

Campaña de Monitoreo Biótico N° 19 – Anual 2025

Informe anual Plan de Seguimiento Ambiental Biótico

Proyecto Cambios y Mejoras en la Operación Minera del Salar de Atacama Región de Antofagasta

Campaña de Monitoreo Biótico N° 19 – Anual 2025 — geob.sqmsl915.inf001.rev0
Informe anual Plan de Seguimiento Ambiental Biótico: Proyecto Cambios y Mejoras en la Operación
Minera del Salar de Atacama
Región de Antofagasta

Rev.	Id	Ejecutor	Revisor	Aprueba	Descripción
B	Nombre	AA – CA – ML – VO	CI – ES	IZ	Informe PSAB 2025 propuesta revB
	Fecha	22.07.2025	30.12.2025	31.12.2025	
C	Nombre	AA – CA – ML – VO - JA	CI – ES	IZ	Informe PSAB 2025 propuesta revC
	Fecha	19.02.2026	02.03.2026	03.03.2026	
D	Nombre	CI	CI	IZ	Informe PSAB 2025 propuesta revD
	Fecha	09.04.2026	09.04.2026	09.04.2026	
O	Nombre	CI	CI	IZ	Informe PSAB 2025 propuesta rev0
	Fecha	23.04.2026	23.04.2026	23.04.2026	

Contenido

1.	Resumen	29
1.1	Flora y vegetación	29
1.1.1	Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales de alta resolución	29
1.1.2	Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero	30
1.1.3	Monitoreo de la flora vascular	31
1.1.4	Monitoreo de Algarrobos	32
1.2	Monitoreo de Fauna	34
1.2.1	Reptiles	35
1.2.2	Aves	35
1.2.3	Mamíferos	35
1.3	Monitoreo de Biota acuática	36
2.	Introducción	37
3.	Objetivos	41
3.1	Objetivo general	41
3.2	Objetivos específicos subcomponente flora y vegetación	41
3.3	Objetivos específicos subcomponente fauna	42
3.4	Objetivos específicos subcomponente biota acuática	42
4.	Material y métodos	43
4.1	Área de estudio	43
4.2	Flora y vegetación	45
4.2.1	Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales	45
4.2.2	Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero	53
4.2.3	Monitoreo de la flora vascular	55
4.2.4	Monitoreo de Algarrobos	59
4.3	Fauna	74
4.3.1	Ubicación de los puntos de monitoreo	74
4.3.2	Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales	87
4.3.3	Metodología de muestreo, medición y análisis	87

4.3.4	Materiales y equipos utilizados	92
4.3.5	Fechas de muestreo	93
4.4	Biota acuática.....	94
4.4.1	Ubicación de los puntos de monitoreo	94
4.4.2	Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales	97
4.4.3	Metodología de muestreo, medición y análisis	98
4.4.4	Materiales y equipos utilizados.....	102
4.4.5	Fechas de muestreo de cada parámetro.....	103
5.	Resultados	104
5.1	Flora y vegetación	104
5.1.1	Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales.....	104
5.1.2	Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero.....	112
5.1.3	Monitoreo de la flora vascular.....	116
5.1.4	Monitoreo de Algarrobos.....	126
5.2	Fauna	141
5.2.1	Riqueza y caracterización de especies	141
5.2.2	Estimación de la riqueza y abundancia	142
5.3	Biota Acuática.....	149
5.3.1	Medio Abiótico.....	150
5.3.2	Medio Biótico.....	156
6.	Discusiones.....	215
6.1	Flora y vegetación	215
6.1.1	Monitoreo vegetación mediante imágenes satelitales	215
6.1.2	Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero	231
6.1.3	Monitoreo de la flora vascular.....	245
6.1.4	Monitoreo de Algarrobos.....	283
6.2	Fauna	306
6.2.1	Abundancia de aves terrestres.....	306
6.2.2	Censos de aves en ambientes acuáticos	313
6.2.3	Abundancia de micromamíferos	325

6.2.4	Abundancia de macromamíferos	327
6.2.5	Abundancia de reptiles	329
6.3	Biota acuática.....	334
6.3.1	Medio Abiótico	334
6.3.2	Medio Biótico.....	340
7.	Conclusiones.....	364
7.1	Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales	364
7.2	Monitoreo trimestral de la vegetación	365
7.3	Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero	365
7.4	Monitoreo de la flora vascular	366
7.5	Monitoreo de Algarrobos.....	367
7.5.1	Ejemplares de algarrobo ubicados en el área del pozo Camar 2	367
7.5.2	Fisiología	368
7.5.3	Biomasa	368
7.6	Fauna	369
7.7	Biota acuática.....	370
7.7.1	Medio abiótico	370
7.7.2	Medio biótico	370
8.	Referencias.....	372
8.1	Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales	372
8.2	Monitoreo de la vegetación de la zona de conexión vegetación – acuífero	372
8.3	Monitoreo de la flora vascular	373
8.4	Monitoreo de Algarrobos.....	374
8.4.1	Monitoreo de ejemplares de algarrobo, ubicados en el área del pozo Camar 2.	374
8.4.2	Fisiología	375
8.4.3	Biomasa de algarrobos	377
8.5	Fauna	379
8.6	Biota acuática.....	384

Tablas

Tabla 2-1. Resumen de los parámetros de medición por subcomponente en función del objeto de protección.....	38
Tabla 4-1. Vértices del Área de estudio PSA biótico – Salar de Atacama	43
Tabla 4-2. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama. Coordenadas UTM WGS84, 19S.....	45
Tabla 4-3. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales	47
Tabla 4-4. Rangos de cobertura utilizados en las descripciones vegetacionales	47
Tabla 4-5. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas	48
Tabla 4-6. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas	48
Tabla 4-7. Categorías utilizadas para la descripción de estado fenológico	49
Tabla 4-8. Materiales y equipos utilizados.....	52
Tabla 4-9. Fechas de muestreo vegetación	52
Tabla 4-10. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en la zona de conexión. Coordenadas UTM WGS84, 19S	53
Tabla 4-11. Materiales y equipos utilizados	55
Tabla 4-12. Fechas de monitoreo de la vegetación	55
Tabla 4-13. Ubicación de los puntos de monitoreo de flora. Coordenadas UTM WGS84, 19S.....	55
Tabla 4-14. Métodos utilizados por la ETFa ALS para el análisis de la conductividad eléctrica y pH de muestras de suelo	58
Tabla 4-15. Materiales y equipos utilizados	59
Tabla 4-16. Fechas de muestreo de flora	59
Tabla 4-17. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	60
Tabla 4-18. Ubicación de los individuos de Algarrobo. Coordenadas UTM WGS84, 19S	60
Tabla 4-19. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas	62
Tabla 4-20. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas.....	62
Tabla 4-21. Categorías de daño para la evaluación de individuos de algarrobo.....	63
Tabla 4-22. Materiales y equipos utilizados	63
Tabla 4-23. Fechas de muestreo	63

Tabla 4-24. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	64
Tabla 4-25. Ubicación de los individuos de Algarrobo. Coordenadas UTM WGS84, 19S	64
Tabla 4-26. Materiales y equipos utilizados	67
Tabla 4-27. Fechas de muestreo	67
Tabla 4-28. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	67
Tabla 4-29. Ubicación de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar. Coordenadas UTM WGS84, 19S	68
Tabla 4-30. Materiales y equipos utilizados	73
Tabla 4-31. Fechas de muestreo	73
Tabla 4-32. Ubicación de los puntos de muestreo para la metodología de transectos para la prospección de fauna terrestre en el Borde Este del Salar de Atacama. . Coordenadas UTM WGS84, 19S	75
Tabla 4-33. Ubicación de puntos de observación de aves en ambientes acuáticos en el Salar de Atacama	82
Tabla 4-34. Parámetros y metodologías según clase.....	87
Tabla 4-35. Materiales y equipos utilizados	93
Tabla 4-36. Fechas de muestreo Fauna.	94
Tabla 4-37. Ubicación de los puntos de muestreo para biota acuática.....	94
Tabla 4-38. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales.	97
Tabla 4-39. Índices utilizados para la estimación de descriptores comunitarios.....	102
Tabla 4-40. Materiales y equipos utilizados para el muestreo de biota acuática.	102
Tabla 4-41. Fechas de muestreo de biota acuática.	103
Tabla 5-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama año 2025	104
Tabla 5-2. Especies dominantes y acompañantes en los monitoreos de enero y abril de 2025	112
Tabla 5-3. Puntos de muestreo en la Zona de conexión vegetación – acuífero por categoría de cobertura de la vegetación. Campañas de enero y abril de 2025	113
Tabla 5-4. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas enero-abril de 2025	114

Tabla 5-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas enero-abril de 2025	115
Tabla 5-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapa fenológica. Campañas enero-abril de 2025	115
Tabla 5-7. Riqueza de la flora registrada en el periodo 2025	116
Tabla 5-8. Hábito de crecimiento de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama	117
Tabla 5-9. Origen biogeográfico de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama	117
Tabla 5-10. Frecuencia de las especies durante la campaña 2025	118
Tabla 5-11. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	119
Tabla 5-12. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	120
Tabla 5-13. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC	120
Tabla 5-14. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC	121
Tabla 5-15. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	123
Tabla 5-16. Conductividad eléctrica obtenida en cada punto de muestreo de flora	123
Tabla 5-17. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora	124
Tabla 5-18. Conductividad eléctrica (dS/m) obtenida en cada punto de muestreo de flora	124
Tabla 5-19. Individuos desaparecidos o desprendidos en el periodo de monitoreo (2006-2025)...	126
Tabla 5-20. Listado de especies registradas en la ejecución de la campaña.	141
Tabla 5-21. Estado de conservación y singularidades de fauna observadas en la campaña 2025.	142
Tabla 5-22. Abundancia de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama	143
Tabla 5-23 . Abundancia de aves en ambientes terrestres en el Salar de Atacama.	144
Tabla 5-24. Abundancia de aves acuáticas en los sistemas lacustres del área de estudio.....	145
Tabla 5-25. Abundancia de micromamíferos en el Borde Este del Salar de Atacama.....	147
Tabla 5-26. Índice de visitas de <i>Lycalopex sp.</i> (zorro) y observación de improntas en estaciones de atracción olfativa	148
Tabla 5-27. Índice de visitas de <i>Lycalopex culpaeus</i> (zorro culpeo) y <i>Lycalopex griseus</i> (zorro chilla) obtenidas mediante cámara trampa(*)	148

Tabla 5-28. Ubicación de los puntos de muestreo (Coordenadas UTM, Datum WGS84 19S) para la caracterización de biota acuática en el Borde Este del Salar de Atacama	149
Tabla 5-29. Valor puntual de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025	150
Tabla 5-30. Promedios $\pm$ error estándar por sector de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025	151
Tabla 5-31. Taxonomía del ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025	158
Tabla 5-32. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	163
Tabla 5-33. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	165
Tabla 5-34. Resultados de los análisis de varianza para la diversidad de Shannon del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	167
Tabla 5-35. Resultados de los análisis de varianza para la dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	168
Tabla 5-36. Resultados de los análisis de varianza para la equitatividad de Pielou del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	171
Tabla 5-37. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025	172
Tabla 5-38. Taxonomía del ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025	173
Tabla 5-39. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.	177
Tabla 5-40. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	180
Tabla 5-41. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.	182
Tabla 5-42. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	184
Tabla 5-43. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.	186
Tabla 5-44. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025	187
Tabla 5-45. Taxonomía del ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.	188
Tabla 5-46. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	192

Tabla 5-47. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	194
Tabla 5-48. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	196
Tabla 5-49. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	197
Tabla 5-50. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	199
Tabla 5-51. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.....	200
Tabla 5-52. Taxonomía del ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025	201
Tabla 5-53. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	204
Tabla 5-54. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	206
Tabla 5-55. Resultados de los análisis de varianza para índice de diversidad de Shannon del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	208
Tabla 5-56. Resultados de los análisis de varianza para índice de dominancia de Simpson del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	210
Tabla 5-57. Resultados de los análisis de varianza para índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo	212
Tabla 5-58. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025.....	213
Tabla 6-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025.....	223
Tabla 6-2. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2024-2025.....	225
Tabla 6-3. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de enero 2007 - 2025	231
Tabla 6-4. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de abril 2007 - 2025	233
Tabla 6-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025.....	235
Tabla 6-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025.....	237

Tabla 6-7. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025.....	240
Tabla 6-8. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapas fenológicas. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025	243
Tabla 6-9. Riqueza de especies presentes en los puntos de muestreo y área de estudio. Campañas 2006 a 2025	247
Tabla 6-10. Prueba de Kolmogorov-Smirnov sobre dos muestras para las variables riqueza y abundancia de flora.....	256
Tabla 6-11. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006-2025 para riqueza y abundancia de flora.....	257
Tabla 6-12. Resultado de la prueba de White para los transectos con tendencia estadística	258
Tabla 6-13. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo	265
Tabla 6-14. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior	266
Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para el pH.....	266
Tabla 6-16. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 29 puntos con tendencia significativa	269
Tabla 6-17. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo	277
Tabla 6-18. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior	278
Tabla 6-19. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para la Salinidad (CE).....	279
Tabla 6-20. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 9 puntos con tendencia significativa.....	282
Tabla 6-21. Vitalidad de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025	285
Tabla 6-22. Copa viva (%) de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025	288
Tabla 6-23. Fenología de los ejemplares de la población de algarrobos en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025	290
Tabla 6-24. Individuos de algarrobos con presencia de daño en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025.....	292
Tabla 6-25. Biomasa acumulada Total (kg)	302
Tabla 6-26. Biomasa acumulada de Fustes (kg)	303
Tabla 6-27. Biomasa acumulada de Ramas (kg).....	303

Tabla 6-28. Abundancia total de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025	308
Tabla 6-29. Indicadores generales de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres por sector. Campañas 2006-2025.....	312
Tabla 6-30. Número de aves registradas a través de censos en ambientes acuáticos en los monitoreos 2006 – 2025	314
Tabla 6-31. Abundancia promedio de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025.....	329
Tabla 2-1. Resumen de los parámetros de medición por subcomponente en función del objeto de protección	32
Tabla 4-1. Vértices del Área de estudio PSA biótico – Salar de Atacama	37
Tabla 4-2. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama. Coordenadas UTM WGS84, 19S	39
Tabla 4-3. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales	41
Tabla 4-4. Rangos de cobertura utilizados en las descripciones vegetacionales	41
Tabla 4-5. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas	42
Tabla 4-6. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas	42
Tabla 4-7. Categorías utilizadas para la descripción de estado fenológico	43
Tabla 4-8. Materiales y equipos utilizados.....	46
Tabla 4-9. Fechas de muestreo vegetación	46
Tabla 4-10. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en la zona de conexión. Coordenadas UTM WGS84, 19S	47
Tabla 4-11. Materiales y equipos utilizados	49
Tabla 4-12. Fechas de monitoreo de la vegetación	49
Tabla 4-13. Ubicación de los puntos de monitoreo de flora. Coordenadas UTM WGS84, 19S.....	49
Tabla 4-14. Métodos utilizados por la ETFA ALS para el análisis de la conductividad eléctrica y pH de muestras de suelo	52
Tabla 4-15. Materiales y equipos utilizados	53
Tabla 4-16. Fechas de muestreo de flora	53
Tabla 4-17. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	54
Tabla 4-18. Ubicación de los individuos de Algarrobo. Coordenadas UTM WGS84, 19S	54

Tabla 4-19. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas	56
Tabla 4-20. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas.....	56
Tabla 4-21. Categorías de daño para la evaluación de individuos de algarrobo.....	57
Tabla 4-22. Materiales y equipos utilizados	57
Tabla 4-23. Fechas de muestreo	57
Tabla 4-24. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	58
Tabla 4-25. Ubicación de los individuos de Algarrobos. Coordenadas UTM WGS84, 19S	58
Tabla 4-26. Materiales y equipos utilizados	61
Tabla 4-27. Fechas de muestreo.....	61
Tabla 4-28. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos	61
Tabla 4-29. Ubicación de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar. Coordenadas UTM WGS84, 19S.....	62
Tabla 4-30. Materiales y equipos utilizados	67
Tabla 4-31. Fechas de muestreo	67
Tabla 4-32. Ubicación de los puntos de muestreo para la metodología de transectos para la prospección de fauna terrestre en el Borde Este del Salar de Atacama. . Coordenadas UTM WGS84, 19S	69
Tabla 4-33. Ubicación de puntos de observación de aves en ambientes acuáticos en el Salar de Atacama.....	76
Tabla 4-34. Parámetros y metodologías según clase.....	81
Tabla 4-35. Materiales y equipos utilizados	87
Tabla 4-36. Fechas de muestreo Fauna.	88
Tabla 4-37. Ubicación de los puntos de muestreo para biota acuática.....	89
Tabla 4-38. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales.	92
Tabla 4-39. Índices utilizados para la estimación de descriptores comunitarios.....	97
Tabla 4-40. Materiales y equipos utilizados para el muestreo de biota acuática.	97
Tabla 4-41. Fechas de muestreo de biota acuática.	98
Tabla 5-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama año 2025	99
Tabla 5-2. Especies dominantes y acompañantes en los monitoreos de enero y abril de 2025	107

Tabla 5-3. Puntos de muestreo en la Zona de conexión vegetación – acuífero por categoría de cobertura de la vegetación. Campañas de enero y abril de 2025	108
Tabla 5-4. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas enero-abril de 2025	109
Tabla 5-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas enero-abril de 2025	110
Tabla 5-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapa fenológica. Campañas enero-abril de 2025	110
Tabla 5-7. Riqueza de la flora registrada en el periodo 2025	111
Tabla 5-8. Hábito de crecimiento de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama	112
Tabla 5-9. Origen biogeográfico de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama	112
Tabla 5-10. Frecuencia de las especies durante la campaña 2025	113
Tabla 5-11. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	114
Tabla 5-12. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	115
Tabla 5-13. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC	115
Tabla 5-14. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC	116
Tabla 5-15. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile	118
Tabla 5-16. Conductividad eléctrica obtenida en cada punto de muestreo de flora	118
Tabla 5-17. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora	119
Tabla 5-18. Conductividad eléctrica (dS/m) obtenida en cada punto de muestreo de flora	119
Tabla 5-19. Individuos desaparecidos o desprendidos en el periodo de monitoreo (2006-2025)...	121
Tabla 5-20. Estado de conservación y singularidades de fauna observadas en la campaña 2025.	136
Tabla 5-21. Abundancia de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama	137
Tabla 5-22 . Abundancia de aves en ambientes terrestres en el Salar de Atacama.	138
Tabla 5-23. Abundancia de aves acuáticas en los sistemas lacustres del área de estudio.....	140
Tabla 5-24. Abundancia de micromamíferos en el Borde Este del Salar de Atacama.....	141
Tabla 5-25. Índice de visitas de <i>Lycalopex</i> sp. (zorro) y observación de improntas en estaciones de atracción olfativa	142

Tabla 5-26. Índice de visitas de <i>Lycalopex culpaeus</i> (zorro culpeo) y <i>Lycalopex griseus</i> (zorro chilla) obtenidas mediante cámara trampa	143
Tabla 5-27. Ubicación de los puntos de muestreo (Coordenadas UTM, Datum WGS84 19S) para la caracterización de biota acuática en el Borde Este del Salar de Atacama	144
Tabla 5-28. Valor puntual de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025	145
Tabla 5-29. Promedios $\pm$ error estándar por sector de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025	146
Tabla 5-30. Taxonomía del ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025	153
Tabla 5-31. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	158
Tabla 5-32. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	160
Tabla 5-33. Resultados de los análisis de varianza para la diversidad de Shannon del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	162
Tabla 5-34. Resultados de los análisis de varianza para la dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	163
Tabla 5-35. Resultados de los análisis de varianza para la equitatividad de Pielou del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo	166
Tabla 5-36. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025.	167
Tabla 5-37. Taxonomía del ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025	168
Tabla 5-38. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.	172
Tabla 5-39. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	174
Tabla 5-40. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	176
Tabla 5-41. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	178
Tabla 5-42. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo	180
Tabla 5-43. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025	181
Tabla 5-44. Taxonomía del ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.	182

Tabla 5-45. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	186
Tabla 5-46. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	188
Tabla 5-47. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	190
Tabla 5-48. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	191
Tabla 5-49. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.	193
Tabla 5-50. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.	194
Tabla 5-51. Taxonomía del ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025	195
Tabla 5-52. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	198
Tabla 5-53. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	200
Tabla 5-54. Resultados de los análisis de varianza para índice de diversidad de Shannon del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	202
Tabla 5-55. Resultados de los análisis de varianza para índice de dominancia de Simpson del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.	204
Tabla 5-56. Resultados de los análisis de varianza para índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo	206
Tabla 5-57. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025.	207
Tabla 6-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025	217
Tabla 6-2. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2024-2025	219
Tabla 6-3. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de enero 2007 - 2025	225
Tabla 6-4. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de abril 2007 - 2025	227
Tabla 6-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025.	229

Tabla 6-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025.....	231
Tabla 6-7. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025.....	234
Tabla 6-8. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapas fenológicas. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025.....	237
Tabla 6-9. Riqueza de especies presentes en los puntos de muestreo y área de estudio. Campañas 2006 a 2025	241
Tabla 6-10. Prueba de Kolmogorov-Smirnov sobre dos muestras para las variables riqueza y abundancia de flora.....	251
Tabla 6-11. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006-2025 para riqueza y abundancia de flora.....	252
Tabla 6-12. Resultado de la prueba de White para los transectos con tendencia estadística	253
Tabla 6-13. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo	260
Tabla 6-14. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior	261
Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para el pH.....	261
Tabla 6-16. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 29 puntos con tendencia significativa	264
Tabla 6-17. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo	272
Tabla 6-18. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior	273
Tabla 6-19. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para la Salinidad (CE).....	274
Tabla 6-20. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 9 puntos con tendencia significativa.....	277
Tabla 6-21. Vitalidad de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025	280
Tabla 6-22. Copa viva (%) de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025	283
Tabla 6-23. Fenología de los ejemplares de la población de algarrobos en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025	285
Tabla 6-24. Individuos de algarrobos con presencia de daño en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025.....	287
Tabla 6-25. Biomasa acumulada Total (kg)	297

Tabla 6-26. Biomasa acumulada de Fustes (kg)	298
Tabla 6-27. Biomasa acumulada de Ramas (kg).....	298
Tabla 6-28. Abundancia total de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025	303
Tabla 6-29. Indicadores generales de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres por sector. Campañas 2006-2025.....	307
Tabla 6-30. Número de aves registradas a través de censos en ambientes acuáticos en los monitoreos 2006 – 2025	309
Tabla 6-31. Abundancia promedio de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025.....	324

Figuras

Figura 4-1 Ubicación del área de estudio y sus vértices	44
Figura 4-2 Distribución de puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama	46
Figura 4-3 Vegetación en mosaico y su representación cartográfica. Ejemplo de pradera de <i>Distichlis spicata</i>	51
Figura 4-4 Ubicación de puntos de muestreo de vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero.....	54
Figura 4-5 Ubicación de los puntos de monitoreo de flora	57
Figura 4-6 Distribución de los individuos de Algarrobo	61
Figura 4-7 Distribución de los individuos de Algarrobo	65
Figura 4-8 Distribución de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar .	71
Figura 4-9. Ubicación de los puntos de muestreo de transectos y censos	76
Figura 4-10. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Vegas de Carvajal	77
Figura 4-11. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Cruce Camar	78
Figura 4-12. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Aguas de Quelana	79
Figura 4-13. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Cruce SQM.....	80
Figura 4-14. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Peine.....	81

Figura 4-15. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Soncor.....	84
Figura 4-16. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Aguas de Quelana	85
Figura 4-17. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Peine	86
Figura 4-18. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Soncor	95
Figura 4-19. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Aguas de Quelana	96
Figura 4-20. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Peine..	97
Figura 4-21. Registros fotográficos del muestreo de biota acuática en lagunas del Salar de Atacama.	101
Figura 5-1 Superficie (ha) de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama	106
Figura 5-2 Vitalidad de las formaciones vegetacionales en el Borde Este del Salar de Atacama.....	107
Figura 5-3 Proporción de porcentaje de copa viva de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama	108
Figura 5-4 Fenología de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama	109
Figura 5-5 Estado vital de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente	110
Figura 5-6 Porcentaje de copa viva de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente	111
Figura 5-7 Fenología de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente	112
Figura 5-8 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación – acuífero, por categorías de cobertura de la unidad vegetacional. Campañas de enero y abril de 2025	113
Figura 5-9 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación-acuífero, por categorías de vitalidad de la vegetación. Campañas de enero y abril de 2025	114
Figura 5-10 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación-acuífero, por porcentaje de copa viva. Campañas de enero y abril de 2025	114
Figura 5-11 Participación de las categorías fenológicas en los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación-acuífero en las Campañas de enero y abril de 2025	115
Figura 5-12 Regresión lineal entre los datos de pH obtenida entre laboratorios.....	122
Figura 5-13 Comparación del pH obtenido entre laboratorios por punto de monitoreo	122
Figura 5-14 Comparación de la conductividad eléctrica (dS/m) obtenida entre laboratorios	125
Figura 5-15 Comparación de la CE obtenida entre laboratorios por punto de monitoreo	125
Figura 5-16 Vitalidad previa al desprendimiento de los individuos desaparecidos	127

Figura 5-17 Vitalidad de los ejemplares de <i>Neltuma alba</i> (Algarrobos).....	128
Figura 5-18 Proporción (%) de copa viva de ejemplares de <i>Neltuma alba</i> (Algarrobos).....	128
Figura 5-19 Fenología en los ejemplares de <i>Neltuma alba</i> (Algarrobos).....	129
Figura 5-20 Presencia de daño en los ejemplares de <i>Neltuma alba</i> (Algarrobos)	129
Figura 5-21 Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) y mediodía (Ψ_{md}) en las campañas 2025	130
Figura 5-22 Conductancia estomática (gs), campañas 2025	131
Figura 5-23 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C	131
Figura 5-24 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C	132
Figura 5-25 Comparación de la conductancia estomática (gs) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C	132
Figura 5-26 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería	133
Figura 5-27 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería	133
Figura 5-28 Comparación de la conductancia estomática (gs) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería	134
Figura 5-29 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos con y sin riego.....	134
Figura 5-30 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos con y sin riego.....	135
Figura 5-31 Comparación de la conductancia estomática (gs) para individuos con y sin riego.....	135
Figura 5-32 Registros trimestrales de árboles del género <i>Neltuma</i> para estimación de biomasa ...	136
Figura 5-33 Número de individuos por rango Dbe, altura media y área basal.	137
Figura 5-34 Número de individuos por rango Dbe, vástagos promedio (A) y proporción de individuos mono y plurifustales (B).....	137
Figura 5-35 Número de individuos por rango Dbe y área de copa	138
Figura 5-36 Biomasa de los componentes del árbol por trimestre	139
Figura 5-37 Biomasa de los componentes del árbol por trimestre	140
Figura 5-38. Temperatura medida in situ en la columna de agua durante la campaña de 2025	152
Figura 5-39. pH medido <i>in situ</i> en la columna de agua durante la campaña de 2025	153

Figura 5-40. Oxígeno disuelto medido <i>in situ</i> en la columna de agua durante la campaña de 2025	154
Figura 5-41. Conductividad eléctrica medida <i>in situ</i> en la columna de agua durante la campaña de 2025	155
Figura 5-42. Salinidad medida <i>in situ</i> en la columna de agua durante la campaña de 2025	156
Figura 5-43. Clorofila-a por estación de muestreo durante la campaña de 2025	157
Figura 5-44. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	160
Figura 5-45. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	161
Figura 5-46. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	162
Figura 5-47. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	163
Figura 5-48. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	164
Figura 5-49. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	165
Figura 5-50. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	166
Figura 5-51. Diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	167
Figura 5-52. Diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	168
Figura 5-53. Dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	169
Figura 5-54. Dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	170
Figura 5-55. Equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025	171
Figura 5-56. Equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	172
Figura 5-57. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	175

Figura 5-58. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	176
Figura 5-59. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	177
Figura 5-60. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	178
Figura 5-61. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	179
Figura 5-62. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	180
Figura 5-63. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	181
Figura 5-64. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	182
Figura 5-65. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	183
Figura 5-66. Índice de dominancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	184
Figura 5-67. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	185
Figura 5-68. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025	186
Figura 5-69. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025	187
Figura 5-70. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025	189
Figura 5-71. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025	190
Figura 5-72. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	191
Figura 5-73. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025	192
Figura 5-74. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025	193

Figura 5-75. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025.....	194
Figura 5-76. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	195
Figura 5-77. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025.....	196
Figura 5-78. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	197
Figura 5-79. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025.....	198
Figura 5-80. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	198
Figura 5-81. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025.....	199
Figura 5-82. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	200
Figura 5-83. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025.....	202
Figura 5-84. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025.....	202
Figura 5-85. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	203
Figura 5-86. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025.....	204
Figura 5-87. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	205
Figura 5-88. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025.....	206
Figura 5-89. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	207
Figura 5-90. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025.....	208
Figura 5-91. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	209

Figura 5-92. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025	210
Figura 5-93. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	211
Figura 5-94. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025	212
Figura 5-95. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025.....	213
Figura 6-1 Categorías de vitalidad de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Evolución temporal campañas 2006 – 2025.....	217
Figura 6-2 Proporción del porcentaje de copa viva de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Campañas abril 2006 – 2025	220
Figura 6-3 Fenología de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Resultados Históricos. Campañas 2006 – 2025	222
Figura 6-4 Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025.....	226
Figura 6-5 Estado vital de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025	228
Figura 6-6 Porcentaje de copa viva de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025	229
Figura 6-7 Fenología de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025	231
Figura 6-8 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025	234
Figura 6-9 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión - acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero - abril de 2008 – 2025	239
Figura 6-10 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025	242
Figura 6-11 Frecuencia de puntos de monitoreo en la zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de fenología. Campañas de abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025.....	245
Figura 6-12 Riqueza florística en el transecto 1, periodo 2006 – 2025	251
Figura 6-13 Precipitaciones acumuladas en el periodo 2007 – 2025.....	Error! Marcador no definido.
Figura 6-14 Riqueza florística en el transecto 2, periodo 2006 – 2025	252
Figura 6-15 Riqueza florística en el transecto 3, PERIODO 2006 – 2025	253
Figura 6-16 Riqueza florística en el transecto 4, periodo 2006 – 2025	253
Figura 6-17 Riqueza florística en el transecto 5, periodo 2006 – 2025	254

Figura 6-18 Riqueza florística en el transecto 6, periodo 2006 – 2025	255
Figura 6-19 Riqueza florística en el transecto 7, periodo 2006 – 2025	255
Figura 6-20 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de riqueza en 2025.....	259
Figura 6-21 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de abundancia en 2025	259
Figura 6-22 pH según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025.....	260
Figura 6-23 Comparación del pH actual según laboratorio Agroanálisis UC con el obtenido en años anteriores	262
Figura 6-24 Rangos históricos de pH versus valor reportado en 2025	264
Figura 6-25 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de pH en 2025	271
Figura 6-26 Conductividad Eléctrica según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025	272
Figura 6-27 Comparación de la conductividad eléctrica (dS/m) actual con la obtenida en años anteriores	274
Figura 6-28 Rangos históricos de conductividad eléctrica y las mediciones reportado en 2025.....	276
Figura 6-29 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de CE en 2025	283
Figura 6-30 Tendencia de la Vitalidad de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025	286
Figura 6-31 Tendencia de la copa viva (%) de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025	289
Figura 6-32 Tendencia del estado fenológico de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025	291
Figura 6-33 Proporción (%) del tipo de daño en individuos de algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025	293
Figura 6-34 Precipitación anual acumulada vs número de ejemplares de algarrobo por categoría de vitalidad en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 - 2025	296
Figura 6-35 Modificación de los escurrimientos superficiales en el sector de Camar.....	296
Figura 6-36 Número de ejemplares en la categoría Crecimiento normal y Excepcionalmente vigoroso, desaparecidos por año de monitoreo y su relación con las precipitaciones en la zona	297
Figura 6-37 Temperatura media de los meses de verano (diciembre – marzo) en las estaciones Peine – DGA (azul) y Camar – INIA (rojo)	298
Figura 6-38 Temperatura media de los meses de verano (diciembre – marzo) y número de ejemplares de algarrobos según vitalidad en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 - 2025	299
Figura 6-39 Evolución temporal, potencial hídrico en pre-alba en las series A y B, desde 2020 a 2025	300

Figura 6-40 Evolución temporal, potencial hídrico de mediodía de las series A y B, desde 2020 a 2025	300
Figura 6-41 Evolución temporal, conductancia estomática para las series A y B, desde 2020 a 2025	301
Figura 6-42 Promedio de la biomasa de Hojas (kg) por monitoreo	305
Figura 6-43. Abundancia de especies de flamencos en el Sistema lacustre Soncor. Campañas 2006 – 2025 (año 2020 no censado).....	317
Figura 6-44. Abundancia de otras especies de aves (no flamencos) en el Sistema lacustre Soncor. Campañas 2006 – 2025 (año 2020 no censado)	318
Figura 6-45. Abundancia de flamencos en el sistema lacustre Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025. (Año 2020 no censado)	320
Figura 6-46. Abundancia de aves acuáticas (no flamencos) en el sistema lacustre Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025.	321
Figura 6-47. Abundancia de flamencos en Sistema lacustre Peine. Campañas 2006 – 2025.....	323
Figura 6-48. Abundancia de especies diferentes a los flamencos en el Sistema Peine. Campañas 2006 – 2025.....	324
Figura 6-49. Abundancia de micromamíferos en los sectores de estudio. Campañas 2006 – 2025	325
Figura 6-50. Abundancia de micromamíferos por tipo de hábitat. Campañas 2006 – 2025.....	326
Figura 6-51. Abundancia de micromamíferos en los sectores de estudio. Campañas 2006 – 2025	327
Figura 6-52. Porcentaje de visitas de macromamíferos en el sector Vega de Carvajal. Campañas 2006 – 2025.....	328
Figura 6-53. Porcentaje de visitas de macromamíferos en el sector Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025.....	328
Figura 6-54. Registros positivos en los diferentes ambientes. Campañas 2006 – 2025.....	329
Figura 6-55. Abundancia de reptiles en el área de estudio. Campañas 2006 – 2025	331
Figura 6-56. Abundancia promedio de reptiles por sector de estudio. Campañas 2006 – 2025	332
Figura 6-57. Abundancia promedio de reptiles por hábitat en el área de estudio. Campañas 2006 – 2025.....	333
Figura 6-58. Temperaturas históricas promedio ($\pm ee$) por sector	336
Figura 6-59. pH histórico promedio ($\pm ee$) por sector	337
Figura 6-60. Oxígeno disuelto histórico promedio ($\pm ee$) por sector	338
Figura 6-61. Conductividad eléctrica histórica promedio ($\pm ee$) por sector	339

Figura 6-62. Salinidad histórica promedio ($\pm ee$) por sector	340
Figura 6-63. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de fitoplancton por sector	343
Figura 6-64. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector	344
Figura 6-65. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector	345
Figura 6-66. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector	346
Figura 6-67. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector	347
Figura 6-68. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector	348
Figura 6-69. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de fitobentos por sector	349
Figura 6-70. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector	350
Figura 6-71. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector	351
Figura 6-72. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector	351
Figura 6-73. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector	352
Figura 6-74. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector	353
Figura 6-75. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de zooplancton por sector	354
Figura 6-76. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector	355
Figura 6-77. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector	356
Figura 6-78. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector	356
Figura 6-79. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector	357
Figura 6-80. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector	358
Figura 6-81. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de zoobentos por sector	360
Figura 6-82. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector	361

Figura 6-83. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector	361
Figura 6-84. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector	362
Figura 6-85. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector	363
Figura 6-86. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector	363

Anexos

Anexo 1. Responsables y participantes del seguimiento ambiental	
Anexo 2. Documentos de Respaldo monitoreo 2025	
Anexo 3. Mapa de vegetación Borde Este	
Anexo 4. Mapa de vegetación trimestral 2025	
Anexo 5. Base de datos Vegetacional	
Anexo 6. Base de datos monitoreo zona de conexión	
Anexo 7. Base de datos florística de terreno	
Anexo 8. Informes de Resultados de Análisis de suelo – Laboratorio ETFA	
Anexo 9. Informes de Resultados de Análisis de suelo – Laboratorio Agroanálisis UC	
Anexo 10. Protocolo de análisis de tendencias de variables ambientales e informes de análisis de metodologías de monitoreo CE y pH	
Anexo 11. Base de datos monitoreo de Algarrobos	
Anexo 12. Registro fotográfico de Algarrobos	
Anexo 13. Informes de Fisiología de Algarrobos	
Anexo 14. Informes de Biomasa de Algarrobos	
Anexo 15. Permiso sectorial de captura de fauna	
Anexo 16. Registro fotográfico de fauna silvestre	
Anexo 17. Catastro y abundancia de vertebrados	
Anexo 18. Certificado de laboratorio de muestras de agua y sedimento	
Anexo 19. Permiso de pesca de investigación	
Anexo 20. Registro fotográfico de sitios de muestreo de biota acuática	

1. Resumen

Este informe presenta los resultados de la campaña N° 19 del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico (PSAB) correspondiente al año 2025. El monitoreo abarca los siguientes subcomponentes: vegetación, flora vascular, fauna, biota Acuática y calidad de agua, según lo establecido en la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) N° 226/2006 de la Comisión Regional del Medio Ambiente para el proyecto “Cambios y Mejoras en la Operación Minera del Salar de Atacama” de SQM Salar SpA.

El PSAB se diseñó con base los resultados de la línea de base y los potenciales efectos del proyecto sobre los sistemas ambientales presentes en el borde este del salar de Atacama. Constituyendo una herramienta clave para el Plan de Contingencias y para evaluar el estado ambiental y el funcionamiento hidrogeológico y biótico de los sistemas protegidos en el Salar de Atacama.

Su objetivo principal es informar sobre la evolución temporal de los subcomponentes bióticos definidos, identificando oportunamente posibles cambios en ellos, a fin de detectar efectos no previstos en la evaluación ambiental.

El monitoreo anual se realiza en dos campañas: en enero, centrada en la vegetación de la zona de conexión vegetación-acuífero; y en abril, enfocada en la vegetación, flora, fauna y biota acuática del Borde Este. Además, se incluyen estudios comprometidos en el Programa de Cumplimiento (PdC) aprobado por la SMA en 2022, como los monitoreos trimestrales de vegetación, la evaluación de biomasa y fisiología de algarrobos.

A continuación, se presentan los principales resultados del seguimiento realizado en 2025 para cada subcomponente.

