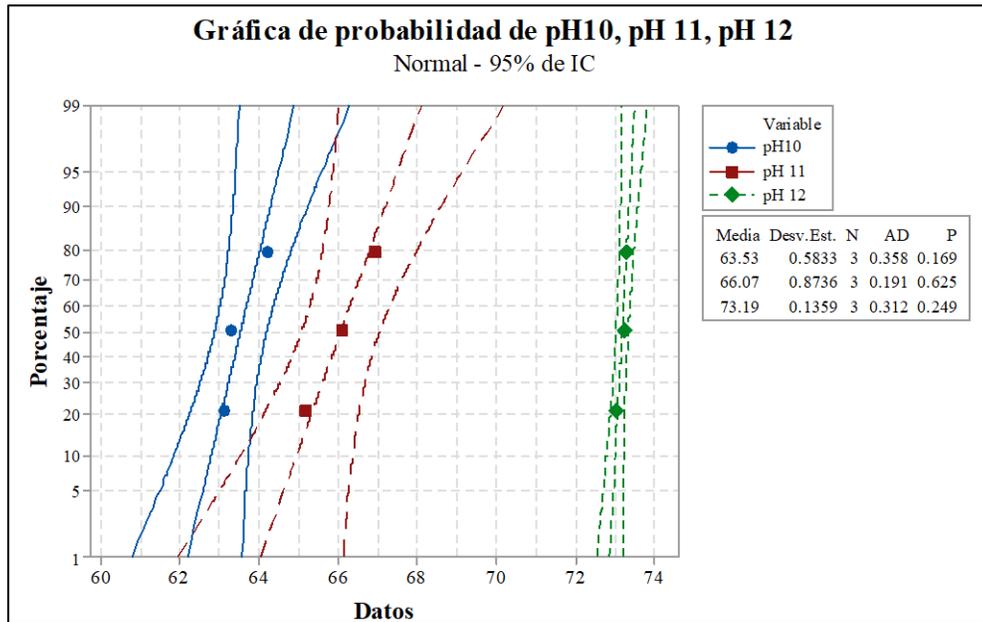


Figura 32: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.

En la figura 32, se observa que los valores de p para pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por consiguiente no se rechazó la hipótesis nula y los datos presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 43: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de precipitación química.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
pH10	3	0.583350	(0.0076667, 219.727)	
pH11	3	0.873642	(0.0114819, 329.070)	
pH12	3	0.135889	(0.0017859, 51.184)	
Nivel de confianza individual = 98.3333%				
Pruebas				
Método	Estadística de prueba		Valor p	
Comparaciones múltiples	-		0.071	
Levene	1.08		0.396	

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 43 muestra que el valor de p resultó mayor a 0.05, por lo que se concluye que no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas sean diferentes; es decir, no se rechaza la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 44: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.							
Información del factor							
Factor	Niveles	Valores					
Tratamientos	3	pH10, pH11, pH12					
Análisis de Varianza							
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F
Valor p							
Tratamientos	2	150.380		98.53%	150.380	75.1900	201.04
0.000							
Error	6	2.244		1.47%	2.244	0.3740	
Total	8	152.624		100.00%			
Resumen del modelo							
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)		
	0.611559	98.53%	98.04%	5.04905	96.69%		
Medias							
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%			
pH10	3	63.534	0.583	(62.670, 64.398)			
pH11	3	66.067	0.874	(65.203, 66.931)			
pH12	3	73.1895	0.1359	(72.3256, 74.0535)			
Desv.Est. agrupada = 0.611559							

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 44 muestra que el valor de p es menor a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias de turbidez son iguales concluyendo que estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que los tratamientos a los pH evaluados son diferentes o que al menos uno es diferente de los demás.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 45: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez de los tratamientos de precipitación química.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
pH12	3	73.1895	A			
pH11	3	66.067	B			
pH10	3	63.534	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%		Valor T	Valor p ajustado
pH11 - pH10	2.534	0.499	(1.001, 4.066)		5.07	0.005
pH12 - pH10	9.656	0.499	(8.123, 11.188)		19.34	0.000
pH12 - pH11	7.122	0.499	(5.590, 8.654)		14.26	0.000
Nivel de confianza individual = 97.80%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 45 se observa que las agrupaciones de los tratamientos no comparten una letra por lo que son significativamente diferentes. Además, los valores de p de las comparaciones en parejas de los valores de pH evaluados son menores a 0.05 concluyendo que los efectos de los tratamientos de precipitación química a los pH evaluados son diferentes sobre las eficiencias de remoción de turbidez.

Eficiencia de Remoción de SST.

Tabla 46: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de SST del proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE de la media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 10	3	40.775	0.119	0.206	0.5	40.566	40.978
pH 11	3	50.67	1.15	1.99	3.94	49.29	52.95
pH 12	3	68.778	0.297	0.514	0.75	68.35	69.348

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

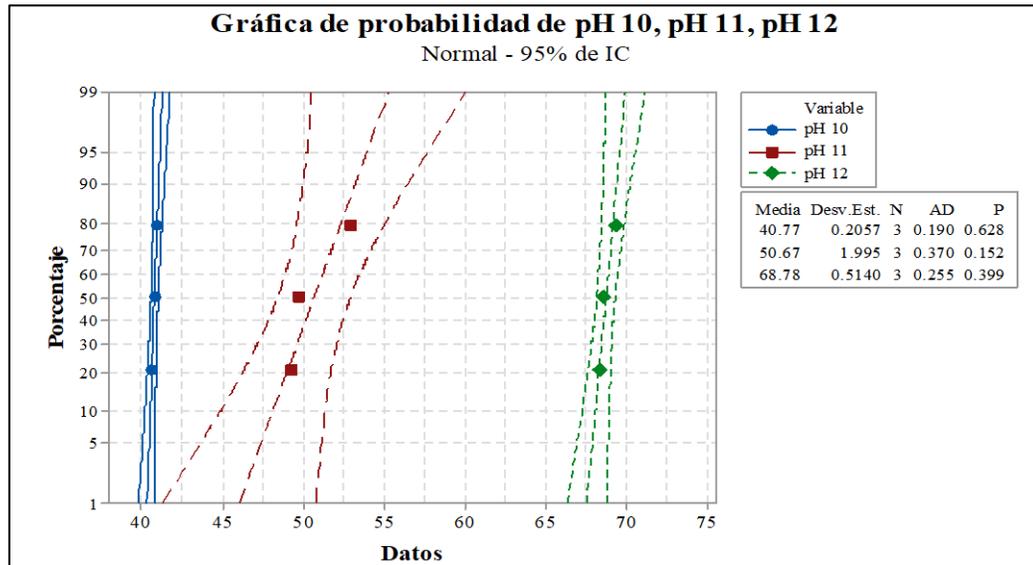


Figura 33: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de SST del proceso de precipitación química.

En la figura 33, se observa que los valores de p para los tratamientos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. En conclusión, los datos de eficiencia de remoción de SST presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 47: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de SST del proceso de precipitación química.

Muestra	N	Desv.Est.	IC
pH 10	3	0.20568	(0.0027031, 77.472)
pH 11	3	1.99467	(0.0262149, 751.321)
pH 12	3	0.51403	(0.0067556, 193.617)

Nivel de confianza individual = 98.3333%

Pruebas

Método	Estadística de prueba	Valor p
Comparaciones múltiples	-	0.022
Levene	0.96	0.433

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 47 presenta que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas. Por lo tanto, se concluye que no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas de las eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados sean diferentes.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 48: ANOVA de eficiencia de remoción de SST de los tratamientos de precipitación química.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor		Niveles	Valores						
Tratamientos		3	pH 10, pH 11, pH 12						
Análisis de Varianza									
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	2	1210.07		99.30%	1210.07	605.033	423.57	0.000	
Error	6	8.57		0.70%	8.57	1.428			
Total	8	1218.64		100.00%					
Resumen del modelo									
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)				
	1.19516	99.30%	99.06%	19.2835	98.42%				
Medias									
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%					
pH 10	3	40.775	0.206	(39.086, 42.463)					
pH 11	3	50.67	1.99	(48.98, 52.35)					
pH 12	3	68.778	0.514	(67.090, 70.466)					
Desv.Est. agrupada = 1.19516									

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 48 muestra que el valor de p es menor a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias, de las eficiencias de remoción de los SST, son iguales; concluyendo que estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que los tratamientos a los pH evaluados son diferentes o que al menos uno es diferente de los demás.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 49: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de SST de los tratamientos de precipitación química.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
pH 12	3	68.778	A			
pH 11	3	50.67	B			
pH 10	3	40.775	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
pH 11 - pH 10	9.891	0.976	(6.897, 12.886)	10.14	0.000	
pH 12 - pH 10	28.003	0.976	(25.009, 30.998)	28.70	0.000	
pH 12 - pH 11	18.112	0.976	(15.117, 21.107)	18.56	0.000	
Nivel de confianza individual = 97.80%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 49 se observa que las agrupaciones de los tratamientos no comparten una letra por lo que son significativamente diferentes. Además, los valores de p de las comparaciones en parejas de los valores de pH evaluados son menores a 0.05 por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula, concluyendo que los efectos de los tratamientos de precipitación química a los pH evaluados son diferentes sobre las eficiencias de remoción de SST.

Eficiencia de Remoción de DQO.

Tabla 50: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de DQO del proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 10	3	22.429	0.156	0.27	1.2	22.145	22.682
pH 11	3	23.996	0.179	0.309	1.29	23.674	24.291
pH 12	3	25.104	0.162	0.28	1.12	24.807	25.364

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

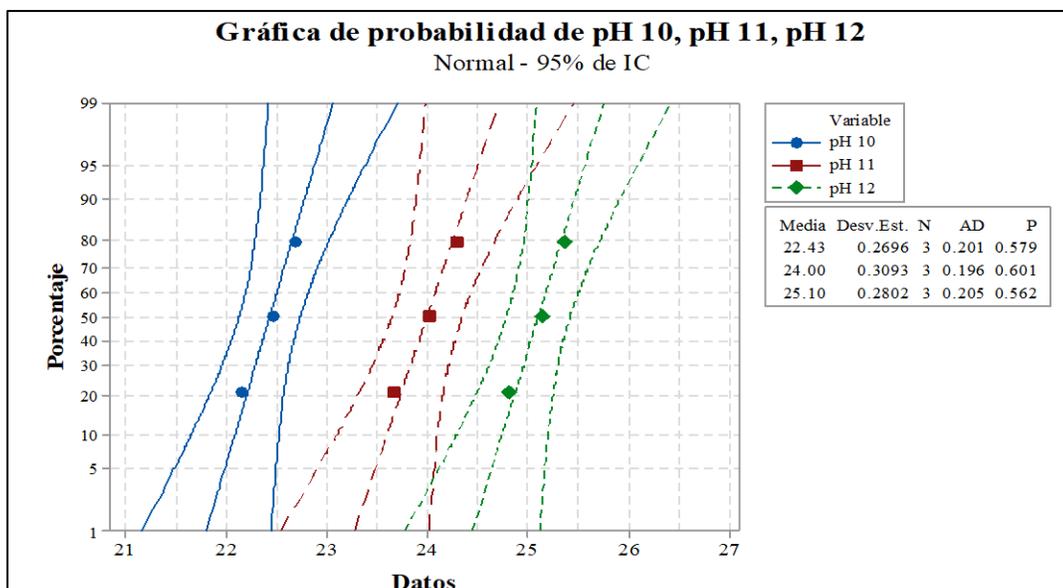


Figura 34: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de DQO del proceso de precipitación química.

En la figura 34, se observa que los valores de p para los tratamientos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no existe estadísticamente suficiente evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula. Es decir, los datos de eficiencia de remoción de DQO presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 51: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO con el proceso de precipitación química.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Muestra	N	Desv.Est.	IC
pH 10	3	0.269552	(0.0035426, 101.531)
pH 11	3	0.309288	(0.0040648, 116.498)
pH 12	3	0.280182	(0.0036823, 105.535)
Nivel de confianza individual = 98.3333%			
Pruebas			
Método	Estadística de prueba		Valor p
Comparaciones múltiples	-		0.973
Levene	0.02		0.980

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 51, se observa que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas. Por lo tanto, se concluye que no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas de las eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados sean diferentes.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 52: ANOVA de eficiencia de remoción de DQO de los tratamientos de precipitación química.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor	Niveles	Valores							
Tratamientos	3	pH 10, pH 11, pH 12							
Análisis de Varianza									
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	2	10.8397		95.64%	10.8397	5.41983	65.88	0.000	
Error	6	0.4936		4.36%	0.4936	0.08227			
Total	8	11.3333		100.00%					
Resumen del modelo									
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)				
	0.286833	95.64%	94.19%	1.11069	90.20%				
Medias									
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%					
pH 10	3	22.429	0.270	(22.024, 22.835)					
pH 11	3	23.996	0.309	(23.591, 24.401)					
pH 12	3	25.104	0.280	(24.699, 25.510)					
Desv.Est. agrupada = 0.286833									

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 52 muestra que el valor de p es menor a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias, de las eficiencias de remoción de los DQO, son iguales y se acepta la hipótesis alterna. En otras palabras, estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que por lo menos uno de los tratamientos, a los pH evaluados con respecto a la eficiencia de remoción, es diferente.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 53: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de DQO de los tratamientos de precipitación química

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
pH 12	3	25.104	A			
pH 11	3	23.996	B			
pH 10	3	22.429	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
pH 11 - pH 10	1.567	0.234	(0.848, 2.285)	6.69	0.001	
pH 12 - pH 10	2.675	0.234	(1.956, 3.394)	11.42	0.000	
pH 12 - pH 11	1.109	0.234	(0.390, 1.827)	4.73	0.008	
Nivel de confianza individual = 97.80%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 53, se observa que las agrupaciones de los tratamientos no comparten una letra por lo que son significativamente diferentes. Además, los valores de p de las comparaciones en parejas de los valores de pH evaluados son menores a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula, concluyendo que los efectos de los tratamientos de precipitación química a los pH evaluados son diferentes sobre las eficiencias de remoción de DQO.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Amoniacal.