1.1 Flora y vegetación

El análisis se basa en el muestreo periódico realizado cada abril en el área de estudio. Para la vegetación, se evalúa la cobertura de las formaciones mediante imágenes satelitales de alta resolución, complementadas con registros en terreno. En el caso de la flora, se determina la riqueza y abundancia de especies a través de una red de puntos de muestreo distribuidos en siete transectos orientados de Este a Oeste en el Borde Este del Salar de Atacama.

1.1.1 Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales de alta resolución

La superficie cubierta por vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama se monitorea mediante un mapa anual elaborado con el método de Cartografía de Ocupación de Tierras (COT). Para ello, se utiliza una imagen satelital de alta resolución capturada en abril y se complementa con la descripción en terreno de 99 puntos de muestreo definidos en la RCA N° 226/2006, los que se utilizan para caracterizar las unidades homogéneas de vegetación (o polígonos), donde estos se emplazan.

Durante la campaña de abril 2025, se evaluaron variables como cobertura, vitalidad, porcentaje de copa viva y estado fenológico de las especies dominantes de cada una de las 99 unidades de vegetación. Los resultados indican que el 72,73% de las muestras se clasifican en la categoría Crecimiento normal, mientras que las categorías Débil y Muy débil alcanzan el 14,14% y 11,11%, respectivamente, manteniendo la tendencia histórica.

En cuanto a la copa viva, la mayor proporción de unidades se concentra en los rangos 25–50% (31,31%) y 50–75% (28,28%), seguidos por 5–25% (23,23%). Las categorías extremas, <5% y 75–100%, representan el 8,08% y 7,07% de las muestras.

Respecto a la fenología, predominan los estados de crecimiento vegetativo (40,40%) y fructificación (39,39%), en concordancia con los registros históricos.

La superficie total cubierta con vegetación alcanza 14.091,04 ha, donde el matorral de *Tessaria absinthoides* (brea) es la formación dominante (51,89%; 7.312,50 ha), seguido por la pradera de *Distichlis spicata* (grama salada) (16,30%; 2.296,66 ha) y el matorral de *Atriplex atacamensis* – *Atriplex imbricata* (cachiyuyo – ojaral) (12,79%; 1.801,88 ha).

Otras formaciones presentan menor cobertura: pajonal de *Juncus balticus* – *Schoenoplectus americanus* – *Baccharis juncea* (9,83%; 1.384,70 ha), matorral de *Tiquilia atacamensis* (káuchal) (6,09%; 858,71 ha) y matorral de *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora* (rica rica – pingo pingo) (3,10%; 436,59 ha). La pradera de *Silvaea sp*¹. (lukupa) no se registró en 2025, dado que su aparición depende de precipitaciones excepcionales en el invierno altiplánico.

En síntesis, la cobertura y las condiciones de la vegetación se mantienen dentro de los rangos históricos, sin evidenciar efectos no previstos sobre el ecosistema.

1.1.1.1 Monitoreo trimestral de la vegetación

El análisis integrado del estado de vitalidad, el porcentaje de copa viva y el estado fenológico de las unidades de vegetación monitoreadas durante 2025 evidencia un comportamiento estacional acorde con la dinámica natural de las especies del Salar, adaptadas a condiciones de aridez extrema. Durante el primer semestre, las unidades mostraron mejores condiciones estructurales y fisiológicas, con una alta proporción en categorías de crecimiento activo y con presencia de estructuras reproductivas. Abril destacó como el periodo de mayor actividad fenológica, con un incremento significativo en floración y fructificación.

En contraste, los registros correspondientes al invierno y comienzos de la primavera muestran una disminución del vigor, expresada en una mayor proporción de unidades en categorías de baja vitalidad, junto con una reducción marcada del porcentaje de copa viva. Estos cambios coinciden con la menor disponibilidad hídrica y las bajas temperaturas propias de la estación.

En conjunto, las variables evaluadas confirman que la vegetación monitoreada mantiene un estado fisiológico y estructural dentro de los rangos esperados, sin evidenciar procesos de deterioro progresivo ni alteraciones relevantes del ciclo anual. Por lo tanto, la variabilidad observada en 2025 se considera parte del patrón estacional normal del ecosistema del Salar de Atacama y coherente con los antecedentes históricos registrados en monitoreos previos.

1.1.2 Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero

Para el seguimiento de la vegetación en la zona de conexión vegetación–acuífero, se evalúan las especies dominantes, la cobertura, la vitalidad, el porcentaje de copa viva y la etapa fenológica en 19 muestras fijas

¹ Ex *Cistanthe sp.*

de matorral de *Tessaria absinthioides* (brea) durante los meses de enero y abril, conforme a lo establecido en el considerando 10.3.2 letra d) de la RCA N° 226/2006.

El análisis histórico confirma que la composición de especies se mantiene estable entre ambos monitoreos, con presencia recurrente de *Tessaria absinthioides*, *Distichlis spicata* y *Atriplex atacamensis*. En 2025, *Tessaria absinthioides* destacó como especie dominante en 18 puntos tanto en enero como en abril. Le siguió *Distichlis spicata*, dominante en 11 puntos en enero y 9 en abril, evidenciando una leve disminución. En menor proporción, *Atriplex atacamensis* fue dominante en 4 puntos en enero y 3 en abril.

Respecto a la cobertura, las categorías más frecuentes históricamente corresponden a Muy abierta y Abierta, con un promedio conjunto de 78,38%. En 2025, enero presentó frecuencias dominantes en Muy abierta y Abierta (36,84% cada una), seguido por Semidensa (21,05%). En abril, predominó Muy abierta (47,37%), seguida por Abierta (31,58%). No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre ambos periodos.

En cuanto a la vitalidad, la categoría Crecimiento normal fue la más frecuente (78,95% en enero y 89,47% en abril), seguida por Débil (21,05% en enero y 10,53% en abril), resultados que se encuentran dentro de los rangos históricos.

Respecto al porcentaje de copa viva, históricamente enero presenta mayores proporciones en categorías altas (50–75% y 75–100%) en comparación con abril, reflejando una mayor expresión de follaje verde. Para 2025, ambos meses se mantuvieron dentro de los valores históricos, predominando las categorías medias (25–50% y 50–75%).

Finalmente, la fenología mostró en enero un predominio de Floración (57,89%) seguido por Crecimiento vegetativo (42,11%). En abril, se observó un cambio hacia Crecimiento vegetativo (47,37%) y Fructificación (31,58%). Este patrón coincide con la tendencia histórica, donde la fructificación aumenta en abril conforme avanza el ciclo fenológico.

1.1.3 Monitoreo de la flora vascular

El monitoreo de la flora del Borde Este del salar de Atacama se realiza mediante el monitoreo de siete transectos orientados de este a oeste dispuestos sobre la franja de vegetación presente en el sector. Cada uno de los siete transectos poseen un número variable de puntos de muestreo, los que se ubican sistemáticamente cada 300 m entre sí, llegando a un total de 75. En cada punto de muestreo se levantan cinco parcelas de 4 m², lo que representa un total de 375 parcelas para la caracterización de la flora.

En cada punto de muestreo se registra la frecuencia y la riqueza de especies (dentro y fuera de parcela) y, además, se obtienen muestras de suelo para la caracterización del sustrato, midiendo en laboratorio la conductividad eléctrica (salinidad) y el pH del suelo.

La caracterización química del sustrato (pH y salinidad) considera la toma y análisis de muestras por la Entidad Técnica de Fiscalización Ambiental (ETFA) ALS Life Sciences Chile. Adicionalmente, se enviaron muestras al laboratorio Agroanálisis UC, el cual se realiza de forma complementaria para dar cumplimiento al análisis histórico de las variables.

La riqueza florística identificada durante las prospecciones de terreno en el Borde Este del Salar de Atacama se ha mostrado relativamente estable entre las campañas 2006 – 2025. En la campaña 2025 se registró

una riqueza florística de 19 taxa, de los cuales 15 fueron observados dentro de los puntos de monitoreo y 4 fuera de ellos mediante colectas libres. Estos taxa se agrupan en 12 familias, destacando Chenopodiaceae como la de mayor número de registros. En cuanto al hábito de crecimiento, predominan los arbustos y las hierbas perennes. Respecto al origen biogeográfico, la mayoría de las especies son nativas (15 taxa) y 4 son endémicas.

Se detecta en los transectos a *Nitrophila atacamensis*, especie bajo la categoría de amenaza “En Peligro” desde el año 2019 conforme con el D.S. N° 23/2019 del Ministerio de Medio Ambiente, de acuerdo con el 15° proceso de Clasificación de Especies Silvestres (RCE).

Las especies más frecuentes en los puntos de muestreo corresponden a *Tessaria absinthioides* registrada en 32 puntos de muestreo (42,67% del total), *Distichlis spicata*, presente en 20 puntos de muestreo (26,67% del total) *Atriplex atacamensis* en 7 puntos (9,33% del total) y *Nitrophila atacamensis* registrado en 5 puntos de monitoreo (6,67% del total).

Según la caracterización química del sustrato realizada por la ETFA en 2025, el pH de los puntos de muestreo se ubica principalmente entre 8,5 y 9,0, clasificándose como fuertemente alcalino. Respecto a la salinidad, la mayoría de los suelos presentan conductividades eléctricas superiores a 6,07 dS/m, lo que corresponde a la categoría “fuertemente salino”. Los valores más altos se registran en los matorrales de *Tessaria absinthioides* del Borde Este del salar, en concordancia con el gradiente que disminuye hacia el núcleo.

1.1.4 Monitoreo de Algarrobos

Según lo establecido en la RCA N° 226/2006 (letra d, Considerando 10.3.2.2), el PSAB contempla el monitoreo anual de 71 ejemplares de algarrobo (*Neltuma alba*) ubicados en los alrededores del ex pozo Camar-2, actualmente desmantelado y fuera de operación. Cada abril se evalúa el estado de vitalidad y el porcentaje de copa viva de estos individuos. Adicionalmente, conforme a la Acción 23 del Programa de Cumplimiento aprobado por la SMA (Res. Ex. N° 38/ROL F-041-2016, agosto 2022), se incorporan mediciones fisiológicas (potencial hídrico y conductancia estomática), estimación de biomasa aérea y registro de daños por agentes animales o antrópicos. Estas evaluaciones se analizan considerando variables climáticas, como las precipitaciones, para determinar el estado vital y sanitario de la población.

Del total de 71 individuos considerados en el monitoreo, 15 fueron reportados como desaparecidos en campañas anteriores por aluviones en la quebrada de Camar asociados a lluvias estivales. Actualmente, es posible evaluar en terreno 56 ejemplares que permanecen en pie.

La evaluación de la vitalidad de los individuos en pie durante el periodo 2025 indica que el 66,07% (37 árboles) se encuentran secos, mientras que el 33,93% restante (19 árboles) presenta crecimiento normal. No se registraron ejemplares en las categorías Muy débil, Débil ni Excepcionalmente vigoroso. Entre los individuos con algún grado de vigor, la mayoría exhibió follaje verde en el rango 50–75% (10 ejemplares), seguido por cinco en la categoría 75–100% y dos en las categorías 25–50% y 5–25%, respectivamente. Los ejemplares secos no presentaron follaje durante el periodo. Desde el punto de vista fenológico, todos los individuos con vitalidad mostraron crecimiento vegetativo, sin presencia de flores ni frutos, mientras que los individuos secos se clasificaron como senescentes.

En la evaluación del daño por agentes externos, 14 individuos (25% del total evaluado) presentaron signos de daño animal, mientras que 5 no registraron daño. Este parámetro no se aplicó a los ejemplares secos.

El incremento de ejemplares secos o senescentes a lo largo del tiempo podría estar asociado a la modificación natural de la red de drenaje ocurrida en 2008, que generó la reactivación de cauces de escurrimiento superficial en el lóbulo sur del abanico y el progresivo abandono del sistema de cauces en el sector norte y centro de la población de algarrobos (Hidroestudios, 2020). Estos últimos han evidenciado mayor deterioro en su vitalidad y una disminución en la proporción de copa viva. Asimismo, se han registrado aluviones en la quebrada (2012, 2017 y 2019), los cuales desprendieron ejemplares debido a la fuerte escorrentía y arrastre de material generado por precipitaciones estivales. Adicionalmente, la población ha sido afectada por el constante ramoneo de burros asilvestrados, que se alimentan de brotes y ramillas nuevas, provocando una merma en el crecimiento de los individuos.

1.1.4.1 Fisiología

Durante 2025, los parámetros fisiológicos de los algarrobos mostraron una marcada variación estacional, con menores niveles de estrés hídrico en verano y primavera, evidenciados por valores de potencial hídrico (en pre-alba y medio día) menos negativos en enero y octubre. La conductancia estomática fue mayor en verano y otoño, y disminuyó en invierno, lo que sugiere una respuesta adaptativa para reducir la transpiración en periodos más secos.

Los algarrobos de la serie A presentaron un mejor desempeño fisiológico respecto de las series B-C, con mayor conductancia estomática durante todo el año y un manejo más eficiente del estrés hídrico en periodos específicos. De manera similar, los individuos ubicados aguas abajo de la tubería y aquellos con riego mostraron mejores condiciones hídricas y mayor actividad fotosintética en comparación con sus respectivos grupos de referencia.

Respecto al análisis temporal del potencial hídrico y de la conductancia estomática entre 2020 y 2025, se evidenció una marcada estacionalidad en ambos parámetros, con valores máximos registrados de forma consistente en octubre y mínimos en julio. En general, el potencial hídrico de pre-alba presentó valores más altos que los medidos al mediodía, reflejando diferencias en el estado hídrico de los árboles según el momento del día.

Previo al inicio del riego, los individuos de la serie B presentaron valores de potencial hídrico y conductancia estomática similares o superiores a los de la serie A, influenciados por aportes hídricos locales. Tras la implementación del riego en la serie A, se observó un aumento sostenido del potencial hídrico y de la conductancia estomática en esta serie, superando en la mayoría de las campañas a la serie B.

1.1.4.2 Biomasa

Respecto a la biomasa de la población de algarrobos, se estimaron las existencias en cuatro de las cinco series presentes (A, B, C y D), en cuatro momentos del año: enero, abril, julio y octubre. La estimación de este parámetro se realizó a ejemplares vivos y secos, en pie dentro de la quebrada. En los árboles, se midieron distintas variables dendrométricas como diámetro máximo de la copa, diámetro de copa a los 90°, altura total de los individuos, diámetro basal equivalente, diámetro a la altura del pecho, número y largo del vástago, entre otras. Estos parámetros se incorporaron en modelos de regresión obtenidos de la literatura para el género *Neltuma* (ex *Prosopis*), considerando sus características de hábito de crecimiento y vitalidad. Además, los parámetros dendrométricos y de biomasa aérea obtenidos se compararon con la información disponible de mediciones anteriores.

Para la caracterización de la población se utilizaron los datos más recientes obtenidos en terreno, correspondiente al monitoreo de octubre de 2025. Estos datos indican que la mayor parte de los ejemplares se concentra en las clases diamétricas menores (0-5 cm Dbe) y exhiben alturas promedio inferiores a 50 cm. Únicamente <10% de los individuos superan los 20 cm de diámetro basal equivalente, llegando hasta una altura máxima de 6,3 m. Cerca del 75% de los árboles presenta estructura plurifustal, con entre 2 y 30 vástagos por individuo. El área basal acumulada (calculada a partir del Dbe) de la población es baja, alcanzando sólo los 2,7663 m² para el total de la población, concentrándose (60,0%) en cinco individuos de gran tamaño (Dbe>50 cm). El área promedio de copa varía entre 0,06 y 115,57 m², siendo los valores superiores correspondientes a los árboles de mayor porte.

La biomasa aérea total registrada en la población en el último monitoreo (mes de octubre) es de 8.606,74 kg, distribuida entre 124 árboles vivos (98%) y 73 secos (2%), con un promedio de 43,7 kg por árbol. El 78,3% de la biomasa corresponde a seis ejemplares monofustales grandes (diámetros: 46,2-72,91 cm; alturas: 2,4-6,3 m). La distribución de la biomasa en individuos vivos se distribuye de la siguiente manera: 9,9% de la biomasa corresponde al fuste, 87,3% a ramas y 2,8% a hojas.

Entre abril de 2022 y octubre de 2025, la biomasa de la población mostró variaciones significativas en las fracciones de individuos “Vivos”, “Secos” y en el Total. En este periodo, la biomasa total de individuos vivos aumentó 3.956,06 kg (88,3%), mientras que la de individuos secos disminuyó 106,11 kg (38,2%); en conjunto, la biomasa total se incrementó en 3.849,95 kg (80,9%). De forma consistente, la biomasa acumulada de fustes también presentó cambios relevantes: en individuos vivos aumentó 36,31 kg (4,6%), en secos disminuyó 17,84 kg (28,1%) y en el total aumentó 18,47 kg (2,2%). En el caso de las ramas, la biomasa acumulada en individuos vivos aumentó 5.666,23 kg (371,0%), mientras que en individuos secos disminuyó 15,67 kg (26,9%); la biomasa total de ramas aumentó 5.650,56 kg (356,4%). Asimismo, la biomasa acumulada de hojas en individuos vivos mostró un incremento de 21,67 kg (10,4%) entre la primera y última medición.

En cuanto a la biomasa, la mayor proporción de biomasa aérea se localiza en ramas, seguidas por fustes y hojas. En conjunto, los resultados muestran ajustes compensatorios en la estructura de la biomasa, lo cual se encuentra dentro de la variabilidad registrada en reportes anteriores con aumentos significativos en hojas y en el diámetro basal equivalente, mientras que las reducciones observadas en biomasa total, altura y área basal no fueron estadísticamente significativas. Estos patrones sugieren que los individuos priorizan el mantenimiento de funciones fotosintéticas y el engrosamiento basal por sobre el crecimiento en altura o la acumulación de biomasa total.

1.2 Monitoreo de Fauna

El Plan de Seguimiento Ambiental Biótico (PSAB) realizado por SQM Salar SpA., consigna para el subcomponente fauna, el monitoreo de los animales silvestres en el Borde Este del Salar de Atacama y de la avifauna acuática en los Sistemas Lacustres de Soncor, Aguas de Quelana y Peine. Esta actividad se realiza anualmente durante el mes de abril, con la finalidad de elaborar un listado faunístico y estimar la abundancia de los distintos grupos de fauna. La RCA N° 226/2006 presenta una tabla de ubicación con los transectos para reptiles y aves terrestres (Tabla N° 16), definiendo así los puntos de muestreo a realizar en los sectores de Vega de Carvajal, Cruce Camar, Aguas de Quelana, Cruce SQM y Peine. Los hábitats identificados como relevantes para este componente, y en los cuales se establecen estos puntos de muestreo con distintas metodologías son los siguientes: hábitat de Rica rica – Pingo pingo, Brea – Cachiyuyo, pajonal, marginal salar y salar, mientras que para las aves acuáticas se consideran 25 puntos de censo en los distintos cuerpos de

agua existentes en los Sistemas Lacustres de Soncor, Aguas de Quelana y Peine mencionados anteriormente. Durante la campaña reportada, no se obtuvieron los permisos necesarios para ingresar al Sistema Peine, por lo que no fue posible realizar los censos y transectos correspondientes. Una situación similar se presentó en el Sistema Soncor, donde solo se autorizó el monitoreo en el Canal Burro Muerto, restringiéndose el acceso a las lagunas Puilar, Chaxa y Barros Negros para la campaña de abril 2025. Dada la restricción para estas lagunas, se incluyeron los datos de censo de la campaña de julio 2025 (temporada de invierno), en las lagunas Puilar, Chaxa y Barros Negros, donde se contó con la autorización para el acceso a estos sectores. Todos los documentos que autorizan o prohíben el ingreso a estos sectores se presentan en el anexo 2.

Los resultados de riqueza obtenidos durante el presente monitoreo registran un total de 15 especies, de las cuales 1 corresponde a la clase reptiles, 10 especies de aves, y 4 especies de mamíferos. Todas las especies registradas son nativas, siendo una de ellas endémica, es decir, su distribución natural se restringe únicamente a nuestro territorio nacional. De las especies detectadas, 8 se encuentran clasificadas en alguna categoría de conservación según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE), donde 5 de estas se encuentran clasificadas en alguna categoría de amenaza o casi amenaza.

1.2.1 Reptiles

El análisis para la clase Reptilia en el periodo 2025, registra a través de la metodología de transectos una riqueza de 1 especie: La lagartija de Fabián (*Liolaemus fabiani*). Esta fue registrada en el hábitat de pajonal y marginal salar en los 4 sectores prospectados: Vegas de Carvajal, Cruce Camar, Cruce SQM y Aguas de Quelana.

1.2.2 Aves

En cuanto a las aves, se registró un total de 10 especies durante la campaña de abril 2025, distribuidas en ambientes terrestres y/o acuáticos.

A través de la metodología de transectos, fue posible identificar solo una especie asociada a ambientes terrestres y cercanas a cuerpos de agua. Por otra parte, respecto a la avifauna presente en ambientes acuáticos fue posible detectar mediante censos, la presencia de 10 especies pertenecientes a los órdenes Anseriformes, Phoenicopteriformes, Charadriiformes y Passeriformes.

1.2.3 Mamíferos

Se identificaron 4 especies de mamíferos, de los cuales 1 corresponde a micromamíferos no fosoriales, un micromamífero fosorial y 2 macromamíferos. No se registraron especies exóticas ni domésticas.

El micromamífero no fosorial detectado en la presente campaña corresponde al ratón andino (*Abrothrix andinus*), detectando a solo 1 individuo en el sector Vegas de Carvajal, en el ambiente pajonal. Por otra parte, se registró 1 micromamífero fosorial, el tuco tuco de Atacama (*Ctenomys fulvus*), el cual se detectó en Vega de Carvajal, Cruce Camar, Aguas de Quelana y Cruce SQM, a partir del registro de madrigueras activas/inactivas y/o vocalizaciones.

En el caso de los macromamíferos, se registró el zorro chilla (*Lycalopex griseus*) y el zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), además de registros indeterminados de zorro (*Lycalopex sp.*). Ambos fueron detectados en el sector Vega de Carvajal y Aguas de Quelana, en los hábitats de Rica rica – Pingo pingo, y Brea – Cachiuyo. Estos

registros se evidenciaron tanto a través de las estaciones olfativas (trampas de huellas o “huelleros”), así como mediante trampa cámara, siendo identificados a nivel de especie solo mediante esta última metodología.

1.3 Monitoreo de Biota acuática

El área de estudio considera la evaluación de los sistemas hidrológicos de Soncor, Aguas de Quelana y Peine. En cada sistema se realiza una evaluación de la calidad del agua en base a sus características fisicoquímicas y bióticas. La caracterización de la calidad de agua es llevada a cabo por una entidad ETFA (ALS Global) en cumplimiento de la normativa legal vigente (D.S. 38/2013 MMA). La evaluación de la biota acuática es realizada de acuerdo con lo establecido en la RCA 226/2006.

En concordancia con su naturaleza, los cuerpos de agua se caracterizan por sus rasgos hipersalinos, baja profundidad y condiciones fisicoquímicas extremas. Entre las variables registradas se distinguen valores de pH neutros a ligeramente alcalinos, así como concentración de oxígeno disuelto que fluctúa entre niveles bajos y moderados, y conductividades altas. Las magnitudes registradas durante la campaña del 2025 son coincidentes con lo observado históricamente.

Los ensambles de microalgas estuvieron dominados por diatomeas, destacando los géneros *Achnanthes*, *Nitzschia*, *Cocconeis*, *Surirella* y *Halamphora* en el ensamble fitoplanctónico y géneros como *Planorhynchium*, *Amphora*, *Gomphonema* y *Fragilaria* en el ensamble fitobentónico. La fauna acuática estuvo caracterizada por la dominancia de una o dos familias en la mayoría de los sitios, tales como Cochliopidae, Canthocamptidae, Ephyridae, Hyalellidae y Ceratopogonidae.

En general, los índices de diversidad, dominancia y equitatividad de los ensambles evaluados en 2025 no evidenciaron diferencias significativas entre sectores, pero sí mostraron diferencias significativas entre estaciones de muestreo, asociadas principalmente a contrastes locales en la dominancia de uno o pocas taxa.

La vegetación acuática estuvo representada exclusivamente por la macrófita *Ruppia filifolia*, registrada en las estaciones Q-5 y Q-6 de Aguas de Quelana y PU-1 en la laguna Puilar.

2. Introducción

El proyecto “Cambios y Mejoras en la Operación Minera del Salar de Atacama” de SQM Salar SpA., fue aprobado mediante Resolución Exenta N° 226 el 19 de octubre de 2006 por la Comisión Regional del Medio Ambiente de la Región de Antofagasta y permite la operación actual de SQM en el Salar de Atacama. El proyecto calificado favorablemente se localiza en la región de Antofagasta, provincia El Loa, Comuna de San Pedro de Atacama en el Salar de Atacama y tiene como objetivo la producción de cloruro de potasio y salmuera rica en litio.

El proyecto tal como lo indica el Considerando 10 de la RCA N° 226/2006 contempla la ejecución de un Plan de Seguimiento Ambiental (PSA) con el objetivo de monitorear las variables hidrogeológicas y bióticas en función de los objetos de protección (sistemas ambientales). El PSA, es considerado como *“una herramienta instrumental para el Plan de Contingencias, esto es, considera el monitoreo de las variables que permitirán establecer cuando es necesario activar a desactivar el Plan de Contingencias, en función de variables hidrogeológicas (niveles) y de los componentes receptores (Biota). Adicionalmente, permitirá evaluar el estado ambiental y el funcionamiento hidrogeológico y biótico de los sistemas, información que, en caso de ser necesario, podría ser utilizada para determinar posibles causas de un deterioro ambiental de los sistemas que son objeto de protección”* (Considerando 10.1, RCA N° 226/2006).

Acorde con lo anterior, en el presente informe se exponen los resultados del Plan de Seguimiento Ambiental de la componente biótica (PSAB) correspondiente al periodo 2025 (Informe PSAB N° 19). Los subcomponentes reportados en este documento corresponden a: flora y vegetación, fauna silvestre y biota acuática. El PSAB se desarrolla en función de lo establecido en el Considerando 10.3 (Flora y vegetación), Considerando 10.4 (fauna) y Considerando 10.5 (biota acuática) de la RCA N° 226/2006 en los cuales se establecen las metodologías, parámetros y frecuencia de medición.

El objetivo principal del PSAB es dar cuenta del estado ambiental de la componente biótica del Borde Este del Salar de Atacama, en virtud de la evolución temporal de las variables estudiadas, dando énfasis en identificar oportunamente posibles cambios en ellas, con el fin de detectar la ocurrencia de efectos no previstos por el proyecto en operación.

Para establecer la condición basal, previo a la operación del proyecto se ejecutaron dos mediciones, una en noviembre de 2005 y otra en abril de 2006, las cuales permitieron determinar la frecuencia de monitoreo quedando establecido que se ejecutaría de manera anual durante el mes de abril hasta el término de la vida útil del proyecto. Por lo cual, a partir de 2007 y hasta la fecha (2025) se ha realizado el seguimiento ambiental en virtud de lo señalado en la RCA del Proyecto.

El seguimiento se realiza considerando para cada subcomponente biótica, la definición de parámetros que han permitido evaluar en el tiempo el comportamiento de los sistemas objeto de protección. En la siguiente Tabla, se observa un resumen de estos parámetros en función de los objetivos del seguimiento y objetos de protección definidos en la RCA. Cabe destacar que en el presente informe se incorporan parte de los contenidos de la Acción 23² del Programa de Cumplimiento (PdC) aprobado mediante Resolución Exenta N° 38 del

² Incluir en los informes del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico (PSAB), un análisis de los resultados del estado vital y sanitario de los algarrobos, en función de las variables de temperatura, precipitaciones, nivel freático y nuevas variables antrópicas, presencia y daño asociado a plagas y patógenos, análisis eco fisiológicos comparativos, medición de potencial hídrico, medición de conductancia estomática y estimación de biomasa.

29 de agosto de 2022 por la Superintendencia de Medio Ambiente. Por lo cual, se incorporaron nuevas variables, asociadas al daño fitosanitario, análisis eco fisiológicos (potencial hídrico y conductancia estomática), análisis de biomasa, daño por ramoneo o de origen antrópico en la Población de Algarrobos de Camar. Así como también los estudios trimestrales de vegetación del Borde Este.

Tabla 2-1. Resumen de los parámetros de medición por subcomponente en función del objeto de protección

Componente ambiental	Subcomponente	Objeto de protección	Parámetro de medición	Metodología de seguimiento
Medio biótico	Vegetación	Sistema de vegetación Borde Este	Estimación de la cobertura (superficie), Estado de Vitalidad, Porcentaje de copa verde, Fenología.	Carta de Ocupación de Tierras (COT). Estimación visual de vitalidad, copa viva, estado fenológico, estratificación, especies dominantes. Imágenes satelitales de alta resolución.
	Vegetación en la Zona de conexión vegetación - acuífero		Cobertura vegetal, Vitalidad, Porcentaje de copa viva, Fenología.	Carta de Ocupación de Tierras (COT). Estimación visual de; cobertura, vitalidad, copa viva, estado fenológico, estratificación, especies dominantes.
	Población de Algarrobos sector Camar 2		Vitalidad, Porcentaje de copa viva, Fenología, Daño (afectación antrópica y animal), Potencial hídrico y conductancia estomática*, Variables dendrométricas*.	Estimación visual de ejemplares de algarrobos para determinar; vitalidad, copa viva, estado fenológico, daño por agentes antrópicos y/o animal. Mediciones en terreno con cámara de presión para determinar potencial hídrico. Mediciones en terreno con porómetro de flujo para determinar conductancia estomática. Mediciones in situ de; diámetro máximo de copa, diámetro basal, diámetro a la altura de pecho, largo del vástago, diámetro del fuste, altura total. Para determinar mediante modelo de regresión la biomasa aérea.
	Flora		Riqueza y abundancia	Transectos mediante el registro de las especies de flora vascular y su cobertura, de acuerdo con la escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet (1979).
	Suelo		pH y salinidad del suelo	Toma de muestras de suelo en los mismos transectos de flora y análisis en laboratorio.

Tabla 2-1. Resumen de los parámetros de medición por subcomponente en función del objeto de protección

Componente ambiental	Subcomponente	Objeto de protección	Parámetro de medición	Metodología de seguimiento
	Fauna silvestre	Hábitat para la biota terrestre asociada al sistema Vegetación Borde Este	Riqueza, abundancia total, abundancia promedio, índice de visitas.	Transectos, censo, trampas Sherman, trampas cámara, estaciones olfativas.
	Biota acuática	Hábitat para la biota asociada a los sistemas lacustres	Mediciones abióticas: Temperatura, Conductividad eléctrica, pH, Oxígeno disuelto. Medio biótico (riqueza y abundancia): Fitobentos, Fitoplancton, Zoobentos, Zooplancton, Plantas acuáticas.	Toma de muestras de aguas y procedimientos en laboratorio. Toma de muestras de microalgas e invertebrados acuáticos y procedimientos en laboratorio. Reconocimiento <i>in situ</i> de la cobertura relativa de macrófitos e identificación de taxa presentes.

* Parámetros incluidos al PSAB por Acción 23 del Plan de Cumplimiento.

Fuente: geobiota 2025.

De acuerdo con la Tabla anterior, el presente documento correspondiente al Informe N° 19 del PSAB correspondiente al año 2025, reporta los resultados considerando las siguientes materias de análisis que permiten determinar el estado de los subcomponentes bióticos presentes en el Borde Este del Salar de Atacama, acorde lo establecido en la RCA N° 226/2006.

- Monitorear la vegetación del Borde Este mediante imágenes satelitales de alta resolución.
- Monitorear la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero.
- Monitorear la población de Algarrobos, ubicados en el área del pozo Camar 2.
- Monitorear la flora vascular presente en el Borde Este del Salar de Atacama.
- Monitorear la Fauna silvestre presentes en el Borde Este del Salar de Atacama.
- Monitorear la Biota acuática de los principales cuerpos lacustres presentes en el Borde Este del Salar de Atacama.

De forma adicional, se agrega a este informe los siguientes análisis, comprometidos en el Plan de Cumplimiento antes mencionado:

- Monitorear la vegetación del Borde Este mediante imágenes satelitales de alta resolución de forma trimestral.

- b. Monitorear las variables fisiológicas de un subconjunto de individuos de la población de Algarrobos ubicados en la quebrada de Camar.
- c. Estimar la biomasa de la población de Algarrobos, ubicados en la quebrada de Camar.

Este informe de seguimiento se elaboró considerando los estándares establecidos en Resolución Exenta N° 223/2015: Instrucciones generales sobre la elaboración de Plan de seguimientos de variables ambientales, los informes de seguimiento ambiental y la remisión de información al sistema electrónico de seguimiento ambiental de la Superintendencia de Medio Ambiente.

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

El objetivo general del presente informe es dar cuenta del estado ambiental y la evolución temporal del componente biótico, en particular para las subcomponentes flora y vegetación, fauna y biota acuática del Borde Este del Salar de Atacama, correspondientes al periodo anual 2025, con la finalidad de verificar que éstos evolucionan según lo proyectado y detectar la ocurrencia de eventuales efectos no previstos sobre los objetos de protección definidos durante la evaluación del proyecto “Cambios y Mejoras en la Operación Minera del Salar de Atacama”, aprobado mediante Resolución de Calificación Ambiental Res. Ex. N°226/2006 de la Comisión Regional del Medio Ambiente, Región de Antofagasta.

De acuerdo con lo anterior y a lo establecido en dicha RCA, los objetivos específicos del presente informe de Seguimiento Ambiental para cada subcomponente son los que se detallan a continuación.

3.2 Objetivos específicos subcomponente flora y vegetación

- Detectar las posibles variaciones en la cobertura de las formaciones vegetales identificadas en el área de estudio del Proyecto durante la descripción de Línea Base (2006) y las campañas de monitoreo previas a la operación, mediante el análisis de imágenes satelitales captadas en abril, a fin de comparar situaciones equivalentes de desarrollo de la cubierta vegetal.
- Evaluar trimestralmente las posibles variaciones en la cobertura de las formaciones vegetales identificadas en el área de estudio, mediante análisis de imágenes satelitales y evaluaciones de terreno.
- Evaluar eventuales variaciones en los polígonos de vegetación que se encuentran en la zona de conexión entre la napa subterránea y el sistema radicular de la formación arbustiva de *Tessaria absinthioides* y *Atriplex atacamensis*.
- Detectar eventuales cambios a nivel de abundancia y riqueza de las especies de flora vascular en el área de estudio y detectar cambios a nivel del sustrato (variables microambientales como pH y salinidad) y relacionarlos con las mediciones efectuadas sobre la flora.
- Evaluar el estado vital de los ejemplares de Algarrobos ubicados en el sector del ex pozo de extracción de agua denominado Camar 2, a través de la determinación de su estado de vitalidad, porcentaje de copa viva, estado fenológico y detectar daños de carácter animal, antrópico u otros, que estén afectando a la población objeto de estudio.
- Caracterizar el estado fisiológico de la población de los algarrobos presentes en el cono aluvial de la Quebrada de Camar mediante la medición de variables que permiten determinar el estado hídrico.
- Estimar la biomasa de la población de algarrobos ubicados en la Quebrada de Camar, mediante la búsqueda, análisis y selección de funciones alométricas de biomasa aérea según componente (fuste, ramas, hojas y total).

3.3 Objetivos específicos subcomponente fauna

- Detectar eventuales cambios a nivel de abundancia y riqueza de las especies de fauna en cada estación de muestreo definida.
- Evaluar la abundancia de reptiles y aves terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama.
- Evaluar la abundancia de aves acuáticas presente en los sistemas lacustres Soncor, Aguas de Quelana y Peine.
- Evaluar la abundancia de micromamíferos y carnívoros en el Borde Este del Salar de Atacama.

3.4 Objetivos específicos subcomponente biota acuática

- Evaluar los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua (pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y salinidad) y sedimento (conductividad eléctrica) para cada uno de los sistemas lagunares.
- Determinar los parámetros ecológicos de diversidad en los componentes biológicos: Fitobentos, Fitoplancton, Zoobentos y Zooplancton, para cada sistema lagunar.
- Evaluar la productividad fotosintética mediante la estimación de clorofila fracción planctónica (fitoplancton) para cada sistema lagunar.
- Desarrollar un análisis espacio – temporal de las distintas variables bióticas y abióticas de los distintos sistemas hidrológicos, mediante la comparación de campañas de muestreo de años anteriores.

4. Material y métodos

4.1 Área de estudio

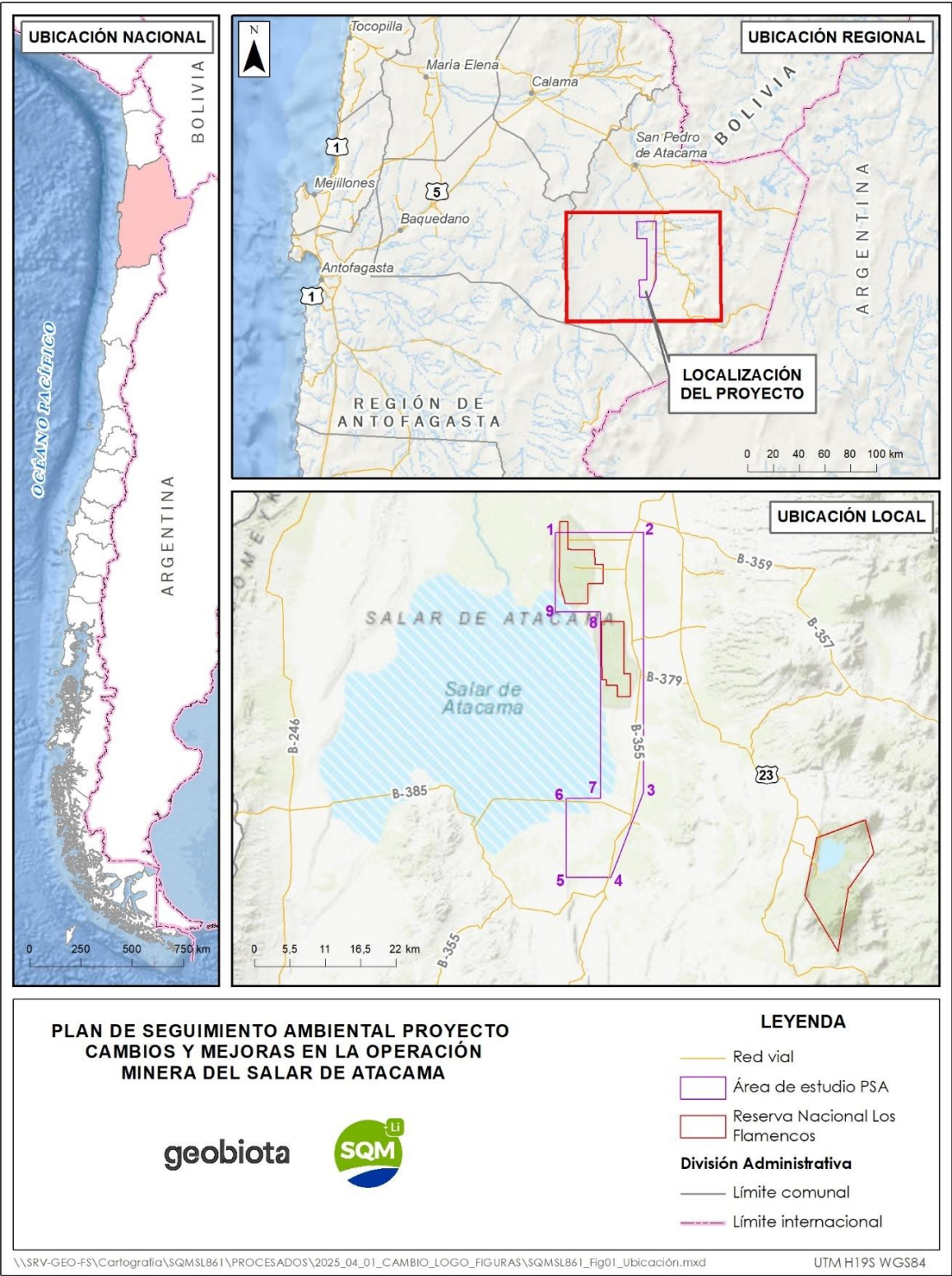
El área de estudio objeto del presente Plan de Seguimiento Ambiental Biótico, corresponde a la cuenca endorreica del Salar de Atacama, específicamente en el Borde Este del Salar, correspondiente a la división político-administrativa de la región de Antofagasta, provincia El Loa, comuna de San Pedro de Atacama. La delimitación espacial del área de estudio se realizó en función de las formaciones vegetales y los cuerpos lagunares presentes en los sistemas de interés ambiental. El sector definido como Borde Este está delimitado por los vértices que se muestran en la Tabla 4-1 y se representan espacialmente en la Figura 4-1.

Tabla 4-1. Vértices del Área de estudio PSA biótico – Salar de Atacama

Vértices	Coordenadas UTM Huso 19 (WGS84)	
	Este	Norte
1	582.808	7.425.804
2	596.515	7.425.821
3	596.515	7.385.560
4	591.414	7.372.165
5	584.453	7.372.165
6	584.459	7.384.418
7	589.807	7.384.416
8	589.811	7.413.519
9	582.811	7.413.519

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-1 Ubicación del área de estudio y sus vértices



Fuente: geobiota, 2025.

4.2 Flora y vegetación

4.2.1 Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales

4.2.1.1 Ubicación de los puntos de monitoreo

El monitoreo anual de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama mediante imágenes satelitales contempla como base la realización 99 puntos de monitoreo fijos en el tiempo, los que fueron establecidos en la campaña pre-operacional efectuada en abril de 2006. Su ubicación se estableció durante el proceso de evaluación ambiental del proyecto “Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama” específicamente en el Anexo V.II de la Adenda III del EIA y que se presenta en la siguiente Tabla 4-2 y la Figura 4-2. De manera complementaria, se utilizan los 19 puntos de monitoreo de la zona de conexión vegetación-acuífero (detallados en la sección 4.2.2. de este informe).

Tabla 4-2. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama. Coordenadas UTM WGS84, 19S

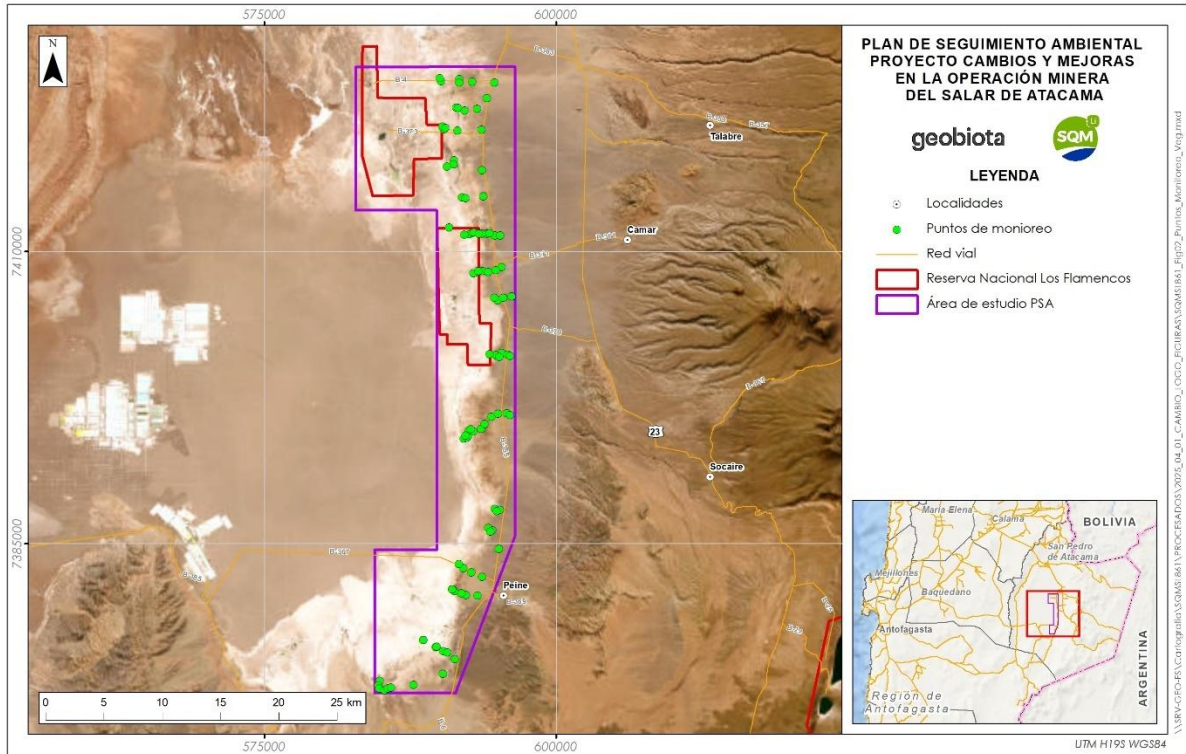
EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
N-01	590.161	7.424.778	N-34	595.130	7.396.082	N-67	590.570	7.373.893
N-02	591.798	7.424.803	N-35	595.838	7.396.132	V-01	590.057	7.424.786
N-03	595.369	7.424.392	N-36	596.454	7.396.030	V-05	592.823	7.424.583
N-04	592.120	7.422.160	N-37	595.174	7.387.889	V-06	591.734	7.424.569
N-05	590.641	7.420.432	N-38	594.765	7.388.166	V-08	594.147	7.423.108
N-06	590.190	7.420.567	N-39	595.001	7.387.921	V-09	591.352	7.422.679
N-07	590.863	7.420.345	N-40	594.658	7.386.363	V-10	591.583	7.422.414
N-08	591.382	7.417.738	N-41	595.232	7.384.683	V-11	593.177	7.422.022
N-09	591.170	7.417.645	N-42	593.690	7.382.222	V-14	593.587	7.420.397
N-10	590.714	7.417.297	N-43	592.745	7.382.539	V-15	591.548	7.420.360
N-11	593.686	7.414.861	N-44	592.063	7.382.925	V-16	593.662	7.416.988
N-12	591.890	7.414.580	N-45	591.439	7.383.150	V-26	592.665	7.411.549
N-13	592.350	7.414.648	N-46	593.325	7.380.555	V-27	592.828	7.411.539
N-14	591.066	7.412.097	N-47	592.567	7.380.399	V-28	593.642	7.411.533
N-15	593.933	7.411.479	N-48	591.362	7.380.602	V-29	592.981	7.411.522
N-16	595.440	7.408.631	N-49	591.087	7.381.045	V-30	593.407	7.411.508
N-17	592.912	7.408.171	N-50	591.103	7.380.989	V-31	592.057	7.411.506
N-18	592.976	7.408.176	N-51	589.717	7.376.135	V-32	594.808	7.411.461
N-19	593.378	7.408.333	N-52	589.757	7.376.124	V-33	594.480	7.411.460
N-20	593.728	7.408.342	N-53	589.745	7.376.071	V-34	595.174	7.411.457
N-21	594.172	7.408.268	N-54	589.743	7.376.089	V-36	594.899	7.408.547

Tabla 4-2. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
N-22	596.049	7.406.139	N-55	588.620	7.376.634	V-40	593.397	7.408.407
N-23	594.968	7.405.971	N-56	588.634	7.376.709	V-44	595.560	7.406.139
N-24	594.707	7.406.016	N-57	590.313	7.375.868	V-48	594.400	7.401.258
N-25	594.244	7.401.231	N-58	590.691	7.375.667	V-53	595.926	7.401.167
N-26	594.825	7.401.123	N-59	591.382	7.375.196	V-56	596.207	7.401.116
N-27	595.339	7.401.013	N-60	584.875	7.373.209	V-63	593.872	7.395.243
N-28	592.133	7.394.229	N-61	584.826	7.372.866	V-65	593.059	7.394.688
N-29	592.275	7.394.370	N-62	584.812	7.372.573	V-66	592.772	7.394.651
N-30	592.431	7.394.509	N-63	585.228	7.372.439	V-69	592.127	7.394.296
N-31	592.488	7.394.246	N-64	585.613	7.372.525	V-70	594.183	7.386.339
N-32	593.595	7.394.894	N-65	586.030	7.372.590	V-71	594.475	7.386.324
N-33	594.548	7.395.853	N-66	588.189	7.372.910	V-75	591.901	7.380.615

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-2 Distribución de puntos de monitoreo de vegetación en el Borde Este del Salar de Atacama



Fuente: geobiota, 2025.

4.2.1.2 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

De acuerdo con lo indicado en la RCA del proyecto, para detectar posibles variaciones en las formaciones vegetales identificadas en el área de estudio, el monitoreo considera las especificaciones resumidas en la Tabla 4-3.

Cabe mencionar que al procesamiento de los datos se incorporó una optimización metodológica³, cuyo objetivo fue subsanar las limitaciones del Plan de Seguimiento Ambiental de la vegetación, aplicando un ajuste a la asignación del tipo vegetacional y a la cobertura de unidades vegetacionales.

Tabla 4-3. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

Componente	Subcomponente	Variable	Parámetro	Metodologías utilizadas
Biota	Plantas	Vegetación	Estimación de la cobertura medida como superficie. Estado de vitalidad, porcentaje de copa viva y fenología de cada unidad vegetacional. Análisis de imagen satelital de alta resolución.	Carta Ocupación de Tierras (COT). Caracterización visual mediante criterios establecidos la clasificación de: vitalidad (Seco, Muy débil, Débil, Crecimiento normal, Excepcionalmente vigoroso), porcentaje de copa viva y fenología (Senescente, Crecimiento vegetativo, Floración, Fructificación). Procesamiento imagen satelital y determinación del índice de vegetación NDVI.

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.1.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

El monitoreo de la cobertura de las formaciones vegetales se realiza aplicando la metodología de la Carta de Ocupación de Tierras (COT), el cual es un método cartográfico que permite caracterizar la vegetación presente en un área determinada, estimando las formaciones vegetales, tipos vegetacionales y su cobertura. Este monitoreo consta de 99 descripciones de terreno, en las que se registra el tipo biológico presente, estimando en forma visual su cobertura, su estratificación en término de altura y las especies dominantes que lo componen. Las categorías de cobertura utilizadas se presentan en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4. Rangos de cobertura utilizados en las descripciones vegetacionales

Cobertura	Rango (%)	Código
Densa	75-100	6
Semidensa	50-75	5
Abierta	25-50	4

³ A partir de la Consulta de pertinencia “Optimización de la presentación de cobertura vegetal del Plan de Seguimiento Biótico” en la carta GMPL N° 039/2019, presentada al Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), sobre la cual la autoridad ambiental resolvió el no ingreso al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) mediante la Res. Ex. N° 128/2019. Se informó del cambio en la presentación de los datos de cobertura vegetal del Plan de Seguimiento Biótico a la Corporación Nacional Forestal y se obtuvo una validación de su implementación por parte del Servicio de Evaluación Ambiental, organismo que contó con el informe de CONAF.

Tabla 4-4. Rangos de cobertura utilizados en las descripciones vegetacionales

Cobertura	Rango (%)	Código
Muy abierta	10-25	3
Rala	5-10	2
Zona de vegetación escasa (ZVE)	<5	1

Fuente: geobiota, 2025. En base a Etienne y Prado, 1982.

Adicionalmente, de acuerdo con la RCA del proyecto, en cada descripción de terreno se registra la vitalidad y el porcentaje de copa viva (follaje), de acuerdo con las categorías definidas en la siguiente Tabla 4-5 y Tabla 4-6.

Tabla 4-5. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas

Código	Categoría	Descripción
0	Seco	No presenta follaje verde ni estructuras reproductivas de ningún tipo.
1	Muy débil	Presenta escaso follaje verde, sin producción de frutos. Se observa signos de ataque de patógenos.
2	Débil	Aun cuando presenta follaje verde puede observarse signos leves de ataques de patógenos. No obstante, es capaz de producir algunos frutos.
3	Crecimiento normal	Presenta gran parte de su follaje verde y producción de frutos. Sin signos de patógenos.
4	Excepcionalmente vigoroso	Presentan abundancia de follaje y estructuras reproductivas.

Fuente: geobiota, 2025. En base a Etienne y Prado, 1982.

Tabla 4-6. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas

Código	Rango de porcentaje de copa viva (follaje verde)
0	0
1	<5
2	5-25
3	25-50
4	50-75
5	75-100

Fuente: geobiota, 2025. En base a Etienne y Prado, 1982.

En forma complementaria a lo establecido en la RCA del proyecto, se describe en terreno el estado fenológico predominante en las especies que dominan cada formación, de acuerdo con las categorías que se presentan en la Tabla 4-7. La fenología se refiere a los fenómenos de aparición de tallos, hojas, flores y/o producción de frutos y semillas. Su ocurrencia guarda relación con las condiciones ambientales y estado vital de la planta.

Tabla 4-7. Categorías utilizadas para la descripción de estado fenológico

Código	Estado fenológico
1	Senescente
2	Crecimiento vegetativo
3	Floración
4	Fructificación

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.1.4 Análisis de la imagen satelital

Tal como se establece en la RCA del proyecto, el monitoreo de vegetación se realiza sobre la base de imágenes satelitales multispectrales de alta resolución, las que deben ser tomadas en el mes de abril, en forma paralela a la toma de datos en terreno. Las imágenes deben ser captadas por el satélite Quickbird en modalidad multispectral (3 bandas en espectro de luz visible y 1 banda en espectro infrarrojo) y Pancromática (1 banda en espectro visible, en rangos de gris). La modalidad multispectral posee una resolución de 2,4 m mientras que, la imagen pancromática posee una resolución de 0,6 m. Para el caso del monitoreo del periodo 2025, se utilizaron imágenes del satélite Geoeye 1, cuya captura se realizó el 05 de abril de 2025. Esta imagen satelital se constituye de una imagen pancromática de resolución 50 cm y una imagen multispectral de 4 bandas con una resolución espacial de 2 m. El cambio de satélite se debe a que el satélite Quickbird⁴ capturó su última escena el 17 de diciembre del 2014. En su reemplazo, se han adquirido imágenes que se encuentran en igual estándar de resolución, lo cual no implica un cambio en la metodología establecida para la cuantificación de la vegetación.

Las imágenes adquiridas se encuentran georreferenciadas en el sistema de coordenadas UTM, Datum WGS84, el cual, es el establecido para el muestreo, medición, análisis y/o control establecido según la Resolución N° 223/2015 de la Superintendencia del Medio Ambiente.

Previo al uso de imágenes, se procedió a ejecutar el preprocesamiento de esta ocupando el método de corrección atmosférica basados en el objeto oscuro (*dark object*) (Chávez, 1996). El principio de este método se basa en que superficies de fuerte absortividad (como aguas o sombras) deberían presentar una radiancia espectral cercana a cero, pero que en la práctica presentan un valor mayor, atribuido al efecto de la dispersión atmosférica.

A partir de la imagen satelital procesada, se calculó el Índice de Vegetación (NDVI), que permite realzar y representar de manera precisa la actividad fotosintética de las coberturas vegetales. Este índice se basa en el particular comportamiento radiométrico, en el que la hoja sana absorbe la mayor parte de la energía en el espectro de la banda roja (0,6 a 0,7 μm) y la refleja en el infrarrojo cercano (0,7 a 1,1 μm), produciéndose un notable contraste espectral entre estas bandas. En los casos que, la vegetación sufre algún tipo de estrés, su reflectividad es inferior en el infrarrojo y mayor en el rojo, siendo menor el contraste entre dichas bandas (Chuvieco, 2002). En consecuencia, cuanto mayor sea el contraste entre la banda infrarroja (IR) y roja (R),

⁴ <https://www.satimagingcorp.com/satellite-sensors/quickbird/>

mayor vigor vegetal presentará la cubierta observada. Bajos valores de contraste indican una vegetación enferma o senescente, hasta llegar a las cubiertas sin vegetación, que ofrecen un contraste muy pequeño (Chuvieco, 2002).

En el principio físico señalado antes, se funda una amplia gama de índices de vegetación, y específicamente el NDVI se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$NDVI = \frac{\rho_{IRC}(x, y) - \rho_R(x, y)}{\rho_{IRC}(x, y) + \rho_R(x, y)}$$

Dónde:

ρ_R : Reflectancia en la banda del rojo.

ρ_{IRC} **PIRC** : Reflectancia en la banda del infrarrojo cercano.

En el análisis píxel a píxel, los valores del NDVI varían entre -1 y 1. En términos prácticos, se considera que valores sobre 0,1 podrían considerarse como vegetación (Chuvieco, 2002). Sin embargo, este valor es meramente referencial, por cuanto depende directamente a la influencia del suelo de fondo, el cual depende principalmente de la arquitectura del dosel, cobertura vegetal, estado fenológico y estado fitosanitario (Aguilar et al., 2010; Chuvieco, 2002).

En líneas generales, el NDVI se considera un buen estimador de la biomasa, usándose constantemente en la evaluación del contenido de clorofila en la hoja, contenido de humedad en la hoja, productividad neta de la vegetación e índices de área foliar fenología y la cobertura de la vegetación, entre otras (SMA, 2020, Soto et al., 2019; Li et al., 2018; Wilson y Norman, 2018, Meneses-Tovar, 2011, Aguilar et al., 2010, Chuvieco, 2002).

Es así como en estudios de cobertura de la vegetación se han identificado altas correlaciones entre el valor NDVI y el porcentaje de cubierta verde, lo que resulta lógico dado que ambas variables se vinculan a través de los mecanismos típicos de las plantas (Chuvieco, 2002). Esta afirmación es ratificada en el estudio “Dinámica de la biota terrestre y acuática en el Borde Este del Salar de Atacama” (Geobiota, 2021) donde se encontró que la correlación (R^2) entre la cobertura vegetal medida en terreno a través de transectos lineales y los valores NDVI de la serie Landsat N2, alcanzo valores entre los 0,7 y 0,87, lo que evidencia la estrecha relación entre la cobertura vegetal y los valores de NDVI.

4.2.1.5 Segmentación, clasificación y atribución de la vegetación

La construcción del mapa de vegetación correspondiente al periodo abril 2025, contempla en su primera etapa la identificación de unidades de vegetación homogénea (UVH), sobre la imagen satelital. Para estos fines se realiza una segmentación o delimitación de cada UVH (o polígono) mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), cuyo proceso consiste en la identificación de estas unidades a partir de criterios de similitud de colores, tonos y texturas en la imagen y las variaciones del NDVI del periodo de análisis. Posteriormente y en base a la información colectada en terreno, se define la formación, tipo vegetacional y cobertura de las plantas sobre el territorio. Para estos fines, la RCA contempla el monitoreo de 99 unidades vegetacionales, las que son complementadas con las descripciones realizadas en el marco del monitoreo de zona

de conexión vegetación – acuífero⁵, correspondiente a 19 puntos de terreno, contabilizando un total de 118 descripciones vegetacionales.

En una segunda etapa, los tipos vegetacionales definidos a partir de las descripciones de terreno son extrapolados a las UVH no cubiertas por el muestreo, utilizando como criterio las similitudes de color, grano y textura entre las unidades identificadas sobre la imagen satelital y aquellas con datos de terreno. Como resultado, se obtiene un mapa de la vegetación a una escala 1:50.000, el cual posee una unidad mínima cartografiable de 5 ha, entendiendo por unidad mínima cartografiable, a la unidad espacial de menor superficie que podrá ser representada e identificada adecuadamente en un mapa.

El mapa de vegetación correspondiente al periodo 2025, es entregado en el Anexo 3 de este informe, en el cual se ilustra la distribución y representatividad de cada una de las formaciones y tipos vegetacionales, desagregados por categoría de cobertura vegetal.

4.2.1.5.1 Mosaicos de vegetación

La vegetación en mosaico corresponde a formaciones vegetacionales que se presentan en forma de parches discontinuos y que individualmente pueden cubrir una pequeña superficie. Conforme a la escala de trabajo y la unidad mínima cartografiable definida, estos parches de vegetación no podrían ser representados en el mapa, por lo que, para definir una adecuada representación cartográfica y dar cuenta de la particular condición ecológica en que se desarrollan, fueron integrados en unidades vegetacionales homogéneas de mayor tamaño, las que fueron definidas como mosaicos de vegetación, donde la vegetación se inserta en una matriz de suelo desnudo (Figura 4-3).

Figura 4-3 Vegetación en mosaico y su representación cartográfica. Ejemplo de pradera de *Distichlis spicata*



Fuente: geobiota, 2025

⁵ Sección 5.2. del presente informe.

4.2.1.6 Materiales y equipos utilizados

Para el registro de la información en terreno, se utilizaron formularios digitales cargados en una Tablet, o celulares de terrero y GPS Garmin modelo MAP62.

Tal como lo establece la RCA del proyecto, para la elaboración de la cartografía se utilizó una imagen de alta resolución, la cual fue capturada para el monitoreo actual por el satélite Geoeye-1 el 05 de abril 2025.

En la siguiente Tabla se resumen los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-8. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Monitoreo de la vegetación	GPS ETREX Tablet Celular con aplicación TimeStamp Camera Imágenes satelitales de alta resolución capturada por el satélite Geoeye el 05 de abril de 2025

Fuente: geobiota, 2025

4.2.1.7 Fechas de muestreo

El muestreo de la vegetación se realizó en el mes de abril de 2025, acorde a lo establecido en la RCA del proyecto. Por otra parte, y de acuerdo con la Acción 14⁶ del Plan de Cumplimiento de SQM, se aumenta la frecuencia de monitoreo de la cobertura vegetal mediante el uso de imágenes satelitales y validación en terreno (en los mismos 99 puntos de monitoreo definidos en el PSAB) a una frecuencia trimestral. Por lo tanto y de acuerdo con lo anterior, en la Tabla 4-9. se detallan las fechas en las cuales se realizó en terreno el muestreo de la vegetación.

Tabla 4-9. Fechas de muestreo vegetación

Subcomponente	Sector	Fecha de muestreo
Vegetación	Borde Este – Primer trimestre	06 al 09 de enero de 2025 14 al 17 de enero de 2025
	Borde Este – Segundo trimestre	08 al 15 de abril de 2025 23 y 25 de abril de 2025
	Borde Este – Tercer trimestre	01 al 04 de julio de 2025 08 al 10 de julio de 2025
	Borde Este – Cuarto trimestre	07 al 09 de octubre de 2025 14 al 17 de octubre de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

⁶ Proceso sancionatorio aprobado mediante Resolución N° 38/ROL F-041-2016 del 29 de agosto de 2022 por la Superintendencia de Medio Ambiente (SMA).

Los permisos de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos sector Soncor y Aguas de Quelana, se adjuntan en Anexo 2 y los profesionales responsables y participantes del monitoreo son indicados en el Anexo 1.

4.2.2 Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero

4.2.2.1 Ubicación de los puntos de monitoreo

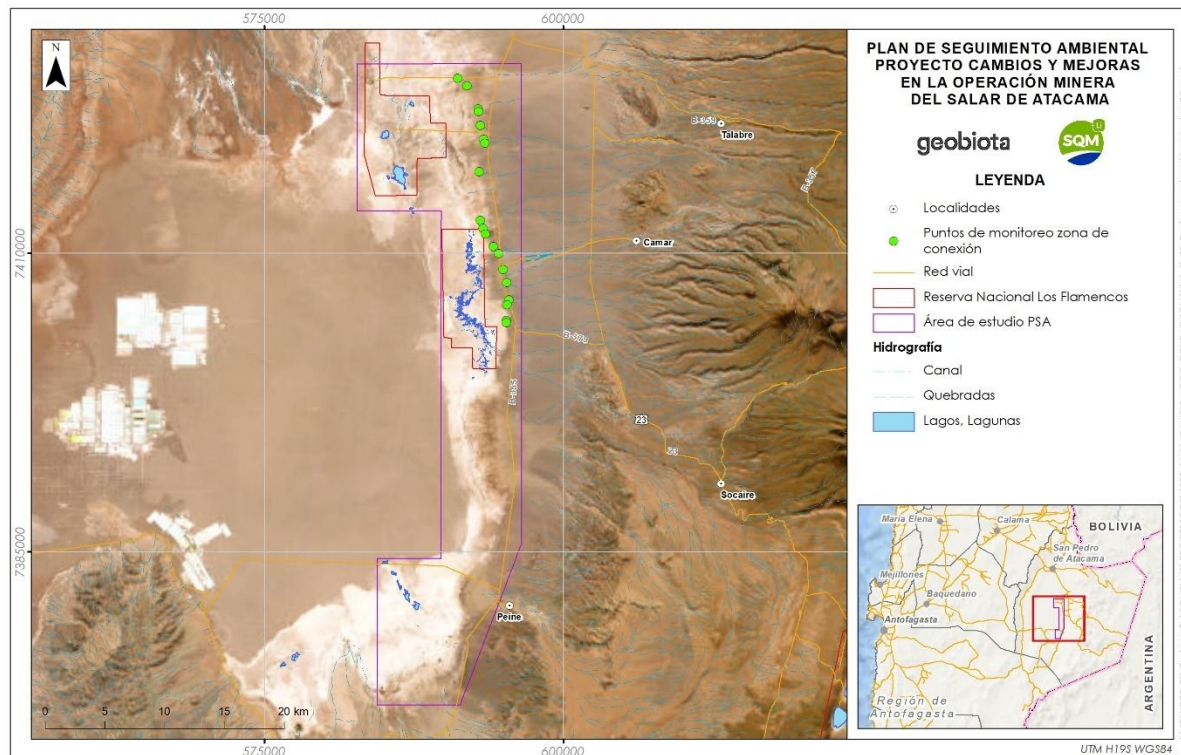
El monitoreo anual de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero, contempla la caracterización del sector donde se presume la conexión entre las raíces de las plantas y la napa de agua subterránea de la formación arbustiva de *Tessaria absinthioides* y *Atriplex atacamensis*, a través del levantamiento de 19 puntos de monitoreo fijos en el tiempo, los que fueron establecidos en la campaña pre-operacional del Proyecto, efectuada en abril de 2006. En la Tabla 4-10 se presentan las coordenadas de estos puntos y la distribución de ellos se ilustra en la Figura 4-4.

Tabla 4-10. Ubicación de los puntos de monitoreo de vegetación en la zona de conexión. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
VA-01	591.179	7.424.641	VA-11	593.540	7.411.577
VA-02	591.956	7.423.997	VA-12	594.171	7.410.567
VA-03	592.911	7.422.070	VA-13	594.613	7.409.968
VA-04	592.942	7.421.834	VA-14	594.974	7.408.612
VA-05	593.100	7.420.694	VA-15	595.268	7.407.541
VA-06	593.347	7.419.542	VA-16	595.477	7.406.063
VA-07	593.455	7.419.201	VA-17	595.328	7.405.678
VA-08	592.981	7.416.814	VA-18	595.259	7.404.365
VA-09	593.098	7.412.731	VA-19	595.253	7.404.179
VA-10	593.316	7.412.085	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-4 Ubicación de puntos de muestreo de vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero



Fuente: geobiota, 2025.

4.2.2.2 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

Las mediciones para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales asociadas al monitoreo de la zona de conexión han sido establecidas de acuerdo con lo establecido en el Considerando 10.3.2.2. de la RCA del proyecto. Donde se incluye el monitoreo de las especies dominantes, cobertura vegetal, porcentaje de copa verde y el estado vital de la vegetación.

De forma complementaria a las exigencias de la RCA, se agrega la fenología a las variables a medir.

4.2.2.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

El método empleado para la caracterización de la zona de conexión vegetación – acuífero corresponde a la Carta de Ocupación de Tierras (COT), un método cartográfico que permite caracterizar la vegetación presente en un área determinada, estimando las formaciones vegetales, tipos vegetacionales y su cobertura. Adicionalmente, el monitoreo incluye la determinación de las especies dominantes dentro de cada UVH, para ello se consideró como dominante a las especies que cuenten con una cobertura igual o superior al 5% dentro de la unidad y como acompañantes a las especies de cobertura inferior a este porcentaje. El monitoreo incluye también, la descripción del estado vital, copa viva (%) y fenología de las especies dominantes de cada UVH.

Los rangos de cobertura, vigor, porcentaje de copa viva y fenología utilizados en las descripciones vegetacionales corresponden a las especificadas en la sección anterior (4.2.1.3). Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales), específicamente en la Tabla 4-4, Tabla 4-5, Tabla 4-6 y Tabla 4-7.

4.2.2.4 Materiales y equipos utilizados

Para el registro de la información en terreno, se utilizaron formularios digitales cargados en una Tablet, celulares de terrero y GPS Garmin modelo MAP62.

En la siguiente Tabla se resumen los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-11. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material o equipo utilizado
Monitoreo de la vegetación	GPS Garmin modelo MAP62 Tablet Celular con aplicación TimeStamp Camera

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.2.5 Fecha de muestreo de cada parámetro

Tal como se estipula en el Considerando 10.3.2.2. de la RCA del proyecto, para el seguimiento de la vegetación en la zona de conexión, se realizan dos mediciones al año, ambas en la época de crecimiento de las plantas, específicamente en el mes de enero y abril de cada año. El detalle de las fechas de los monitoreos del 2025 son las siguientes:

Tabla 4-12. Fechas de monitoreo de la vegetación

Componente	Sector	Fecha de muestreo
Vegetación	Zona de conexión vegetación-acuífero (enero)	06 de enero de 2025 14 al 17 de enero de 2025
	Zona de conexión vegetación-acuífero (abril)	08 al 12 de abril de 2025 14 y 15 de abril de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

Los profesionales responsables y participantes del monitoreo son indicados en el Anexo 1.

4.2.3 Monitoreo de la flora vascular

4.2.3.1 Ubicación de los puntos de monitoreo

El monitoreo de flora se realiza mediante un conjunto de siete transectos orientados en sentido Este-Oeste, en los que se dispone un total de 75 puntos de muestreo fijos en el tiempo, ubicados sistemáticamente cada 300 m. Las coordenadas de los puntos de muestreo de flora presentan en la Tabla 4-13 y se ilustran en la Figura 4-5 a continuación.

Tabla 4-13. Ubicación de los puntos de monitoreo de flora. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
TF-1-04	593.058	7.424.201	TF-2-10	591.488	7.418.784	TF-5-02	595.168	7.396.645
TF-1-05	592.758	7.424.201	TF-2-11	591.188	7.418.784	TF-5-03	594.868	7.396.645

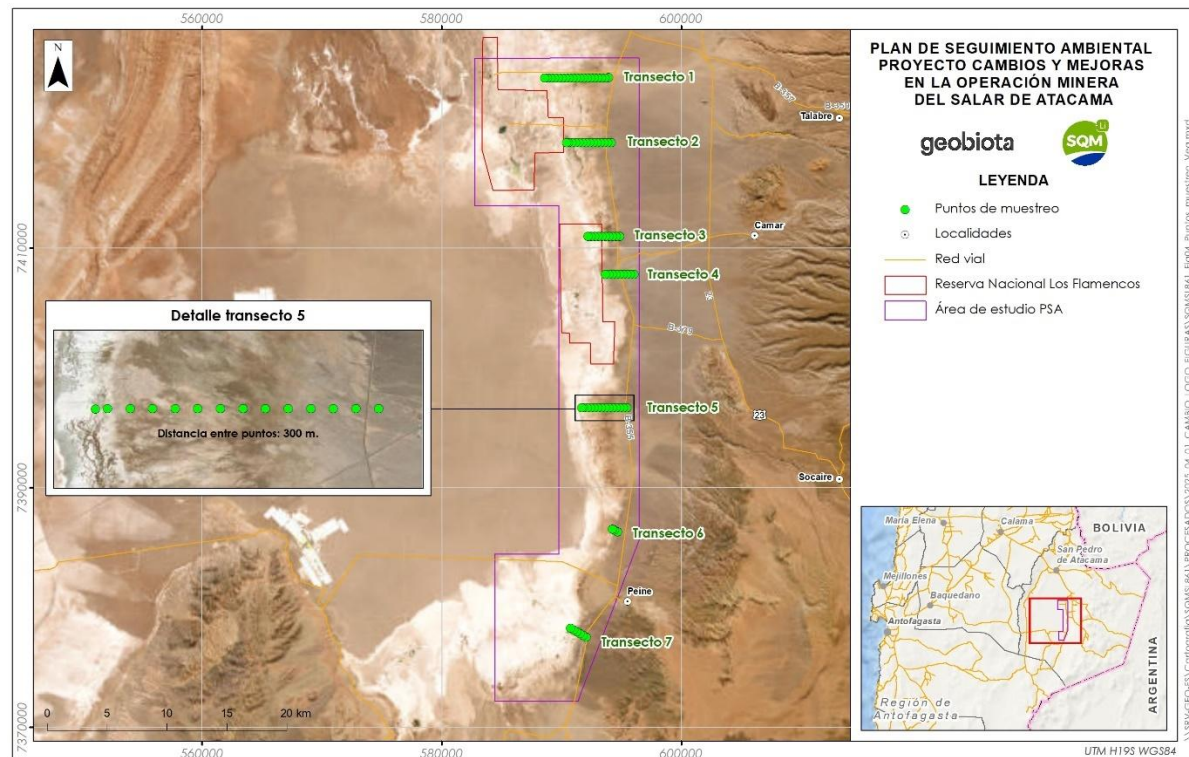
Tabla 4-13. Ubicación de los puntos de monitoreo de flora. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
TF-1-06	592.458	7.424.201	TF-2-12	590.888	7.418.784	TF-5-04	594.568	7.396.645
TF-1-07	592.158	7.424.201	TF-2-13	590.588	7.418.784	TF-5-05	594.268	7.396.645
TF-1-08	591.858	7.424.201	TF-2-FIN	590.447	7.418.766	TF-5-06	593.968	7.396.645
TF-1-09	591.558	7.424.201	TF-3-01	594.879	7.410.951	TF-5-07	593.668	7.396.644
TF-1-10	591.258	7.424.200	TF-3-02	594.579	7.410.951	TF-5-08	593.367	7.396.644
TF-1-11	590.958	7.424.200	TF-3-03	594.279	7.410.951	TF-5-09	593.067	7.396.644
TF-1-12	590.658	7.424.200	TF-3-04	593.979	7.410.951	TF-5-10	592.767	7.396.644
TF-1-13	590.358	7.424.200	TF-3-05	593.679	7.410.951	TF-5-11	592.467	7.396.644
TF-1-14	590.058	7.424.200	TF-3-06	593.379	7.410.951	TF-5-12	592.167	7.396.644
TF-1-15	589.758	7.424.200	TF-3-07	593.079	7.410.951	TF-5-13	591.867	7.396.644
TF-1-16	589.458	7.424.200	TF-3-08	592.779	7.410.950	TF-5-FIN	591.707	7.396.639
TF-1-17	589.158	7.424.199	TF-3-09	592.479	7.410.950	TF-6-01	594.689	7.386.303
TF-1-18	588.858	7.424.199	TF-3-FIN	592.235	7.410.963	TF-6-02	594.429	7.386.453
TF-1-FIN	588.617	7.424.200	TF-4-01	596.073	7.407.802	TF-6-FIN	594.283	7.386.540
TF-2-01	594.188	7.418.785	TF-4-02	595.773	7.407.802	TF-7-01	592.086	7.377.526
TF-2-02	593.888	7.418.785	TF-4-03	595.473	7.407.802	TF-7-02	591.826	7.377.676
TF-2-03	593.588	7.418.785	TF-4-04	595.173	7.407.801	TF-7-03	591.566	7.377.826
TF-2-04	593.288	7.418.785	TF-4-05	594.873	7.407.801	TF-7-04	591.306	7.377.975
TF-2-05	592.988	7.418.785	TF-4-06	594.573	7.407.801	TF-7-05	591.046	7.378.125
TF-2-06	592.688	7.418.785	TF-4-07	594.273	7.407.801	TF-7-FIN	590.786	7.378.275

Las coordenadas de la tabla corresponden a una conversión de PSAD56 a WGS84 de los puntos señalados en la Tabla 14 de la RCA N° 226/2006, al objeto de dar cumplimiento con los estándares establecidos en los informes de Seguimiento ambiental según la Res. Ex. N° 223/2015 SMA, que dicta instrucciones sobre la elaboración del plan de seguimiento de variables ambientales, los informes de seguimiento ambiental y la remisión de información al sistema electrónico de seguimiento ambiental.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-5 Ubicación de los puntos de monitoreo de flora



Fuente: geobiota, 2025.

4.2.3.2 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

Tal como se estipula en la RCA del proyecto, la caracterización del estado y evolución de la flora se realiza a través de la determinación de la riqueza y abundancia (medida como la frecuencia de especies). Además, de la caracterización del sustrato donde la flora se desarrolla, a través de mediciones de salinidad y pH del suelo.

4.2.3.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

El monitoreo de flora considera en cada punto de muestreo, el registro de las especies de flora vascular y su cobertura, de acuerdo con la escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet (1979). Esto permite construir el catálogo de riqueza florística del sector, determinar la frecuencia de taxa y evaluar su variación en el tiempo. Por otra parte, en cada punto de muestreo también se extrae una muestra de suelo para efectuar análisis de pH y conductividad eléctrica, permitiendo evaluar el sustrato en el cual se desarrollan las plantas. Cada punto de muestreo corresponde a un conglomerado compuesto por cinco parcelas de 4 m², determinando un total de 375 parcelas. Las parcelas se encuentran separadas entre sí por una distancia de 10 m y dispuestas en forma de "X".