Tabla 54: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 10	3	1	10.8	18.8	1802.78	-19.8	16.7
pH 11	3	24.1	5.06	8.76	36.34	16.67	33.75
pH 12	3	7.78	1.85	3.2	41.18	5.63	11.46

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling, las hipótesis planteadas para esta prueba son las siguientes:

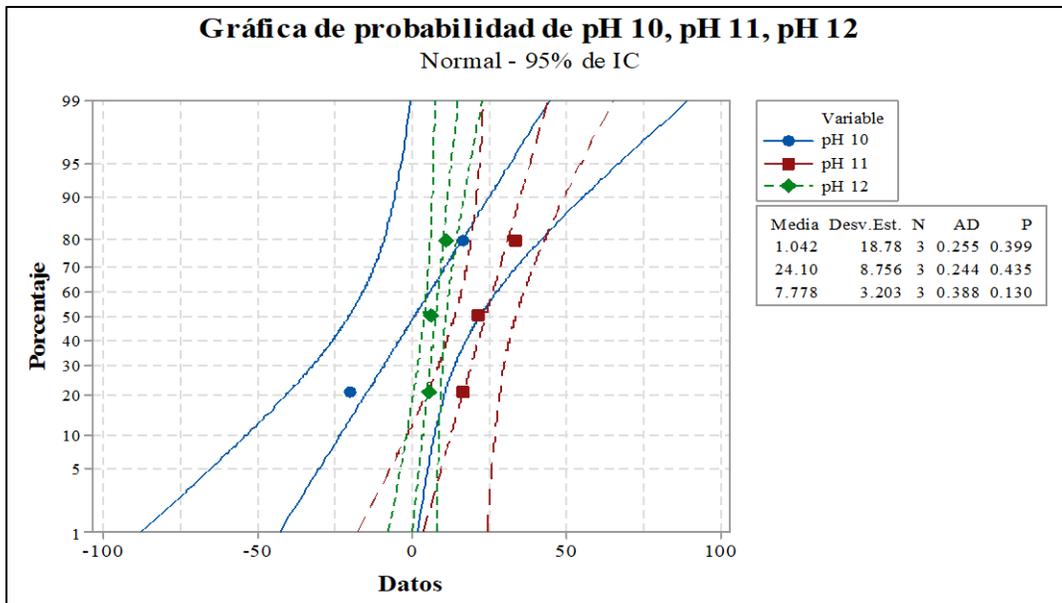


Figura 35: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.

En la figura 35, se observa que los valores de p para los tratamientos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. En otras palabras, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todos los datos de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 55: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de precipitación química.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
pH 10	3	18.7789	(0.246802, 7073.36)	
pH 11	3	8.7558	(0.115073, 3298.00)	
pH 12	3	3.2027	(0.042092, 1206.36)	
Nivel de confianza individual = 98.3333%				
Pruebas				
Método	Estadística de prueba		Valor p	
Comparaciones múltiples	-		0.090	
Levene	1.11		0.388	

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 55, se observa que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas. Por consiguiente, no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas de las eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal con los tratamientos evaluados sean diferentes.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 56: ANOVA de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal de los tratamientos de precipitación química.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor	Niveles	Valores							
Tratamientos	3	pH 10, pH 11, pH 12							
Análisis de Varianza									
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	2	843.3		48.96%	843.3	421.6	2.88	0.133	
Error	6	879.1		51.04%	879.1	146.5			
Total	8	1722.4		100.00%					
Resumen del modelo									
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)				
	12.1047	48.96%	31.94%	1978.06	0.00%				
Medias									
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%					
pH 10	3	1.0	18.8	(-16.1, 18.1)					
pH 11	3	24.10	8.76	(7.00, 41.20)					
pH 12	3	7.78	3.20	(-9.32, 24.88)					
Desv.Est. agrupada = 12.1047									

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 56 muestra el resultado del ANOVA, cuyo valor de p es mayor a 0.05 por lo que no se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias, de las eficiencias de remoción de los Nitrógeno Amoniacal, de los tratamientos aplicados son iguales. Es decir, estadísticamente no existe evidencia significativa para afirmar que los tratamientos a los pH evaluados son diferentes.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Total.

Tabla 57: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Varianza	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
pH 10	3	8.667	0.385	0.667	0.444	7.690	8.000	9.333
pH 11	3	13.556	0.588	1.018	1.037	7.510	12.667	14.667
pH 12	3	29.333	0.770	1.333	1.778	4.550	28.000	30.667

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

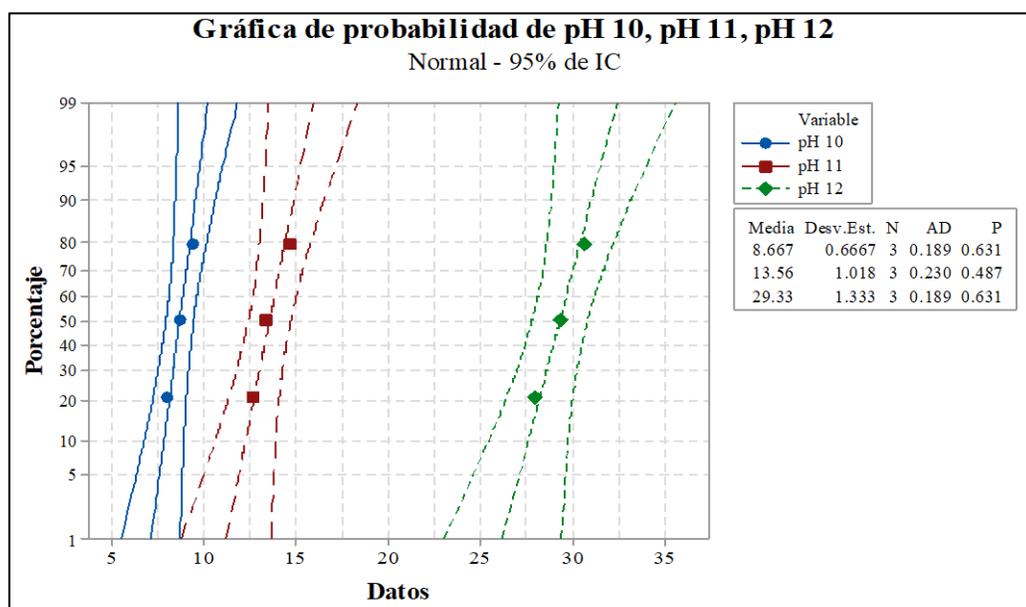


Figura 36: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.

En la figura 36, se observa que los valores de p para los tratamientos de precipitación química a pH 10, pH 11 y pH 12 fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. En otras palabras, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todos los datos de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 58: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de precipitación química.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Muestra	N	Desv.Est.	IC
pH 10	3	0.66667	(0.0087617, 251.110)
pH 11	3	1.01835	(0.0133837, 383.577)
pH 12	3	1.33333	(0.0175234, 502.220)
Nivel de confianza individual = 98.3333%			
Pruebas			
Método	Estadística de prueba		Valor p
Comparaciones múltiples	-		0.595
Levene	0.37		0.702

FUENTE: Elaboración propia

En la tabla 58, se observa que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas. Por consiguiente, no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas de las eficiencias de remoción de nitrógeno total con los tratamientos evaluados sean diferentes.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 59: ANOVA de eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del tratamiento de precipitación química.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.								
Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Tratamientos	3	pH 10, pH 11, pH 12						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	2	699.951		99.08%	699.951	349.975	322.14	0.000
Error	6	6.519		0.92%	6.519	1.086		
Total	8	706.469		100.00%				
Resumen del modelo								
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)			
	1.04231	99.08%	98.77%	14.6667	97.92%			
Medias								
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%				
pH 10	3	8.667	0.667	(7.194, 10.139)				
pH 11	3	13.556	1.018	(12.083, 15.028)				
pH 12	3	29.333	1.333	(27.861, 30.806)				
Desv.Est. agrupada = 1.04231								

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 59 muestra el resultado del ANOVA, cuyo valor de p es menor a 0.05 por lo que no se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias, de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total, de los tratamientos aplicados son iguales. Es decir, estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que los tratamientos a los pH evaluados son diferentes.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 60: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total de los tratamientos de precipitación química.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
pH 12	3	29.333	A			
pH 11	3	13.556	B			
pH 10	3	8.667	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
	Diferencia					
Diferencia de niveles	de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
pH 11 - pH 10	4.889	0.851	(2.277, 7.501)	5.74	0.003	
pH 12 - pH 10	20.667	0.851	(18.055, 23.278)	24.28	0.000	
pH 12 - pH 11	15.778	0.851	(13.166, 18.390)	18.54	0.000	
Nivel de confianza individual = 97.80%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 60, se observa que las agrupaciones de los tratamientos no comparten una letra por lo que son significativamente diferentes. Además, los valores de p de las comparaciones en parejas de los valores de pH evaluados son menores a 0.05 por lo que se rechaza la hipótesis nula, concluyendo que los efectos de los tratamientos de precipitación química a los pH evaluados son diferentes sobre las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total.

8.1.3 DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

-Muestra 5: Proceso de coagulación-floculación.

Tabla 61: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de turbidez en el proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
600 mg/L $Al_2(SO_4)_3$, KOH	3	67.911	0.60300	1.04400	1.54	66.805	68.880
800 mg/L $Al_2(SO_4)_3$, KOH	3	52.697	0.86400	1.49600	2.84	51.452	54.357
600 mg/L $Al_2(SO_4)_3$, Cal nieve	3	96.951	0.07390	0.12800	0.13	96.835	97.089
800 mg/L $Al_2(SO_4)_3$, Cal nieve	3	96.532	0.04800	0.08310	0.09	96.464	96.624
600 mg/L $FeCl_3$, KOH	3	96.811	0.04320	0.07480	0.08	96.739	96.888
800 mg/L $FeCl_3$, KOH	3	97.891	0.02490	0.04320	0.04	97.842	97.925
600 mg/L $FeCl_3$, Cal nieve	3	99.453	0.00372	0.00645	0.01	99.447	99.460
800 mg/L $FeCl_3$, Cal nieve	3	99.554	0.00985	0.01710	0.02	99.536	99.570

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

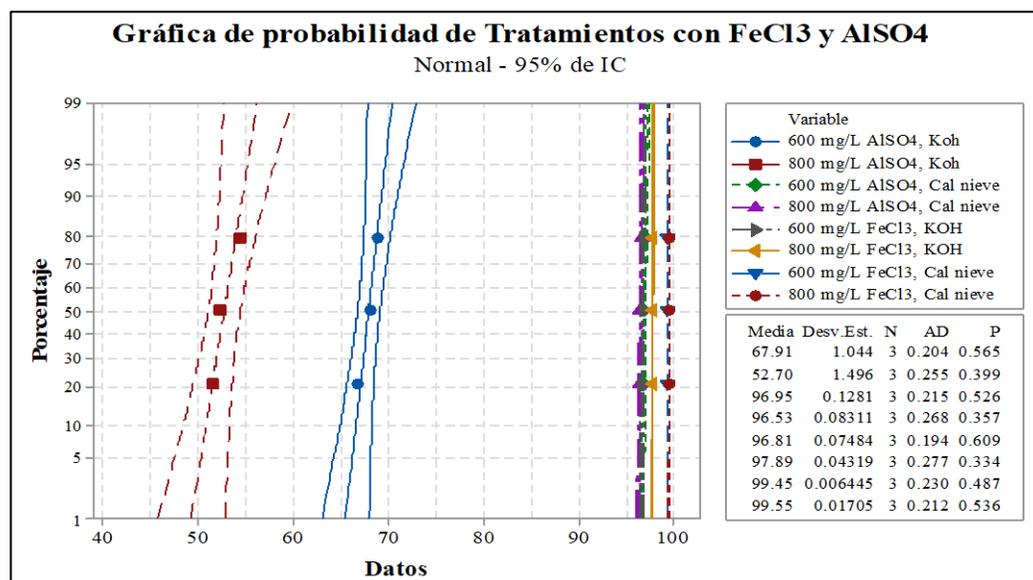


Figura 37: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

En la figura 37, se observa que los valores de p para los tratamientos fueron mayores a 0.05; por consiguiente, no se rechazó la hipótesis nula y los datos presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 62: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar						
Tipo de Precipitación	Tipo de coagulante	Dosis de coagulante	N	Desv.Est.	IC	
Cal nieve	Al ₂ (SO ₄) ₃	600 mg/L	3	0.12807	(0.0000007,	276257)
Cal nieve	Al ₂ (SO ₄) ₃	800 mg/L	3	0.08311	(0.0000004,	179276)
Cal nieve	FeCl ₃	600 mg/L	3	0.00645	(0.0000000,	13903)
Cal nieve	FeCl ₃	800 mg/L	3	0.01705	(0.0000001,	36783)
KOH	Al ₂ (SO ₄) ₃	600 mg/L	3	1.04424	(0.0000055,	2252438)
KOH	Al ₂ (SO ₄) ₃	800 mg/L	3	1.49608	(0.0000078,	3227070)
KOH	FeCl ₃	600 mg/L	3	0.07484	(0.0000004,	161436)
KOH	FeCl ₃	800 mg/L	3	0.04319	(0.0000002,	93157)
Nivel de confianza individual = 99.375%						
Pruebas						
Método	Estadística de prueba		Valor p			
Comparaciones múltiples	-		0.000			
Levene	2.24		0.086			

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 62, se observa que el valor de p es mayor a 0.05 por lo que se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas.