Adicionalmente, se registran las especies vegetales observadas fuera del área de muestreo, con el objetivo de conformar un catálogo florístico para toda el área de estudio, tal como lo establece la RCA del proyecto. Las taxa que no son identificadas a nivel de especie en terreno son colectadas, prensadas y herborizadas para su identificación en gabinete. La determinación taxonómica de las colectas se realiza en base a bibliografía especializada por la especialista botánica Sra. María Teresa Serra V.

La nomenclatura taxonómica utilizada para la denominación de los taxa registrados, al igual que la caracterización por origen geográfico, hábito de crecimiento y distribución en Chile continental, siguen el “Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur” (Zuloaga *et al.*, 2008) en su versión en línea (<http://www.darwin.edu.ar/>) y el “Catálogo de las plantas vasculares de Chile” (Rodríguez *et al.*, 2018).

Por otra parte, la caracterización del sustrato, a su vez, está asociada a puntos de muestreo en la parcela central. Se realizó la extracción de muestras de suelo por parte de la Entidad Técnica de Fiscalización Ambiental (ETFA) ALS Life Sciences Chile para la toma de muestras de suelo y análisis de laboratorio. La metodología utilizada para los análisis se detalla en la tabla a continuación. En Anexo 8, se entrega la resolución correspondiente y resultados de los análisis de las muestras.

Tabla 4-14. Métodos utilizados por la ETFA ALS para el análisis de la conductividad eléctrica y pH de muestras de suelo

Parámetro	Método de muestreo
CE	Método basado en Handbook of Soil and Land Survey Handbook, Method 4A 1 Electrical Conductivity, 1992. QWI-IO-CE-01 Emisión B mod. 6 QWI-IO-LIXI-01 Emisión B mod. 3
pH	Método basado en Handbook of Soil and Land Survey Handbook, Method 3A 1 soil pH, 1992. QWI-IO-pH-01 Emisión B mod. 3 QWI-IO-LIXI-01 Emisión B mod. 3

Fuente: geobiota, 2025. A partir de información disponible en Anexo 8.

De manera complementaria, también se enviaron las muestras al Laboratorio de Servicios de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile (Agroanálisis UC). Este Laboratorio utiliza los métodos expuestos en el documento técnico “Métodos de Análisis Recomendados para los Suelos de Chile”, publicado por el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) en el año 2006 y preparado por la Comisión de Normalización y Acreditación de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo (conductividad en suspensión 1:2,5, pH suspensión de cloruro de potasio 1:2,5).

Es importante señalar que, el Laboratorio Agroanálisis UC corresponde a la entidad que ha ejecutado el análisis de pH y la conductividad eléctrica del suelo desde el año 2012, y se ha optado por mantener este laboratorio, para dar continuidad al análisis histórico de la variable, permitiendo mantener la trazabilidad histórica del monitoreo.

4.2.3.4 Materiales y equipos utilizados

Para el registro de la información en terreno, se utilizaron formularios digitales cargados en una Tablet, celulares de terrero y GPS Garmin modelo MAP62.

Para la extracción de las muestras de suelo se utilizó, pala de plástico, flexómetro, guantes de látex, bolsas con cierre hermético para almacenar la muestra en una caja de plumavit aislapol y etiquetas para la rotulación de las muestras.

En la siguiente Tabla se resumen los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-15. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Flora	GPS Garmin modelo MAP62 Tablet Celular con aplicación TimeStamp Camera
Suelo	Pala Flexómetro Bolsas con cierre hermético Caja de plumavit aislapol Etiquetas para rotulación

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.3.5 Fechas de muestreo de cada parámetro

El muestreo de la flora y suelo se llevó a cabo en las siguientes fechas:

Tabla 4-16. Fechas de muestreo de flora

Componente	Sector	Fechas de muestreo
Flora	Borde Este	08 al 13 de abril 2025 15 de abril de 2025
Suelo	Borde Este	09 al 14 de abril de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

Los profesionales responsables y participantes del monitoreo son indicados en el Anexo 1.

4.2.4 Monitoreo de Algarrobos

El monitoreo de algarrobos se centra en la población ubicada en los alrededores del ex pozo de extracción de agua industrial Camar-2, conforme a lo indicado en el Considerando 10.3.2.2 de la RCA del proyecto. Esta población está compuesta por 71 individuos, identificados durante la etapa pre-operacional del proyecto, en el año 2006, y definidos como parte de la Serie A.

En complemento, desde diciembre de 2021 y como parte de la Acción 23 del PdC, se realiza toma de datos de nuevos parámetros, tales como potencial hídrico, conductancia estomática y medición de variables dendrométricas para la estimación de la biomasa aérea.

Los métodos y materiales utilizados en terreno y gabinete para caracterizar las variables antes mencionadas se detallan a continuación.

4.2.4.1 Ejemplares de algarrobo ubicados en el área del pozo Camar 2

4.2.4.1.1 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

La Tabla 4-17 se detalla los parámetros considerados para el seguimiento de los ejemplares de algarrobo y su frecuencia de monitoreo.

Tabla 4-17. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos

Componente	Variable	Parámetro	Frecuencia del monitoreo	Responsables del monitoreo y análisis de datos
Medio Biótico	Población de <i>Neltuma alba</i>	Vitalidad, Copa viva, Fenología, Afectación animal/antrópica.	Anual	Geobiota

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.2 Ubicación de los ejemplares de monitoreo

El monitoreo de algarrobos se realiza sobre 71 ejemplares y corresponden a los presentados en la Figura I.5.3 y el Anexo V.IV, de la Adenda III del EIA del proyecto “Cambios y Mejoras en la Operación Minera del Salar de Atacama”. Para efectos del monitoreo, cada ejemplar ha sido rotulado con un código identificador (Serie A-XX), los que se indican en la Tabla 4-18, mientras que su distribución espacial en el área se presenta en la Figura 4-6.

Tabla 4-18. Ubicación de los individuos de Algarrobo. Coordenadas UTM WGS84, 19S

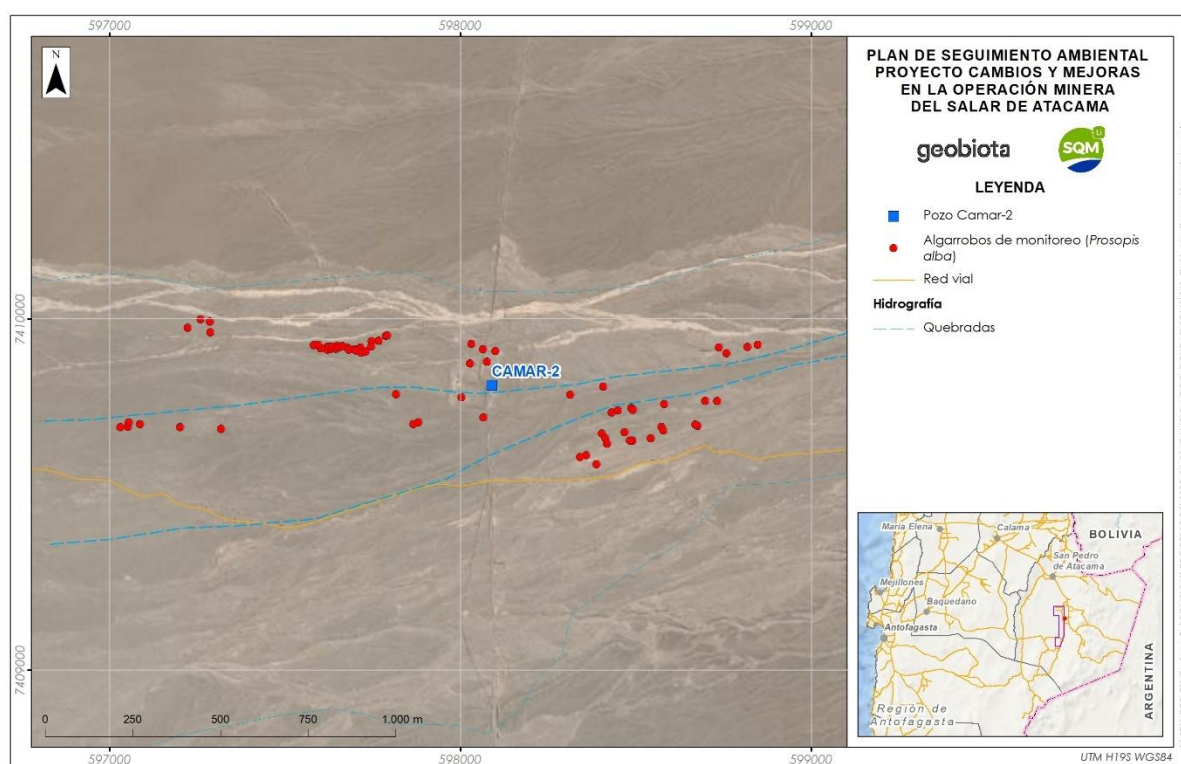
EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
A-01	598.100	7.409.909	A-25	597.655	7.409.919	A-49	598.579	7.409.683
A-02	598.065	7.409.914	A-26	597.665	7.409.923	A-50	598.543	7.409.660
A-03	598.032	7.409.929	A-27	597.679	7.409.918	A-51	598.491	7.409.653
A-04	598.066	7.409.720	A-28	597.683	7.409.912	A-52	598.483	7.409.654
A-05	598.004	7.409.777	A-29	597.747	7.409.936	A-53	598.414	7.409.660
A-06	597.867	7.409.701	A-30	597.788	7.409.952	A-54	598.419	7.409.645
A-07	597.031	7.409.692	A-31	597.792	7.409.953	A-55	598.388	7.409.586
A-08	597.052	7.409.693	A-32	598.738	7.409.919	A-56	598.359	7.409.612
A-09	597.055	7.409.705	A-33	598.759	7.409.902	A-57	598.341	7.409.607
A-10	597.087	7.409.700	A-34	598.819	7.409.920	A-58	598.407	7.409.807
A-11	597.201	7.409.691	A-35	598.848	7.409.926	A-59	597.880	7.409.705
A-12	597.223	7.409.975	A-36	598.732	7.409.766	A-60	597.318	7.409.687
A-13	597.288	7.409.962	A-37	598.698	7.409.766	A-61	597.595	7.409.927
A-14	597.286	7.409.993	A-38	598.677	7.409.695	A-62	597.697	7.409.914
A-15	597.260	7.409.999	A-39	598.670	7.409.699	A-63	597.715	7.409.919
A-16	597.582	7.409.925	A-40	598.574	7.409.693	A-64	597.703	7.409.910
A-17	597.603	7.409.916	A-41	598.469	7.409.677	A-65	597.718	7.409.904
A-18	597.621	7.409.920	A-42	598.403	7.409.674	A-66	597.731	7.409.907
A-19	597.621	7.409.913	A-43	598.432	7.409.734	A-67	597.746	7.409.922

Tabla 4-18. Ubicación de los individuos de Algarrobo. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	EM	Este	Norte	EM	Este	Norte
A-20	597.627	7.409.921	A-44	598.449	7.409.740	A-68	597.767	7.409.938
A-21	597.632	7.409.915	A-45	598.488	7.409.746	A-69	598.076	7.409.878
A-22	597.634	7.409.921	A-46	598.492	7.409.741	A-70	598.028	7.409.873
A-23	597.645	7.409.915	A-47	598.581	7.409.758	A-71	597.817	7.409.786
A-24	597.649	7.409.924	A-48	598.314	7.409.784	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-6 Distribución de los individuos de Algarrobo



Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

Para el monitoreo de los ejemplares de Algarrobo, la RCA del proyecto contempla la evaluación de la vitalidad y el porcentaje de copa viva (follaje). En forma complementaria a lo establecido en ese documento, desde el inicio de los monitoreos, se ha evaluado el estado fenológico de los ejemplares y desde abril 2017, se registra la presencia de daño causado por agentes externos sobre cada individuo.

4.2.4.1.3.1 Vitalidad

La vitalidad es una forma de evaluación de la capacidad del individuo para mantener funciones biológicas esenciales y responder a condiciones ambientales, las categorías con las que se describe este parámetro en cada individuo se detallan en la Tabla 4-19 a continuación:

Tabla 4-19. Criterios utilizados para clasificar la vitalidad de las plantas

Código	Categoría	Descripción
0	Seco	No presenta follaje verde ni estructuras reproductivas de ningún tipo.
1	Muy débil	Presenta escaso follaje verde, sin producción de frutos. Se observa signos de ataque de patógenos.
2	Débil	Aun cuando presenta follaje verde puede observarse signos leves de ataques de patógenos. No obstante, es capaz de producir algunos frutos.
3	Crecimiento normal	Presenta gran parte de su follaje verde y producción de frutos. Sin signos de patógenos.
4	Excepcionalmente vigoroso	Presentan abundancia de follaje y estructuras reproductivas.

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.3.2 Copa viva (follaje verde)

La copa viva (follaje verde) corresponde a la proporción de la planta capaz de realizar actividad fotosintética. La evaluación de esta variable supone que, la pérdida parcial o completa del follaje, en forma sincrónica y fuera de estación, es un fenómeno conocido como “muerte regresiva” (Le Quesne, 2002). Su ocurrencia se asocia a la intervención de un agente abiótico (Ej. disponibilidad de agua), un agente biótico (patógeno) o al efecto combinado de ambos (Ej. el estrés hídrico predispone a las plantas a sufrir ataques de insectos u hongos). Las categorías de porcentaje de copa viva utilizadas se indican a continuación:

Tabla 4-20. Escalas utilizadas para clasificar el porcentaje de copa viva de las plantas

Código	Porcentaje de copa viva
0	0
1	<5
2	5-25
3	25-50
4	50-75
5	75-100

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.3.3 Daño por agentes externos

La prospección del daño por acción de agentes externos es una variable complementaria, incorporada en el año 2017 de acuerdo con las recomendaciones realizadas por el Centro Regional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CRICYT). Tiene por objetivo identificar a los individuos afectados por agentes externos,

ya sea antrópica o animal en cada monitoreo. La incorporación de esta variable se basa en las continuas observaciones de daño observada en los Algarrobos, la cual antes del 2017 no era documentada.

Las categorías utilizadas para la evaluación del daño se presentan en la Tabla 4-21.

Tabla 4-21. Categorías de daño para la evaluación de individuos de algarrobo

Categoría	Daño
Antrópico	Daño producido por acción humana, tales como corta, despepado, extracción de corteza, flores o frutos, para uso artesanal, comercial u forraje para ganado, entre otros.
Animal	Daño producido por acción animal, del tipo ramoneo (producido probablemente por ejemplares de burro silvestre en el Salar de Atacama).
Ambos	Ejemplar observado con ambos tipos de daño (animal y antrópico).
Otros	Ejemplar con signos de daños no atribuible a humanos o animales. Estos pudiesen ser plagas, patógenos o daños estructurales producto de acciones ambientales.

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.4 Materiales y equipos utilizados

En la siguiente Tabla, se detallan los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-22. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Estado de vitalidad individuos <i>Neltuma alba</i>	GPS ETREX Tablet Celular con aplicación TimeStamp Camera

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.1.5 Fechas de muestreo de cada parámetro

Tabla 4-23. Fechas de muestreo

Seguimiento	Fechas de muestreo
Censo y determinación de la vitalidad serie A	24 de abril de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.2 Fisiología

4.2.4.2.1 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

La Tabla 4-24 se detalla los parámetros considerados para el seguimiento de los ejemplares de algarrobo y su frecuencia de monitoreo.

Tabla 4-24. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos

Componente	Variable	Parámetro	Frecuencia del monitoreo	Responsables del monitoreo y análisis de datos
Medio Biótico	Población de <i>Neltuma alba</i> , serie A y Series B-C.	Potencial hídrico en pre-alba, potencial hídrico al medio día, conductancia estomática.	Trimestral (enero, abril, julio y octubre)	Fundación de la facultad de ciencias agronómicas de la universidad de Chile.

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.2.2 Ubicación de los ejemplares de monitoreo

De acuerdo con lo indicado en la Acción 23 detallada en el Programa de Cumplimiento (en adelante PdC) aprobado mediante Resolución N° 38/ROL F-041-2016 del 29 de agosto de 2022 por la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), se incluirá en los informes anuales de seguimiento, mediciones del potencial hídrico y conductancia estomática. En este contexto, se realizan mediciones para determinar estos parámetros en un grupo de 18 individuos de la Serie A que corresponde a la población objetivo. También se considera un grupo de 9 ejemplares de otras Series que son monitoreadas en el contexto de la Acción 24⁷ del PdC (Estudio “Análisis Vitalidad de Algarrobos Series A, B, C y D”). Cabe destacar que, los individuos monitoreados, están distribuidos aguas arriba y aguas abajo la tubería de agua superficial presente en la quebrada y algunos de estos individuos cuentan con un sistema de riego implementado en razón a la Acción 28⁸ del PdC. En la siguiente Tabla 4-25 se indican los individuos de Algarrobos en los cuales se determina su estado fisiológico y en la Figura 4-7 se visualiza su distribución espacial.

Tabla 4-25. Ubicación de los individuos de Algarrobos. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	Es regado	EM	Este	Norte	Es regado
A-04	598.066	7.409.720	Si	A-47	598.581	7.409.758	Si
A-07	597.031	7.409.692	Si	A-58	598.407	7.409.807	Si
A-12	597.223	7.409.975	Si	B-02	599.016	7.409.889	No
A-17	597.603	7.409.916	Si	B-03	599.710	7.409.937	No
A-21	597.632	7.409.915	Si	B-04	600.761	7.410.288	No
A-22	597.634	7.409.921	Si	B-09	601.420	7.410.585	No
A-30	597.788	7.409.952	Si	B-10	601.403	7.410.509	No
A-31	597.792	7.409.953	Si	B-11	601.603	7.410.548	No
A-33	598.759	7.409.902	Si	B-17	601.972	7.410.806	No
A-36	598.732	7.409.766	Si	B-20	602.261	7.410.998	No
A-37	598.698	7.409.766	Si	B-21	602.313	7.410.998	No

⁷ Implementar programa de seguimiento de flora y vegetación de la quebrada Camar.

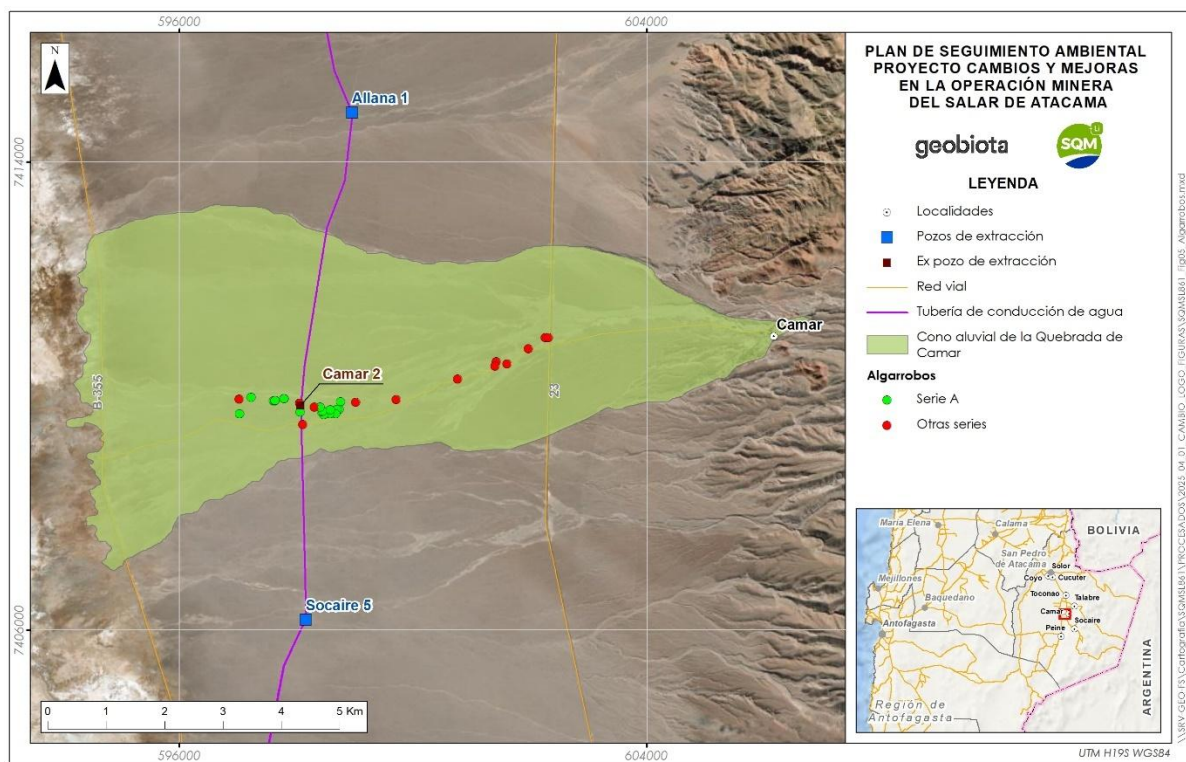
⁸ Implementar programa de riego de los algarrobos que forman parte del monitoreo comprometido en la RCA N° 226/2006.

Tabla 4-25. Ubicación de los individuos de Algarrobos. Coordenadas UTM WGS84, 19S

EM	Este	Norte	Es regado	EM	Este	Norte	Es regado
A-38	598.677	7.409.695	Si	C-58	598.113	7.409.516	No
A-40	598.574	7.409.693	Si	D-28	598.055	7.409.453	No
A-41	598.469	7.409.677	Si	AX-01	598.305	7.409.804	Si
A-43	598.432	7.409.734	Si	AX-02	597.020	7.409.942	No
A-44	598.449	7.409.740	Si	-	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-7 Distribución de los individuos de Algarrobo



Fuente: geobiota, 2025

4.2.4.2.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

4.2.4.2.3.1 Potencial hídrico

El potencial hídrico es una medida de la disponibilidad y movimiento del agua dentro de los tejidos de una planta. Indica su capacidad para absorber agua desde el suelo y corresponde a un indicador fundamental de su estado hídrico. Este parámetro se mide en dos intervalos del día; pre-alba y al mediodía, debido a que estos dos momentos reflejan condiciones fisiológicas contrastantes de la planta.

El potencial hídrico pre-alba (entre las 5:45 y 6:45 am) se mide de manera de registrar la capacidad de recuperación hídrica de los árboles durante la noche (Acevedo *et al.*, 1985), cuando los estomas están

cerrados y no hay transpiración. Las mediciones se realizan con una cámara de presión (Scholander *et al.*, 1965) utilizando nitrógeno gaseoso como gas presurizado, en ramillas formadas durante la temporada anterior. Se seleccionan 2 ramillas por árbol, las que se guardan al interior de una bolsa plástica sellada con una capa de papel aluminio (Meyer & Ritchie, 1980). Cada ramilla se corta, se desenvuelve y se introduce inmediatamente en la cámara de presión para medir su potencial hídrico.

Asimismo, el potencial hídrico en mediodía es medido para registrar el estado hídrico al momento de mayor demanda de vapor de agua por parte de la atmósfera, debido a la alta radiación y mayor déficit de presión de vapor, esta medición refleja el estrés hídrico máximo del día, pues la transpiración es más intensa en estas condiciones. Metodológicamente, previo a la medición, se eligen dos ramillas y se envuelven en bolsas plásticas con papel aluminio durante 1 hora aproximadamente, para equilibrar el potencial hídrico foliar y xilemático (Meyer & Ritchie, 1980). Posteriormente, se mide entre las 12:00 y 13:00 horas el potencial hídrico, de la misma forma que se describió para la medición de pre-alba.

4.2.4.2.3.2 Conductancia estomática

La conductancia estomática corresponde a la velocidad de paso de CO₂ o vapor de agua a través de los estomas⁹ y es una función de la densidad, tamaño y grado de apertura de estos. Para realizar las mediciones, se utiliza un porómetro de flujo estacionario marca Meter, modelo SC-01 que mide la conductancia estomática de las hojas. Las mediciones se realizan entre las horas de máxima apertura estomática, en hojas adultas y sanas de exposición Este, de 10:00 a 11:30 am.

4.2.4.2.3.3 Análisis estadísticos

Finalmente, tanto para la determinación de la conductancia estomática, así como el potencial hídrico, se realiza análisis de varianza para determinar la existencia de diferencias significativas entre:

- Individuos de la serie A, que corresponden a la población objeto del seguimiento histórico en el contexto del PSAB, y el resto de los individuos de las series B y C.
- Individuos ubicados aguas arriba y aguas abajo de la tubería que atraviesa de norte a sur la quebrada de Camar.
- Individuos con riego y sin riego.

Cuando se determinaron diferencias significativas entre los criterios evaluados, se procedió a realizar una prueba de separación de medias, por medio de la prueba DGC (Di Rienzo *et al.*, 2011), al 5% de probabilidad de error lo que es igual a un nivel de confianza del 95%. Cuando no se cumplió con el supuesto de normalidad de la varianza, se transformaron los datos a su valor inverso o recíproco (Pérez, 2018) y cuando persistió el problema se usó un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal Wallis). Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa InfoStat v.2020.

⁹Pequeños poros ubicados en la parte superior e inferior de una hoja, cuya apertura responde a condiciones ambientales (absorbiendo y expulsando CO₂ y humedad).

4.2.4.2.4 Materiales y equipos utilizados

En la siguiente Tabla, se detallan los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-26. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Potencial hídrico y conductancia estomática	Porómetro de flujo estacionario marca Meter, modelo SC-01 Cámara de presión Scholander

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.2.5 Fechas de muestreo de cada parámetro

Tabla 4-27. Fechas de muestreo

Seguimiento	Fechas de muestreo
Potencial hídrico y conductancia estomática	29 al 31 de enero de 2025 23 al 25 de abril de 2025 23 al 25 de julio de 2025 22 al 24 de octubre de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.3 Biomasa

4.2.4.3.1 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

La Tabla 4-28 se detalla los parámetros considerados para el seguimiento de los ejemplares de algarrobo y su frecuencia de monitoreo.

Tabla 4-28. Parámetros establecidos, responsables de la medición de las variables y análisis de datos

Compo- nente	Variable	Parámetro	Frecuencia del monitoreo	Responsables del monitoreo	Responsables del análisis de datos
Medio Bió- tico	Población de <i>Neltuma alba</i> , serie A, B, C y D.	Variables dendrométricas: Diámetro máximo de la copa, Diámetro de copa a los 90° del mcw, Altura total, Diámetro basal, Diámetro a la altura del pecho, Largo del vástago.	Trimestral (enero, abril, julio y octubre)	Geobiota	Consultores independientes, profesor Gustavo Cruz M. y Patricio Tapia A.

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.3.2 Ubicación de los ejemplares de monitoreo

De acuerdo con lo indicado en la Acción 23 detallada en el PdC aprobado mediante Resolución N° 38/ROL F-041-2016 del 29 de agosto de 2022 por la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), se incluirá en los

informes anuales de seguimiento la estimación de la biomasa de los ejemplares que son monitoreados, para lo cual se han considerado todos los individuos distribuidos en el cono aluvial de la Quebrada de Camar y que son identificados como Serie B, C y D, además de la Serie A que es parte de la población objetivo del seguimiento. Cabe destacar que, las Series B, C y D son monitoreadas de manera mensual en el contexto de la Acción 24 del PdC (Estudio “Análisis Vitalidad de Algarrobos Series A, B, C y D”). En la Tabla 4-29 se identifican los individuos y sus coordenadas de ubicación (coordenadas UTM, WGS84 19S), además su distribución espacial se presenta en la Figura 4-8.

Tabla 4-29. Ubicación de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar. Coordenadas UTM WGS84, 19S

Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte
A-04	598.066	7.409.720	B-16	601.856	7.410.736	D-03	599.294	7.409.926
A-05	598.004	7.409.777	B-17	601.972	7.410.806	D-09	599.070	7.409.990
A-06	597.867	7.409.701	B-18	602.174	7.410.934	D-10	598.731	7.409.609
A-07	597.031	7.409.692	B-20	602.261	7.410.998	D-11	598.693	7.409.626
A-08	597.052	7.409.693	B-21	602.313	7.410.998	D-12	598.710	7.409.682
A-09	597.055	7.409.705	C-01	598.556	7.409.676	D-13	598.570	7.409.716
A-10	597.087	7.409.700	C-02	598.553	7.409.678	D-14	598.603	7.409.715
A-11	597.201	7.409.691	C-03	598.559	7.409.682	D-16	598.562	7.409.705
A-12	597.223	7.409.975	C-05	598.561	7.409.683	D-17	598.540	7.409.679
A-13	597.288	7.409.962	C-06	598.567	7.409.681	D-18	598.578	7.409.639
A-14	597.286	7.409.993	C-07	598.568	7.409.678	D-19	598.564	7.409.621
A-17	597.603	7.409.916	C-08	598.570	7.409.679	D-20	598.550	7.409.624
A-18	597.621	7.409.920	C-09	598.577	7.409.681	D-21	598.537	7.409.626
A-19	597.621	7.409.913	C-10	598.588	7.409.673	D-22	598.529	7.409.626
A-21	597.632	7.409.915	C-13A	598.593	7.409.689	D-23	598.523	7.409.610
A-22	597.634	7.409.921	C-13B	598.586	7.409.688	D-24	598.098	7.409.448
A-23	597.645	7.409.915	C-14	598.602	7.409.693	D-25	598.160	7.409.501
A-25	597.655	7.409.919	C-15	598.603	7.409.693	D-26	598.113	7.409.457
A-26	597.665	7.409.923	C-16	598.618	7.409.703	D-28	598.055	7.409.879
A-27	597.679	7.409.918	C-17	598.623	7.409.690	D-29	598.107	7.409.900
A-28	597.683	7.409.912	C-18	598.624	7.409.692	D-30	598.086	7.409.861
A-29	597.747	7.409.936	C-19	598.630	7.409.704	D-31	598.078	7.409.798
A-30	597.788	7.409.952	C-21	598.557	7.409.718	D-34	598.695	7.409.708
A-31	597.792	7.409.953	C-22	598.560	7.409.720	D-35	598.660	7.409.717
A-33	598.759	7.409.902	C-23	598.595	7.409.728	D-37	599.230	7.409.982

Tabla 4-29. Ubicación de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar. Coordenadas UTM WGS84, 19S

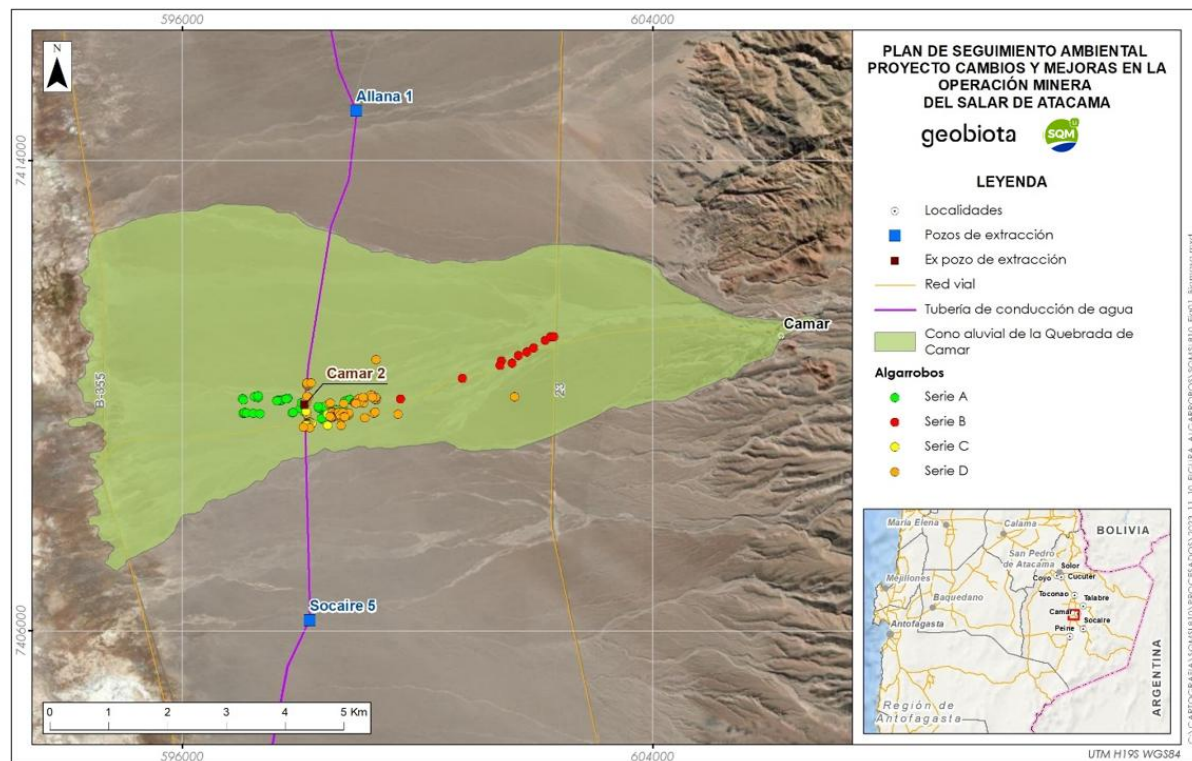
Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte
A-34	598.819	7.409.920	C-24	598.595	7.409.721	D-38	598.117	7.410.175
A-35	598.848	7.409.926	C-25	598.599	7.409.719	D-39	598.116	7.410.182
A-36	598.732	7.409.766	C-26	598.606	7.409.726	D-40	598.119	7.410.189
A-37	598.698	7.409.766	C-27	598.598	7.409.709	D-41	598.118	7.410.190
A-38	598.677	7.409.695	C-28	598.614	7.409.713	D-42	598.118	7.410.207
A-39	598.670	7.409.699	C-29	598.625	7.409.722	D-43	598.117	7.410.214
A-40	598.574	7.409.693	C-31	598.097	7.409.466	D-46	598.516	7.409.637
A-41	598.469	7.409.677	C-32	598.113	7.409.482	D-47	598.509	7.409.661
A-42	598.403	7.409.674	C-34	598.117	7.409.483	D-48	598.679	7.409.705
A-43	598.432	7.409.734	C-36	598.121	7.409.469	D-49	598.728	7.409.637
A-44	598.449	7.409.740	C-37	598.121	7.409.490	D-50	598.745	7.409.632
A-45	598.488	7.409.746	C-39	598.133	7.409.492	D-51	598.760	7.409.662
A-46	598.492	7.409.741	C-40	598.135	7.409.494	D-52	598.755	7.409.668
A-47	598.581	7.409.758	C-41	598.133	7.409.490	D-53	598.795	7.409.663
A-48	598.314	7.409.784	C-42	598.137	7.409.491	D-54	598.822	7.409.679
A-49	598.579	7.409.683	C-43	598.141	7.409.484	D-55	598.810	7.409.698
A-50	598.543	7.409.660	C-44	598.152	7.409.473	D-56	598.829	7.409.702
A-51	598.491	7.409.653	C-45	598.150	7.409.474	D-57	598.741	7.409.692
A-52	598.483	7.409.654	C-46	598.155	7.409.499	D-58	599.249	7.409.977
A-53	598.414	7.409.660	C-47	598.184	7.409.520	D-59	601.641	7.410.610
A-54	598.419	7.409.645	C-48	598.184	7.409.523	D-60	599.289	7.409.931
A-55	598.388	7.409.586	C-49	598.198	7.409.549	D-61	598.987	7.409.858
A-56	598.359	7.409.612	C-50	598.152	7.409.544	D-62	598.743	7.409.654
A-58	598.407	7.409.807	C-51	598.156	7.409.526	D-63	598.714	7.409.620
A-59	597.880	7.409.705	C-53	598.138	7.409.519	D-64	599.100	7.409.867
A-60	597.318	7.409.687	C-54	598.131	7.409.523	D-66	599.083	7.409.874
A-63	597.715	7.409.919	C-55	598.132	7.409.521	D-67	598.742	7.409.681
A-64	597.703	7.409.910	C-56	598.131	7.409.516	D-68	598.114	7.410.168
A-65	597.718	7.409.904	C-58	598.113	7.409.506	D-71	599.083	7.409.873
A-66	597.731	7.409.907	C-59	598.111	7.409.505	D-72	599.015	7.409.861
A-67	597.746	7.409.922	C-60	598.095	7.409.489	D-73	598.997	7.409.858

Tabla 4-29. Ubicación de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar. Coordenadas UTM WGS84, 19S

Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte	Árbol	Este	Norte
A-68	597.767	7.409.938	C-62	598.141	7.409.504	D-74	598.944	7.409.853
A-70	598.028	7.409.873	C-63	598.178	7.409.518	D-75	598.488	7.409.686
A-71	597.817	7.409.786	C-66	598.557	7.409.715	D-76	598.502	7.409.655
AX-01	598.305	7.409.804	C-67	598.563	7.409.723	D-77	598.704	7.409.632
AX-02	597.020	7.409.942	C-69	598.602	7.409.736	D-78	598.766	7.409.642
AX-03	597.037	7.409.920	C-71	598.602	7.409.695	D-79	598.750	7.409.652
AX-76	597.609	7.409.906	C-72	598.575	7.409.725	D-80	598.664	7.409.601
B-01	598.922	7.409.874	C-74	598.105	7.409.481	D-81	598.703	7.409.537
B-02	599.016	7.409.889	C-75	598.098	7.409.481	D-82	598.942	7.409.788
B-03	599.710	7.409.937	C-76	598.109	7.409.492	D-83	598.950	7.409.740
B-04	600.761	7.410.288	C-77	598.102	7.409.488	D-84	598.740	7.409.726
B-09	601.420	7.410.585	C-78	598.469	7.409.679	D-85	598.116	7.410.127
B-10	601.403	7.410.509	C-79	598.469	7.409.679	D-86	598.760	7.409.733
B-11	601.603	7.410.548	D-01	599.662	7.409.953	D-87	598.303	7.409.801
B-15	601.710	7.410.672	D-02	599.297	7.409.919	D-88	599.097	7.409.867

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 4-8 Distribución de los individuos de algarrobo, series A, B, C y D en la quebrada de Camar



Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.3.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

Para estimar la biomasa de la población de algarrobos presente en el cono aluvial de la Quebrada de Camar, se registran en terreno, aquellas variables más utilizadas por los modelos de regresión reportados por la literatura y que permiten estimar en forma eficiente la cantidad de biomasa aérea, las cuales corresponden a; diámetro máximo de la copa (mcw), diámetro de copa a los 90° del mcw (cw90) y altura total (ht). Además, para los individuos plurifustales se registraron para todos los diámetros basales mayores a 2,5 cm las siguientes variables:

- Diámetro basal (db). Diámetro medido en la base del fuste (0,1 m del suelo) en cm.
- Diámetro a la altura del pecho (d1,3). Diámetro medido a 1,3 m del suelo, en cm. (según se presente)
- Largo del vástago (hf). Se debe medir el largo del fuste desde la base hasta el extremo superior en cm.
- Diámetro del fuste más largo (dls). Corresponde al diámetro del fuste más largo medido a los 0,1 m de altura en cm.

Además, se contaron todos los individuos con diámetros basales menores a 2,5 cm, y se les midió la altura individual (cm). Debido a que los individuos presentaron más de un vástago, la caracterización de la población según la clase diamétrica se realizó utilizando el Diámetro basal equivalente (Dbe), que estima el diámetro que tendría cada árbol si tuviera un único fuste conformado por los diámetros basales a una altura de 10 cm del suelo de todos los vástagos existentes. Esto se calculó con siguiente fórmula (Álvarez *et al.*, 2011):

$$Dbe = 2 \sqrt{\sum \left(\frac{db_{0.1}}{2} \right)^2}$$

Donde:

Dbe = Diámetro basal equivalente (cm)

$db_{0.1}$ = Diámetros basales de cada vástago a 10 cm de altura del suelo

A partir de esta información se determinaron los siguientes parámetros:

- Rango diamétrico (Dbe) (cm).
- Altura media por rango diamétrico (m).
- Abundancia (Nº de vástagos).
- Área basal (m^2).
- Área de copa ($Acopa$) (m^2).
- Volumen de copa (Vc) (m^3).

Luego, con la información de terreno se procedió a probar una selección de modelos de regresión, los cuales corresponden a modelos tradicionales para estudios de biomasa (Prodan *et al.*, 1997; Husch 2003; Laar y Akça, 2007; Picard *et al.*, 2012). Se preseleccionaron 135 modelos de regresión para estimar la biomasa reportada por la literatura. Para la selección de los mejores modelos, desde el punto de su aplicabilidad a la población local de ejemplares de algarrobo, se descartaron aquellos cuyas variables o rangos de aplicación estuvieran alejados de las características de los individuos de la población bajo estudio, o la información disponible publicada fuera insuficiente para la aplicación del modelo. Luego, con aquellos inicialmente seleccionados se calculó preliminarmente la biomasa aérea total de cada individuo, determinándose el máximo, mínimo, media y desviación estándar de los resultados de biomasa obtenidos. Estos resultados individuales se agruparon en bandas de confianza en torno a la desviación estándar de la media. Finalmente se seleccionaron sólo aquellos modelos cuyos resultados de biomasa promedio se agruparon dentro del rango 50% - 100% de la desviación estándar de la media, según el número de funciones disponibles. Se considera este valor como conservador para el intervalo de confianza en el que se mueve el estadígrafo de posición. Esto teniendo en cuenta que los individuos de la población censada presentan una alta variabilidad de tamaños y las funciones aplicadas provienen de poblaciones de diversas especies del género y, a su vez, con diversos tamaños y hábitos de crecimiento.

La determinación de la biomasa aérea se realizó mediante la aplicación del conjunto de modelos seleccionados a cada individuo de la población, obteniendo un valor medio de biomasa aérea para cada componente (fuste, ramas, hojas y total). Cabe mencionar, que las funciones de regresión empleadas no son aditivas, puesto que, cada componente de la biomasa y el total se ajusta por separado (regresiones independientes). Por tanto, el total de la suma de cada componente de la biomasa individual difiere del total de biomasa por individuo ajustado por separado (Parresol, 2001).

4.2.4.3.4 Materiales y equipos utilizados

En la siguiente Tabla, se detallan los materiales y equipos utilizados:

Tabla 4-30. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Medición de variables dendrométricas	Pie de metro. Huincha de medir (30 m) Clinómetro GPS ETREX Celular con aplicación TimeStamp Camera

Fuente: geobiota, 2025.

4.2.4.3.5 Fechas de muestreo de cada parámetro

Tabla 4-31. Fechas de muestreo

Seguimiento	Fechas de muestreo
Estimación Biomasa	21 al 24 de enero de 2025 01 al 04 de abril de 2025 08 al 11 de julio de 2025 08 al 09 de octubre de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

4.3 Fauna

4.3.1 Ubicación de los puntos de monitoreo

4.3.1.1 Transectos para el monitoreo de reptiles, aves terrestres y mamíferos

Como se establece en la RCA N° 226/2006, se han definido 5 hábitats para fauna, los que se distribuyen espacialmente de acuerdo con el gradiente de humedad y salinidad existente en el sector, determinando el desarrollo de las diferentes formaciones vegetacionales del Borde Este. Los hábitats para el estudio de la fauna silvestre corresponden a:

- Hábitat de Rica rica-Pingo pingo
- Hábitat de Brea-cachiyuyo
- Hábitat de pajonal
- Hábitat marginal de salar
- Hábitat de salar

La ubicación de los transectos de monitoreo correspondientes a las clases reptiles, aves terrestres y mamíferos, fueron establecidos en función de los hábitats definidos por la RCA N° 226/2006. Las coordenadas con la ubicación de todos los transectos prospectados y fijos en el tiempo se presentan en la Tabla 4-32, mientras que la ubicación espacial de estos se presenta, de manera global, en la Figura 4-9, y diferenciada por sector en la Figura 4-10, Figura 4-11, Figura 4-12, Figura 4-13 y Figura 4-14. Se hace el alcance que el muestreo de mamíferos se realiza según lo propuesto en el considerando 10.4.5 de la RCA N° 226/2006, lo que comprende los sectores de Aguas de Quelana y Vega de Carvajal, a través de su registro y mediante la captura de micromamíferos en los 3 hábitats considerados relevantes para este grupo: hábitat de Rica rica - pingo pingo, hábitat de Brea - Cachiyuyo y hábitat de pajonal asociado a los transectos 1, 2, 3, 9, 10 y 11 (estaciones de muestreo de mamíferos, MM1 a MM6).

Cabe mencionar que, a partir de la campaña realizada el año 2015 se realizó la modificación en el transecto N° 9, ubicado en el sector de Aguas de Quelana. Este transecto originalmente quedó establecido según RCA N° 226/2006 como hábitat de Rica rica - Pingo pingo. Sin embargo, este punto se encuentra inserto en una zona de transición compartiendo características similares al hábitat de Brea - Cachiyuyo, por lo cual fue desplazado al sector donde se realizan las capturas de micromamíferos mediante trampas Sherman, zona que presenta una clara formación de Rica rica - Pingo pingo. De esta forma, se homologó este ambiente de fauna con la definición de ambientes para la vegetación, realizando la prospección mediante las distintas metodologías en el ambiente definido como hábitat de Rica rica - Pingo pingo. El desplazamiento de este punto no conlleva mayores diferencias en cuanto a la composición de especies, en especial cuando se considera que la caracterización busca contrastar la fauna existente en los distintos ambientes definidos.

Así mismo, fue incluido el transecto 1 como punto complementario a lo definido en la RCA N° 226/2006 con la finalidad de contar con todos los ambientes existentes en cada sector dentro de la metodología de muestreo, considerando un total de 17 transectos, y sus ubicaciones son presentadas en la Tabla 4-32.

Cabe mencionar, que en la presente campaña no se contó con el permiso de ingreso al Sistema Peine, y del mismo modo, se restringió el ingreso a la totalidad de sectores del Sistema Soncor, a excepción del Canal

Burro Muerto. Todos los documentos que autorizan o prohíben el ingreso a estos sectores se presentan en el anexo 2.

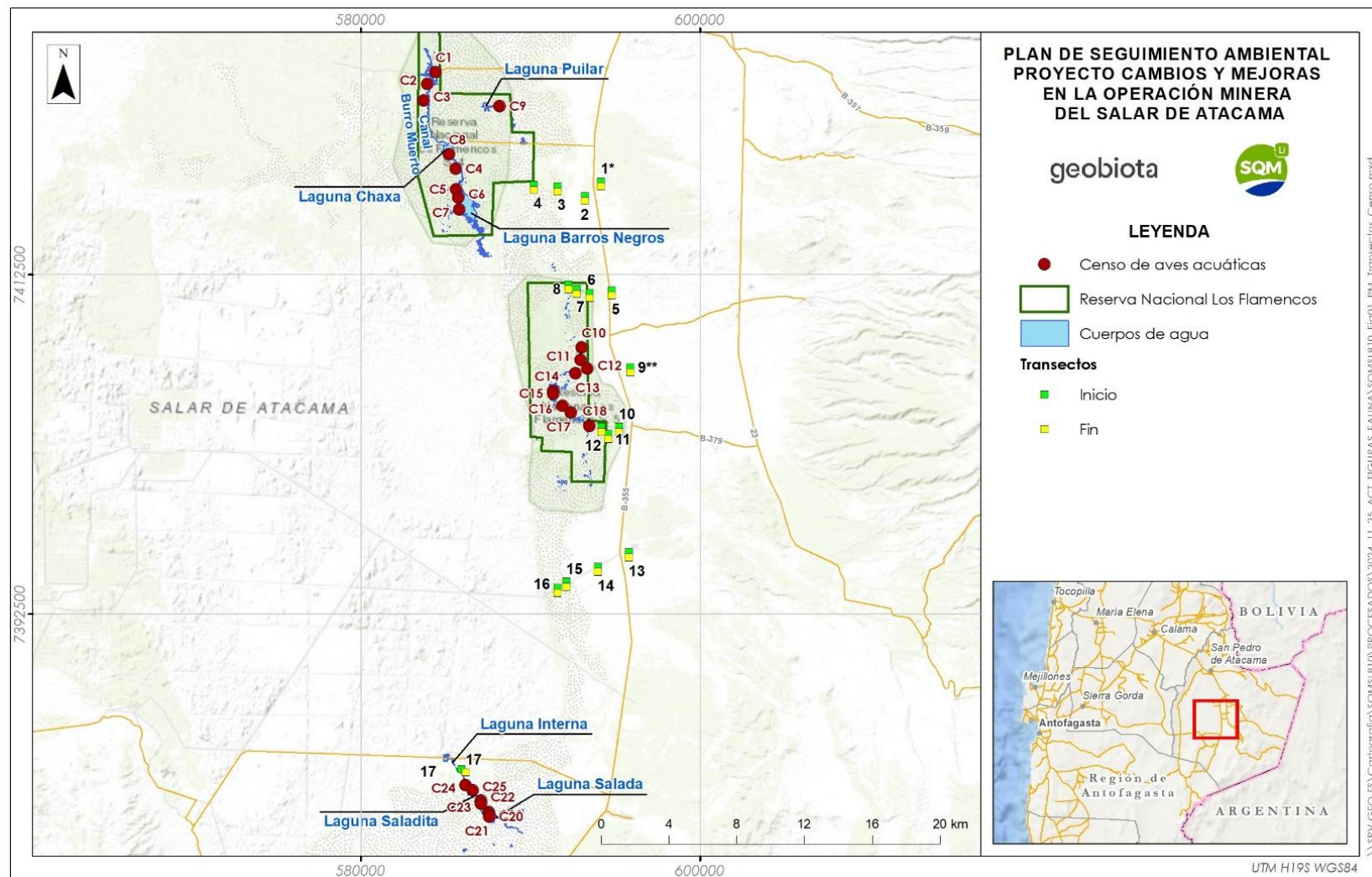
Tabla 4-32. Ubicación de los puntos de muestreo para la metodología de transectos para la prospección de fauna terrestre en el Borde Este del Salar de Atacama. Coordenadas UTM WGS84, 19S

Sector	Hábitat	Transecto N°	Inicio		Fin	
			Este	Norte	Este	Norte
Vega de Carvajal	Hábitat de Rica rica - Pingo pingo	1*	594.403	7.419.114	594.289	7.419.402
	Hábitat de Brea – Cachiyuyo	2	593.604	7.417.442	593.604	7.417.142
	Hábitat de pajonal	3	591.552	7.417.741	591.552	7.417.441
	Hábitat marginal salar	4	590.390	7.417.761	590.390	7.417.461
Cruce Camar	Hábitat de Rica rica - Pingo pingo	5	594.795	7.411.582	594.795	7.411.282
	Hábitat de Brea – Cachiyuyo	6	593.336	7.411.444	593.336	7.411.144
	Hábitat de pajonal	7	592.801	7.411.838	592.801	7.411.538
	Hábitat marginal salar	8	592.572	7.411.612	592.572	7.411.312
Aguas de Quelana	Hábitat de Rica rica - Pingo pingo	9**	595.919	7.407.056	595.921	7.406.756
	Hábitat de Brea – Cachiyuyo	10	595.236	7.403.528	595.236	7.403.228
	Hábitat de pajonal	11	594.436	7.403.523	594.436	7.403.223
	Hábitat marginal salar	12	593.865	7.403.528	593.865	7.403.228
Cruce SQM	Hábitat de Rica rica - Pingo pingo	13	595.743	7.396.234	596.059	7.396.390
	Hábitat de Brea – Cachiyuyo	14	593.999	7.395.270	593.999	7.394.970
	Hábitat de pajonal	15	592.019	7.394.176	592.019	7.393.876
	Hábitat marginal salar	16	591.566	7.394.039	591.566	7.393.739
Peine***	Hábitat de salar	17	586.152	7.383.148	585.962	7.383.264

(*) Este punto se incorporó de manera complementaria a lo indicado en la RCA con el objeto de contar con muestreo de todos los ambientes existentes en cada sector. (**) Para homologar el ambiente definido como hábitat de Rica rica – Pingo pingo, se desplazó el punto de transectos de reptiles y aves hacia el sector donde se realiza la captura de micro-mamíferos (año 2015). (***) No se realiza transecto en la presente campaña por restricción ingreso sistema Peine (ver Anexo 2).

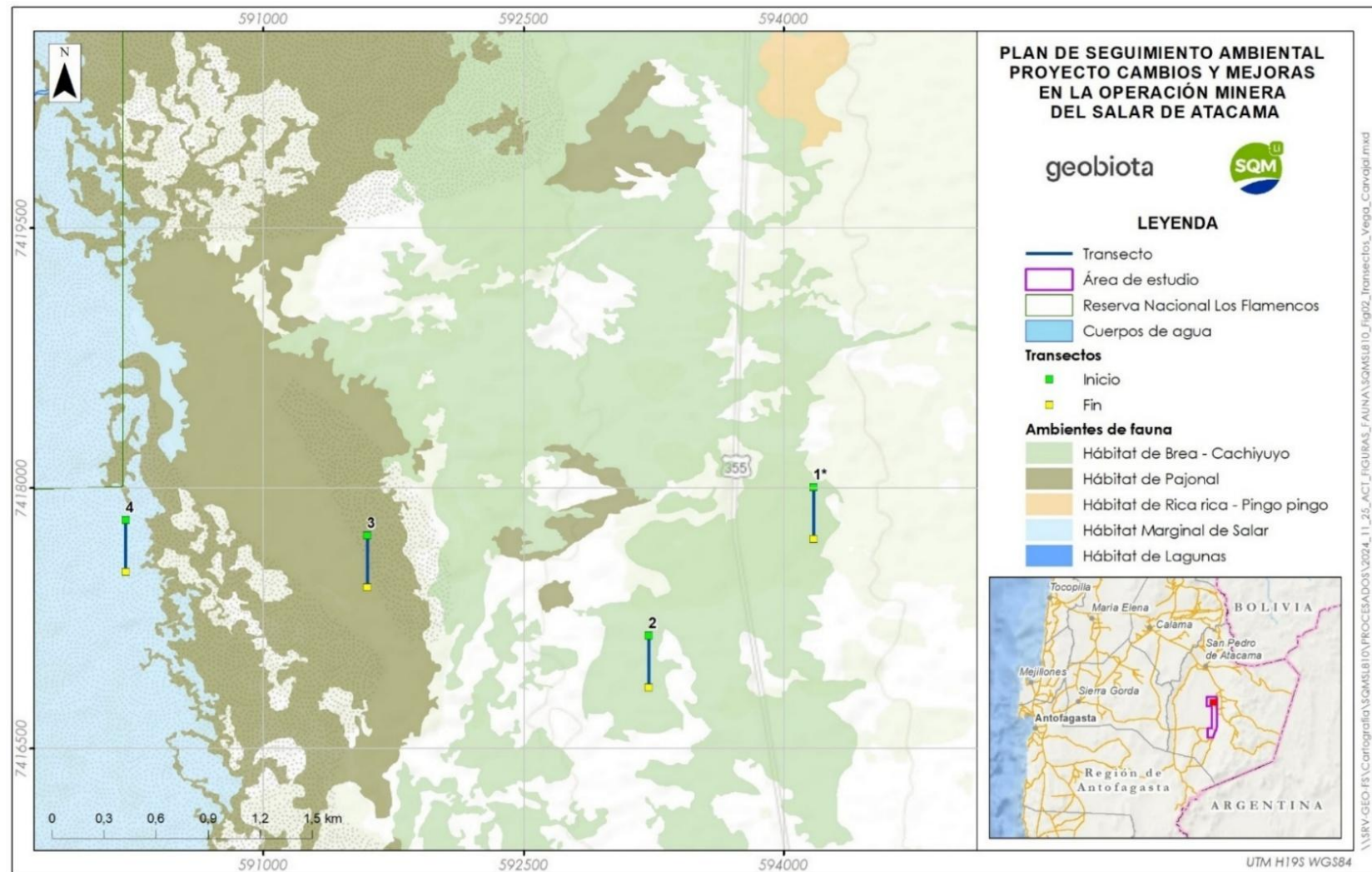
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-9. Ubicación de los puntos de muestreo de transectos y censos



Fuente: geobiota 2025.

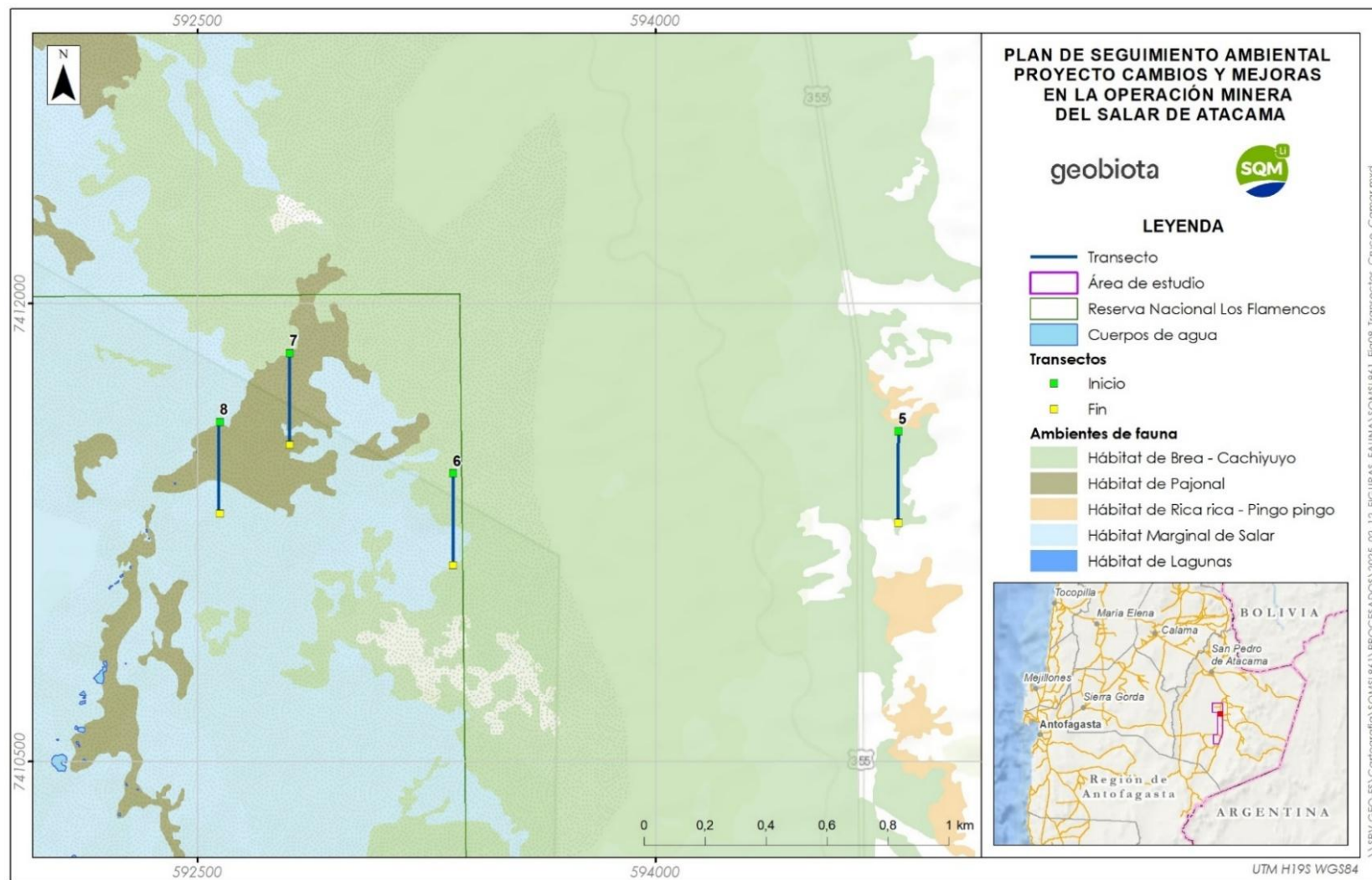
Figura 4-10. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Vegas de Carvajal



(*) Punto incorporado de manera complementaria a lo indicado en la RCA con el objeto de contar con muestreo de todos los ambientes existentes en cada sector

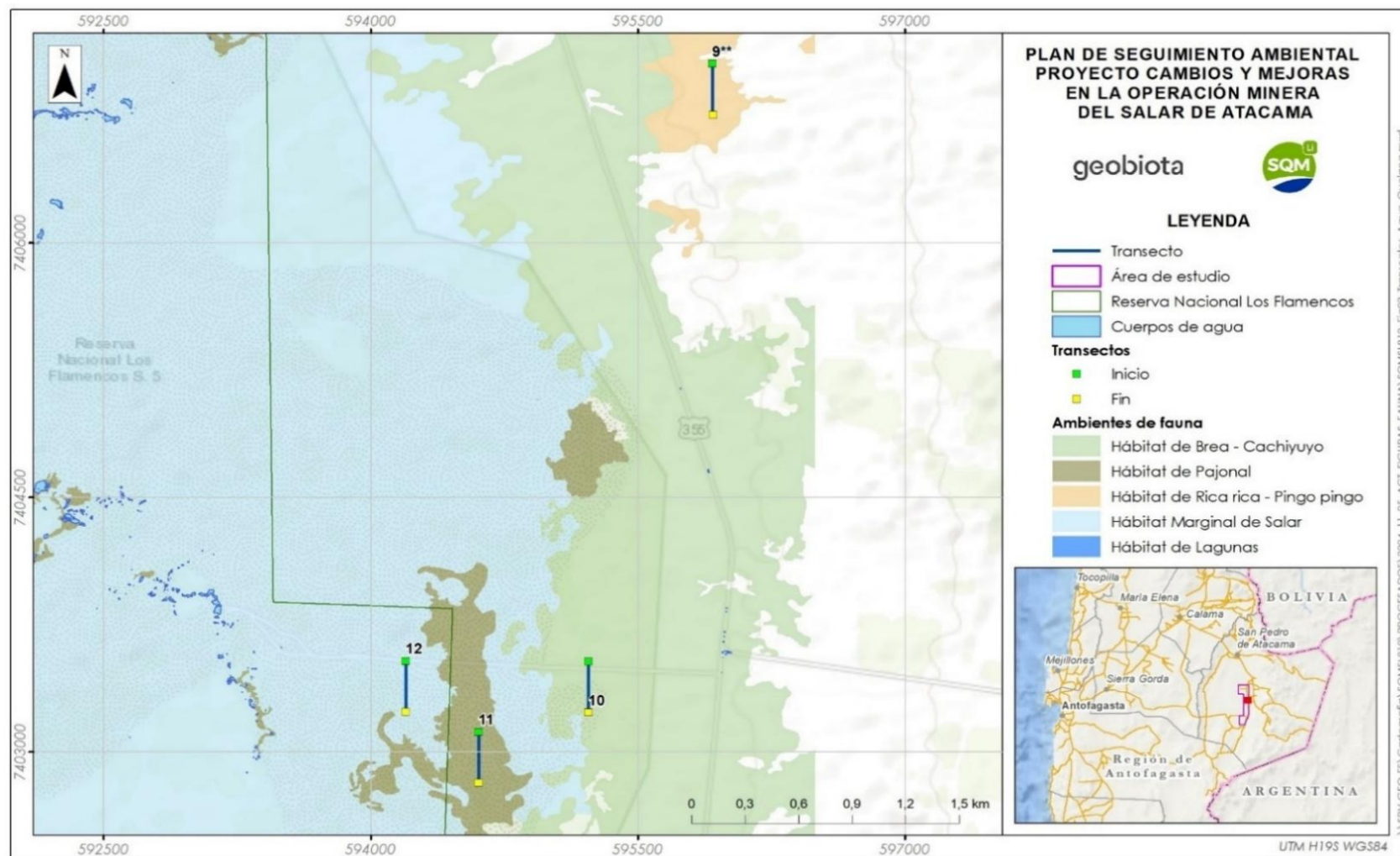
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-11. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Cruce Camar



Fuente: geobiota 2025.

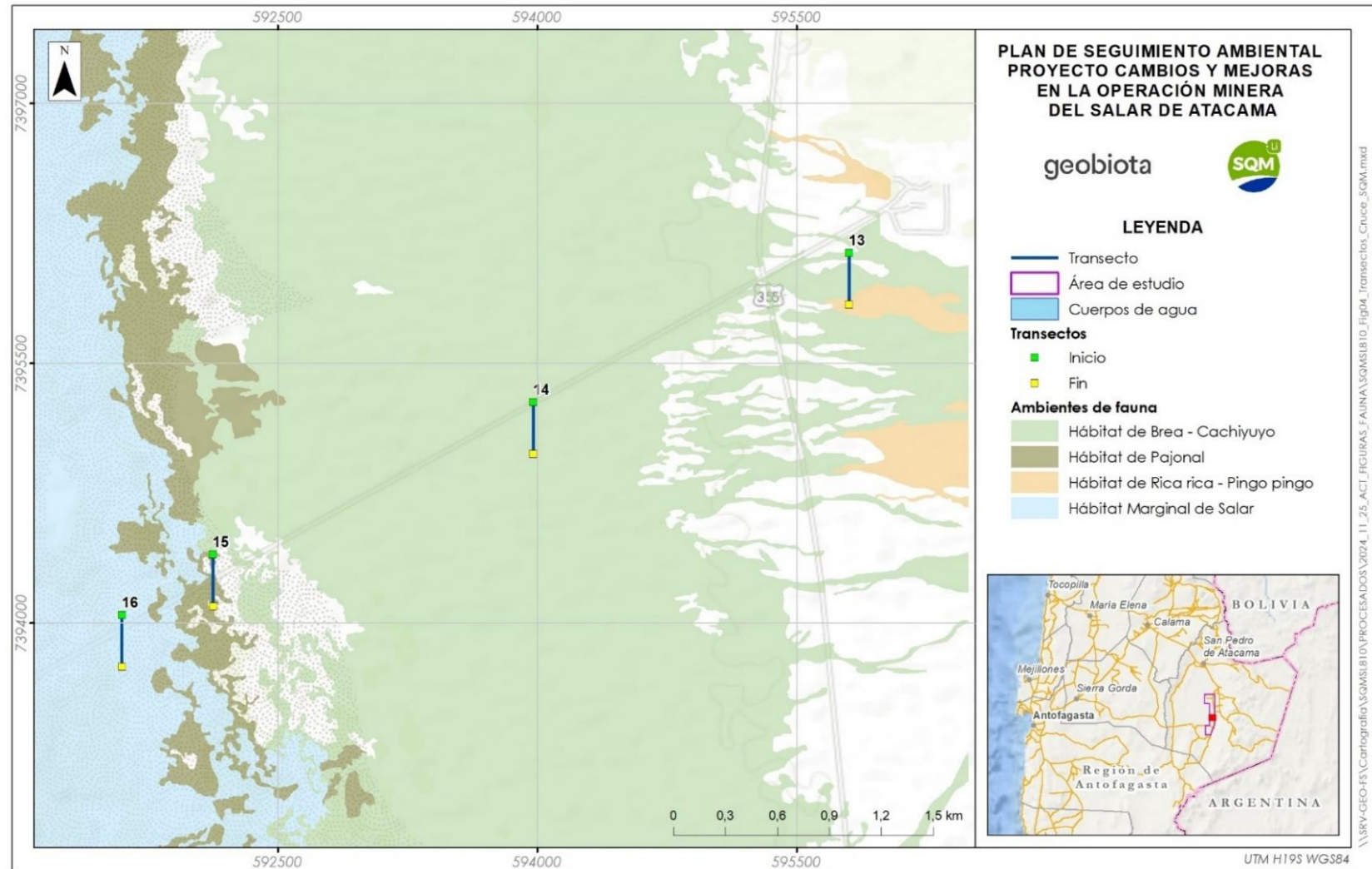
Figura 4-12. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Aguas de Quelana



(**) Para homologar el ambiente definido como hábitat de Rica rica - Pingo pingo, se desplazó el punto de transectos de reptiles y aves hacia el sector donde se realiza la captura de micromamíferos (año 2015).

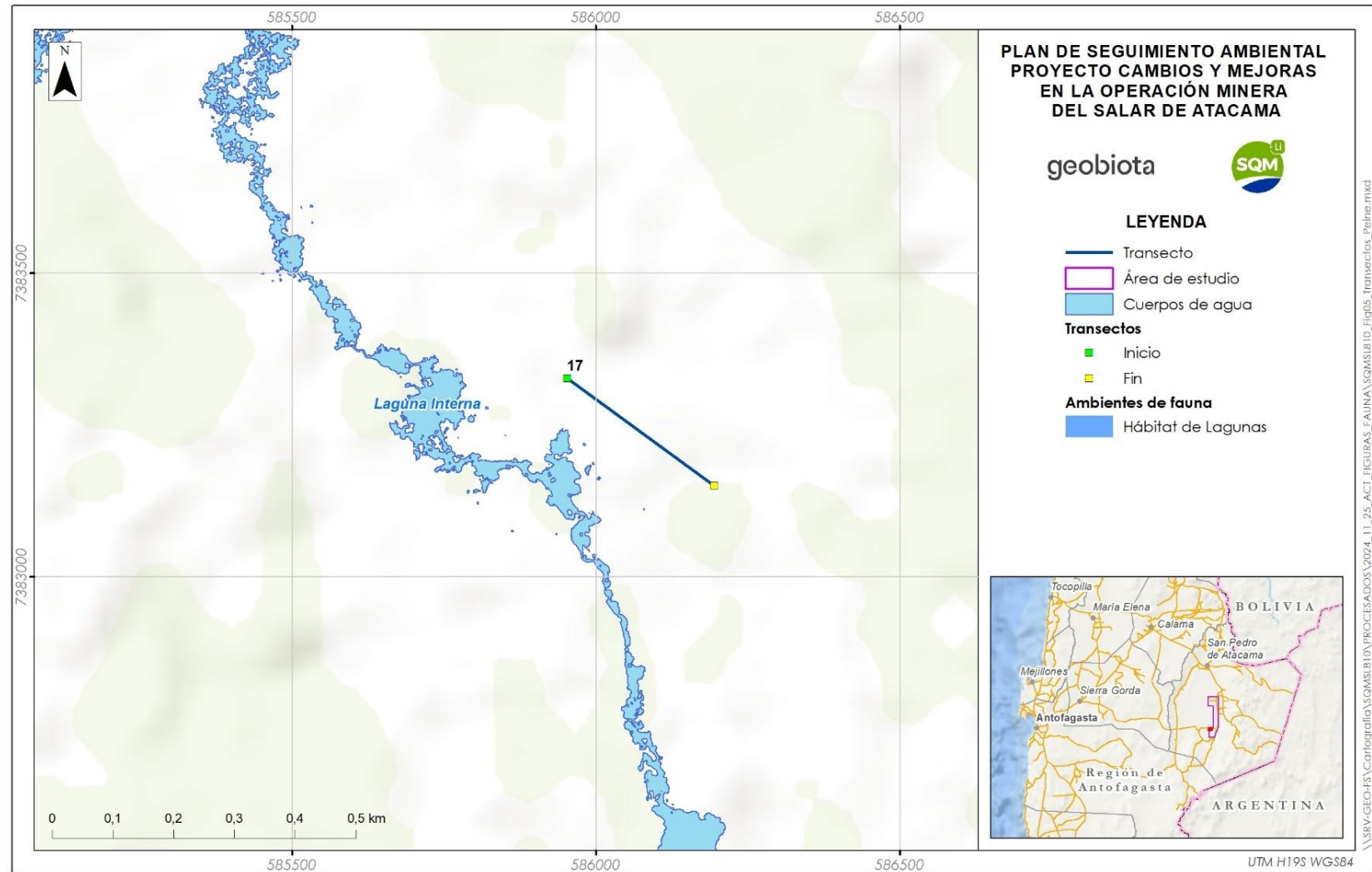
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-13. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Cruce SQM



Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-14. Distribución de transectos de monitoreo de fauna terrestre en el área de estudio. Sector Peine.



Fuente: geobiota 2025.

4.3.1.2 Censos para el monitoreo de aves en ambientes acuáticos

Para el censo de aves acuáticas, la RCA N° 226/2006 establece en el considerando 10.4.4 c), que se deberá considerar los sistemas lacustres Soncor y Peine, y una submuestra de las lagunas del sistema Aguas de Quelana. En este contexto, se considera una muestra de 25 puntos de observación de aves, los cuales se definieron en el informe de Monitoreo Anual N° 1. Las coordenadas de los puntos de presentan en la Tabla 4-33, y su distribución respecto de las lagunas se presenta en la Figura 4-15 (sistema Soncor), Figura 4-16 (Sistema Aguas de Quelana) y Figura 4-17 (Sistema Peine). Debido a la cercanía del sector Canal Chaxa-Barros Negros con la Laguna Chaxa, los datos obtenidos en el punto de muestreo N° 4, son analizados junto con los registros de Laguna Chaxa.

En la presente campaña se autorizó el ingreso al Canal Burro Muerto del Sistema Soncor, así como a las lagunas pertenecientes al Sistema Aguas de Quelana. En contraste, el acceso al Sistema Peine permaneció restringido. Adicionalmente, se incluyen los datos de la campaña de julio 2025 (temporada invierno) de las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar. Todos los documentos que autorizan o prohíben el ingreso a estos sectores se presentan en el anexo 2.

Tabla 4-33. Ubicación de puntos de observación de aves en ambientes acuáticos en el Salar de Atacama

Sistema	Sector	Punto N°	Coordenadas	
			Este	Norte
Soncor	Canal Burro Muerto	1	584.405	7.424.456
		2	583.914	7.423.749
		3	583.717	7.422.793
	Canal Chaxa – Barros Negros*	4	585.593	7.418.750
	Laguna Barros Negros	5**	585.649	7.417.536
		6	585.771	7.417.048
		7*	585.828	7.416.359
	Laguna Chaxa	8**	585.220	7.419.607
	Laguna Puilar	9**	588.193	7.422.435
Aguas de Quelana	Aguas de Quelana	10	593.032	7.408.202
		11	592.994	7.407.472
		12	593.389	7.406.950
		13	592.665	7.406.680
		14	591.360	7.405.651
		15	591.361	7.405.479
		16	591.924	7.404.770
		17	592.395	7.404.358
		18	593.496	7.403.591

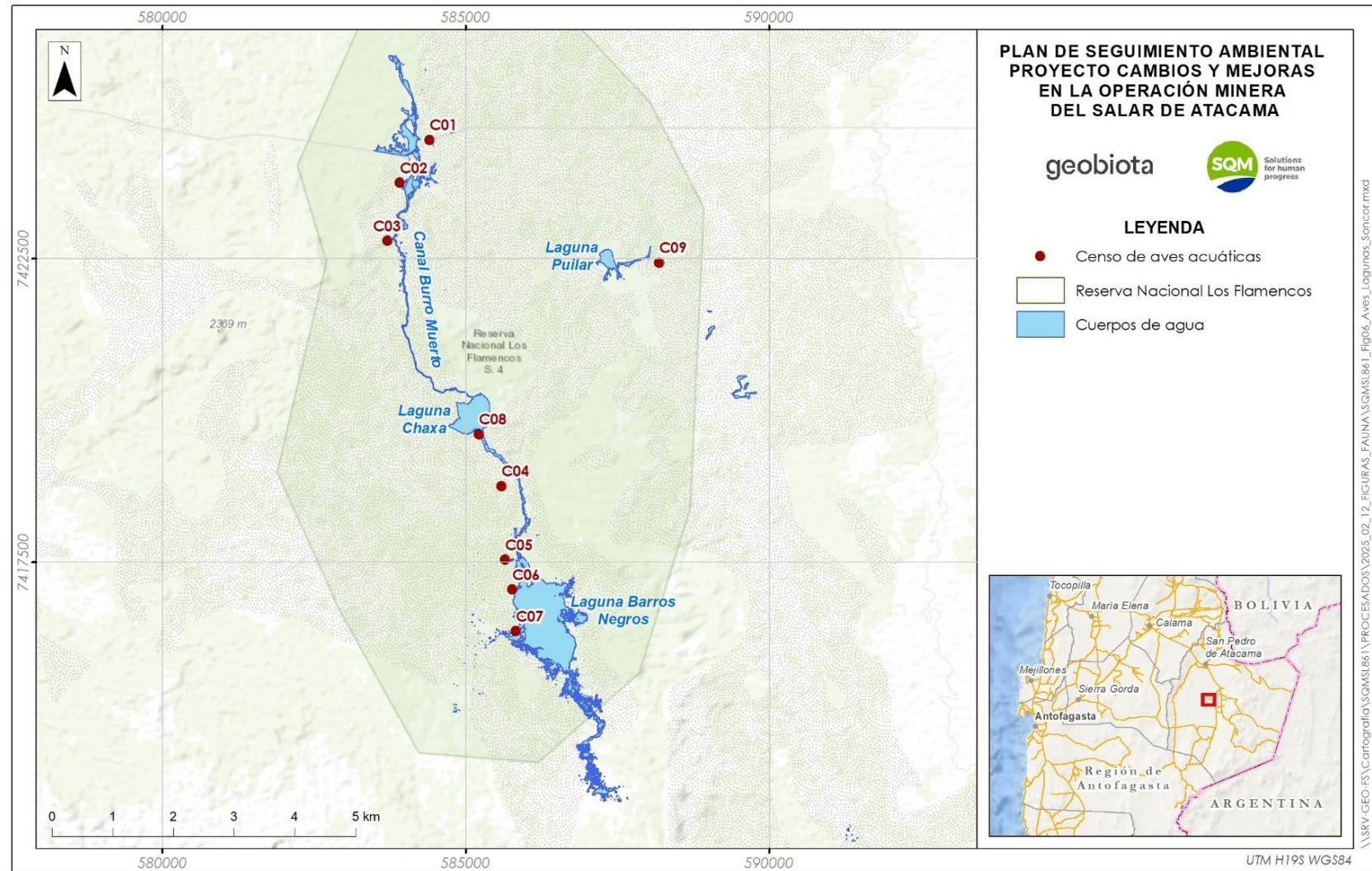
Tabla 4-33. Ubicación de puntos de observación de aves en ambientes acuáticos en el Salar de Atacama

Sistema	Sector	Punto N°	Coordenadas	
			Este	Norte
Peine***	Laguna Salada	19	587.562	7.380.813
		20	587.592	7.380.721
		21	587.581	7.380.535
	Laguna Saladita	22	587.101	7.381.486
		23	587.094	7.381.285
	Laguna Interna	24	586.196	7.382.395
		25	586.614	7.382.105

(*) En el análisis de abundancia, los registros obtenidos en el punto de observación 4 son incluidos y analizados en conjunto con los obtenidos en la laguna Chaxa. (**) Los puntos señalados en las lagunas Puilar, Chaxa y Barros Negros corresponden a los censos realizados en julio 2025. (***) En la presente campaña se restringió el acceso a Peine (Anexo 2).