-Prueba ANOVA Multifactorial: Con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$, las hipótesis planteadas para cada factor e interacción son las siguientes: H₀, todas las medias poblaciones definidas por los niveles de cada factor son iguales; e H₁, El efecto de una interacción es nulo.

Tabla 63: Información de los factores para el análisis de varianza del proceso de coagulación-floculación.

Factor	Tipo	Niveles	Valores
Tipo de precipitación	Fijo	2	Cal nieve, KOH
Tipo de coagulante	Fijo	2	Al ₂ (SO ₄) ₃ , FeCl ₃
Dosis de coagulante	Fijo	2	600 mg/L, 800 mg/L

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 64: ANOVA de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tipo de precipitación	1	2233.76	2233.76	5318.80	0.000
Tipo de coagulante	1	2377.09	2377.09	5660.09	0.000
Dosis de coagulante	1	78.32	78.32	186.49	0.000
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante	1	1763.09	1763.09	4198.09	0.000
Tipo de precipitación*Dosis de coagulante	1	71.58	71.58	170.45	0.000
Tipo de coagulante*Dosis de coagulante	1	106.03	106.03	252.47	0.000
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante*Dosis de coagulante	1	93.31	93.31	222.18	0.000
Error	16	6.72	0.42		
Total	23	6729.91			

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 65: Resumen del modelo.

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0.648054	99.90%	99.86%	99.78%

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 66: Análisis de variabilidad.

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante	88.475	0.132	668.83	0.000	
Tipo de precipitación: Cal nieve	9.647	0.132	72.93	0.000	1.00
Tipo de coagulante: Al ₂ (SO ₄) ₃	-9.952	0.132	-75.23	0.000	1.00
Dosis de coagulante: 600 mg/L	1.807	0.132	13.66	0.000	1.00
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante: Cal nieve Al ₂ (SO ₄) ₃	8.571	0.132	64.79	0.000	1.00
Tipo de precipitación*Dosis de coagulante: Cal nieve 600 mg/L	-1.727	0.132	-13.06	0.000	1.00
Tipo de coagulante*Dosis de coagulante: Al ₂ (SO ₄) ₃ 600 mg/L	2.102	0.132	15.89	0.000	1.00
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante*Dosis de coagulante: Cal nieve Al ₂ (SO ₄) ₃ 600 mg/L	-1.972	0.132	-14.91	0.000	1.00

FUENTE: Elaboración propia.

Los valores de FIV son iguales a 1, indicando que los términos no están correlacionados. Además, la ecuación de regresión para remoción no se coloca ya que tiene demasiadas variables.

Tabla 67: Ajustes y diagnósticos para observaciones poco comunes.

Obs	Remoción	Ajuste	Resid	Resid est.	
3	66.805	67.911	-1.107	-2.09	R
5	51.452	52.697	-1.245	-2.35	R
6	54.357	52.697	1.66	3.14	R
Residuos Grande R					

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 68: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%				
Tipo de precipitación				
	N	Media	Agrupación	
Cal nieve	12	98.1224	A	
KOH	12	78.8275	B	
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.				

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 69: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%				
Tipo de coagulante				
	N	Media	Agrupación	
FeCl3	12	98.4271	A	
Al2(SO4)3	12	78.5227	B	
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.				

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 70: Tukey de eficiencia de remoción para dosis de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%				
Dosis de coagulante				
	N	Media	Agrupación	
600 mg/L	12	90.2814	A	
800 mg/L	12	86.6684	B	
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.				

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 71: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación y tipo de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%			
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante			
	N	Media	Agrupación
Cal nieve FeCl3	6	99.5035	A
KOH FeCl3	6	97.3506	B
Cal nieve Al2(SO4)3	6	96.7412	B
KOH Al2(SO4)3	6	60.3043	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 72: Tukey de eficiencia de remoción para tipo de precipitación y dosis de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%			
Tipo de precipitación*Dosis de coagulante			
	N	Media	Agrupación
Cal nieve 600 mg/L	6	98.2018	A
Cal nieve 800 mg/L	6	98.0429	A
KOH 600 mg/L	6	82.3610	B
KOH 800 mg/L	6	75.2939	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 73: Tukey de eficiencia de Remoción para tipo de coagulante y dosis de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%			
Tipo de coagulante*Dosis de coagulante			
	N	Media	Agrupación
FeCl3 800 mg/L	6	98.7224	A
FeCl3 600 mg/L	6	98.1317	A
Al2(SO4)3 600 mg/L	6	82.4311	B
Al2(SO4)3 800 mg/L	6	74.6144	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 74: Comparaciones por parejas de Tukey de remoción para tipo de precipitación, tipo de coagulante y dosis de coagulante.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%			
Tipo de precipitación*Tipo de coagulante*Dosis de coagulante			
	N	Media	Agrupación
Cal nieve FeCl3 800 mg/L	3	99.5541	A
Cal nieve FeCl3 600 mg/L	3	99.4529	A
KOH FeCl3 800 mg/L	3	97.8907	A B
Cal nieve Al2(SO4)3 600 mg/L	3	96.9508	B
KOH FeCl3 600 mg/L	3	96.8105	B
Cal nieve Al2(SO4)3 800 mg/L	3	96.5316	B

FUENTE: Elaboración propia.

Continuación...

KOH Al ₂ (SO ₄) ₃ 600 mg/L	3	67.9115	C
KOH Al ₂ (SO ₄) ₃ 800 mg/L	3	52.6971	D
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.			

FUENTE: Elaboración propia.

-ENSAYO 7: Proceso de coagulación-floculación.

Eficiencia de Remoción de Turbidez.

Tabla 75: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	55.620	1.050	1.810	3.26	54.210	57.660
400	3	76.950	2.620	4.540	5.90	74.140	82.180
600	3	92.120	0.223	0.386	0.42	91.762	92.529
800	3	97.720	0.112	0.194	0.20	97.510	97.893
1000	3	98.170	0.058	0.101	0.10	98.075	98.276
1200	3	98.932	0.046	0.080	0.08	98.870	99.023

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

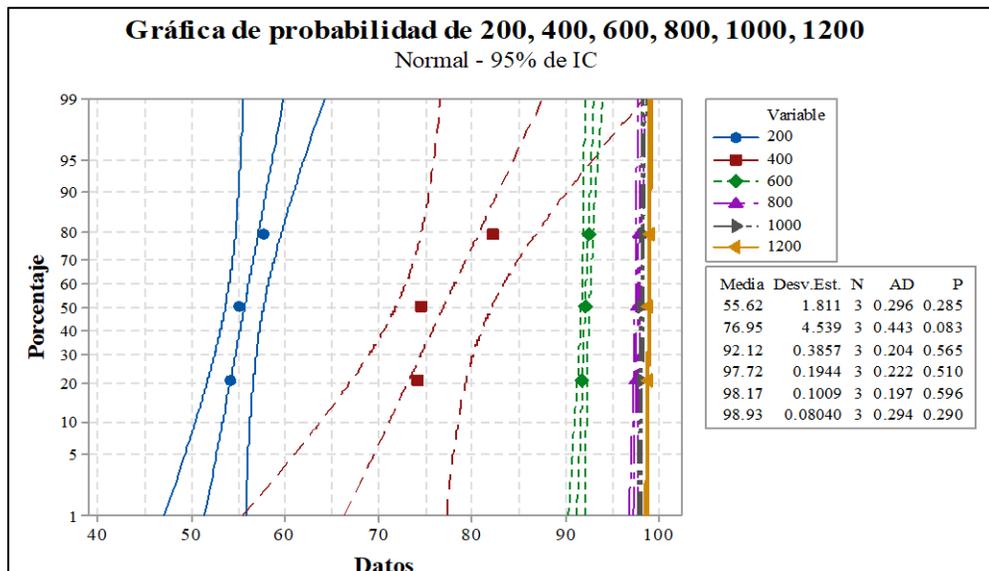


Figura 38: Prueba de normalidad de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

En la figura 38, se observa que los valores de p para las dosis de cloruro férrico evaluadas fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. Es decir, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todos los datos de las eficiencias de remoción de turbidez presentaron una distribución normal

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 76: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Muestra	N	Desv.Est.	IC
200	3	1.81066	(0.0004005, 67883)
400	3	4.53879	(0.0010040, 170162)
600	3	0.38569	(0.0000853, 14460)
800	3	0.19442	(0.0000430, 7289)
1000	3	0.10092	(0.0000223, 3783)
1200	3	0.08040	(0.0000178, 3014)
Nivel de confianza individual = 99.1667%			
Pruebas			
Método		Estadística de prueba	Valor p
Comparaciones múltiples		-	0.000
Levene		0.96	0.482

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 76, se observa que el valor de significancia (p) del test de Levene resultó mayor a 0.05; por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula. Es decir, no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas sean iguales.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 77: ANOVA de las eficiencias de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.								
Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Tratamientos	6	200, 400, 600, 800, 1000, 1200						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	5	4479.17	98.94%	4479.17	895.835	223.19	0.000	
Error	12	48.16	1.06%	48.16	4.014			
Total	17	4527.34	100.00%					

Continuación...

Resumen del modelo					
S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)	
2.00343	98.94%	98.49%	108.370	97.61%	
Medias					
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%	
200	3	55.62	1.81	(53.10,	58.14)
400	3	76.95	4.54	(74.43,	79.47)
600	3	92.120	0.386	(89.600,	94.640)
800	3	97.720	0.194	(95.200,	100.240)
1000	3	98.1705	0.1009	(95.6503,	100.6907)
1200	3	98.9323	0.0804	(96.4121,	101.4525)
Desv.Est. agrupada = 2.00343					

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 77 muestra los resultados del análisis estadístico del ANOVA, cuyo valor de p resultó menor a 0.05. Esto quiere decir, que existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula de que todas las medias de eficiencias de remoción de turbidez sean iguales; concluyendo que al menos uno de las dosis evaluadas es diferente de las otras.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 78: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de turbidez del proceso de coagulación-floculación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
1200	3	98.9323	A			
1000	3	98.1705	A			
800	3	97.720	A			
600	3	92.120	B			
400	3	76.95	C			
200	3	55.62	D			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
400 - 200	21.33	1.64	(15.83, 26.82)	13.04	0.000	
600 - 200	36.50	1.64	(31.01, 41.99)	22.31	0.000	
800 - 200	42.10	1.64	(36.61, 47.60)	25.74	0.000	
1000 - 200	42.55	1.64	(37.06, 48.05)	26.01	0.000	
1200 - 200	43.31	1.64	(37.82, 48.81)	26.48	0.000	
600 - 400	15.17	1.64	(9.68, 20.67)	9.28	0.000	
800 - 400	20.77	1.64	(15.28, 26.27)	12.70	0.000	
1000 - 400	21.22	1.64	(15.73, 26.72)	12.97	0.000	

Continuación...

1200 - 400	21.98	1.64	(16.49, 27.48)	13.44	0.000
800 - 600	5.60	1.64	(0.11, 11.09)	3.42	0.045
1000 - 600	6.05	1.64	(0.56, 11.54)	3.70	0.028
1200 - 600	6.81	1.64	(1.32, 12.31)	4.16	0.013
1000 - 800	0.45	1.64	(-5.04, 5.94)	0.28	1.000
1200 - 800	1.21	1.64	(-4.28, 6.71)	0.74	0.972
1200 - 1000	0.76	1.64	(-4.73, 6.26)	0.47	0.997
Nivel de confianza individual = 99.43%					

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 78, se observa que las dosis de cloruro férrico de 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L fueron agrupadas en un mismo grupo ya no presentaron diferencias significativas sobre el promedio de eficiencias de remoción de turbidez entre ellas ya que la significancia de las comparaciones en parejas resultó mayor a 0.05. Sin embargo, si mostraron diferencias con las otras dosis de cloruro férrico evaluadas. Asimismo, las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L arrojaron como resultado que existieron evidencias significativas que fueron diferentes entre los grupos de tratamiento ya que sus valores de p fueron menores a 0.05.

Eficiencia de Remoción de SST.

Tabla 79: Descripción estadística de la eficiencia de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	44.825	0.878	1.520	3.39	43.151	46.119
400	3	58.074	0.949	1.643	2.83	56.940	59.958
600	3	80.125	0.218	0.377	0.47	79.826	80.548
800	3	90.635	0.155	0.268	0.30	90.397	90.925
1000	3	92.331	0.334	0.578	0.63	91.918	92.991
1200	3	96.311	0.185	0.321	0.33	96.062	96.673

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling

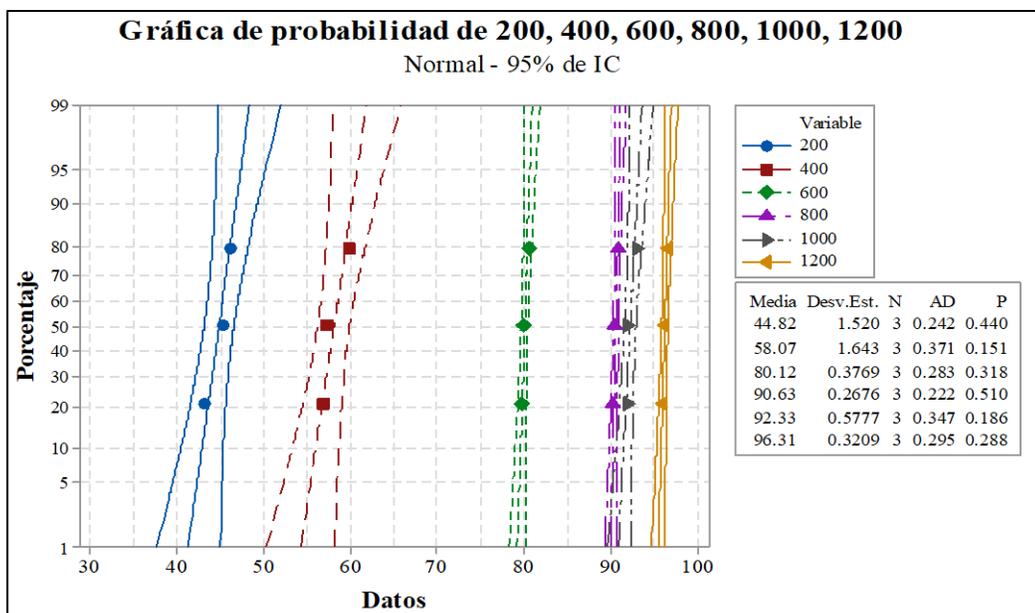


Figura 39: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.