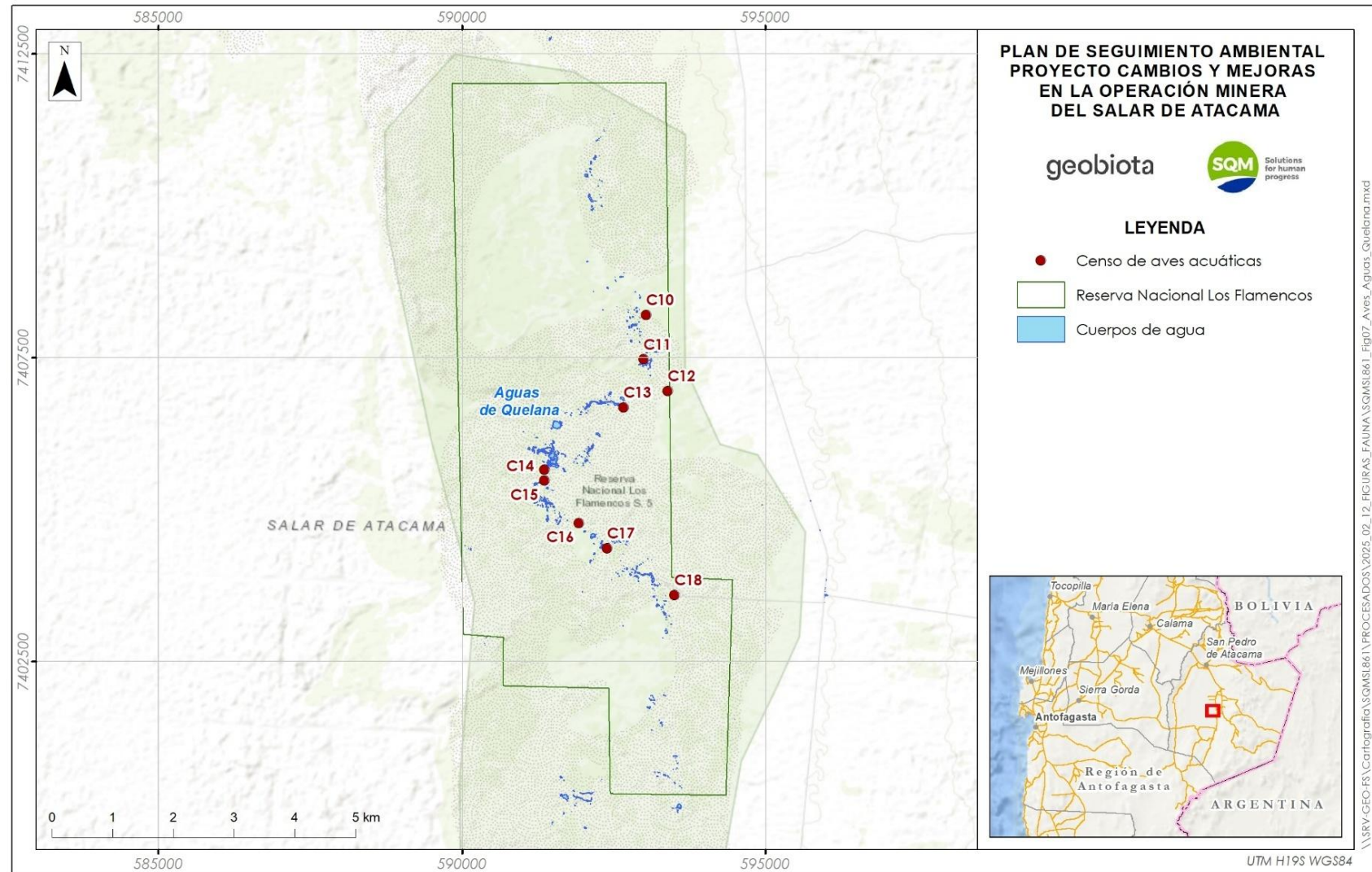
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-15. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Soncor



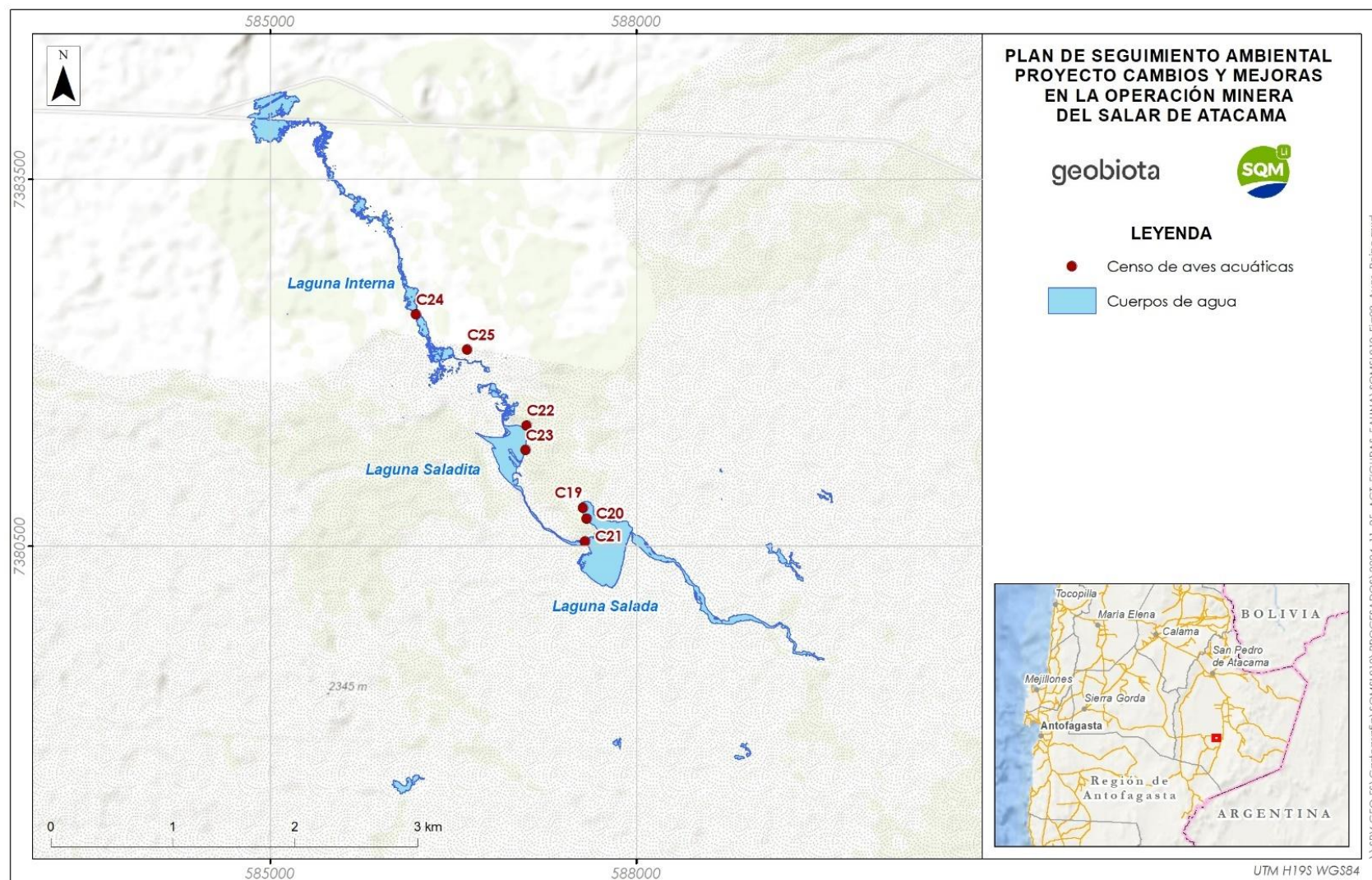
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-16. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Aguas de Quelana



Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-17. Ubicación de puntos de muestreo para la metodología de censo de aves acuáticas. Sistema Peine



Fuente: geobiota 2025.

4.3.2 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

El monitoreo de reptiles, aves de ambientes terrestres y mamíferos consideró el registro del número de especies (riqueza) y el registro de individuos para las distintas especies presentes en los hábitats registrados en los transectos, permitiendo identificar la evolución de las variables ambientales a partir de la abundancia promedio. Por su parte, para el monitoreo de las aves de ambientes acuáticos, se consideró el registro de individuos para las distintas especies presentes en los sistemas lacustres mediante censos, con lo cual fue posible identificar la evolución de las variables ambientales a partir de su abundancia total. Los parámetros considerados para el seguimiento de fauna silvestre son descritos en la siguiente tabla (Tabla 4-34).

Tabla 4-34. Parámetros y metodologías según clase

Grupo	Metodología de evaluación	Parámetros para evaluar
Reptiles	Transectos	Riqueza y abundancia promedio
Aves acuáticas	Censos	Riqueza y abundancia total
Aves terrestres	Transectos	Riqueza y abundancia promedio
Micromamíferos	Trampas Sherman	Riqueza y abundancia promedio
Macromamíferos	Estaciones olfativas	Riqueza y abundancia promedio
	Trampas cámara	Riqueza y abundancia promedio (índice de visitas)

Fuente: geobiota 2025.

Cabe destacar que, la clasificación de aves acuáticas y aves terrestres corresponde a una simplificación de la diversidad dentro de esta clase, y cuyo objetivo es diferenciarlas al momento de realizar los análisis asociados al monitoreo de las lagunas del Salar. De esta forma, se definieron como aves acuáticas aquellas que dependen principalmente de los sistemas lacustres para reproducirse y/o alimentarse, mientras que las aves no acuáticas corresponden al resto de especies de avifauna que no dependen exclusivamente de cuerpos de agua para su reproducción y/o alimentación. Estas últimas también son definidas como aves terrestres para efectos del presente informe. Considerando la complejidad de los ambientes naturales, estos límites no se ven reflejados de manera estricta en la realidad, ya que las aves terrestres pueden hacer uso eventual de las lagunas, mientras que las aves acuáticas pueden utilizar los ambientes terrestres, por ejemplo, como zonas de paso o descanso. Debido a lo anterior es posible registrar aves terrestres en censos y aves acuáticas en transectos, lo que aporta información útil para evidenciar la dinámica del ecosistema.

4.3.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

4.3.3.1 Solicitud del permiso Sectorial de Captura de Fauna Silvestre

En forma previa a las actividades de terreno, se tramitó el Permiso Sectorial para la Captura de Animales de Especies Protegidas de Fauna Silvestre (reptiles y micromamíferos), el que fue autorizado por la Dirección Regional de Antofagasta y la Protección de Recursos Naturales Renovables (DIPROREN) del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), mediante Resolución Exenta N° 229/2025 (Anexo 15).

4.3.3.2 Técnicas de muestreo aplicadas

Para el seguimiento se utilizó un diseño de muestreo estratificado (Sutherland, 2006), considerando los tipos de hábitat definidos para fauna, utilizando metodologías específicas para la caracterización de cada grupo faunístico. De esta forma, se determinaron los parámetros de riqueza y abundancia registradas en el Borde Este del Salar de Atacama.

4.3.3.3 Transectos para la evaluación de reptiles

Para evaluar la abundancia se realizaron 17 transectos lineales, los que tuvieron una longitud de 300 metros. Cada transecto consistió en un recorrido pedestre, el que se repitió durante 3 días con un rango de observación de hasta 30 metros a cada lado del transecto, estandarizando el tiempo de muestreo a 20 minutos. Para la detección de individuos se emplearon 2 métodos complementarios: el método de encuentros visuales (“Visual Encounter Surveys”, VES), que consiste en registrar todos los ejemplares observados durante el recorrido (Crump y Scott, 1994; Graeter *et al.*, 2013), y el método de búsqueda activa (“Time Constraint Search”, TCS), el cual consiste en la búsqueda de individuos levantando rocas y otros posibles refugios, así como el registro de evidencia directa e indirecta, incluyendo restos de muda, huellas o cavidades ocupadas por estas especies (Campbell y Christman, 1982). Esto permitió registrar el número de ejemplares de cada especie en los distintos hábitats y estimar su abundancia promedio.

Para el cálculo de la abundancia promedio se utilizaron todos los registros históricos, lo que permite medir que tan común o rara es una especie en un lugar determinado. De esta forma, es posible realizar comparaciones con otras especies que se encuentran en estos hábitats, independiente de la ausencia de registros durante algunos periodos.

El registro de los individuos, la evidencia indirecta y los ambientes fueron fotografiados cuando las condiciones lo permitieron, y se establecieron sus coordenadas geográficas UTM (Universal Transversal de Mercator, Datum WGS84, Huso 19S).

4.3.3.4 Transectos para la evaluación de aves en ambientes terrestres

Para el cálculo de abundancia en aves terrestres, se realizó un total de 17 transectos lineales de 300 metros distribuidos en los hábitats considerados relevantes. Cada transecto, fue recorrido a pie durante 3 días, con un periodo de observación estandarizado de aproximadamente 20 minutos en cada uno de ellos.

La presencia de aves en ambientes terrestres se determinó sobre la base de observaciones directas en terreno, y posterior a esto, se calculó la abundancia por transectos a partir del promedio de aves observadas durante los 3 días de prospección.

Se registraron además los ejemplares observados fuera de los transectos, así como registros circunstanciales realizados fuera del tiempo de recorrido en cada transecto, con lo que se buscó complementar el catastro para la avifauna de ambientes terrestres en el área de estudio (riqueza de especies).

El registro de individuos, hallazgo de evidencias indirectas y ambientes, fueron fotografiados cuando las condiciones lo permitieron, y se establecieron sus coordenadas geográficas UTM (Universal Transversal de Mercator, Datum WGS84, Huso 19S).

Para el cálculo de la abundancia promedio se utilizaron todos los datos históricos, independiente de la ausencia de registros, incorporando una mejora en el análisis de datos, los cuales históricamente utilizaron sólo valores distintos de cero¹⁰.

4.3.3.5 Censos para la evaluación de aves en ambientes acuáticos

La metodología estándar utilizada para el cálculo de abundancias a partir de los censos fue la aplicada en Censos Neotropicales de Aves Acuáticas (Blanco y Carbonell, 2001; Espinosa, 1998) y en Censos Internacionales de Aves Acuáticas (Blanco y Carbonell, 2001; Delany, 2005; Espinosa 1998; López-Lanús y Blanco, 2005). Esta metodología consiste en recorrer el cuerpo de agua de forma tal que sea posible contar todos los individuos de las especies presentes, evitando los conteos dobles debido al movimiento de las aves.

Para el caso de los censos realizados entre los años 2006 y 2025, se consideraron 25 puntos de observación (Tabla 4-33), mientras que su distribución en el perímetro de los sistemas lacustres mencionados se muestra en la Figura 4-15, Figura 4-16 y Figura 4-17. En cada punto se seleccionaron estaciones de observación, las que permitieron abarcar mediante un barrido visual toda el área de interés, manteniendo una distancia que facilitó la identificación de las especies y el conteo de los individuos evitando interferir en sus actividades. Se realizaron conteos dobles repetitivos realizados por 2 observadores en forma independiente, aceptándose el censo cuando la diferencia entre ambos no sobrepasó el 5%. En el caso de registros que no pudieron ser identificados a nivel de especie, se intentó llegar al nivel taxonómico más bajo posible, siendo excluidos de la riqueza, pero de igual forma se incluyeron en abundancia.

Para el registro de especies se realizaron observaciones mediante el uso de binoculares y un telescopio monocular. Los cuerpos de agua y evidencias indirectas de avifauna acuática fueron fotografiados y se establecieron sus coordenadas geográficas UTM (Universal Transversal de Mercator, Datum WGS84, Huso 19).

Se debe mencionar que las campañas de seguimiento, desde el 2006 a la fecha, han sido realizadas fuera de la época reproductiva de flamencos, no siendo necesaria la implementación de medidas especiales para el resguardo de la nidificación y crianza de los polluelos.

Cabe mencionar que, en el caso excepcional de la temporada 2020, se complementó la información de los datos recopilados en terreno con los resultados del Plan de Manejo Biótico de los compromisos ambientales, asociados a la RCA N° 21/2016¹¹. Esto debido a que durante ese año no se pudo acceder a las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar, dada la entrada en vigor del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N° 64/2020 (Anexo 2).

¹⁰ Al realizar los análisis de abundancia utilizando valores diferentes a cero, se corre el riesgo de sobreestimar la abundancia de las especies. Esto ocurre porque, aunque se tiene conocimiento de que existen registros de estas especies en el sector, no se encontraron durante la temporada de estudio. Por lo tanto, se debe incorporar el valor cero para reflejar adecuadamente la ausencia de las especies en ese periodo.

¹¹ Albemarle, 2020. Plan de Manejo Biótico (PMB), Proyecto: "Modificaciones y Mejoramiento del Sistema de Pozas de Evaporación Solar en el Salar de Atacama (RCA N° 21/2016)" Informe Semestral N° 9 Monitoreo Invierno 2020. Noviembre 2020.

4.3.3.6 Trampas Sherman para la evaluación de micromamíferos

Para el estudio de roedores y marsupiales, se instalaron 30 trampas Sherman en 3 estaciones de muestreo ubicadas en los diferentes sectores, considerados en el estudio de fauna descrito en la figura I.6.2 del Anexo I, Adenda III, correspondiente a la RCA 226/2006. Las estaciones de muestreo fueron instaladas en los 3 hábitats considerados relevantes para este grupo (Rica rica – Pingo pingo, Brea – Cachiyuyo y Pajonal). En el estudio de mamíferos, se consideraron los sectores definidos previamente, correspondientes a Vega de Carvajal y Aguas de Quelana (Figura 4-9 y Figura 4-10). Siguiendo la metodología, se consideró un total de 6 puntos de muestreo, donde fueron instaladas las trampas asociadas a los transectos 1, 2, 3, 9, 10 y 11 (puntos de muestreo de mamíferos MM1 a MM6).

Las trampas de captura viva (tipo Sherman) fueron cebadas con avena machacada y se mantuvieron activas durante 3 noches consecutivas, obteniendo un esfuerzo de captura de 270 trampas/noche en cada sector, con un esfuerzo de captura total de 540 trampas/noche para toda el área de estudio. Para la captura y manipulación de los individuos se siguieron los procedimientos de bioseguridad propuestos por Mills *et al.*, (1995), y Mills *et al.*, (1998), entre ellos el uso de guantes multiflex y/o de cabritilla.

Todos los registros, evidencias indirectas y ambientes para micromamíferos fueron fotografiados, estableciendo las coordenadas geográficas UTM (Universal Transversal de Mercator, Datum WGS84, Huso 19S) para cada trampa Sherman.

4.3.3.7 Estaciones de atracción olfativa para la evaluación de Macromamíferos

En el caso de los macromamíferos, el muestreo fue realizado mediante la implementación de estaciones de atracción olfativa con el objeto de estimar el índice de visitas a estos lugares. De esta forma, fue posible establecer la abundancia relativa de carnívoros. Para esto, cada estación olfativa fue ubicada en una superficie de tierra cernida (o arena), para registrar la impronta de cada animal atraído por el cebo olfativo (Bobcat Urine), aumentando la probabilidad de obtener registros positivos (Muñoz-Pedrerros, 2008; Skewes, 2009).

El diseño muestral consideró la instalación de 4 estaciones olfativas, en los hábitats de Rica rica - Pingo pingo y Brea – Cachiyuyo asociados a los transectos 1, 2, 9 y 10 (puntos de muestreo de mamíferos MM1, MM2, MM4 y MM5) presentes en cada uno de los sectores definidos para el estudio de mamíferos (i.e. Aguas de Quelana y Vegas de Carvajal). El muestreo mediante trampas de huellas no se llevó a cabo en el hábitat de pajonal debido a las dificultades metodológicas y de registro para su implementación en este ambiente, considerando la alta densidad y altura de la vegetación, así como la presencia de sustrato salino (sustrato no arenoso). Sin embargo, con el objeto de complementar los resultados obtenidos y realizar el seguimiento de macromamíferos, incluyendo el ambiente de pajonal, se instalaron de forma adicional, cámaras trampa en cada estación. Esta metodología consiste en la instalación de cámaras fotográficas con un sensor infrarrojo sensible al movimiento, el cual se activa obteniendo fotografías de las especies detectadas. Esta metodología resulta útil para el muestreo de especies evasivas, de hábitos nocturnos o de difícil detección visual (carnívoros y ungulados, entre otros). Las trampas son instaladas en lugares con muestras de actividad, tales como entrada de madrigueras, senderos o cuerpos de agua, utilizando un cebo para la atracción de animales. Las cámaras fueron mantenidas durante 3 noches, siendo programadas para funcionar durante las 24 horas del día.

Como índice se utilizó la proporción de visitas a cada estación por parte de macromamíferos, en función del número de noches en operación, expresado en porcentaje (Muñoz-Pedreros *et al.*, 1995; Rau & Muñoz-Pedreros, 2009). Las estaciones fueron monitoreadas durante un período de 3 días. Así mismo, durante las prospecciones en el Borde Este del Salar de Atacama se registraron los avistamientos directos y evidencia indirecta de carnívoros y macromamíferos (fecas, huellas, madrigueras, entre otras) para determinar el uso y preferencias de hábitat de este grupo. Se debe mencionar que cada estación olfativa se ubicó a una distancia mínima de 300 metros respecto a las líneas de trampas Sherman (micromamíferos), con lo que se buscó evitar la interacción y posibles ataques por parte de los carnívoros atraídos hacia las estaciones olfativas.

El registro de ejemplares, estaciones de atracción, evidencia indirecta y ambientes fueron fotografiados (cuando las condiciones lo permitieron), y se establecieron sus coordenadas geográficas UTM (Universal Transversal de Mercator), Datum WGS84, Huso 19S.

4.3.3.8 Identificación, origen biogeográfico y singularidad de las especies

La determinación taxonómica de los animales se efectuó, de acuerdo con lo establecido en la RCA N° 226/2006, utilizando la siguiente bibliografía específica:

- Reptiles: Donoso-Barros (1966) y Pincheira-Donoso y Núñez (2005).
- Aves: Stotz *et al.* (1997), Johnson (1965, 1967), Jaramillo (2005), y Martínez y González (2005).
- Mamíferos: Mann (1978) y Muñoz y Yáñez (2000).

Adicionalmente, la información taxonómica y distribucional fue complementada con las siguientes referencias bibliográficas:

- Reptiles: Ceí (1962), Veloso y Navarro (1988), Núñez y Jaksic (1992), Vidal y Labra (2008), Demangel (2016), Mella (2017).
- Aves: Araya y Millie (1998), Bibby *et al.* (1992), Espinosa (1998), Blanco y Carbonell (2001), López-Lanús y Blanco (2005), Delany (2005), Couve *et al.*, (2016) y Martínez-Piña (2023)

Mamíferos: Osgood (1943), Mann (1958), Reise (1973), Muñoz-Pedreros y Yáñez (2000) e Iriarte (2008)

4.3.3.9 Fauna singular

La identificación de especies de fauna singular se realizó sobre la base de las características de sensibilidad de las especies presentes en el área de estudio, considerando factores como: endemismo, origen biogeográfico, categoría de conservación, límites de distribución¹², distribución restringida¹³ y criterios de protección según la Ley de Caza (criterios BSE), correspondiente a la Ley N° 19.473 y su reglamento DS N° 5/1998

¹² El Proyecto se localiza en o cercano al límite de distribución geográfico de una o más especies nativas (latitudinal o altitudinalmente). Singularidad incorporada en abril 2023.

¹³ Presencia de especies con distribución restringida. Singularidad incorporada en abril 2023.

publicado por el Servicio agrícola y ganadero (SAG). Para el caso específico de las aves, se utilizó además la información existente en el “South American Classification Committee¹⁴”, (SACC, 2025).

Con respecto al criterio BSE, establecido en el Reglamento de la Ley de Caza, es posible asignar a las especies en las siguientes categorías: B= especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria, S= especie catalogada con densidades poblacionales reducidas, y E= especie catalogada como benéfica para la mantención del equilibrio de los ecosistemas naturales (D.S. N° 05/98).

4.3.3.10 Estado de conservación de las especies

Para establecer el estado de conservación de las especies de fauna, se utilizaron los listados oficiales de especies en categoría de conservación de acuerdo con el Decreto Supremo N°29/2011 del Ministerio del Medio Ambiente, correspondiente al actual Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres según Estado de Conservación (RCE; D.S. N° 75/05). A la fecha existen 19 procesos de clasificación publicados en el Diario Oficial y el listado del Reglamento de la Ley de Caza (D.S. N° 5/1998). Estas referencias contienen una clasificación de los vertebrados terrestres de Chile y sus estados de conservación por zonas del país.

Las referencias señaladas se consideran excluyentes, prevaleciendo el criterio asignado por los decretos aprobados de acuerdo con el RCE. Cuando alguna especie no se encuentra clasificada conforme a dicho sistema, se utilizó la clasificación del Reglamento de la Ley de Caza (D.S. N° 5/1998). En forma complementaria se consultó la literatura especializada para cada grupo, según establece la minuta “Prelación para efectos del SEIA de las clasificaciones y/o categorizaciones de las especies de flora y fauna silvestres” (CONAMA, 2009).

Las categorías de conservación consideradas corresponden a: En Peligro crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi amenazada (NT), Preocupación menor (LC) y Datos insuficientes (DD), según lo establecido en la RCE. Por su parte, para especies catalogadas según MINSEGPRES y Reglamento de la Ley de Caza, se definen: En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Rara (R), Inadecuadamente conocida (IC) y Fuera de peligro (FP).

4.3.4 Materiales y equipos utilizados

Para el levantamiento de la información y caracterización del componente fauna, se utilizaron los siguientes equipos: 2 cámaras fotográficas Canon SX50, y 2 cámaras fotográficas Canon D30, 4 binoculares Carson 3D 10x50, 1 Telescopio monocular Sightmark 6-100 x 100, 1 Telescopio monocular Celestron Ultima 22-66 x 100, y 4 GPS marca Garmin modelo eTrex 22x. En la Tabla 4-35, se detallan los quipos y materiales utilizados en cada grupo faunístico.

Otros materiales utilizados en terreno fueron: un trípode, guías de campo y libretas de apuntes específicas por grupo taxonómico. Para el caso de micromamíferos, se utilizaron trampas de captura viva tipo Sherman (90). Para la implementación de estaciones de atracción olfativa para macromamíferos (i.e. trampas huella), se utilizaron harneros, palas y brochas, además del atractor olfativo BobCat Urine (orina de Lince).

¹⁴ SACC, 2025. List Classification of Birds, Version 22 June 2025 by South American Classification Committee. <https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCCountryLists.htm>

Finalmente, de manera complementaria para macromamíferos se instalaron 6 trampas cámaras, en los puntos definidos como M1, M2, M3, M4, M5 y M6.

Tabla 4-35. Materiales y equipos utilizados

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Reptiles	GPS Cámara fotográfica Binoculares
Censo de aves acuáticas	GPS Cámara fotográfica Binoculares telescopio Trípode Contador
Censo de aves terrestres	GPS Cámara fotográfica Binoculares
Micromamíferos	GPS Cámara fotográfica Binoculares Trampas de captura viva tipo Sherman Algodón Avena machacada Vainilla Alcohol para desinfectar Guantes de nitrilo Guantes de cabritilla Protección respiratoria Bolsa para manipulación
Macromamíferos	GPS Cámara fotográfica Binoculares Atractor olfativo Brocha Cernidor Pala Trampas cámara

Fuente: geobiota 2025.

4.3.5 Fechas de muestreo

En la Tabla 4-36 se puede observar las fechas en las que se desarrolló la presente campaña para el subcomponente fauna.

Tabla 4-36. Fechas de muestreo Fauna.

Componente	Temporada	Sector	Fechas de muestreo	Actividades realizadas
Fauna	Otoño 2025	Borde Este	10 al 16 de abril 2025	Muestreo transectos, huelleros y censos
			6 al 9 de mayo 2025	Muestreo de micromamíferos
	Invierno 2025		24 y 25 de julio 2025	Censos (Lagunas Puilar, Chaxa y Barros Negros)

Fuente: geobiota 2025.

4.4 Biota acuática

4.4.1 Ubicación de los puntos de monitoreo

El seguimiento de las variables relevantes comprometidas para este subcomponente ambiental se realiza en: (i) el sistema lacustre de Soncor, que incluye las lagunas Barros Negros, Chaxa y Puilar, además del canal Burro Muerto; (ii) el sistema Aguas de Quelana, compuesto por un gran número de cuerpos lacustres dispersos y de dimensiones variables; y (iii) el Sistema Peine, que incluye las lagunas Salada, Saladita e Interna; de acuerdo con lo estipulado en el Considerando 10.5.2 de la RCA N° 226/2006.

Las estaciones de monitoreo en cada uno de los sistemas y cuerpos lacustres se detallan en la Tabla 4-37 y su ubicación espacial se puede visualizar en la Figura 4-18 para el Sistema Soncor, Figura 4-19 para el Sistema Aguas de Quelana y en la Figura 4-20 para el Sistema Peine.

Tabla 4-37. Ubicación de los puntos de muestreo para biota acuática.

Sistema	Estación	Laguna	Coordenadas UTM Datum WGS84 19S	
			Este	Norte
Aguas de Quelana	Q-0	Quelana 0	593.353	7.403.585
	Q-1	Quelana 1	592.556	7.401.179
	Q-2	Quelana 2	592.176	7.406.940
	Q-3	Quelana 3	593.079	7.407.517
	Q-4	Quelana 4	592.948	7.407.289
	Q-5	Quelana 5	592.919	7.408.165
	Q-6	Quelana 6	592.882	7.408.228
	Q-7	Quelana 7	594.149	7.411.865
	Q-8	Quelana 8	592.810	7.411.863
	Q-9	Quelana 9	592.482	7.411.802
Soncor	PU-1	Puilar	588.187	7.422.739
	PU-2	Puilar	587.968	7.422.499
	PU-3	Puilar	587.476	7.422.307
	PU-4	Puilar	588.591	7.422.392

Tabla 4-37. Ubicación de los puntos de muestreo para biota acuática.

Sistema	Estación	Laguna	Coordenadas UTM Datum WGS84 19S	
			Este	Norte
	PU-5	Puilar	588.107	7.422.157
	BN-1	Barros Negros	585.921	7.418.603
	BN-2	Barros Negros	585.885	7.417.292
	BN-3	Barros Negros (canal)	585.800	7.416.973
	CH-1	Laguna Chaxa	585.356	7.420.213
	BM-1	Canal Burro Muerto	584.178	7.424.913
Peine	PE-1	Laguna Interna	586.442	7.381.893
	PE-2	Laguna Interna	586.278	7.382.019
	PE-3	Laguna Interna	585.912	7.381.850
	SA-1	Laguna Saladita	586.814	7.381.285
	SA-2	Laguna Salada	587.604	7.380.483

Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-18. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Soncor

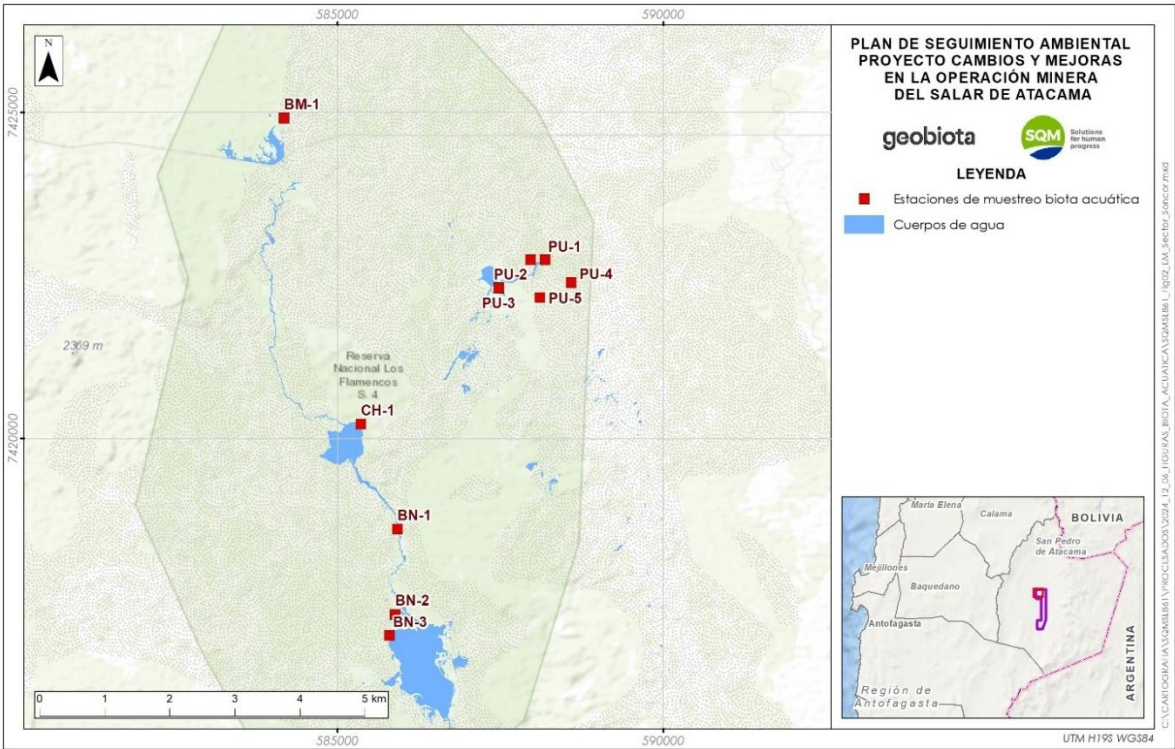
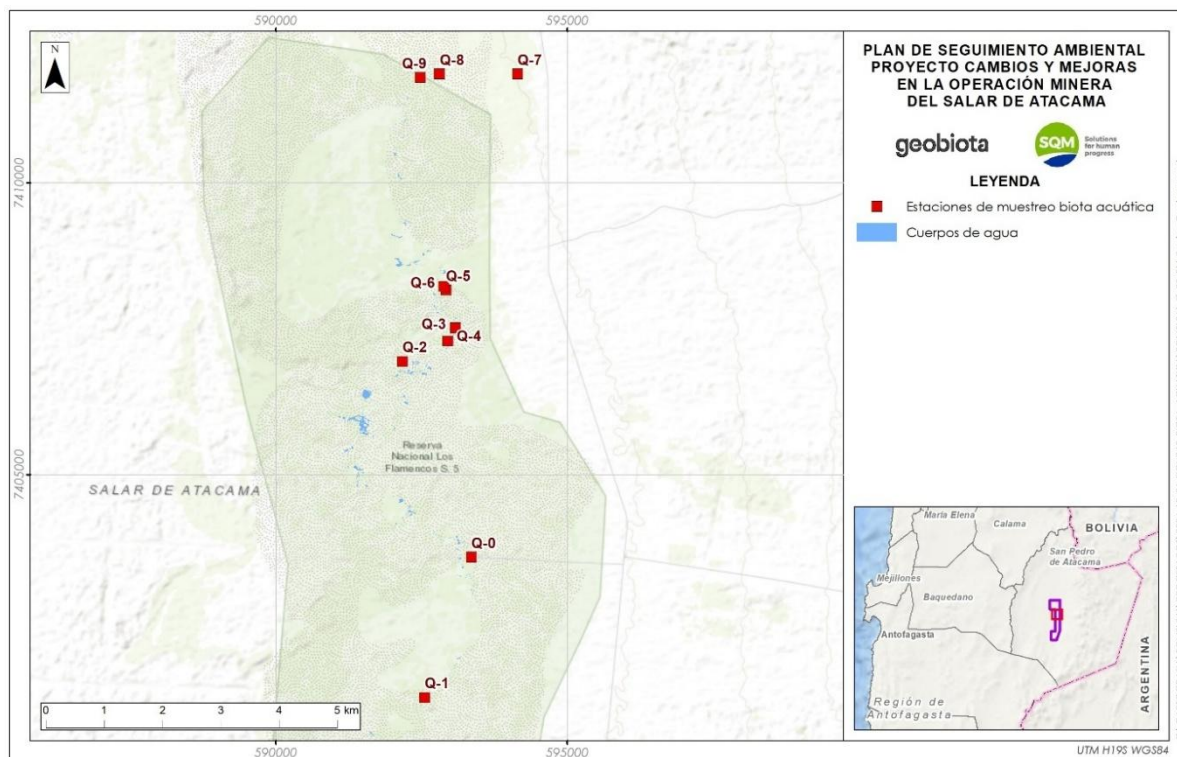


Figura 4-18. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Soncor

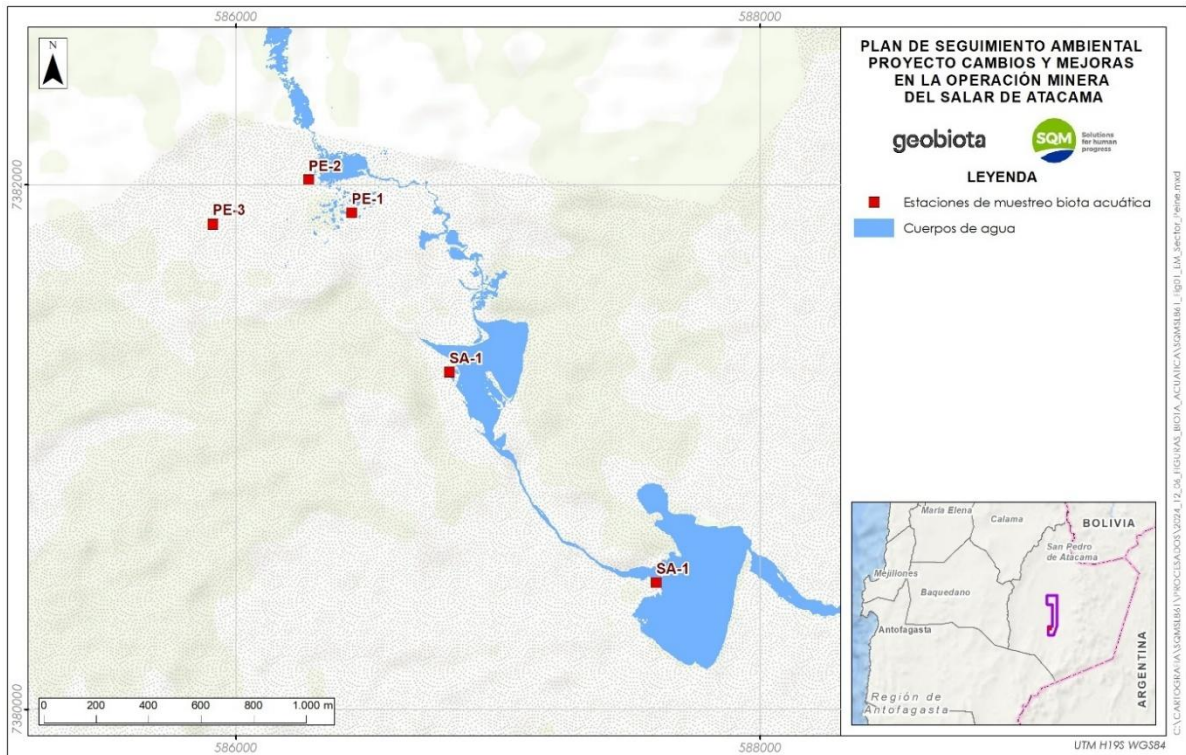
Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-19. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Aguas de Quelana



Fuente: geobiota 2025.