En la figura 39, se observa que los valores de p para las dosis de cloruro férrico evaluadas fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. Es decir, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todos los datos de las eficiencias de remoción de turbidez presentaron una distribución normal

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas:

Tabla 80: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
200	3	1.52017	(0.0003363, 56991.9)	
400	3	1.64290	(0.0003634, 61593.3)	
600	3	0.37691	(0.0000834, 14130.4)	
800	3	0.26761	(0.0000592, 10032.8)	
1000	3	0.57768	(0.0001278, 21657.5)	
1200	3	0.32093	(0.0000710, 12031.7)	
Nivel de confianza individual = 99.1667%				
Pruebas				
Método			Estadística de prueba	Valor p
Comparaciones múltiples			-	0.186
Levene			0.80	0.570

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 80, se observó que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que se concluye que no existe evidencia significativa para afirmar que las varianzas sean diferentes; es decir, no se rechaza la hipótesis nula de que todas las varianzas son homogéneas.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 81: ANOVA de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor	Niveles		Valores						
Tratamientos	6		200, 400, 600, 800, 1000, 1200						
Análisis de Varianza									
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	5	6591.18		99.83%	6591.18	1318.24	1397.32	0.000	
Error	12	11.32		0.17%	11.32	0.94			
Total	17	6602.50		100.00%					
Resumen del modelo									
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)				
	0.971288	99.83%	99.76%	25.4718	99.61%				
Medias									
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%					
200	3	44.825	1.520	(43.603, 46.047)					
400	3	58.074	1.643	(56.852, 59.296)					
600	3	80.125	0.377	(78.903, 81.346)					
800	3	90.635	0.268	(89.413, 91.857)					
1000	3	92.331	0.578	(91.110, 93.553)					
1200	3	96.311	0.321	(95.089, 97.533)					
Desv.Est. agrupada = 0.971288									

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 81 muestra que el valor de significancia obtenido es menor a 0.05, por lo que existe evidencia significativa para afirmar que al menos un promedio de las medias de eficiencias de remoción de SST de uno de las dosis es diferente.

-Prueba de Tukey: confianza de 95%.

Tabla 82: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de SST del proceso de coagulación-floculación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
1200	3	96.311	A			
1000	3	92.331	B			
800	3	90.635	B			
600	3	80.125	C			
400	3	58.074	D			
200	3	44.825	E			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
400 - 200	13.249	0.793	(10.585, 15.912)	16.71	0.000	
600 - 200	35.300	0.793	(32.636, 37.963)	44.51	0.000	
800 - 200	45.810	0.793	(43.146, 48.473)	57.76	0.000	
1000 - 200	47.506	0.793	(44.843, 50.170)	59.90	0.000	
1200 - 200	51.486	0.793	(48.823, 54.150)	64.92	0.000	
600 - 400	22.051	0.793	(19.387, 24.714)	27.80	0.000	
800 - 400	32.561	0.793	(29.897, 35.225)	41.06	0.000	
1000 - 400	34.258	0.793	(31.594, 36.921)	43.20	0.000	
1200 - 400	38.237	0.793	(35.574, 40.901)	48.22	0.000	
800 - 600	10.510	0.793	(7.846, 13.174)	13.25	0.000	
1000 - 600	12.207	0.793	(9.543, 14.871)	15.39	0.000	
1200 - 600	16.187	0.793	(13.523, 18.850)	20.41	0.000	
1000 - 800	1.697	0.793	(-0.967, 4.360)	2.14	0.331	
1200 - 800	5.676	0.793	(3.013, 8.340)	7.16	0.000	
1200 - 1000	3.980	0.793	(1.316, 6.643)	5.02	0.003	
Nivel de confianza individual = 99.43%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 82, se observa que la comparación en pareja de las dosis de 800 mg/L y 1000 mg/L, comparten una letra ya que el valor de p fue mayor a 0.05 indicando que no existen diferencias significativas sobre el efecto de remoción de SST entre estos dos tratamientos, es decir son iguales. Sin embargo, las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L y 1200 mg/L sí presentaron evidencia significativa de que los efectos de remoción de SST fueron diferentes.

Eficiencia de Remoción de DQO.

Tabla 83: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	35.005	0.239	0.413	1.18	34.614	35.438
400	3	38.741	0.143	0.247	0.64	38.544	39.019
600	3	40.535	0.141	0.244	0.6	40.344	40.809
800	3	41.251	0.141	0.244	0.59	41.06	41.525
1000	3	42.313	0.134	0.232	0.55	42.125	42.573
1200	3	43.373	0.048	0.0832	0.19	43.316	43.468

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

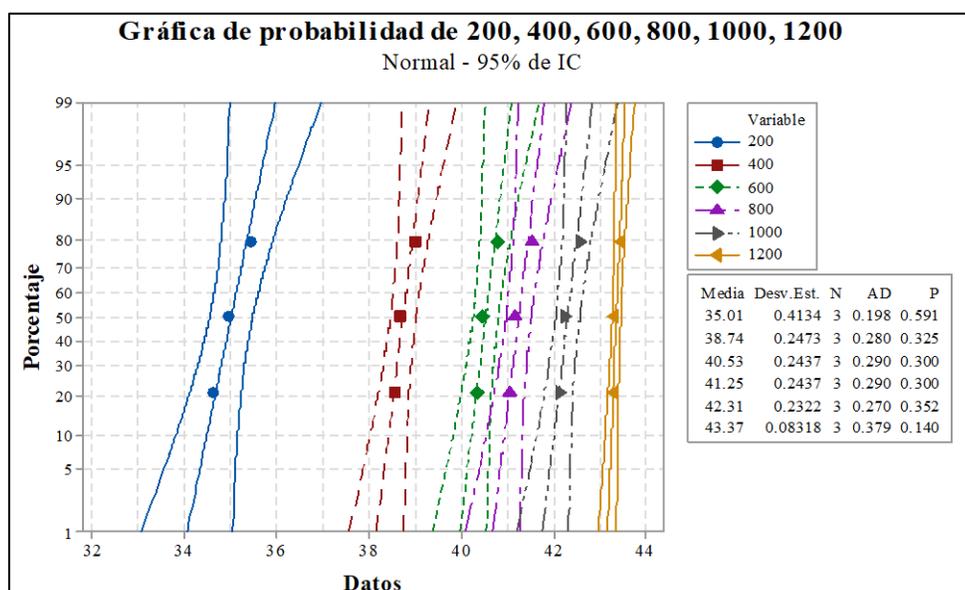


Figura 40: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.

La figura 40 muestra que los valores de p para las dosis de cloruro férrico evaluadas fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no se rechazó la hipótesis nula. Es decir, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todos los datos de las eficiencias de remoción de DQO presentaron una distribución normal

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 84: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
200	3	0.413379	(0.0000914, 15497.8)	
400	3	0.247277	(0.0000547, 9270.5)	
600	3	0.243740	(0.0000539, 9138.0)	
800	3	0.243740	(0.0000539, 9138.0)	
1000	3	0.232235	(0.0000514, 8706.6)	
1200	3	0.083178	(0.0000184, 3118.4)	
Nivel de confianza individual = 99.1667%				
Pruebas	Método	Estadística de prueba		Valor p
	Comparaciones múltiples	-		0.400
	Levene	0.47		0.795

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 84, se puede observar que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no existe evidencia significativa que se puede rechazar la hipótesis de que todas las varianzas fueron iguales.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 85: ANOVA de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.								
Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Tratamientos	6	200, 400, 600, 800, 1000, 1200						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	5	134.576		99.39%	134.576	26.9152	392.26	0.000
Error	12	0.823		0.61%	0.823	0.0686		
Total	17	135.400		100.00%				
Resumen del modelo								
S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)		PRESS	R-cuad. (pred)			
0.261947	99.39%	99.14%		1.85264	98.63%			
Medias								
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%				
200	3	35.005	0.413	(34.676, 35.335)				
400	3	38.741	0.247	(38.412, 39.071)				
600	3	40.535	0.244	(40.205, 40.864)				
800	3	41.251	0.244	(40.921, 41.580)				
1000	3	42.313	0.232	(41.984, 42.643)				
1200	3	43.3725	0.0832	(43.0430, 43.7020)				
Desv.Est. agrupada = 0.261947								

FUNETE: Elaboración propia.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 86: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de coagulación-floculación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%					
Tratamientos	N	Media	Agrupación		
1200	3	43.3725	A		
1000	3	42.313	B		
800	3	41.251	C		
600	3	40.535	C		
400	3	38.741	D		
200	3	35.005	E		
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.					
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias					
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
400 - 200	3.736	0.214	(3.018, 4.454)	17.47	0.000
600 - 200	5.529	0.214	(4.811, 6.248)	25.85	0.000
800 - 200	6.246	0.214	(5.527, 6.964)	29.20	0.000
1000 - 200	7.308	0.214	(6.589, 8.026)	34.17	0.000
1200 - 200	8.367	0.214	(7.649, 9.086)	39.12	0.000
600 - 400	1.793	0.214	(1.075, 2.512)	8.39	0.000
800 - 400	2.510	0.214	(1.791, 3.228)	11.73	0.000
1000 - 400	3.572	0.214	(2.853, 4.290)	16.70	0.000
1200 - 400	4.631	0.214	(3.913, 5.350)	21.65	0.000
800 - 600	0.716	0.214	(-0.002, 1.435)	3.35	0.051
1000 - 600	1.778	0.214	(1.060, 2.497)	8.32	0.000
1200 - 600	2.838	0.214	(2.119, 3.556)	13.27	0.000
1000 - 800	1.062	0.214	(0.344, 1.781)	4.97	0.003
1200 - 800	2.122	0.214	(1.403, 2.840)	9.92	0.000
1200 - 1000	1.059	0.214	(0.341, 1.778)	4.95	0.003
Nivel de confianza individual = 99.43%					

FUENTE: Elaboración propia.

En la Tabla 86 se observa que las dosis de 600 mg/L y 800 mg/l fueron agrupadas en un solo grupo ya que su valor de p resultó mayor a 0.05 indicando que no presentan diferencias significativas con respecto al efecto de remoción de DQO. No obstante, para las dosis de 200 mg/L, 400 mg/L 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico sí existe evidencia significativa que los efectos en remoción de DQO fueron diferentes.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Amoniacal.

Tabla 87: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	21.212	0.802	1.389	6.55	20.000	22.727
400	3	5.700	9.190	15.920	279.42	-9.090	22.550
600	3	11.640	5.780	10.010	86.05	4.550	23.090
800	3	12.120	2.120	3.670	30.31	8.180	15.450
1000	3	9.455	0.364	0.630	6.66	9.091	10.182
1200	3	11.636	0.378	0.656	5.63	10.909	12.182

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 88: Descripción estadística de las concentraciones finales de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	43.333	0.441	0.764	1.760	42.500	44.000
400	3	51.870	5.050	8.760	16.880	42.600	60.000
600	3	48.600	3.180	5.510	11.330	42.300	52.500
800	3	48.330	1.170	2.020	4.180	46.500	50.500
1000	3	49.800	0.200	0.346	0.700	49.400	50.000
1200	3	48.600	0.208	0.361	0.740	48.300	49.000

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

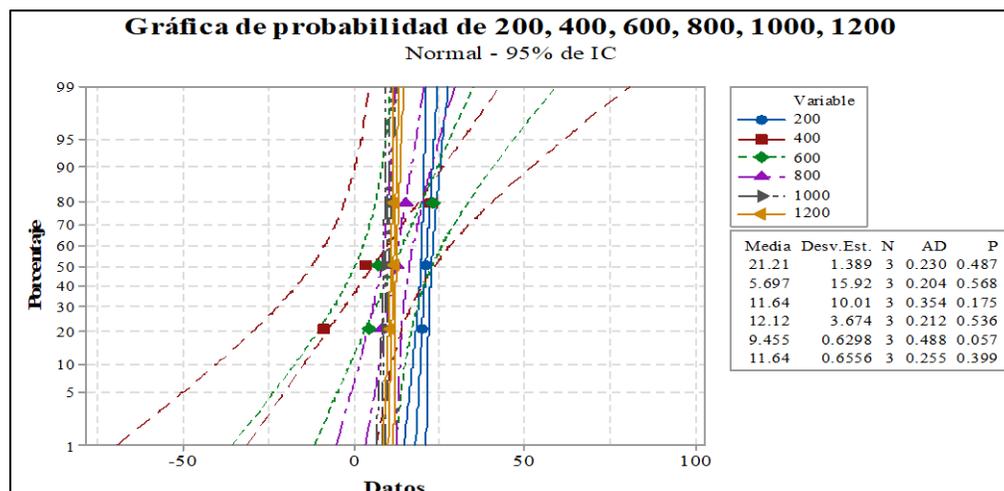


Figura 41: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.

En la figura 41, se observa que los valores de p para las dosis de cloruro férrico fueron mayores a 0.05; por lo tanto, no existe estadísticamente evidencia significativa para afirmar que los resultados no presentan una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 89: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
200	3	1.3887	(0.0003072, 52062)	
400	3	15.9185	(0.0035213, 596795)	
600	3	10.0132	(0.0022150, 375401)	
800	3	3.6740	(0.0008127, 137742)	
1000	3	0.6298	(0.0001393, 23613)	
1200	3	0.6556	(0.0001450, 24577)	
Nivel de confianza individual = 99.1667%				
Pruebas				
Método			Estadística de prueba	Valor p
Comparaciones múltiples			-	0.001
Levene			1.77	0.194

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 89 muestra que el valor de p resultó mayor a 0.05 por lo que no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas son homogéneas.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 90: ANOVA de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de coagulación-floculación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor	Niveles	Valores							
Tratamientos	6	200, 400, 600, 800, 1000, 1200							
Análisis de Varianza									
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	5	394.0		34.75%	394.0	78.80	1.28	0.335	
Error	12	739.8		65.25%	739.8	61.65			
Total	17	1133.9		100.00%					

Continuación...

Resumen del modelo				
S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	PRESS	R-cuad. (pred)
7.85194	34.75%	7.56%	1664.63	0.00%
Medias				
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
200	3	21.212	1.389	(11.335, 31.089)
400	3	5.70	15.92	(-4.18, 15.57)
600	3	11.64	10.01	(1.76, 21.51)
800	3	12.12	3.67	(2.24, 22.00)
1000	3	9.455	0.630	(-0.423, 19.332)
1200	3	11.636	0.656	(1.759, 21.514)
Desv.Est. agrupada = 7.85194				

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 90 muestra que el valor de p es mayor a 0.05 por lo que estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula de que todas las medias de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal son iguales.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Total.

Tabla 91: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	14.470	6.660	11.530	79.70	1.890	24.530
400	3	21.700	3.770	6.540	30.12	17.920	29.250
600	3	23.580	2.880	4.990	21.17	19.810	29.250
800	3	4.100	11.100	19.200	468.60	-17.900	17.000
1000	3	25.790	9.810	16.990	65.89	14.150	45.280
1200	3	28.302	0.545	0.943	3.33	27.358	29.245

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 92: Descripción estadística de las concentraciones finales de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
200	3	90.67	7.060	12.22	13.48	80	104
400	3	83.00	4.000	6.93	8.35	75	87
600	3	81.00	3.060	5.29	6.53	75	85
800	3	101.70	11.700	20.30	19.97	88	125
1000	3	78.70	10.400	18.00	22.89	58	91
1200	3	76.00	0.577	1.00	1.32	75	77

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

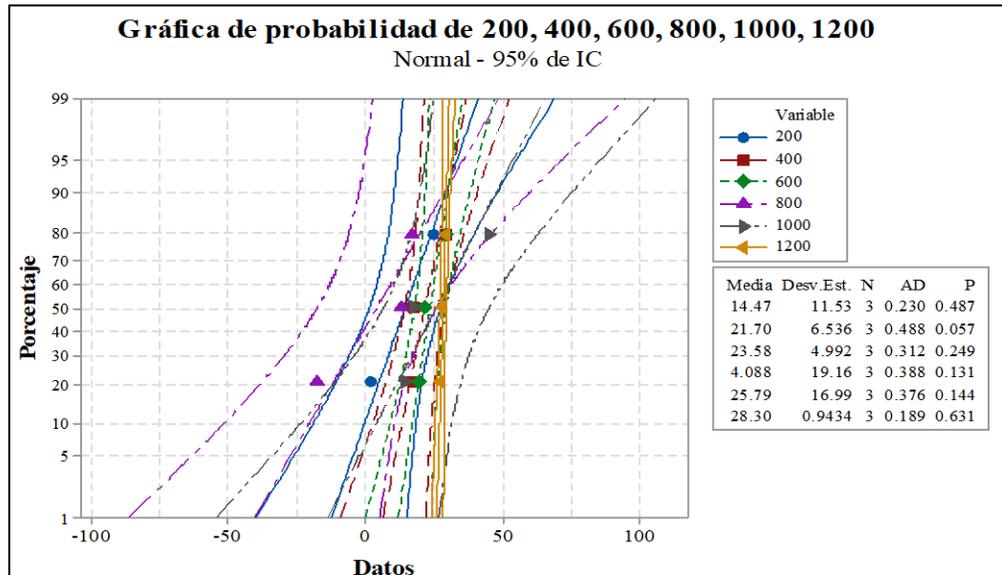


Figura 42: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.

En la figura 42 se observa que los valores de p para las dosis de cloruro férrico ensayadas son mayores a 0.05, por lo que no estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que los datos presentaron una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Levene.

Tabla 93: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.

Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar				
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC	
200	3	11.5285	(0.0025502, 432210)	
400	3	6.5360	(0.0014458, 245040)	
600	3	4.9920	(0.0011043, 187152)	
800	3	19.1566	(0.0042376, 718192)	
1000	3	16.9899	(0.0037583, 636960)	
1200	3	0.9434	(0.0002087, 35368)	
Nivel de confianza individual = 99.1667%				
Pruebas				
Método	Estadística de prueba		Valor p	
Comparaciones múltiples	-		0.006	
Levene	0.55		0.737	

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 93 muestra que el valor de p es mayor a 0.05 indicando que estadísticamente no existe evidencia significativa para afirmar que al menos una varianza es diferente.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 94: ANOVA de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Total del proceso de coagulación-floculación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.									
Información del factor									
Factor	Niveles		Valores						
Tratamientos	6		200, 400, 600, 800, 1000, 1200						
Análisis de Varianza									
					SC				
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p	
Tratamientos	5	1204		41.25%	1204	240.7	1.69	0.212	
Error	12	1714		58.75%	1714	142.8			
Total	17	2918		100.00%					
Resumen del modelo									
	S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)		PRESS	R-cuad. (pred)			
	11.9518	41.25%	16.78%		3856.80	0.00%			
Medias									
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%					
200	3	14.47	11.53	(-0.57, 29.50)					
400	3	21.70	6.54	(6.66, 36.73)					
600	3	23.58	4.99	(8.55, 38.62)					
800	3	4.1	19.2	(-10.9, 19.1)					
1000	3	25.79	16.99	(10.75, 40.82)					
1200	3	28.302	0.943	(13.267, 43.336)					
Desv.Est. agrupada = 11.9518									

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 94 muestra que el valor de p es menor que 0.05 por lo que no se rechaza la hipótesis nula de que todas las medias son iguales. Es decir, estadísticamente no existe evidencia significativa ($p > 0.05$) para afirmar que al menos un promedio de las eficiencias de remoción de las dosis ensayadas es diferente.

8.1.4 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE AIREACIÓN

Muestra 7: Proceso de aireación.

Se realizó la prueba de normalidad y de homogeneidad de varianzas a los parámetros analizados para los niveles de aireación (1, 2, 3, 4 y 5) para poder aplicar el ANOVA de un factor y la prueba de Tukey si es que existiese diferencia significativa.

Eficiencia de Remoción de DQO.

Tabla 95: Descripción estadística de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
AIR 1	2	8.0966	0.0237	0.0335	0.41	8.0729	8.1204
AIR 2	2	15.724	0.0158	0.0224	0.14	15.7080	15.7400
AIR 3	2	30.545	0.3400	0.4810	1.57	30.2050	30.8850
AIR 4	2	42.164	0.1030	0.1450	0.34	42.0610	42.2670
AIR 5	2	50.227	0.2610	0.3690	0.73	49.9660	50.4870

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

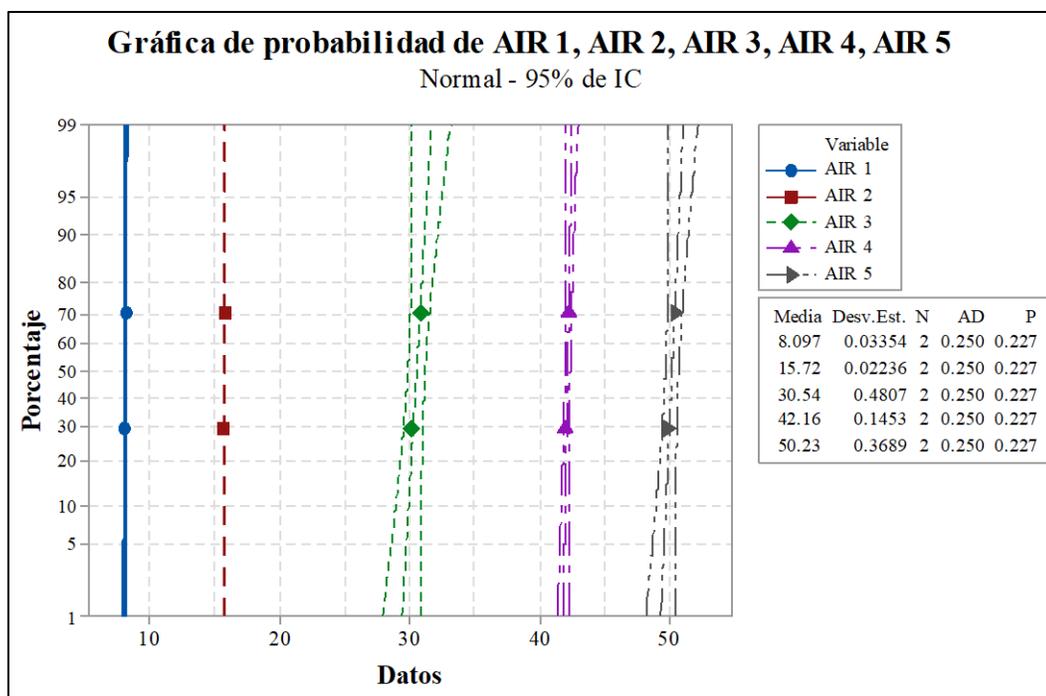


Figura 43: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de la DQO del proceso de aireación.

El la figura 43, se observa que los valores de p para los tratamientos aplicados son mayores a 0.05, por lo que no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que los datos de las eficiencias de remoción de DQO presentan una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Bartlett.

Tabla 96: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.

Se utiliza el método de Bartlett. Este método es exacto sólo para datos normales. Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Muestra	N	Desv.Est.	IC
AIR 1	2	0.033535	(0.011947, 5.3514)
AIR 2	2	0.022357	(0.007965, 3.5676)
AIR 3	2	0.480670	(0.171238, 76.7034)
AIR 4	2	0.145319	(0.051770, 23.1894)
AIR 5	2	0.368886	(0.131415, 58.8654)
Nivel de confianza individual = 99%			
Pruebas			
Método		Estadística de prueba	Valor p
Bartlett		6.39	0.172

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 96, se observa que el valor de p es mayor 0.05 por lo que estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de igualdad de varianzas.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 97: ANOVA de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.								
Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Tratamientos	5	AIR 1, AIR 2, AIR 3, AIR 4, AIR 5						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	4	2477.66		99.98%	2477.66	619.414	7944.00	0.000
Error	5	0.39		0.02%	0.39	0.078		
Total	9	2478.05		100.00%				
Resumen del modelo								
S	R-cuad.	(ajustado)	R-cuad.	PRESS	R-cuad.	(pred)		
0.279236	99.98%	99.97%		1.55945		99.94%		
Medias								
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%				
AIR 1	2	8.0966	0.0335	(7.5891, 8.6042)				
AIR 2	2	15.7243	0.0224	(15.2167, 16.2319)				
AIR 3	2	30.545	0.481	(30.037, 31.052)				
AIR 4	2	42.164	0.145	(41.657, 42.672)				
AIR 5	2	50.227	0.369	(49.719, 50.734)				
Desv.Est. agrupada = 0.279236								

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 97 muestra que el valor de p es menor a 0.05 por lo que estadísticamente existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las medias son iguales, concluyendo que al menos uno de los tratamientos tiene un efecto diferente sobre la remoción de la DQO.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 98: Comparación en parejas Tukey de las eficiencias de remoción de DQO del proceso de aireación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
AIR 5	2	50.227	A			
AIR 4	2	42.164	B			
AIR 3	2	30.545	C			
AIR 2	2	15.7243	D			
AIR 1	2	8.0966	E			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
AIR 2 - AIR 1	7.628	0.279	(6.508, 8.747)	27.32	0.000	
AIR 3 - AIR 1	22.448	0.279	(21.329, 23.568)	80.39	0.000	
AIR 4 - AIR 1	34.068	0.279	(32.948, 35.187)	122.00	0.000	
AIR 5 - AIR 1	42.130	0.279	(41.010, 43.249)	150.88	0.000	
AIR 3 - AIR 2	14.821	0.279	(13.701, 15.940)	53.08	0.000	
AIR 4 - AIR 2	26.440	0.279	(25.320, 27.559)	94.69	0.000	
AIR 5 - AIR 2	34.502	0.279	(33.383, 35.622)	123.56	0.000	
AIR 4 - AIR 3	11.619	0.279	(10.500, 12.739)	41.61	0.000	
AIR 5 - AIR 3	19.682	0.279	(18.562, 20.801)	70.48	0.000	
AIR 5 - AIR 4	8.062	0.279	(6.943, 9.182)	28.87	0.000	
Nivel de confianza individual = 98.98%						

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 98, se observa que los 5 tratamientos aplicados fueron agrupados con diferentes letras ya que son significativamente diferentes, los que pueden contrastarse por los valores de p de las comparaciones en parejas de las medias de las eficiencias de remoción de la DQO de los tratamientos que resultaron menores a 0.05.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Amoniaco.