Figura 4-20. Ubicación espacial de los puntos de muestreo de biota acuática en el Sistema Peine



Fuente: geobiota 2025.

4.4.2 Parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales

De acuerdo con el Plan de Seguimiento de Biota Acuática expuesto en el Considerando 10.5 de la RCA N° 226/2006, se recolectaron muestras para la caracterización de los ensambles biológicos de fitobentos, fitoplancton, zoobentos, zooplancton y macrófitas, así como para la caracterización del hábitat, incluyendo parámetros abióticos in situ en la columna de agua y sedimentos, los cuales se indican en la Tabla 4-38.

Tabla 4-38. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales.

Compo- nente	Subcompo- nente	Variable	Parámetro	Metodologías utilizadas
Biota acuática	Agua superficial	Calidad del agua	pH, Conductividad eléctrica, Temperatura, Oxígeno disuelto, Salinidad (parámetro adicional a los exigidos por RCA).	Toma de muestra y análisis de acuerdo con la NCh 411. Mediciones in-situ usando sonda multiparámetros y análisis de laboratorio (ETFA; INN; ISO/IEC 17025:2005, ISO 9001, 14001, OHSAS).
	Sedimento	Calidad del sedi- mento	Temperatura, Conductividad eléctrica.	Toma de muestra y análisis de acuerdo con procedimientos establecidos en “Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protec- tion of Aquatic Life”.

Tabla 4-38. Síntesis de parámetros para caracterizar el estado y evolución de las variables ambientales.

Compo- nente	Subcompo- nente	Variable	Parámetro	Metodologías utilizadas
	Fitobentos	Composición y diversidad	Abundancia total, Riqueza total y Biomasa (contenido de clorofila).	Muestra de sedimento mediante testigo core 10 mm diámetro. Técnica de identificación y conteo mediante cámara Sedgwick-Rafter.
	Fitoplancton	Composición y diversidad	Abundancia total, Riqueza total y, Biomasa (contenido de clorofila).	Filtrado 10 L de agua red 60 um. Técnica de identificación y conteo mediante cámara Sedgwick-Rafter.
	Zoobentos	Composición y diversidad	Abundancia total, Riqueza total e Índice de Shannon Wiener	Muestra de sedimento mediante testigo core 10 cm diámetro. Identificación taxonómica mediante lupa binocular.
	Zooplancton	Composición y diversidad	Abundancia y Riqueza totales	Filtración 10 L de agua red 110 um. Identificación taxonómica mediante lupa binocular.
	Plantas acuáticas	Composición y diversidad	Porcentaje de cobertura absoluta	Transecto y cuadrantes.

Fuente: geobiota 2025.

4.4.3 Metodología de muestreo, medición y análisis

A continuación, se indica la metodología empleada para la caracterización cualitativa y cuantitativa de los componentes bióticos analizados, así como para la determinación de parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento.

4.4.3.1 Medio abiótico

4.4.3.1.1 Parámetro físicos y químicos del agua

4.4.3.1.1.1 Toma de muestras

La toma de muestras y las mediciones in situ realizadas en la columna de agua y sedimento fueron ejecutadas por un inspector ambiental asociado al laboratorio ALS Global, entidad ETFA (N° 029-03; Res. Ex. N° 59/2022 y Res. Ex. N° 1648/2022, SMA) acreditada por la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). La toma de muestras y su manejo se realizaron siguiendo las metodologías analíticas sugeridas en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA y WEF; 2005 y 2012), junto con los protocolos establecidos por ALS Global Ltda. destinados a la colecta, preservación y transporte apropiado de las muestras. El laboratorio ALS Global está acreditado por el Instituto Nacional de Normalización (INN) bajo los estándares de competencia establecidos en la norma internacional ISO/IEC 17025:2005.

4.4.3.1.1.2 Mediciones in situ

Las mediciones in situ de parámetros fisicoquímicos se realizaron siguiendo la metodología establecida por APHA, AWWA y WEF (2012), utilizando una sonda multiparámetro (Hanna HI9829) del laboratorio ALS Global.

La sonda fue calibrada diariamente previo a la realización de las mediciones. El equipo multiparámetro cuenta con un GPS incorporado que permite archivar la ubicación donde se registran los parámetros.

La medición consistió en la inmersión de la sonda por un período de 5 minutos y/o hasta que la lectura de los parámetros se estabilizó, procurando mantener los sensores sumergidos en la columna de agua, sin perturbar el fondo. Los parámetros registrados corresponden a los siguientes:

- Temperatura (°C): precisión de 0,01 °C.
- pH: precisión 0,01 unidades de hidrógeno.
- Conductividad eléctrica (µS/cm): 1 µS/cm de precisión.
- Salinidad (PSU): precisión de 0,01 PSU.
- Oxígeno Disuelto (mg/L): precisión de 0,01 mg/L. La sonda multiparámetro cuenta con un barómetro incorporado para la compensación de la concentración de oxígeno disuelto. La saturación de oxígeno disuelto en el agua depende de factores como temperatura, presión atmosférica/altitud y salinidad; el equipo está diseñado para realizar mediciones considerando estas variables, por lo que puede operar sobre los 4.000 m.s.n.m. sin pérdida de precisión.

4.4.3.1.1.3 Toma de muestras para laboratorio

Las muestras de la columna de agua y sedimento para análisis en laboratorio fueron tomadas directamente desde el cuerpo de agua por el inspector ambiental autorizado (laboratorio ALS Global), en botellas oscuras de polietileno de alta densidad, de 1 L de capacidad, con el fin de limitar el ingreso de luz. Las muestras fueron almacenadas en frío (4,0 °C) en cajas aislantes con ice packs y transportadas al laboratorio dentro de los plazos definidos por el tiempo de preservación de las muestras.

4.4.3.2 Medio biótico

4.4.3.2.1 Fitoplancton

Para estimar la composición y abundancia de fitoplancton (microalgas planctónicas), se tomaron muestras en triplicado mediante una red de 60 µm de apertura de malla, filtrando un volumen conocido y estandarizado (1 o 10 L, dependiendo de la profundidad de la laguna). La muestra se almacenó en un recipiente oscuro para evitar el ingreso de luz y se fijó con una solución de Lugol para su preservación y análisis en laboratorio. El análisis taxonómico se realizó mediante identificación y recuento microscópico, de acuerdo con el método de recuento de células o colonias en cámara Sedgwick-Rafter. Para la identificación se utilizó literatura taxonómica actualizada, con el objetivo de alcanzar el nivel taxonómico más bajo posible. Las muestras se evaluaron en términos de riqueza y abundancia de microalgas. Los resultados se expresaron como número de células por litro (cel/L).

4.4.3.2.2 Fitobentos

Para estimar la composición y abundancia de organismos fitobentónicos (microalgas bentónicas), se obtuvieron muestras en triplicado en cada estación de muestreo, extraídas mediante un testigo de 1 cm de diámetro, y fijadas con una solución de Lugol para su preservación y posterior análisis en laboratorio. El análisis se efectuó mediante recuento microscópico, de acuerdo con el método de recuento de células o colonias en

cámara Sedgwick-Rafter. En este análisis solo se consideraron individuos vivos (con cloroplastos o remanentes). La identificación se realizó utilizando literatura actualizada, con el objetivo de alcanzar el nivel taxonómico más detallado posible. Los resultados se expresaron como número de células por centímetro cúbico (cel/cm³).

4.4.3.2.3 Zooplancton

Para estimar la composición y abundancia de organismos de la columna de agua, se colectaron muestras en triplicado en cada estación de muestreo. Las muestras se obtuvieron mediante una red de zooplancton de 110 µm de apertura de malla, filtrando un volumen conocido y estandarizado (1 o 10 L, dependiendo de la profundidad de la laguna). Las muestras se almacenaron y fijaron con etanol al 70% para su preservación y posterior análisis en laboratorio. Para el recuento se utilizó una cámara de recuento de 10 mL (cámara de Bogorov), analizando la totalidad de la muestra. La identificación taxonómica se realizó de acuerdo con la información sistemática más reciente, con el objetivo de alcanzar el nivel taxonómico más bajo posible. Los resultados se expresaron como número de individuos por litro (ind/L).

4.4.3.2.4 Zoobentos

Los organismos asociados al sustrato (bentos) se colectaron en triplicado mediante un testigo de sedimento de 0,00785 m², y se fijaron con etanol al 70% para su preservación y posterior análisis en laboratorio. En el laboratorio, las muestras se cernieron con tamices de 0,25 y 0,5 mm de apertura de malla; la fauna retenida en cada tamiz se separó y analizó. La identificación taxonómica se realizó de acuerdo con la información sistemática más reciente, con el objetivo de alcanzar el nivel taxonómico más bajo posible. La cuantificación se efectuó bajo microscopio estereoscópico (lupa) Nikon SMZ 645. Los resultados se expresaron como número de organismos por metro cuadrado (ind/m²).

4.4.3.2.5 Clorofila-a en fracción planctónica

Para determinar clorofila-a en la fracción planctónica, el laboratorio ALS Global colectó muestras de agua, las cuales se almacenaron y enviaron al laboratorio para su análisis. Las muestras se analizaron de acuerdo con lo establecido en Standard Methods 10.200 Plankton (H) (2012). Los resultados se expresaron como mg/m³ de clorofila-a total.

4.4.3.2.6 Plantas acuáticas (macrófitas)

Para la caracterización de plantas acuáticas, se estableció un transecto de 50 m y se definieron cuadrantes en 0, 25 y 50 m. Se realizó un reconocimiento in situ de la cobertura relativa de macrófitas y la identificación de los taxa presentes por cuadrante. En caso de no ser posible la identificación taxonómica in situ, se colectaron muestras para su análisis en laboratorio y posterior determinación. La identificación de plantas acuáticas se realizó con base en bibliografía actualizada.

La cobertura de las especies se estimó visualmente de acuerdo con una modificación del protocolo de Braun-Blanquet. Para ello, se establecieron cuatro rangos que representan la cobertura absoluta en el sector donde crecen macrófitas e hidrófitas:

- 0-25 % de cobertura absoluta en el sector en el cual crecen macrófitas e hidrófilas.
- 25-50 % de cobertura absoluta en el sector en el cual crecen macrófitas e hidrófilas.

- 50-75 % de cobertura absoluta en el sector en el cual crecen macrófitas e hidrófilas.
- 75-100 % de cobertura absoluta en el sector en el cual crecen macrófitas e hidrófilas.

Figura 4-21. Registros fotográficos del muestreo de biota acuática en lagunas del Salar de Atacama.



Fuente: geobiota 2025.

4.4.3.3 Análisis de los datos

El componente biótico, en particular fitoplancton, fitobentos, zooplancton y zoobentos, se evaluó además en base a la estimación de descriptores comunitarios. Estos descriptores están dirigidos a caracterizar atributos del ensamble de taxa completo en base a variaciones en las relaciones entre la presencia y la abundancia de los taxa. Los descriptores comunitarios estimados corresponden a riqueza de especies (número total de especies, S), índice de diversidad de Shannon (H'), índice de equitatividad de Pielou (J') e índice de dominancia de Simpson (L) (Tabla 4-39). La estimación de estos índices estuvo sujeta a la disponibilidad de información. Adicionalmente, se evaluó la abundancia total y promedio de individuos, considerando el error estándar.

La estimación de los índices de diversidad se realizó utilizando el paquete vegan de R (Oksanen *et al.*, 2019), para cada estación y sistema hidrológico en el reporte estacional, y por sistemas hidrológicos en el análisis

histórico. Los gráficos del informe fueron elaborados utilizando el paquete ggplot2 en RStudio (R Core Team, 2021).

Cabe señalar que, para el análisis de datos anuales e históricos de microalgas (fitoplancton y fitobentos), se utilizó como nivel taxonómico más bajo el género, mientras que para la fauna invertebrada (zooplancton y zoobentos) los análisis se realizaron a nivel de familia.

Tabla 4-39. Índices utilizados para la estimación de descriptores comunitarios.

Diversidad de Shannon (H' expresada en Ln).	$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$	Donde: H': índice de diversidad de especies. pi: n° de individuos de la especie i con respecto al total de individuos de todas las especies (ni/N). N: abundancia total de especies. ni: número de individuos de la especie i. S: número de especies.
Índice de equitatividad (J') según Pielou (1966).	$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$	Donde: J': índice de equidad de Pielou. H': índice de diversidad de Shannon-Wiener. H'max: máxima diversidad.
Dominancia (Simpson)* Índice de Dominancia de especie se estimó a partir del recíproco del índice de Simpson (1-D) (Magurran, 2013).	$D = \frac{\sum_{i=1}^S 1/n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$	Donde: ni = número de individuos especie i. N = número total de individuos.

Fuente: geobiota 2025.

4.4.4 Materiales y equipos utilizados

En la Tabla 4-40 se detallan los materiales y equipos utilizados para las mediciones de los parámetros abióticos in situ y la recolección de muestras para los análisis en laboratorio. Asimismo, se incluyen los materiales y equipos empleados para la recolección de muestras bióticas.

Tabla 4-40. Materiales y equipos utilizados para el muestreo de biota acuática.

Variable de medición	Material/equipo utilizado
Medio abiótico	Multiparamétrico HANNA INSTRUMENTO HI9829 (pH) Multiparamétrico HANNA INSTRUMENTO HI9829 (Temperatura) Multiparamétrico HANNA INSTRUMENTO HI9829 (OD) Multiparamétrico HANNA INSTRUMENTO HI9829 (CE) Multiparamétrico HANNA INSTRUMENTO HI9829 (Salinidad) Rotuladores Frascos
Medio biótico	Testigo de sedimento de 1 cm de diámetro Testigo de sedimento de 10 cm de diámetro Red de 110 micras con copo receptor Cuadrante de 1 metro cuadrado Red de 60 micras con copo receptor Frascos 500 ml de macroinvertebrados

Tabla 4-40. Materiales y equipos utilizados para el muestreo de biota acuática.

Variable de medición	Material/equipo utilizado
	Frascos 250 ml fitoplancton y zooplancton
	Frascos 50 ml fitobentos
	Cinta métrica (50 m)
	Etanol 70%
	Piseta
	Placa Petri
	Embudo
	Pipeta Lugol
	Lugol

Fuente: geobiota 2025.

4.4.5 Fechas de muestreo de cada parámetro

El muestreo de biota acuática se llevó a cabo en las siguientes fechas:

Tabla 4-41. Fechas de muestreo de biota acuática.

Componente	Sector	Fechas de muestreo
Biota Acuática	Soncor (Chaxa)	13 de mayo de 2025 (visitada, no muestreada)
	Soncor (Barros Negros)	13 de mayo de 2025
	Aguas de Quelana (Q-0 al Q-9)	04 de abril de 2025
	Soncor (Burro Muerto)	04 de abril de 2025
	Soncor (Puilar)	14 de mayo de 2025
	Peine (Interna)	24 de septiembre de 2025
	Peine (Saladita)	24 de septiembre de 2025 (visitada, no muestreada)
	Peine (Salada)	24 de septiembre de 2025

Fuente: geobiota 2025.

5. Resultados

5.1 Flora y vegetación

5.1.1 Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales

A continuación, se presentan los resultados obtenidos a partir de la elaboración del mapa de vegetación del Borde Este (Anexo 3). Estos incluyen la determinación de la superficie ocupada por las distintas formaciones vegetacionales y la evaluación de su estado vital mediante mediciones en terreno, con el objetivo de identificar cambios en su distribución, abundancia y vitalidad.

La información recopilada en terreno, incluyendo tipo biológico, especies dominantes, cobertura por especie, estado vital, porcentaje de copa viva y fenología, se detalla en el Anexo 5.

5.1.1.1 Superficie de las formaciones vegetacionales mediante imágenes satelitales

La determinación de la superficie de las formaciones vegetacionales presentes en el Borde Este, se realizó sobre la base de la interpretación y análisis de imágenes satelitales capturadas en el mes de abril de 2025 y descripciones de terreno efectuadas en el mismo periodo. Detectándose 6 tipos vegetacionales:

- Matorral de Rica rica – Pingo pingo (*Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora*)
- Matorral de Cachiyuyo – Ojalar (*Atriplex atacamensis*- *Atriplex imbricata*)
- Matorral de Brea (*Tessaria absinthioides*)
- Pradera de Grama Salada (*Distichlis spicata*)
- Matorral de Káuchal (*Tiquilia atacamensis*)
- Pajonal de Junquillo - Totorá - Suncho (*Juncus balticus*, *Schoenoplectus americanus* y *Baccharis juncea*)

Su distribución espacial en el periodo reportado se presenta en el Anexo 3 de este informe, mientras que la distribución de la vegetación por trimestre se presenta en el Anexo 4, como parte de lo solicitado en el PdC.

La superficie cubierta con vegetación en el Borde Este de Salar de Atacama alcanza 14.091,04 ha (Tabla 5-1 y Figura 5-1). La formación vegetacional con mayor representación corresponde al matorral de Brea, que cubre una superficie de 7.312,50 ha, equivalente al 51,89% de toda la vegetación presente en el área.

Las praderas de Grama salada y el matorral de Cachiyuyo - Ojalar presentan superficies de ocupación de 2.296,66 y 1.801,88 ha respectivamente, con porcentajes de 16,30% y 12,79%, cada uno. Las otras formaciones vegetacionales identificadas corresponden al Pajonal, matorral de Káuchal y matorral de Rica rica – Pingo pingo, que ocupan una superficie de 1.384,70 ha (9,83%), 858,71 ha (6,09% del total) y 436,59 ha (3,10% del total) respectivamente.

El detalle de las superficies por tipo vegetal y cobertura se presenta en la Tabla 5-1. Mientras que las superficies de los tipos vegetacionales se presentan de manera gráfica en la Figura 5-1.

Tabla 5-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama año 2025

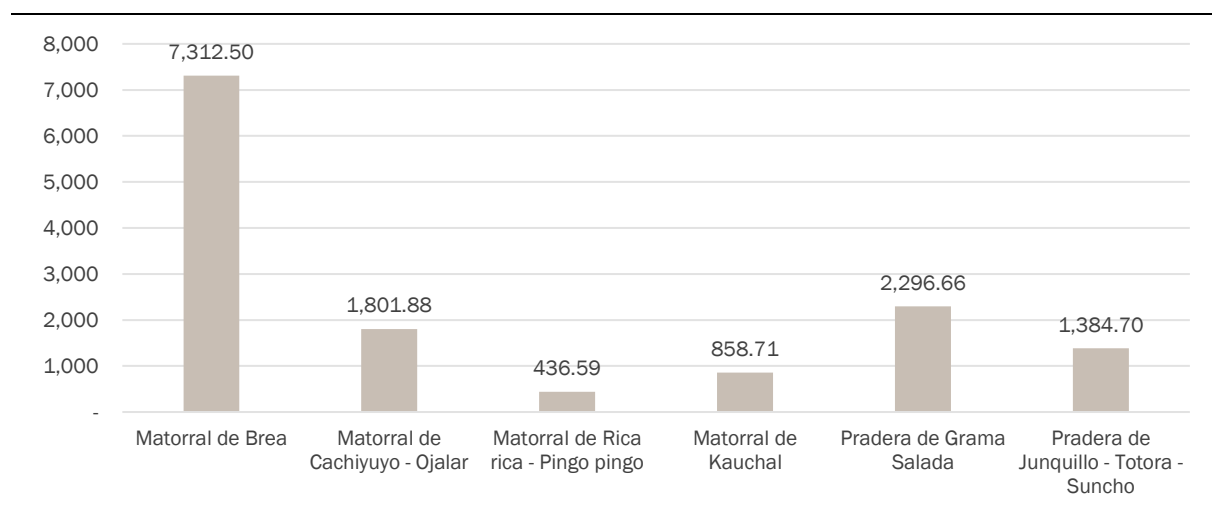
Nº	Formación	Cobertura	Cobertura (%)	Superficie (Ha)
1		Abierto	25 – 50	3,74

Tabla 5-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama año 2025

Nº	Formación	Cobertura	Cobertura (%)	Superficie (Ha)
	Matorral de <i>Aloysia deserticola</i> - <i>Ephedra multiflora</i> (Rica rica-Pingo pingo)	Muy Abierto	10 – 25	190,71
		Ralo	5 – 10	242,14
	Subtotal			436,59
2	Matorral de <i>Atriplex atacamensis</i> – <i>Atriplex imbricata</i> (Cachiyuyo - Ojalar)	Semidenso	50 – 75	40,23
		Abierto	25 – 50	200,18
		Muy abierto	10 – 25	738,94
		Ralo	5 – 10	822,53
	Subtotal			1.801,88
3	Matorral de <i>Tessaria absinthioides</i> (Brea)	Denso	75 – 100	176,57
		Semidenso	50 – 75	558,58
		Abierto	25 – 50	1.373,37
		Muy abierto	10 – 25	2.631,97
		Ralo	5 – 10	2.572,01
	Subtotal			7.312,50
4	Matorral de <i>Tiquilia atacamensis</i> (Káuchal)	Muy abierto	10 – 25	836,47
		Ralo	5 – 10	22,24
	Subtotal			858,71
5	Pradera de <i>Distichlis spicata</i> (Grama salada)	Denso	75 – 100	135,03
		Semidenso	50 – 75	242,62
		Abierto	25 – 50	378,54
		Muy abierto	10 – 25	625,73
		Ralo	5 – 10	914,74
	Subtotal			2.296,66
6	Pajonal de <i>Juncus balticus</i> - <i>Schoenoplectus americanus</i> - <i>Baccharis juncea</i> (Junquillo - Totora – Suncho)	Denso	75 – 100	273,83
		Semidenso	50 – 75	262,83
		Abierto	25 – 50	209,32
		Muy abierto	10 – 25	349,65
		Ralo	5 – 10	289,07
	Subtotal			1.384,70
Total				14.091,04

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-1 Superficie (ha) de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama



Fuente: geobiota, 2025.

5.1.1.2 Análisis de las caracterizaciones de terreno

En esta sección se analizan las 99 descripciones de vegetación en terreno, comprometidas en la RCA del proyecto, las que pertenecen a la red de puntos utilizados en la campaña pre-operacional, efectuada en abril de 2006. A nivel de formación, 42 unidades corresponden a matorral de *Tessaria absinthioides* (Brea), 12 a matorral de *Atriplex atacamensis* – *Atriplex imbricata* (Cachiyuyo – Ojalar), 1 a matorral de *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora* (Rica rica – Pingo pingo), 1 a matorral de *Tiquilia atacamensis* (Káuchal), 15 a pradera de *Juncus balticus* – *Schoenoplectus americanus* – *Baccharis juncea* (Junquillo – Totorá – Suncho), 19 a pradera de *Distichlis spicata* (Gramasalada) y 9 corresponden a zona de vegetación escasa (ZVE).

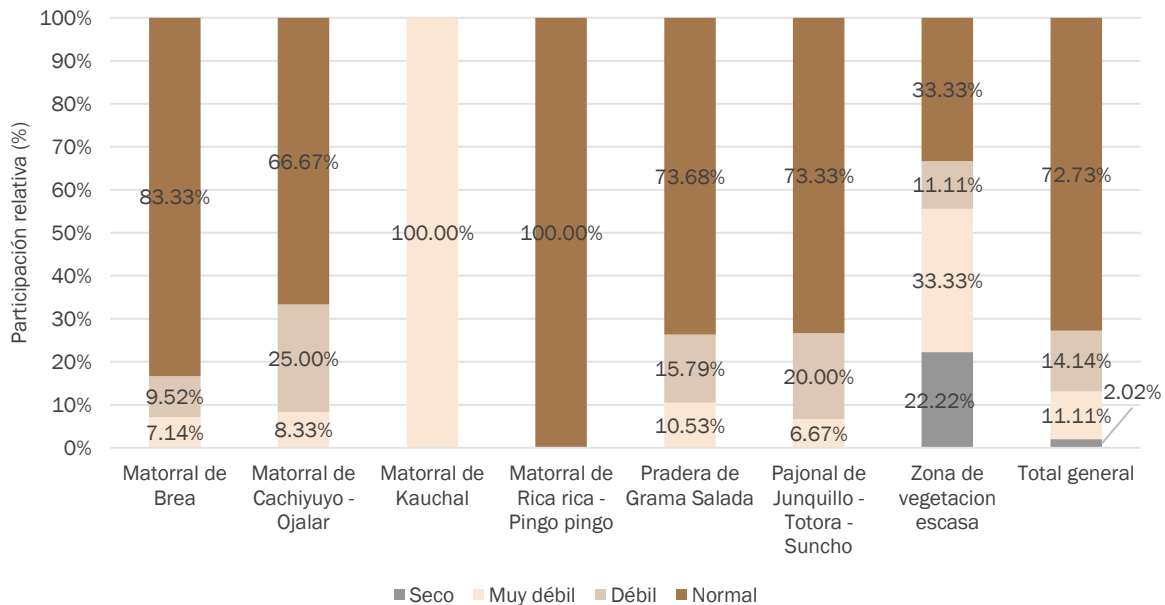
5.1.1.2.1 Estado vital

Durante el periodo 2025, la mayoría de los puntos de monitoreo se ubica en la categoría de vitalidad Crecimiento normal, concentrando cerca del 70% de las muestras. En este periodo también se visualizaron unidades débiles y muy débiles, las que alcanzaron cerca del 14% y 11% respectivamente. En una proporción menor se registraron unidades Secas, es decir, sin presencia de follaje ni estructuras reproductivas. No se identificaron unidades excepcionalmente vigorosas. Estos resultados se presentan de manera diferenciada por formación vegetacional en la Figura 5-2.

A nivel de formación, de las unidades de vegetación con presencia de matorral de Brea, cerca del 80% presenta crecimiento normal, mientras que el resto se divide entre las categorías débil y muy débil con porcentajes cercanos al 9% y 7%. Para esta formación no se registran unidades secas. Al igual que el matorral de Brea, el vigor de las unidades del matorral de Cachiyuyo – Ojalar, se presenta mayormente con crecimiento normal, con cerca del 67% del total. Sin embargo, posee un mayor porcentaje de unidades débiles, las que llegan al 25%, mientras que solo una unidad se registra muy débil (8,33%). Los matorrales de Rica rica – Pingo pingo y Káuchal, se presentan con crecimiento normal y muy débil respectivamente.

En cuanto a las praderas, tanto el pajonal de Junquillo – Totora – Suncho, como la pradera de Grama salada, presentan en su mayoría crecimiento normal, con cerca del 73% del total de unidades muestreadas cada una.

Figura 5-2 Vitalidad de las formaciones vegetacionales en el Borde Este del Salar de Atacama



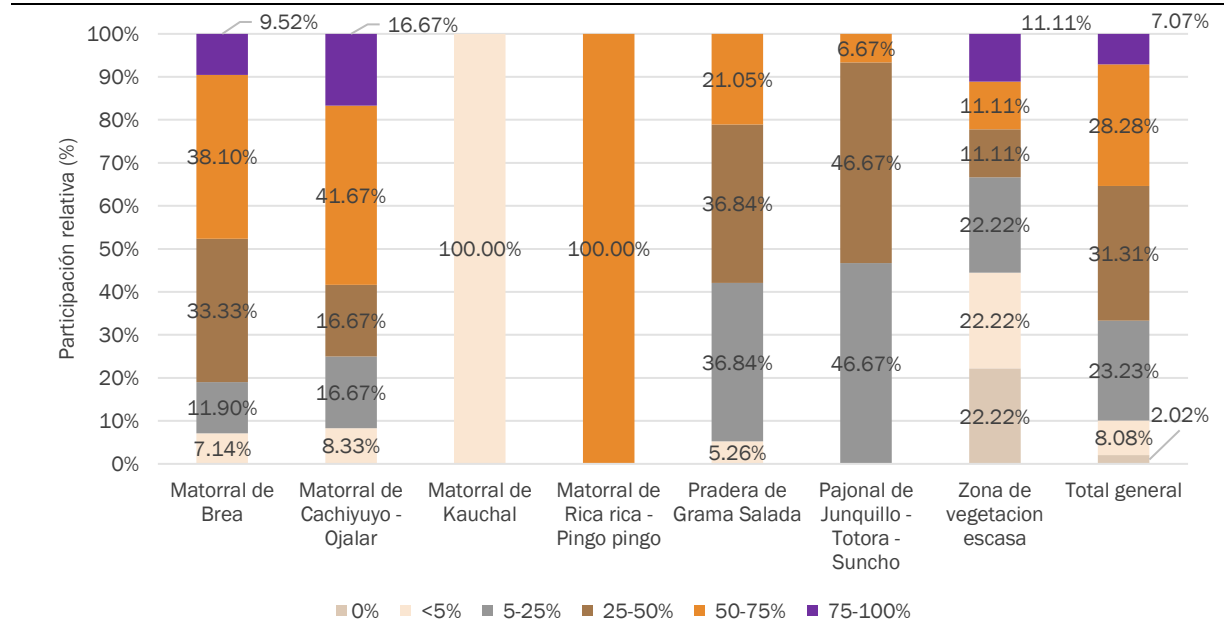
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.1.2.2 Porcentaje de copa viva

Las unidades de vegetación evaluadas presentan mayoritariamente cobertura de copa viva en los rangos intermedios (5–25%, 25–50% y 50–75%), destacando la categoría 25–50%, en la que se concentra el 31,31% de las unidades. En contraste, las categorías extremas (0%, <5% y 75–100%) presentan una menor representación, con proporciones que no superan el 10% (Figura 5-3).

A nivel de formación, las unidades de matorral de Brea concentran la mayoría de sus registros en las categorías de copa viva 50–75% y 25–50%, con valores del 38% y 33% aproximadamente (Figura 5-3) y manteniendo bajos porcentajes en las categorías 75–100%, 5–25% y <5%. Por su parte, el matorral de Cachiuyo – Ojalar posee la mayoría de sus registros en la categoría 50–75% con cerca del 41%, para esta formación se encontró un 16,7% de unidades con follaje 75–100%, 25–50% y 5–25% respectivamente. Los matorrales de Rica rica – Pingo pingo y Káuchal, se presentan con follaje 50–75% y <5% respectivamente.

Figura 5-3 Proporción de porcentaje de copa viva de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama



Fuente: geobiota, 2025.

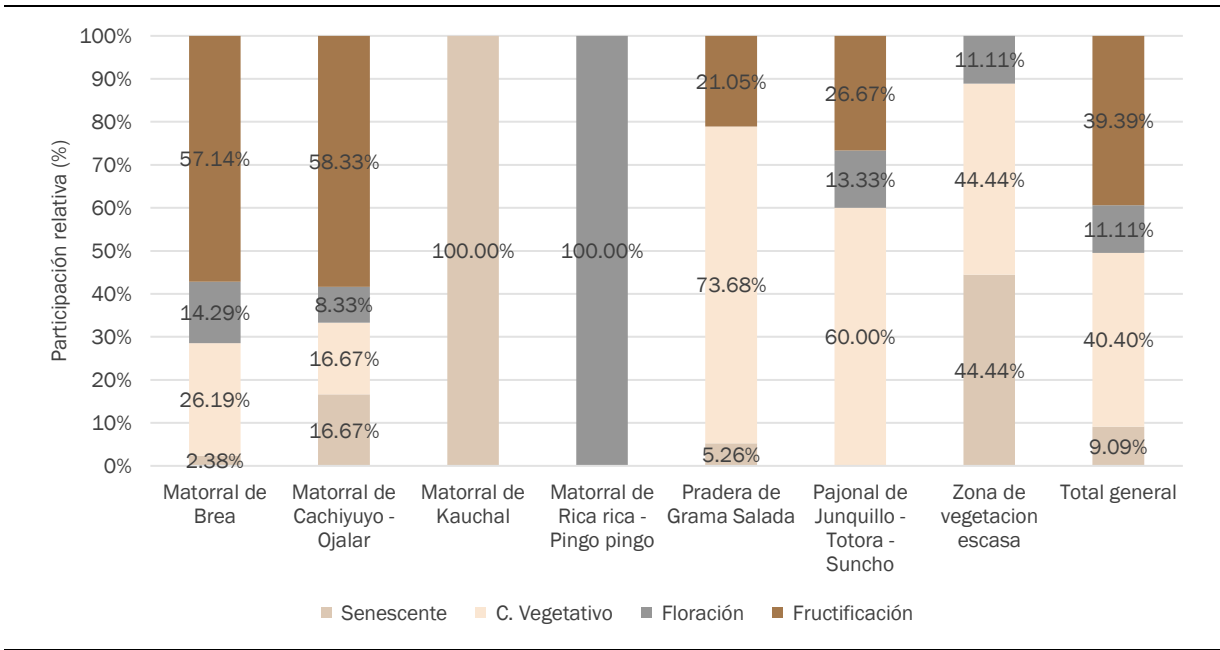
5.1.1.2.3 Fenología

En las unidades monitoreadas hay una proporción similar entre crecimiento vegetativo y fructificación, las que llegan al 40% y 39% respectivamente (Figura 5-4). Mientras que en proporciones menores hay unidades con Floración (11%) y Senescentes (9%).

A nivel de formación, tanto en el matorral de Brea como en el de Cachiuyo – Ojalar predomina la fructificación (57% y 58% respectivamente). En ambos también se observa un porcentaje importante de individuos con crecimiento vegetativo y floración. Sin embargo, en el matorral de Cachiuyo – Ojalar también se observa un porcentaje alto de senescencia (16,67%). Los matorrales de Rica rica – Pingo pingo y Káuchal, se presentan con floración y senescente respectivamente.

En cuanto a las praderas, en ambas predomina el crecimiento vegetativo y además, hay un porcentaje similar de unidades con fructificación (con valores cercanos al 20%). Y solo en el pajonal de Junquillo – Totora – Suncho hay presencia de floración (Figura 5-4).

Figura 5-4 Fenología de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama



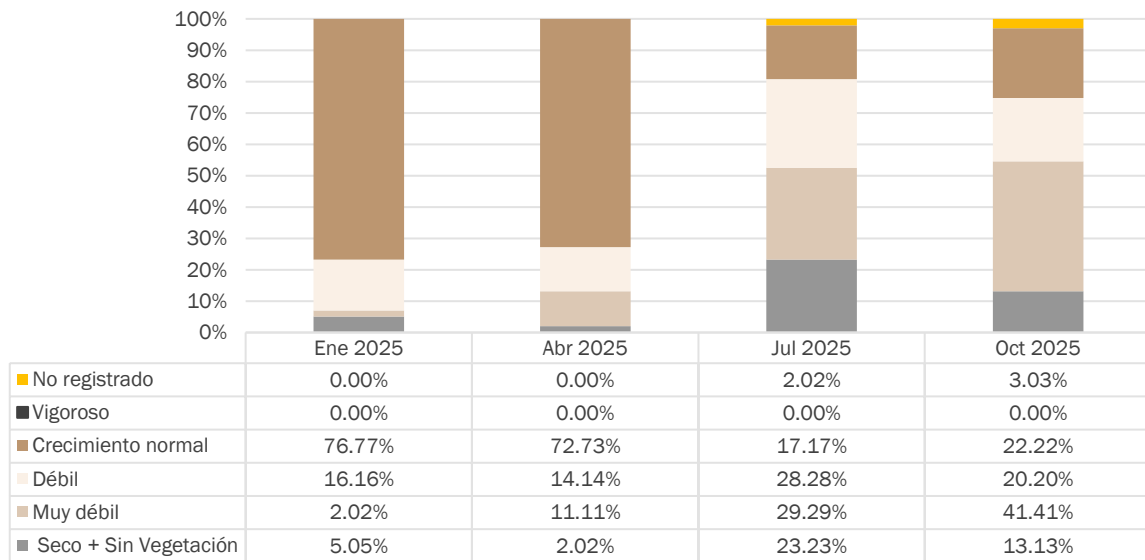
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.1.3 Monitoreo trimestral de la vegetación

5.1.1.3.1 Estado vital

En la Figura 5-5 se presenta la variación temporal del estado de vitalidad de las unidades monitoreadas durante 2025. En los primeros dos trimestres (enero y abril), predomina la categoría crecimiento normal, con 76,77% y 72,73% de las unidades, respectivamente, lo que refleja una condición fisiológica favorable posterior al periodo estival. Sin embargo, a partir de julio se observa una disminución marcada de esta categoría (17,17%), acompañada de un aumento de las categorías débil y muy débil (28,28% y 29,29%, respectivamente), tendencia que se acentúa en octubre, donde la categoría muy débil alcanza 41,41% y seco + sin vegetación aumenta a 13,13%. Estos resultados evidencian una disminución progresiva de vigor hacia el segundo semestre del año, probablemente asociada a la menor disponibilidad hídrica y a condiciones ambientales más restrictivas durante el invierno y comienzos de la primavera.