Tabla 99: Descripción estadística de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Amoniaco del proceso de aireación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
AIR 1	2	32.613	0.514	0.727	2.23	32.099	33.128
AIR 2	2	37.240	2.060	2.910	7.81	35.190	39.300
AIR 3	2	43.930	0.514	0.727	1.66	43.416	44.444
AIR 4	2	49.590	1.030	1.450	2.93	48.560	50.620
AIR 5	2	53.601	0.103	0.145	0.27	53.498	53.704

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

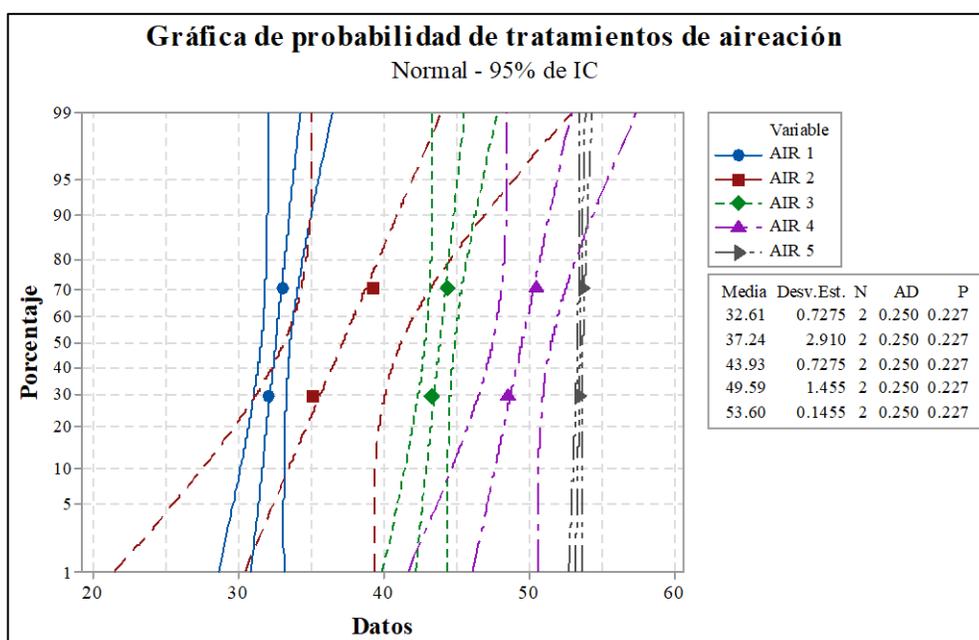


Figura 44: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniaco del proceso de aireación.

En la figura 44, se observa que los valores de p para los tratamientos de aireación son mayores a 0.05; por lo tanto, estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que los valores de eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniaco siguen una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Bartlett.

Tabla 100: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción de Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.

Se utiliza el método de Bartlett. Este método es exacto sólo para datos normales.			
Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Tratamientos	N	Desv.Est.	IC
AIR 1	2	0.72748	(0.25916, 116.088)
AIR 2	2	2.90990	(1.03665, 464.351)
AIR 3	2	0.72748	(0.25916, 116.088)
AIR 4	2	1.45495	(0.51832, 232.175)
AIR 5	2	0.14550	(0.05183, 23.218)
Nivel de confianza individual = 99%			
Pruebas			
Método	Estadística de prueba		Valor p
Bartlett	4.83		0.328

FUENTE: Elaboración propia.

En la tabla 100, se observa que el valor de p es mayor a 0.05 por lo que estadísticamente no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas son homogéneas.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 101: ANOVA de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Amoniacal del proceso de aireación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.								
Información del factor								
Factor	Niveles	Valores						
Tratamientos	5	AIR 1, AIR 2, AIR 3, AIR 4, AIR 5						
Análisis de Varianza								
Fuente	GL	SC	Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	4	593.80		98.07%	593.80	148.451	63.64	0.000
Error	5	11.66		1.93%	11.66	2.333		
Total	9	605.47		100.00%				
Resumen del modelo								
S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)		PRESS	R-cuad. (pred)			
1.52735	98.07%	96.53%		46.6562	92.29%			
Medias								
Tratamientos	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%				
AIR 1	2	32.613	0.727	(29.837, 35.389)				
AIR 2	2	37.24	2.91	(34.47, 40.02)				

Continuación...

AIR 3	2	43.930	0.727	(41.154, 46.706)
AIR 4	2	49.59	1.45	(46.81, 52.36)
AIR 5	2	53.601	0.145	(50.825, 56.377)
Desv.Est. agrupada = 1.52735				

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 101 muestra que el valor de p es menor que 0.05 indicando que estadísticamente existe evidencia significativa de que el efecto de remoción de al menos uno de los tratamientos es diferente.

-Prueba de Tukey:

Tabla 102: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de Nitrógeno Amoniacal de los tratamientos de aireación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
AIR 5	2	53.601	A			
AIR 4	2	49.59	A B			
AIR 3	2	43.930	B			
AIR 2	2	37.24	C			
AIR 1	2	32.613	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
AIR 2 - AIR 1	4.63	1.53	(-1.49, 10.75)	3.03	0.131	
AIR 3 - AIR 1	11.32	1.53	(5.19, 17.44)	7.41	0.004	
AIR 4 - AIR 1	16.98	1.53	(10.85, 23.10)	11.11	0.001	
AIR 5 - AIR 1	20.99	1.53	(14.86, 27.11)	13.74	0.000	
AIR 3 - AIR 2	6.69	1.53	(0.56, 12.81)	4.38	0.036	
AIR 4 - AIR 2	12.35	1.53	(6.22, 18.47)	8.08	0.003	
AIR 5 - AIR 2	16.36	1.53	(10.23, 22.48)	10.71	0.001	
AIR 4 - AIR 3	5.66	1.53	(-0.47, 11.78)	3.70	0.067	
AIR 5 - AIR 3	9.67	1.53	(3.55, 15.79)	6.33	0.008	
AIR 5 - AIR 4	4.01	1.53	(-2.11, 10.14)	2.63	0.199	
Nivel de confianza individual = 98.98%						

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 102 muestra que el grupo A contempla los tratamientos de aireación 4 y 5; el grupo B, los tratamientos de aireación 3 y 4; y el grupo C, los tratamientos de aireación 1 y 2. Esto indica que las diferencias de media entre los tratamientos que comparten una letra estadísticamente no son significativamente diferentes. Los tratamientos de aireación 1, 3 y 5 son significativamente diferentes ya que su valor de p es menor a 0.05.

Eficiencia de Remoción de Nitrógeno Total.

Tabla 103: Descripción estadística de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.

Variable	N	Media	EE media	Desv. Est.	Coef. Var.	Mínimo	Máximo
AIR 1	2	35.53	1.31	1.86	5.23	34.21	36.84
AIR 2	2	37.50	3.29	4.65	12.41	34.21	40.79
AIR 3	2	40.79	6.58	9.30	22.81	34.21	47.37
AIR 4	2	57.24	3.29	4.65	8.13	53.95	60.53
AIR 5	2	65.79	1.32	1.86	2.83	64.47	67.11

FUENTE: Elaboración propia.

-Prueba de Normalidad: Se aplicó el estadístico Anderson-Darling.

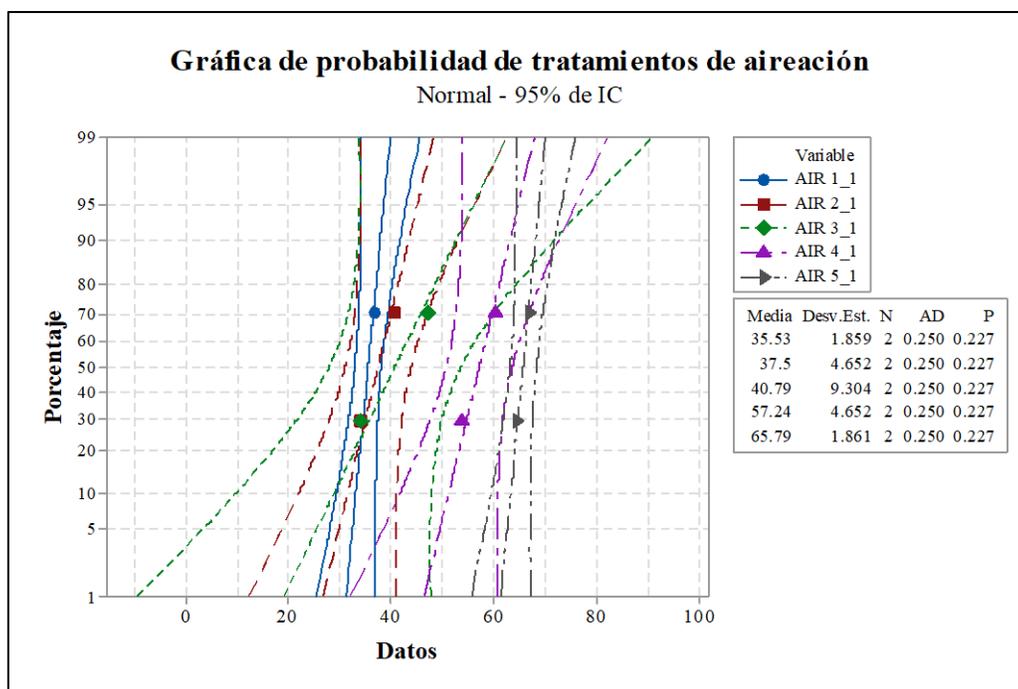


Figura 45: Prueba de normalidad de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.

La figura 45 muestra que los valores de p son mayores a 0.05; en consecuencia, estadísticamente no existe evidencia significativa para afirmar que los datos no siguen una distribución normal.

-Prueba de Homogeneidad de Varianzas: Se aplicó el estadístico de Bartlett.

Tabla 104: Prueba de Homogeneidad de varianzas de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.

Se utiliza el método de Bartlett. Este método es exacto sólo para datos normales.			
Intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar			
Tratamientos_1	N	Desv.Est.	IC
AIR 1	2	1.85932	(0.66238, 296.70)
AIR 2	2	4.65202	(1.65727, 742.35)
AIR 3	2	9.30404	(3.31454, 1484.70)
AIR 4	2	4.65202	(1.65727, 742.35)
AIR 5	2	1.86081	(0.66291, 296.94)
Nivel de confianza individual = 99%			
Pruebas			
Método	Estadística de prueba		Valor p
Bartlett	2.47		0.651

FUENTE: Elaboración propia.

Como se puede observar en la tabla 104, el valor de p es mayor a 0.05 indicando que no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis de que todas las varianzas son iguales.

-Prueba ANOVA de un factor:

Tabla 105: ANOVA de las eficiencias de remoción del Nitrógeno Total del proceso de aireación.

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.					
Información del factor					
Factor	Niveles	Valores			
Tratamientos_1	5	AIR 1, AIR 2, AIR 3, AIR 4, AIR 5			
Análisis de Varianza					
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos_1	4	1435.3	358.82	13.12	0.007
Error	5	136.8	27.35		
Total	9	1572.1			
Resumen del modelo					
S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)		R-cuad. (pred)	
5.23005	91.30%	84.34%		65.20%	
Medias					
Tratamientos_1	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%	
AIR 1	2	35.53	1.86	(26.02, 45.03)	
AIR 2	2	37.50	4.65	(27.99, 47.01)	
AIR 3	2	40.79	9.30	(31.28, 50.30)	
AIR 4	2	57.24	4.65	(47.73, 66.74)	
AIR 5	2	65.79	1.86	(56.28, 75.30)	
Desv.Est. agrupada = 5.23005					

FUENTE: Elaboración propia

En la tabla 105, se observa que el valor de p es menor a 0.05, por lo que estadísticamente existe evidencia significativa para afirmar que al menos una media de los tratamientos aplicados fue diferente.

-Prueba de Tukey: Comparación en parejas, se agrupó la información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%.

Tabla 106: Comparación en parejas Tukey de eficiencia de remoción de Nitrógeno Total de los tratamientos de aireación.

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%						
Tratamientos	N	Media	Agrupación			
AIR 5	2	65.79	A			
AIR 4	2	57.24	A B			
AIR 3	2	40.79	B C			
AIR 2	2	37.50	B C			
AIR 1	2	35.53	C			
Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.						
Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias						
Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado	
AIR 2 - AIR 1	1.97	5.23	(-18.99, 22.94)	0.38	0.994	
AIR 3 - AIR 1	5.26	5.23	(-15.70, 26.23)	1.01	0.843	
AIR 4 - AIR 1	21.71	5.23	(0.74, 42.68)	4.15	0.044	
AIR 5 - AIR 1	30.26	5.23	(9.30, 51.23)	5.79	0.011	
AIR 3 - AIR 2	3.29	5.23	(-17.68, 24.26)	0.63	0.964	
AIR 4 - AIR 2	19.74	5.23	(-1.23, 40.71)	3.77	0.063	
AIR 5 - AIR 2	28.29	5.23	(7.32, 49.26)	5.41	0.015	
AIR 4 - AIR 3	16.45	5.23	(-4.52, 37.42)	3.14	0.117	
AIR 5 - AIR 3	25.00	5.23	(4.03, 45.97)	4.78	0.025	
AIR 5 - AIR 4	8.55	5.23	(-12.42, 29.52)	1.64	0.537	
Nivel de confianza individual = 98.98%						

FUENTE: Elaboración propia.

La tabla 106 muestra que el grupo A contempla los tratamientos de aireación 4 y 5; el grupo B, los tratamientos de aireación 2, 3 y 4; y el grupo C, los tratamientos de aireación 1, 2 y 3. Esto indica que las diferencias de media entre los tratamientos que comparten una letra estadísticamente no son significativamente diferentes. Los valores de p de los tratamientos de aireación 1 y 5 son menores a 0.05 por lo que son significativamente diferentes.

8.2 ANEXO 2: INFORMES DE ENSAYO DE LABORATORIO

8.2.1 RESULTADOS DEL LABORATORIO DEL AGUA RESIDUAL DE ENTRADA DE LA ETAPA DE REMOJO.

 <p>CERPER CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.</p>	<p>LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE 003</p>	 <p>INACAL DA - Perú Laboratorio de Ensayo Acreditado Registro N° LE - 003</p>																																
<p>INFORME DE ENSAYO N° 1-18452/17</p>																																		
<p>Pág. 1/2</p>																																		
<p>Solicitante : UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA Domicilio legal : Av. La Molina S/N - La Molina - Lima Producto Declarado : AGUA RESIDUAL Cantidad de muestra para ensayo : 01 muestra x 8,5 L. Muestra proporcionada por el solicitante Forma de presentación : En frascos de plástico y vidrio, cerrados, preservados y refrigerados. Identificación de la muestra : AGUA RESIDUAL NO DOMÉSTICA P-1 TEMPERATURA: 23,1°C Fecha de recepción : 2016 - 11 - 22 Fecha de inicio del ensayo : 2016 - 11 - 22 Fecha de término del ensayo : 2016 - 11 - 28 Ensayo realizado en : Laboratorio Ambiental Identificada con : H/S 16018638 (EXMA-21868-2016) Validez del documento : Este documento es válido solo para la muestra descrita. Referencia : Este Informe de Ensayo reemplaza al Informe 3-24595/16 emitido el día 10 de Diciembre de 2016</p>																																		
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="text-align: center;">Ensayos</th> <th style="text-align: center;">Resultados</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Ácidos y Grasas (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">1 975,5</td> </tr> <tr> <td>Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">5 850</td> </tr> <tr> <td>Demanda Química de Oxígeno (mg O₂/L) (LD: 10,0 mg O₂/L)</td> <td style="text-align: center;">7 399</td> </tr> <tr> <td>Sólidos suspendidos totales (mg/L) (LD: 5,00 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">2 738</td> </tr> <tr> <td>Sulfuros (mg/L) (LD: 0,001 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">2,707</td> </tr> <tr> <td>Nitrógeno amoniacal (mg/L) (LD: 0,02 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">74,72</td> </tr> <tr> <td>Sólidos sedimentables (mL/L) (LD: 0,1 mL/L)</td> <td style="text-align: center;">2,5</td> </tr> <tr> <td>Sulfatos (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">267</td> </tr> <tr> <td>Cromo VI (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">< 0,01</td> </tr> <tr> <td>Cianuro total (mg/L) (LD: 0,004 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">< 0,004</td> </tr> <tr> <td>Cloruros (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">12 174</td> </tr> <tr> <td>Sólidos disueltos totales (mg/L) (LD: 2,50 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">30 475</td> </tr> <tr> <td>(*)Nitrógeno total (mg/L) (LD: 0,020 mg/L)</td> <td style="text-align: center;">101,68</td> </tr> <tr> <td>Conductividad (µS/cm)</td> <td style="text-align: center;">33 500</td> </tr> <tr> <td>pH</td> <td style="text-align: center;">6,59</td> </tr> </tbody> </table> <p>LD: Límite de detección (*) "Los métodos indicados no han sido acreditados por el INACAL - DA"</p>			Ensayos	Resultados	Ácidos y Grasas (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)	1 975,5	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)	5 850	Demanda Química de Oxígeno (mg O ₂ /L) (LD: 10,0 mg O ₂ /L)	7 399	Sólidos suspendidos totales (mg/L) (LD: 5,00 mg/L)	2 738	Sulfuros (mg/L) (LD: 0,001 mg/L)	2,707	Nitrógeno amoniacal (mg/L) (LD: 0,02 mg/L)	74,72	Sólidos sedimentables (mL/L) (LD: 0,1 mL/L)	2,5	Sulfatos (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)	267	Cromo VI (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)	< 0,01	Cianuro total (mg/L) (LD: 0,004 mg/L)	< 0,004	Cloruros (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)	12 174	Sólidos disueltos totales (mg/L) (LD: 2,50 mg/L)	30 475	(*)Nitrógeno total (mg/L) (LD: 0,020 mg/L)	101,68	Conductividad (µS/cm)	33 500	pH	6,59
Ensayos	Resultados																																	
Ácidos y Grasas (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)	1 975,5																																	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)	5 850																																	
Demanda Química de Oxígeno (mg O ₂ /L) (LD: 10,0 mg O ₂ /L)	7 399																																	
Sólidos suspendidos totales (mg/L) (LD: 5,00 mg/L)	2 738																																	
Sulfuros (mg/L) (LD: 0,001 mg/L)	2,707																																	
Nitrógeno amoniacal (mg/L) (LD: 0,02 mg/L)	74,72																																	
Sólidos sedimentables (mL/L) (LD: 0,1 mL/L)	2,5																																	
Sulfatos (mg/L) (LD: 2,00 mg/L)	267																																	
Cromo VI (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)	< 0,01																																	
Cianuro total (mg/L) (LD: 0,004 mg/L)	< 0,004																																	
Cloruros (mg/L) (LD: 0,50 mg/L)	12 174																																	
Sólidos disueltos totales (mg/L) (LD: 2,50 mg/L)	30 475																																	
(*)Nitrógeno total (mg/L) (LD: 0,020 mg/L)	101,68																																	
Conductividad (µS/cm)	33 500																																	
pH	6,59																																	
<p>CALLAO Oficina Principal Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao T. (511) 319 9000 info@cerper.com - www.cerper.com</p>	<p>AREQUIPA Calle Teniente Rodríguez N° 1415 Miraflores - Arequipa T. (054) 265572</p>	<p>CHIMBOTE Av. José Carlos Mariátegui s/n Centro Cívico, Nuevo Chimbote T. (049) 311 048</p>	<p>PIURA Urb. Angamos A - 2 - Piura T. (073) 322 908 / 9975 63161</p>																															

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

INFORME DE ENSAYO N° 1-18452/17

Pág. 2/2

Metales totales por ICP-MS:

Ensayos	Resultados
Litio (mg/L) (LD: 0,00025 mg/L)	0,17416
Boro (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)	0,3978
Magnesio (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)	43,04
Aluminio (mg/L) (LD: 0,0025 mg/L)	10,20
Cromo (mg/L) (LD: 0,0005 mg/L)	0,2781
Manganeso (mg/L) (LD: 0,00025 mg/L)	2,417
Hierro (mg/L) (LD: 0,01 mg/L)	20,06
Cobalto (mg/L) (LD: 0,0003 mg/L)	0,00441
Niquel (mg/L) (LD: 0,00035 mg/L)	0,01163
Cobre (mg/L) (LD: 0,0003 mg/L)	0,07817
Zinc (mg/L) (LD: 0,0005 mg/L)	0,7775
Arsénico (mg/L) (LD: 0,0005 mg/L)	0,02738
Selenio (mg/L) (LD: 0,001 mg/L)	< 0,0010
Plata (mg/L) (LD: 0,00005 mg/L)	< 0,00005
Cadmio (mg/L) (LD: 0,00005 mg/L)	0,00187
Bario (mg/L) (LD: 0,00015 mg/L)	0,1994
Mercurio (mg/L) (LD: 0,00005 mg/L)	< 0,00005
Plomo (mg/L) (LD: 0,0002 mg/L)	0,09869

LD: Limite de detección

Métodos:

Aceites y Grasas: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5520 B, 22 nd Ed 2012. Oil and Grease. Liquid-Liquid, Partition-gravimetric Method.
Demanda Bioquímica de Oxígeno: SMEWW-APHA AWWA-WEF. Part 5210 B, 22 nd Ed. 2012. Biochemical Oxygen Demand (BOD), 5 Day BOD Test.
Demanda Química de Oxígeno: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 5220 D, 22 nd Ed. 2012. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric method.
Sólidos suspendidos: SMEWW- APHA AWWA-WEF Part 2540 D, 22 nd Ed. 2012. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103 – 105°C
Sulfuros: SMEWW-APHA AWWA-WEF. Part 4500-S² D, 22 nd Ed. 2012. Sulfide Methylene blue method.
Nitrógeno amoniacal: SMEWW-APHA AWWA-WEF. Part 4500-NH₃ D, 22 nd Ed 2012. Nitrogen (Ammonia) Ammonia - Selective Electrode Method.
Sólidos sedimentables: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 2540 F, 22 nd Ed 2012. Solids. Settleable solids.
Sulfatos: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 4500-SO₄²⁻ E, 22 nd. Ed. 2012. Sulfate. Turbidimetric method.
Cromo VI: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 3500 Cr B, 22 nd Ed 2012. Chromium. Colorimetric Method.
Cianuro total: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500 CN-C, E, 22nd Ed 2012. Cyanide. Total Cyanide after Distillation / Colorimetric Method
Cloruros: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 4500-Cl B, 22 nd Ed 2012. Chloride. Argentometric Method.
Sólidos disueltos: SMEWW- APHA-AWWA-WEF Part 2540 C 22 nd Ed. 2012. Solids. Total Dissolved Solids Dried at 180 °C.
(*)Nitrógeno total: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-Norg-B, 22 nd Ed. 2012. Nitrogen Organic Macro-Kjeldahl Method.
Conductividad: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part 2510 B, 22 nd Ed 2012, Conductivity Laboratory Method.
pH: SMEWW-APHA-AWWA-WEF. Part. 4500-H⁺ B, 22 nd Ed. 2012 pH Value. Electrometric Method.
Metales totales por ICP-MS: Litio, Boro, Magnesio, Aluminio, Cromo, Manganeso, Hierro, Cobalto, Niquel, Cobre, Zinc, Arsénico, Selenio, Plata, Cadmio, Bario, Mercurio, Plomo: ISO 17294-2. 2003 Water quality – Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) – Part 2. Determination of 62 elements.

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción total o parcial de este Informe, sin la autorización escrita de CERPER.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 05 de diciembre del 2017
 BC

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

ING. ROSA PALOMINO LOO
 C.I.P. N° 40302
 JEFE DE COORDINACIÓN DE LABORATORIOS

CALLAO
 Oficina Principal
 Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
 T. (511) 319 9000
 info@cerper.com - www.cerper.com

AREQUIPA
 Calle Teniente Rodríguez N° 1415
 Miraflores - Arequipa
 T. (054) 265572

CHIMBOTE
 Av. José Carlos Mariátegui s/n
 Centro Cívico, Nuevo Chimbote
 T. (049) 311 048

PIURA
 Urb. Angamos A - 2 - Piura
 T. (073) 322 908 / 9975 63161

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

8.2.2 RESULTADOS DE DQO Y SULFUROS EN EL PROCESO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA.



CERPER
CERTIFICACIONES DEL PERÚ S.A.

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE 003



INACAL
D.S. Nº 003
Laboratorio de Acreditación
Registro N° LE 003

INFORME DE ENSAYO N° 3-24748/16

Pág. 1/1

Solicitante	: UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
Domicilio legal	: Av. La Molina S/N - La Molina - Lima
Producto Declarado	: AGUA RESIDUAL NO DOMÉSTICA
Cantidad de muestra para ensayo	: 01 muestra x 1,125 L. Muestra proporcionada por el solicitante
Forma de presentación	: En frascos de plástico, cerrados y refrigerados.
Identificación de la muestra	: P-2 / EFLUENTE PRECIPITACION
Fecha de recepción	: 2016 - 11 - 26
Fecha de inicio del ensayo	: 2016 - 11 - 26
Fecha de término del ensayo	: 2016 - 12 - 01
Ensayo realizado en	: Laboratorio Ambiental
Identificada con	: N/S 16018951 (EXMA-21876-2016)
Validez del documento	: Este documento es válido solo para la muestra descrita.

Ensayos	Resultados
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L) (L.D: 2,00 mg/L)	3.452
Sulfuros (mg/L) (L.D: 0,001 mg/L)	2,842

L.D: Límite de detección

Métodos:
 Demanda Bioquímica de Oxígeno: SMEWW-APHA, AMWA-WEF, Part 5210 B, 22 nd Ed. 2012. Biochemical Oxygen Demand (BOD), 5 Day BOD Test.
 Sulfuros: SMEWW-APHA, AMWA-WEF, Part 4500 S⁻² D, 22 nd Ed. 2012. Sulfide Methylene blue method.

OBSERVACIONES
 Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 05 de Diciembre del 2016
AA

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

ING. ROSA PALCMINO LOO
C.P. N° 00383
AREA DE COORDINACIÓN DE LABORATORIOS

CALLAO
Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Peña - Callao
T. (511) 319 9020
info@cerper.com - www.cerper.com

CHIMBOTE
Urb. José Carlos Mariátegui s/n
Centro Cívico, Nuevo Chimbote
T. (043) 311 048

PIURA
Urb. Angamos IE Av. Panamericana
Nro. 0 Mz-A Lote - 02 - Piura
T. (073) 322 908 / 9975 63161

EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE

8.2.3 RESULTADOS DE LABORATORIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA SALIDA DEL TRATAMIENTO.



CERPER
CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE 003



INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Ensayo
Acreditado

Registro N° LE - 003

INFORME DE ENSAYO N° 1-18437/17

Pág. 1/3

Solicitante	:	UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
Domicilio legal	:	Av. La Molina S/N - La Molina - Lima
Producto declarado	:	AGUA RESIDUAL
Cantidad de Muestras para el Ensayo	:	1 muestra x 9,6 L Muestra proporcionada por el solicitante
Identificación de la muestra	:	P-1 TEMPERATURA: 25.5 °C
Forma de Presentación	:	En frascos de plástico y vidrio, cerrados y refrigerados
Fecha de recepción	:	2017 - 05 - 15
Fecha de inicio del ensayo	:	2017 - 05 - 15
Fecha de término del ensayo	:	2017 - 05 - 24
Ensayo realizado en	:	Laboratorio Ambiental
Identificado con	:	H/S 17006522 (EXMA-09098-2017)
Validez del documento	:	Este documento es válido solo para la muestra descrita
Referencia	:	Este Informe de Ensayo reemplaza al Informe 1-07688/17 emitido el día 26 de Mayo de 2017

Ensayos	LD	Unidad	Resultados
Aceites y Grasas	0,5	mg/L	97,7
Cianuro Total	0,004	mg/L	< 0,004
Cloruro	0,5	mg/L	699,0
Conductividad	-	uS/cm	3 140
Cromo Hexavalente	0,01	mg/L	< 0,01
Demanda Bioquímica de Oxígeno	2,00	mg/L	4 050
Demanda Química de Oxígeno	10,0	mg O ₂ /L	8 910
Nitrógeno Amoniacal	0,02	mg/L	121
(*) Nitrógeno Total Kjeldahl	0,020	mg/L	135
Sulfatos	2,0	mg/L	137
Sulfuros	0,001	mg/L	0,052
Sólidos Disueltos Totales	2,5	mg/L	2 040
Sólidos Sedimentables	0,1	mL/L	0,2
Sólidos Suspendedos Totales	5,00	mg/L	26,36
pH	-	-	9,74

LD: Límite de detección
(*) *Los métodos indicados no han sido acreditados por el INACAL-DA*

CALLAO
Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
T. (511) 319 9000
info@cerper.com - www.cerper.com

AREQUIPA
Calle Teniente Rodríguez N° 1415
Miraflores - Arequipa
T. (054) 265572

CHIMBOTE
Av. José Carlos Mariátegui s/n
Centro Cívico, Nuevo Chimbote
T. (049) 311 048

PIURA
Urb. Angamos A - 2 - Piura
T. (073) 322 908 / 9975 63161

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

INFORME DE ENSAYO N° 1-18437/17

Pág. 2/3

Metales totales por ICP-MS:

Ensayo	LD	Unidad	Resultados
Aluminio	0,0025	mg/L	0,05876
Arsénico	0,0005	mg/L	<0,00050
Bario	0,00015	mg/L	0,02354
Boro	0,01	mg/L	0,1727
Cadmio	0,00005	mg/L	<0,000050
Cobalto	0,0003	mg/L	<0,00030
Cobre	0,0003	mg/L	0,02054
Cromo	0,0005	mg/L	0,00233
Hierro	0,01	mg/L	2,071
Litio	0,00025	mg/L	0,05649
Magnesio	0,01	mg/L	1,696
Manganeso	0,00025	mg/L	0,00554
Mercurio	0,00005		< 0,00005
Níquel	0,00035	mg/L	0,00640
Plata	0,00005	mg/L	<0,00005
Plomo	0,0002	mg/L	<0,00020
Selenio	0,001	mg/L	<0,0010
Zinc	0,0005	mg/L	0,0519

LD: Limite de detección

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

CALLAO
 Oficina Principal
 Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
 T. (511) 319 9000
 info@cerper.com - www.cerper.com

AREQUIPA
 Calle Teniente Rodríguez N° 1415
 Miraflores - Arequipa
 T. (054) 265572

CHIMBOTE
 Av. José Carlos Mariátegui s/n
 Centro Cívico, Nuevo Chimbote
 T. (049) 311 048

PIURA
 Urb. Angamos A - 2 - Piura
 T. (073) 322 908 / 9975 63161

INFORME DE ENSAYO N° 1-18437/17

Pág. 3/3

MÉTODOS

Aceites y Grasas: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5520 B, 22nd Ed. 2012. Oil and Grease. Liquid-Liquid, Partition-Gravimetric Method
Cianuro Total: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500 CN-C.E, 22nd Ed. 2012. Cyanide. Total Cyanide after Distillation/Colorimetric Method
Cloruro: SMEWW-APHA AWWA-WEF PART 4500-CL- B, 22 nd Ed. 2012. Chloride. Argentometric Method
Conductividad: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2510 B, 22nd Ed. 2012. Conductivity. Laboratory Method
Cromo Hexavalente: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 3500 Cr B, 22nd Ed. 2012. Chromium. Colorimetric Method
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 22nd Ed. 2012. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test
Demanda Química de Oxígeno (DQO): SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 D, 22nd Ed. 2012. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric Method
Nitrógeno Amoniacal: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-NH3 D, 22nd Ed. 2012. Nitrogen (Ammonia). Ammonia-Selective Electrode Method
(*) Nitrógeno Total: SMEWW-APHA-AWWA-WEF PART 4500-NORG-B, 22 nd Ed. 2012. Nitrogen Organic Macro-Kjeldahl Method
Sulfatos: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-SO4(2⁻) E, 22nd Ed. 2012. Sulfate. Turbidimetric Method
Sulfuros: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-S(2⁻) F, 22nd Ed. 2012. Sulfide. Iodometric Method
Sólidos Disueltos: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 C, 22nd Ed. 2012. Solids. Total dissolved Solids Dried at 180° C
Sólidos Sedimentables: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 F, 22nd Ed. 2012. Solids. Settleable Solids
Sólidos Suspendidos: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 22nd Ed. 2012. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C
pH: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 22nd Ed. 2012. pH Value. Electrometric Method
Metales Totales ICP-Masa: ISO 17294-2. 2016. Water quality – Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) – Part 2: Determination of selected elements including uranium isotopes

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.
Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 05 de Diciembre de 2017
DA

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

ING. ROSA PALOMINO LOO
C. I.P. N° 40302
JEFE DE COORDINACION DE LABORATORIOS

CALLAO
Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
T. (511) 319 9000
info@cerper.com - www.cerper.com

AREQUIPA
Calle Teniente Rodríguez N° 1415
Miraflores - Arequipa
T. (054) 265572

CHIMBOTE
Av. José Carlos Mariátegui s/n
Centro Cívico, Nuevo Chimbote
T. (049) 311 048

PIURA
Urb. Angamos A - 2 - Piura
T. (073) 322 908 / 9975 63161

“EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE”

8.2.4 RESULTADOS DEL ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DEL LODO DEL TRATAMIENTO EN CONJUNTO DE COAGULACIÓN FLOCULACIÓN.

	UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DRH LABORATORIO DE AGUA, SUELO, MEDIO AMBIENTE Y FERTIRRIEGO Av. La Molina s/n. Telefax: 6147800 Anexo 226 Lima. E-mail: las-fia@lamolina.edu.pe																							
		Nº 003622																						
ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DE LODO																								
SOLICITANTE	: JACQUELINE JANNET DIOSES MORALES																							
PROYECTO	: Tratamiento de los efluentes de la Etapa Remojo en la Industria de Peletería																							
RESPONSABLE ANALISIS	: Ing. Nore Arévalo Flores																							
FECHA DE ANALISIS	: La Molina, 16 de Octubre del 2017																							
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 50%; text-align: center;">Nº LABORATORIO</td> <td style="width: 50%; text-align: center;">3622</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">Nº DE CAMPO</td> <td style="text-align: center;">Lodo</td> </tr> <tr> <td>C.E dS/m</td> <td style="text-align: center;">4.66</td> </tr> <tr> <td>pH</td> <td style="text-align: center;">12.43</td> </tr> <tr> <td>M.O. (%)</td> <td style="text-align: center;">26.57</td> </tr> <tr> <td>Nitrogeno (%)</td> <td style="text-align: center;">0.16</td> </tr> <tr> <td>P (%)</td> <td style="text-align: center;">0.16</td> </tr> <tr> <td>K (%)</td> <td style="text-align: center;">1.17</td> </tr> <tr> <td>Ca (%)</td> <td style="text-align: center;">2.96</td> </tr> <tr> <td>Mg (%)</td> <td style="text-align: center;">0.13</td> </tr> <tr> <td>C org (%)</td> <td style="text-align: center;">15.41</td> </tr> </table>			Nº LABORATORIO	3622	Nº DE CAMPO	Lodo	C.E dS/m	4.66	pH	12.43	M.O. (%)	26.57	Nitrogeno (%)	0.16	P (%)	0.16	K (%)	1.17	Ca (%)	2.96	Mg (%)	0.13	C org (%)	15.41
Nº LABORATORIO	3622																							
Nº DE CAMPO	Lodo																							
C.E dS/m	4.66																							
pH	12.43																							
M.O. (%)	26.57																							
Nitrogeno (%)	0.16																							
P (%)	0.16																							
K (%)	1.17																							
Ca (%)	2.96																							
Mg (%)	0.13																							
C org (%)	15.41																							
LABORATORIO DE ANÁLISIS DE AGUA Y SUELO Ing. Msc. Teresa Velásquez Bejarano JEFE DE LABORATORIO																								
																								

8.2.5 RESULTADOS DEL ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO DEL LODO RESIDUAL DEL TRATAMIENTO EN CONJUNTO DE PRECIPITACIÓN QUÍMICA Y COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.

	UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA Av. La Molina s/n La Molina - Lima - Perú Teléfono: 6147800 anexo 274	
	INFORME DE ENSAYO N° 1705276- LMT	
SOLICITANTE : JACQUELINE JANNET DIOSES MORALES DESCRIPCIÓN DEL OBJETO ENSAYADO MUESTRA : LODO RESIDUAL (1705276)		
PROCEDENCIA : UNALM TIPO DE ENVASE : Bolsa de plástico CANTIDAD DE MUESTRA : 01 muestra x 01 und. x 500 mL. aprox. ESTADO Y CONDICIÓN : En buen estado y cerrado FECHA DE MUESTREO : 2017 - 05 - 12 FECHA DE RECEPCIÓN : 2017 - 05 - 12 FECHA DE INICIO DE ENSAYO : 2017 - 05 - 12 FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO : 2017 - 05 - 23		
RESULTADOS DE ANÁLISIS DE LABORATORIO DE MICROBIOLOGÍA		
Análisis Microbiológico	Límite de detección	Muestra 1705276
¹ Enumeración de coliformes totales (NMP/mL)	$< 3; 11 \times 10^2 >$	< 3
¹ Enumeración de coliformes fecales (NMP/mL)	$< 3; 11 \times 10^2 >$	< 3
¹ Enumeración de <i>Escherichia coli</i> (NMP/mL)	$< 3; 11 \times 10^2 >$	< 3
¹ Detección de <i>Salmonella sp.</i> en 25 mL.	Ausencia/Presencia	Ausencia
² Conteo de larvas y huevos de Helminthos, quistes y oocistos de protozoarios patógenos. (N°/4mL)	< 1	< 1
Métodos: ¹ International Commission on Microbiological Specifications for Foods. 1983. 2da Ed. Vol 1 Part II, (Trad. 1988) Reimp. 2000. Editorial Acriba. ² Standard Methods for the Recovery and Enumeration of Helminth Ova in Wastewater, Sludge, Compost and Urine-Diversion Waste in South Africa.(2008), Water Research Commission, Part 2. WRC Report N° TT322/08.		
Observaciones: Informe de ensayo emitido sobre la base de resultados de nuestro laboratorio en muestras proporcionadas por el solicitante. Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin nuestra autorización escrita. Validez del documento: Este documento tiene validez sólo para la muestra descrita.		
La Molina, 23 de mayo de 2017		
		
DRA. DORIS ZÚÑIGA DÁVILA Jefe del Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología "Marino Tabusso" Universidad Nacional Agraria La Molina Teléfono: 6147800 anexo 274 E-mail: lmt@lamolina.edu.pe		
LABORATORIO DE ECOLOGIA MICROBIANA Y BIOTECNOLOGIA "MARINO TABUSSO" <input type="checkbox"/> (511) 614-7800 anexo 274 - E-mail: lmt@lamolina.edu.pe		

8.3 REGISTRO FOTOGRÁFICO

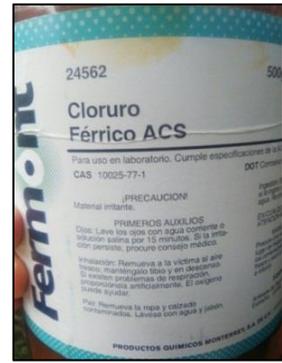
8.3.1 MATERIALES



Desecador



Sulfato de Aluminio



Cloruro Férrico



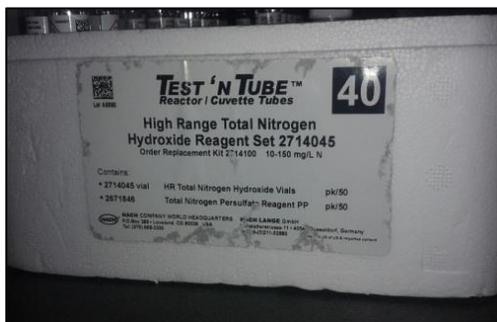
KOH



Piedras difusas



Aguas destilada



Viales de Nitrógeno Total



Nitrógeno Amoniacal

8.3.2 EQUIPOS



Equipo de filtración con bomba de vacío



Cromatógrafo iónico



**Reactor Digital
DRB 200 HACH**



Compresora



Espectrofotómetro

8.3.3 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE REMOJO



Caracterización de las aguas residuales de remojo



Agua residual

8.3.4 PRE-TRATAMIENTO



Colador



Colador con pelos



Pretratamiento



Pelos de alpaca

8.3.5 PRECIPITACIÓN QUÍMICA



Precipitación a pH 3, pH 4, pH 5.



Precipitación a pH 10, pH 11y pH 12.



Precipitación química pH 10, pH 11 y pH 12.



Precipitación química



pH óptimo

8.3.6 DOSIS ÓPTIMA DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN



Determinación de la dosis óptima de sulf. Al.



Dosis de 600 mg/L de sulf Al.



Dosis de 200 mg/L, 400 mg/L y 600 mg/L de cloruro férrico.



Dosis de 800 mg/L, 1000 mg/L y 1200 mg/L de cloruro férrico.



Dosis de 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L 1200 mg/L de FeCl₃.

8.3.7 AIREACIÓN



Proceso de aireación

8.3.8 CARACTERIZACIÓN DE LODO



Contenido de humedad y ceniza.