Figura 5-5 Estado vital de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente



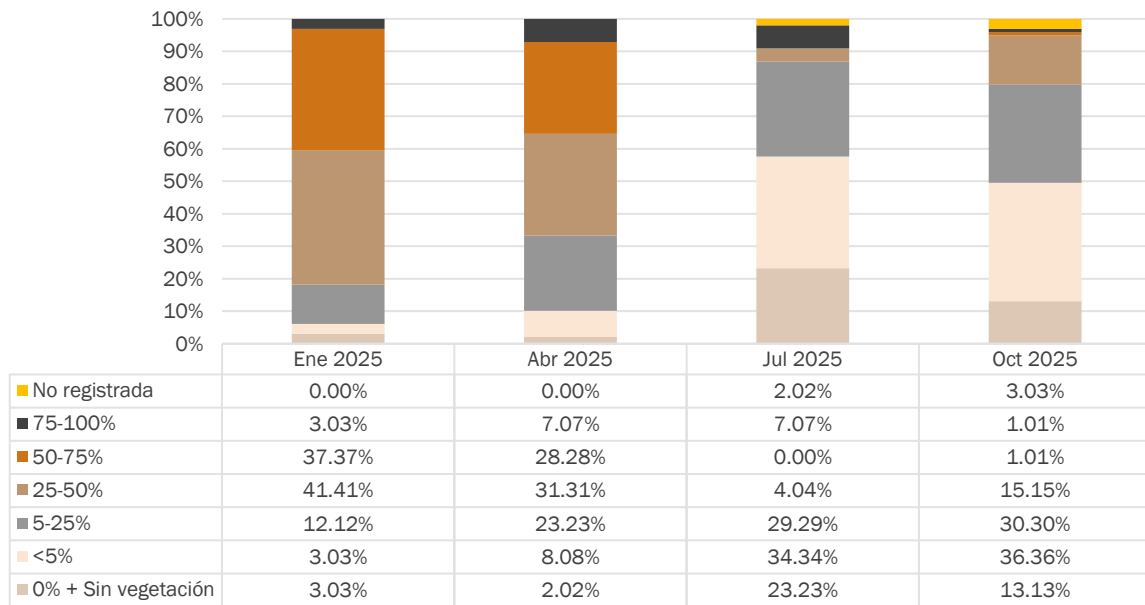
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.1.3.2 Porcentaje de copa viva

En la Figura 5-6 se muestra la variación temporal del porcentaje de copa viva de las unidades monitoreadas durante 2025. En los primeros trimestres (enero y abril), predominan las categorías 25–50% y 50–75%, alcanzando en conjunto cerca del 80% y 60% de los individuos, respectivamente, lo que sugiere una condición estructural más favorable tras el periodo estival. A partir de julio, se observa una disminución marcada de estas categorías (con reducciones hasta 4,04% y 0%), acompañada de un incremento de los individuos clasificados en <5% y 0%. Esta tendencia continúa en octubre, cuando la categoría <5% alcanza 36,36% y Seco + Sin vegetación aumenta a 30,30%.

No obstante, estas variaciones se consideran coherentes con la dinámica estacional de la especie, caracterizada por una reducción del follaje verde durante los meses fríos y secos del año, período en el que la disponibilidad hídrica es más limitada y las condiciones ambientales resultan más restrictivas para el crecimiento.

Figura 5-6 Porcentaje de copa viva de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente

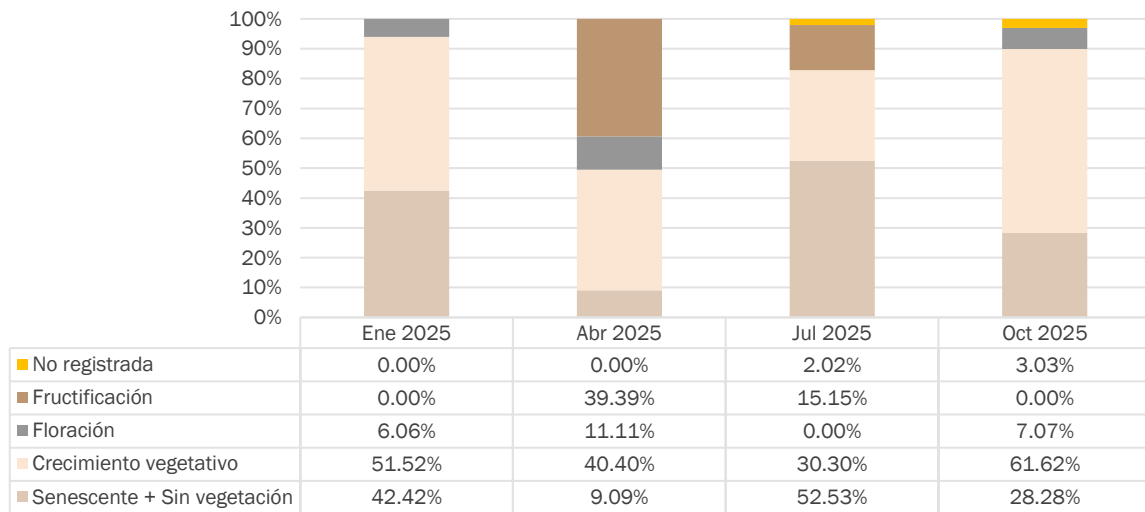


Fuente: geobiota, 2025.

5.1.1.3.3 Fenología

En la Figura 5-7 presenta la distribución estacional del estado fenológico de las unidades monitoreadas en 2025. Durante el verano (enero), predominan los estados crecimiento vegetativo (51,52%) y senescente + sin vegetación (42,42%), reflejando el comportamiento mixto, donde el crecimiento activo puede coexistir con signos de estrés por disponibilidad hídrica limitada. En abril, se observa un cambio relevante con el aumento de la fructificación (39,39%) y mayor proporción de floración (11,11%), lo que indica que este mes representa un peak reproductivo anual. Hacia julio, coincidiendo con el invierno, disminuyen las fases reproductivas y de crecimiento activo (0% en floración y 30,30% en crecimiento vegetativo), mientras aumenta la categoría senescente + sin vegetación (52,53%). Finalmente, en octubre se evidencia una recuperación del crecimiento vegetativo (61,62%) y un leve aumento de floración (7,07%), lo que indica el reinicio del desarrollo activo con la transición hacia meses más cálidos. Estas variaciones se consideran consistentes con el patrón estacional esperado para la vegetación y su respuesta fisiológica a la disponibilidad hídrica y temperatura.

Figura 5-7 Fenología de las unidades de vegetación prospectadas trimestralmente



Fuente: geobiota, 2025.

5.1.2 Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero

A continuación, se presentan los resultados correspondientes al periodo 2025 para las 19 unidades vegetacionales ubicadas en la zona de conexión entre la napa subterránea y el sistema radicular de la vegetación del Borde Este, las cuales son monitoreadas en dos periodos del año: enero y abril.

El detalle de las descripciones vegetacionales se encuentra en el Anexo 6.

5.1.2.1 Especies dominantes

A partir de los resultados, se observa que *Tessaria absinthioides* es la especie con mayor presencia en la zona de conexión, destacando ampliamente como dominante en la mayoría de los puntos de monitoreo. *Distichlis spicata* también presenta una participación relevante, especialmente como especie dominante y acompañante en ambos periodos. En menor frecuencia aparece *Atriplex atacamensis*, registrada tanto como especie dominante como acompañante, aunque en menor proporción que las anteriores.

La distribución detallada por punto y periodo se presenta en la Tabla 5-2.

Tabla 5-2. Especies dominantes y acompañantes en los monitoreos de enero y abril de 2025

Mes	Dominantes			Acompañantes		
	<i>T. absinthioides</i>	<i>A. atacamensis</i>	<i>D. spicata</i>	<i>T. absinthioides</i>	<i>A. atacamensis</i>	<i>D. spicata</i>
Enero	18	4	11	1	0	3
Abril	18	3	9	1	3	4

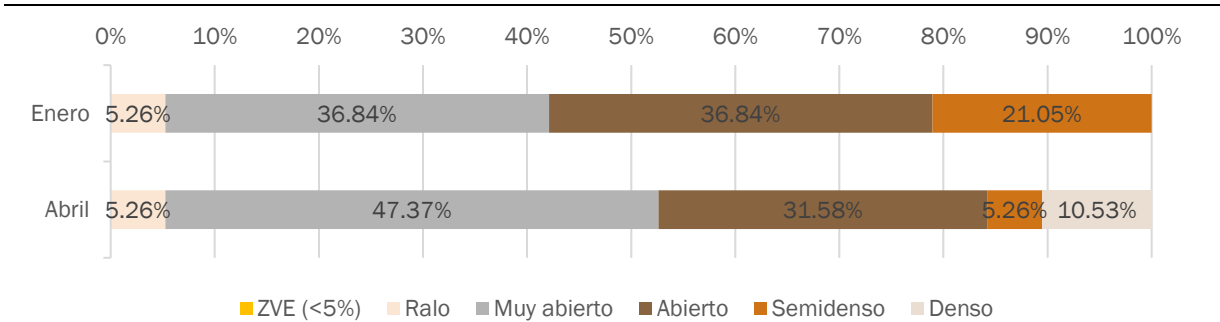
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.2.2 Cobertura vegetal

La Figura 5-8 y Tabla 5-3 presentan los resultados de las mediciones de cobertura realizadas en enero y abril de 2025 en la zona de conexión vegetación–acuífero.

En términos generales, las coberturas registradas en ambos monitoreos abarcan desde categorías ralas hasta semidensas o densas, con una mayor representación de las clases muy abierta y abierta en ambos meses. En abril se observa un incremento en la frecuencia de las coberturas muy abierta y densa, mientras que las categorías abierta y semidensa muestran una disminución respecto de enero.

Figura 5-8 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación – acuífero, por categorías de cobertura de la unidad vegetacional. Campañas de enero y abril de 2025



ZVE: Zona de vegetación escasa, cobertura menor al 5%. Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-3. Puntos de muestreo en la Zona de conexión vegetación – acuífero por categoría de cobertura de la vegetación. Campañas de enero y abril de 2025

Mes	Categorías de cobertura						Total
	ZVE	Ralo	Muy abierto	Abierto	Semidenso	Denso	
Enero	-	1	7	7	4	-	19
Abril	-	1	9	6	1	2	19

Fuente: geobiota, 2025.

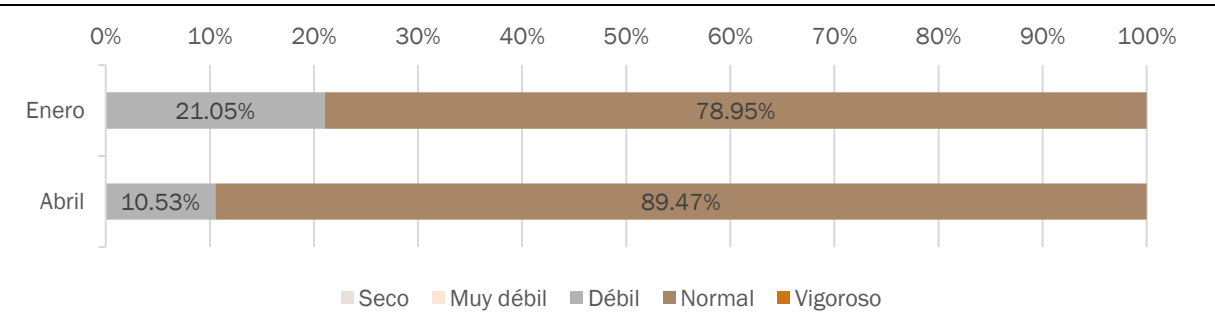
5.1.2.3 Vitalidad

La Figura 5-9 y Tabla 5-4 muestran los resultados obtenidos en las mediciones de vitalidad realizadas en enero y abril de 2025 en la zona de conexión vegetación–acuífero.

En enero, la mayoría de los puntos de monitoreo se clasificó en la categoría Crecimiento normal, mientras que una proporción menor presentó vitalidad Débil. En abril, este patrón se mantuvo, aumentando levemente la cantidad de puntos en Crecimiento normal.

Al comparar ambos periodos, se observa una alta estabilidad en la vitalidad de las unidades monitoreadas. Destaca el paso de dos registros desde la categoría Débil a Crecimiento normal en abril.

Figura 5-9 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación-acuífero, por categorías de vitalidad de la vegetación. Campañas de enero y abril de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-4. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas enero-abril de 2025

Mes	Categorías de vitalidad					Total
	Seco	Muy débil	Débil	Crecimiento normal	Excepcionalmente vigoroso	
Enero	-	-	4	15	-	19
Abril	-	-	2	17	-	19

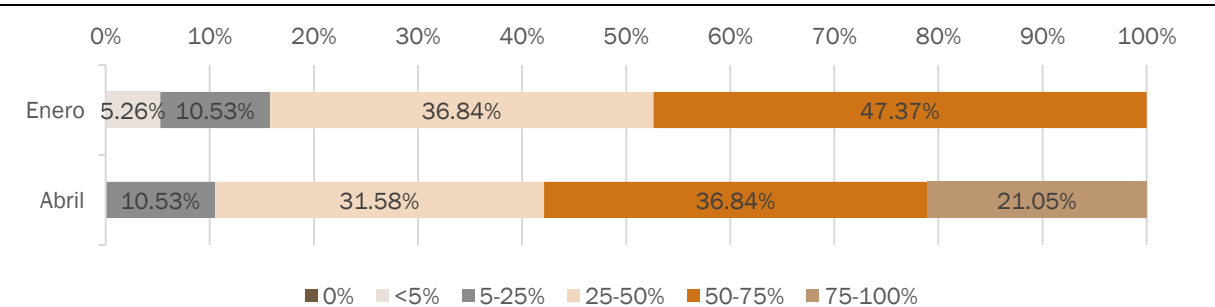
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.2.4 Porcentaje de copa viva

La Figura 5-10 y Tabla 5-5 muestra los resultados del análisis del porcentaje de copa viva realizados en enero y abril de 2025 en la zona de conexión vegetación–acuífero.

Los resultados muestran que, tanto en enero como en abril, la mayoría de los registros se concentra en la categoría de cobertura 50–75%. Al comparar ambos periodos, se observa un aumento en la categoría 75–100% en abril, mientras que las clases <5%, 25–50% y 50–75% presentan leves disminuciones. En contraste, la categoría 5–25% se mantiene sin cambios entre ambos meses.

Figura 5-10 Clasificación de los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación-acuífero, por porcentaje de copa viva. Campañas de enero y abril de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas enero-abril de 2025

Mes	Porcentaje de copa viva						Total
	0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	
Enero	-	1	2	7	9	-	19
Abril	-	-	2	6	7	4	19

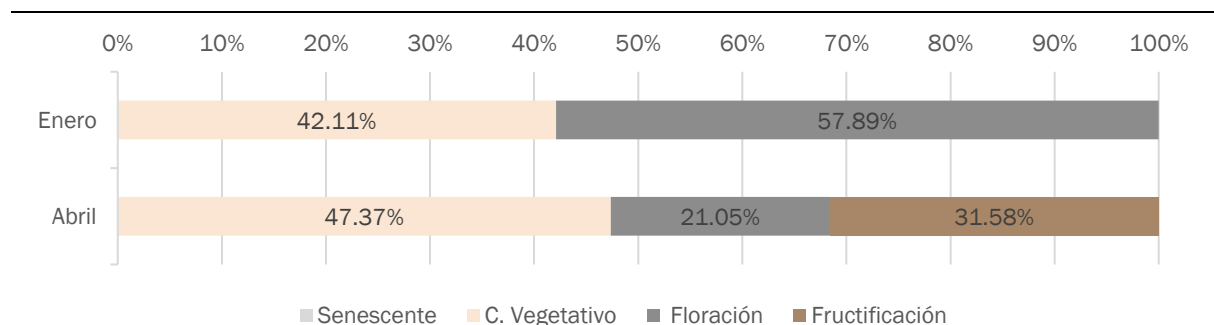
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.2.5 Estado fenológico

La Figura 5-11 y Tabla 5-6 muestran los resultados obtenidos en cuanto al estado fenológico de los tipos vegetacionales monitoreados en la zona de conexión vegetación–acuífero para el presente año.

En el monitoreo de enero, la fenología estuvo dominada por la fase de Floración, seguida por Crecimiento vegetativo. Para abril, se evidencia un cambio en la distribución fenológica, con un predominio del Crecimiento vegetativo, una menor proporción de unidades en Floración y un incremento de individuos en Fructificación.

Figura 5-11 Participación de las categorías fenológicas en los puntos de muestreo en la zona de conexión vegetación–acuífero en las Campañas de enero y abril de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapa fenológica. Campañas enero-abril de 2025

Mes	Etapa fenológica				Total
	Senescente	Crecimiento vegetativo	Floración	Fructificación	
Enero	0	8	11	0	19
Abril	0	9	4	6	19

Fuente: geobiota, 2025.

5.1.3 Monitoreo de la flora vascular

A continuación, se presentan los resultados del monitoreo anual de la flora en el periodo 2025, el cual incluye un análisis de la riqueza y abundancia de taxa en el Borde Este del Salar de Atacama, así como del pH y salinidad de sustrato donde se desarrolla la flora. La base de datos de las descripciones en terreno se adjunta en Anexo 7.

5.1.3.1 Riqueza de flora en el Borde Este

En el periodo 2025 se registró un total de 19 taxa, los que incluyen los registros dentro y fuera de los puntos de muestreo (Tabla 5-7). Dentro de los puntos de muestreo se identificaron 15 taxa, mientras que fuera de ellos, se identificaron 4 taxa. Estas especies se agruparon en 13 familias, donde Chenopodiaceae tiene la mayor cantidad (3 taxa), seguido de Asteraceae, Boraginaceae, Poaceae y Solanaceae (2 taxa cada una).

Tabla 5-7. Riqueza de la flora registrada en el periodo 2025

Lugar	Familia	Especie
Dentro de los puntos de muestreo	Asteraceae	<i>Baccharis juncea</i> (Cass.) Desf.
		<i>Tessaria absinthioides</i> (Hook. & Arn.) DC.
	Boraginaceae	<i>Tiquilia atacamensis</i> (Phil.) A.T. Richardson
		<i>Tiquilia paronychioides</i> (Phil.) A.T. Richardson
	Chenopodiaceae	<i>Atriplex atacamensis</i> Phil.
		<i>Atriplex imbricata</i> (Moq.) D. Dietr. var. <i>imbricata</i>
		<i>Nitrophila atacamensis</i> (Phil.) Hieron. ex Ulbr.
	Cyperaceae	<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller
	Juncaceae	<i>Juncus balticus</i> Willd. subsp. <i>mexicanus</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Kirschner
	Juncaginaceae	<i>Triglochin concinna</i> Burt Davy
	Poaceae	<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene
		<i>Festuca rigescens</i> (J. Presl) Kunth
	Solanaceae	<i>Exodeconus integrifolius</i> (Phil.) Axelius
		<i>Lycium humile</i> Phil.
	Verbenaceae	<i>Aloysia deserticola</i> (Phil.) Lu-Irving & O'Leary
Fuera de los puntos de muestreo	Chenopodiaceae	<i>Sarcocornia andina</i> (Phil.) Freitag, M.A. Alonso & M.B. Crespo
	Ephedraceae	<i>Ephedra multiflora</i> Phil. ex Stapf
	Fabaceae	<i>Hoffmannseggia doellii</i> Phil.
	Montiaceae	<i>Cistanthe salsoloides</i> (Barnéoud) Carolin ex Hershkovitz

Fuente: geobiota, 2025.

En la Tabla 5-8 se presenta la clasificación de las taxa identificadas en la campaña 2025 respecto a su hábito de crecimiento, diferenciados entre taxa dentro y fuera de los puntos de muestreo. Dentro de los puntos de muestreo predominan taxa con hábito arbustivo y hierba perenne, identificándose 7 y 6 especies de cada

hábito respectivamente, además de una hierba anual, correspondiente a *Nitrophila atacamensis*. No se observaron especies arbóreas y/o suculentas en este. Respecto a los registros fuera de parcela (FP), predominan arbustos, identificándose 2, también se registra un taxa con hábito de crecimiento hierba perenne y otro como hierba anual. No se registraron especies arbóreas y/o suculentas en el periodo 2025.

Tabla 5-8. Hábito de crecimiento de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama

Hábito de crecimiento	Dentro puntos de muestreo		Fuera de puntos de muestreo	
	N° de taxa	% de participación	N° de taxa	% de participación
Árbol	0	0%	0	0%
Arbusto	7	46,67%	2	50,00%
Hierba perenne	6	40,00%	1	25,00%
Hierba anual	2	13,33%	1	25,00%
Hierba anual o perenne	0	0%	0	0%
Suculento	0	0%	0	0%
Total	15	100%	4	100%

Fuente: geobiota, 2025.

Respecto al origen biogeográfico de la flora registrada en los puntos de muestreo, se identificaron 12 especies nativas (80,00% del total) y tres especies endémicas (20,00% del total), correspondientes a *Atriplex atacamensis*, *Nitrophila atacamensis* y *Tiquilia atacamensis*. No se registraron especies introducidas o indeterminadas (Tabla 5-9).

Por otro lado, de las especies registradas fuera de los puntos de muestreo, se identificaron 3 de origen nativo (75,00% del total) y 1 especie endémica (25,00% del total), correspondientes a *Hoffmannseggia doellii*. No se registraron especies introducidas o indeterminadas (Tabla 5-9).

Tabla 5-9. Origen biogeográfico de la flora presente en el Borde Este del Salar de Atacama

Origen biogeográfico	Dentro puntos de muestreo		Fuera de puntos de muestreo	
	N° de taxa	% de participación	N° de taxa	% de participación
Nativo	10	76,92%	1	25,00%
Endémico	3	23,08%	3	75,00%
Introducido	0	0%	0	0%
Indeterminado	0	0%	0	0%
Total	13	100%	13	100%

Fuente: geobiota, 2025.

Cabe destacar que de acuerdo con lo establecido en el Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE), a partir julio de 2020 en el 15° proceso de clasificación de especies RCE (D.S. N° 23/2019 del Ministerio del Medio Ambiente), se oficializó a *Nitrophila atacamensis* bajo la categoría de conservación “En Peligro”, siendo esta especie la única en categoría registrada en la campaña de 2025.

5.1.3.2 Frecuencia de flora en el Borde Este

En la Tabla 5-10 se presenta la frecuencia de las especies registradas durante el monitoreo 2025, en función del número de puntos de muestreo en los que se detectó cada taxón. Las especies más frecuentes fueron *Tessaria absinthioides*, registrada en el 49,33% de los puntos de muestreo; *Distichlis spicata*, presente en el 26,67%; y *Atriplex atacamensis*, presente en el 22,67%.

Tabla 5-10. Frecuencia de las especies durante la campaña 2025

N°	Especie	N° de puntos de muestreo	% del total de puntos de muestreo
1	<i>Tessaria absinthioides</i>	37	49,33%
2	<i>Distichlis spicata</i>	20	26,67%
3	<i>Atriplex atacamensis</i>	17	22,67%
4	<i>Aloysia deserticola</i>	7	9,33%
5	<i>Atriplex imbricata</i>	6	8,00%
6	<i>Juncus balticus</i>	6	8,00%
7	<i>Ephedra multiflora</i>	5	6,67%
8	<i>Nitrophila atacamensis</i>	5	6,67%
9	<i>Tiquilia atacamensis</i>	5	6,67%
10	<i>Lycium humile</i>	3	4,00%
11	<i>Exodeconus integrifolius</i>	2	2,67%
12	<i>Triglochin concinna</i>	2	2,67%
13	<i>Baccharis juncea</i>	1	1,33%
14	<i>Cistanthe salsoloides</i>	1	1,33%
15	<i>Festuca rigescens</i>	1	1,33%
16	<i>Hoffmannseggia doellii</i>	1	1,33%
17	<i>Sarcocornia andina</i>	1	1,33%
18	<i>Schoenoplectus americanus</i>	1	1,33%
19	<i>Tiquilia paronychioides</i>	1	1,33%

Fuente: geobiota, 2025.

5.1.3.3 Parámetros del suelo

En la siguiente sección se presentan los resultados de la caracterización del pH y Conductividad Eléctrica del suelo medidos en las parcelas de flora.

De acuerdo con la legislación vigente, la determinación de estos parámetros se debe realizar a través de una Entidad Técnica de Fiscalización Ambiental (ETFA) con certificación según lo dispuesto por la resolución Exenta N° 573/2022. A raíz de esto, las ETFA ALS Life Sciences Chile fue la encargada de extraer y analizar las muestras de terreno (En Anexo 8 se adjunta la Resolución de la ETFA).

De manera complementaria, se analiza un set de muestras por el laboratorio Agroanálisis UC (tomadas por la ETFA ALS en la misma campaña de terreno y desde los mismos puntos). Este análisis se realiza con la finalidad de dar continuidad al análisis histórico de la variable y mantener la trazabilidad del monitoreo, en vista que este laboratorio ha realizado estos análisis desde el año 2012. Cabe destacar que el método de evaluación del pH utilizado por la ETFA es diferente al utilizado por laboratorio Agroanálisis UC, por lo que ambos datos no son comparables entre sí.

5.1.3.3.1 pH del sustrato según laboratorio ETFA

A continuación, se presentan los resultados de las muestras de suelo de las parcelas de flora prospectadas en la campaña actual, pertenecientes a los 7 transectos monitoreados el año 2025, en donde se observa que los valores de pH variaron de neutro a muy fuertemente alcalino.

Tabla 5-11. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile

Categorías de pH	pH	Color	Nº de puntos 2025	% Año 2025
Extremadamente ácido	3,5 – 4,4		-	-
Muy fuertemente ácido	4,5 – 5,0		-	-
Fuertemente ácido	5,1 – 5,5		-	-
Moderadamente ácido	5,6 – 6,0		-	-
Ligeramente ácido	6,1 – 6,5		-	-
Neutro	6,6 – 7,3		1	1,3
Ligeramente alcalino	7,4 – 7,8		-	-
Moderadamente alcalino	7,9 – 8,4		12	16,0
Fuertemente alcalino	8,5 – 9,0		45	60,0
Muy fuertemente alcalino	> 9,0		17	22,7
Total			75	100

Fuente: geobiota, 2025. En base a Schoeneberger *et al.*, 2002.

La Tabla 5-11 presenta el valor de pH obtenido en el laboratorio para los transectos de muestreo de flora según la escala de pH de Schoeneberger *et al.*, 2002. La Tabla 5-12 muestra los valores obtenidos en cada punto de monitoreo de acuerdo con su ubicación desde el margen al núcleo del Salar (lectura de izquierda a derecha, nomenclatura de colores equivalente a Tabla 5-11).

Se observa que los valores de pH se presentan de forma homogénea en los puntos de monitoreo, sin un patrón claro respecto de su ubicación (más o menos cerca del núcleo del salar). Valores muy fuertemente alcalinos son observables en la mayoría de los transectos, tanto en parcelas ubicadas hacia el margen del salar, como en aquellas ubicadas hacia el núcleo. Así mismo, valores neutros son observados en puntos cercanos al núcleo, como en puntos alejados de él (TF2).

Tabla 5-12. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile

TR	pH en puntos de muestreo																		
	Margen del salar										Núcleo del salar								
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
TF-1	8,7	9,1	8,9	9,2	8,5	8,5	8,9	8,9	9,0	9,1	8,9	9,1	9,1	9,1	9,1	9,3	9,5	9,1	9,5
TF-2	8,2	7,2	8,5	8,7	8,6	8,7	9,0	9,2	9,1	8,8	8,8	8,7	8,6	8,6					
TF-3	8,5	8,5	8,7	8,6	8,7	8,4	9,2	8,8	8,3	8,2									
TF-4	8,8	8,6	8,8	8,7	8,8	8,5	8,7	8,5	8,7										
TF-5	8,9	8,8	8,7	8,7	8,5	8,5	8,3	8,3	8,2	8,7	8,5	8,5	8,1	8,2					
TF-6	8,7	8,7	8,6																
TF-7	9,1	8,6	8,6	8,3	8,2	8,3													

Fuente: geobiota, 2025. En base a informe de laboratorio (Anexo 8)

5.1.3.3.2 pH del sustrato según Agroanálisis UC (complementario)

Los resultados se presentan en la tabla a continuación donde se aprecia que las muestras de suelo de las 75 parcelas de flora prospectadas en la campaña actual variaron entre un pH Neutro a Fuertemente alcalino. Concentrándose en la categoría Moderadamente alcalino (pH entre 7,9 y 8,4), donde se ubica el 58,7% de las muestras. En menor medida, hay 18 puntos en la categoría Fuertemente alcalino, 10 Ligeramente alcalino, 2 Muy fuertemente alcalino y 1 Neutro (24,0%, 13,3%, 2,7% y 1,3% del total).

Tabla 5-13. Rangos de pH del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC

Categorías de pH	pH	Color	Nº de puntos 2025	% Año 2025
Extremadamente ácido	3,5 – 4,4		-	-
Muy fuertemente ácido	4,5 – 5,0		-	-
Fuertemente ácido	5,1 – 5,5		-	-
Moderadamente ácido	5,6 – 6,0		-	-
Ligeramente ácido	6,1 – 6,5		-	-
Neutro	6,6 – 7,3		1	1,3
Ligeramente alcalino	7,4 – 7,8		10	13,3
Moderadamente alcalino	7,9 – 8,4		44	58,7
Fuertemente alcalino	8,5 – 9,0		18	24,0
Muy fuertemente alcalino	> 9,0		2	2,7
Total			75	100

Fuente: geobiota, 2025. En base a Schoeneberger *et al.*, 2002.

La Tabla 5-13 presenta los valores de pH obtenidos por el laboratorio Agroanálisis UC para las muestras de suelo colectadas en las parcelas de flora. Estos se presentan desde el margen al núcleo del Salar (lectura de izquierda a derecha, nomenclatura de colores equivalente Tabla 5-14).

Al igual que los resultados del laboratorio ETFA ALS, los resultados del laboratorio Agroanálisis UC sugieren que la ubicación de las muestras no estaría relacionada con los valores de pH registrados, dado que estos se muestran de una forma más bien homogénea, y siempre en categorías de pH alcalino. Se destaca también, el transecto TF5 que posee valores de pH neutro en las parcelas más cercanas al núcleo, incluso con parcelas con muestras ligeramente alcalinas. Situación similar se da en el transecto TF7 ubicado en su totalidad en el margen del salar y mostrando valores ligeramente alcalinos, moderadamente alcalinos y fuertemente alcalinos. Solo en el TF1, en la parcela 19 (la más cercana al núcleo de todo el monitoreo), un valor muy fuertemente alcalino, lo que podría sugerir que valores mayores a 9 unidades de pH se encontrarían en sectores aún más adentrados hacia el núcleo del salar, donde ya no crece vegetación.

Tabla 5-14. Distribución de rangos de pH en los transectos de muestreo de flora. Laboratorio Agroanálisis UC

TR	pH en puntos de muestreo																		
	Margen del salar										Núcleo del salar								
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
TF1	7,9	8,7	8,2	8,7	8,6	8,7	8,4	8,5	9,2	8,6	8,6	8,6	8,6	8,2	8,1	8,6	8,5	8,6	9,0
TF2	7,9	8,4	8,1	7,8	8,2	7,1	8,2	8,3	7,9	8,4	8,6	8,7	8,7	8,0					
TF3	8,1	8,0	8,3	8,3	8,3	8,4	8,7	8,5	7,8	7,8									
TF4	8,2	8,2	8,4	8,3	8,1	8,1	8,4	8,2	8,3										
TF5	8,3	7,8	7,9	8,1	7,6	8,2	8,0	8,1	8,0	8,1	7,9	7,7	7,9	7,6					
TF6	8,1	8,2	8,1																
TF7	8,6	8,0	8,0	7,7	7,8	7,7													

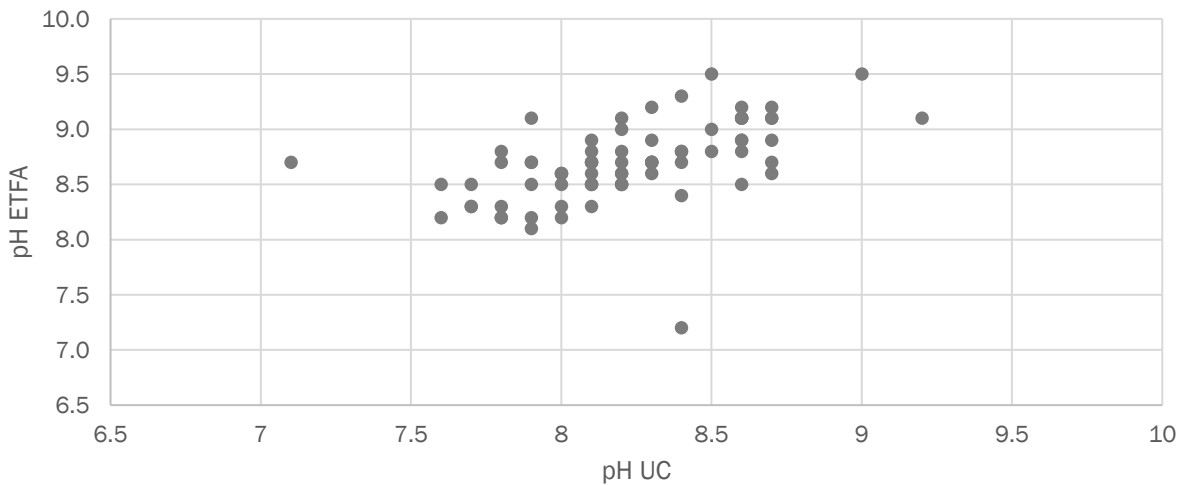
Fuente: geobiota, 2025. En base a informe de laboratorio (Anexo 8)

5.1.3.3.3 Comparación de las mediciones de pH entre laboratorios

La comparación entre los valores de pH KCl obtenidos mediante ETFA y UC, mediante una prueba t para muestras emparejadas ($n = 75$), mostró diferencias estadísticamente significativas entre ambos métodos ($t = 11,82$; $p < 0,001$). En promedio, los valores de pH obtenidos mediante ETFA (8,70) fueron mayores que aquellos obtenidos mediante UC (8,22). Asimismo, la correlación entre ambas mediciones fue moderada ($r = 0,52$), lo que sugiere que, si bien los valores obtenidos por ambos métodos tienden a variar en la misma dirección, existen diferencias sistemáticas entre las mediciones,

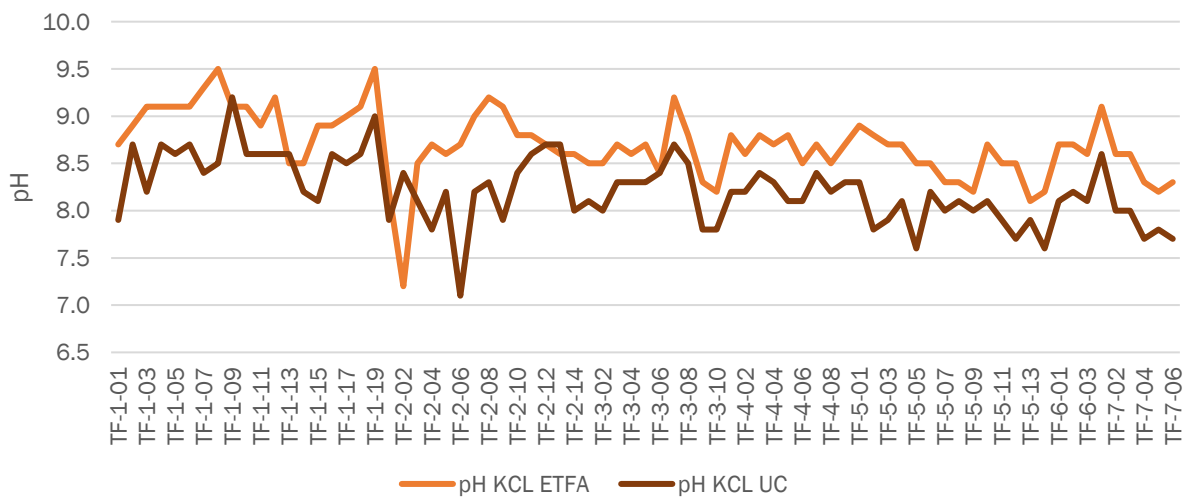
Los valores del pH otorgados por Agroanálisis UC son menores a lo reportado por la ETFA ALS Life Sciences Chile (Figura 5-13) en 0,48 unidades, lo que podría estar relacionado a los métodos empleados para su análisis. Para efectos de representar las relaciones de los valores obtenidos entre las mediciones de ambos laboratorios, se presenta la regresión lineal en la Figura 5-12.

Figura 5-12 Regresión lineal entre los datos de pH obtenida entre laboratorios



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-13 Comparación del pH obtenido entre laboratorios por punto de monitoreo



Fuente: geobiota, 2025.

5.1.3.3.4 Conductividad eléctrica del sustrato según la ETFA ALS Life Sciences Chile

En la Tabla 5-15 se sintetizan los resultados obtenidos por el laboratorio de ALS Life Sciences Chile, para las muestras obtenidas en la campaña de monitoreo N° 19 (Anexo 8). Los resultados indican que, los puntos de muestreo varían de sustratos No salinos a Fuertemente salinos. En 41 puntos de muestreo (54,7% del total) se reporta una salinidad superior a 6,07 dS/m, catalogando estas muestras como Fuertemente salinas. En 20 puntos de muestreo (26,7% del total) la CE indicó suelos Moderadamente salinos y en 12 puntos de

muestreo (16% del total) se registró suelo Ligeramente salino. En menor medida, 2 muestras se ubicaron en suelos Muy ligeramente salinos (2,7% del total).

Tabla 5-15. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora. Laboratorio ALS Life Sciences Chile

Categorías de salinidad	Conductividad eléctrica (dS/m)	Color	N.º de puntos 2025	% Año 2025
No salino	0 – 0,98		-	-
Muy ligeramente salino	0,98 – 1,71		2	2,7
Ligeramente salino	1,71 – 3,16		12	16,0
Moderadamente salino	3,16 – 6,07		20	26,7
Fuertemente salino	> 6,07		41	54,7
Total			75	100

Fuente: geobiota, 2025. En base a USDA NRCS, 2001.

La Tabla 5-16 presenta los valores obtenidos por la ETFA, para la medición de conductividad eléctrica en cada uno de los transectos de muestreo de flora. Los resultados se ordenan desde aquellos medidos en la zona marginal (Este) hacia el núcleo del Salar (Oeste).

Se observa que la salinidad, medida a través de la conductividad eléctrica, puede no guardar una relación directa con la ubicación de las muestras en el transecto de flora, dado que la mayoría de las muestras son fuertemente salinas y aquellas ubicadas en categorías de salinidad menores son posibles de encontrar tanto en parcelas del margen del salar, como en las del núcleo.

Tabla 5-16. Conductividad eléctrica obtenida en cada punto de muestreo de flora

TR	Conductividad eléctrica (dS/m)																		
	Margen del salar											Núcleo del salar							
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
TF1	18,1	5,8	7,7	13,6	2,4	3,0	18,7	2,6	9,5	2,4	8,3	2,9	2,5	3,2	6,3	6,0	3,0	2,2	5,7
TF2	1,2	14,3	5,7	9,6	4,0	14,6	9,8	4,6	10,3	4,6	9,9	2,2	5,0	5,9					
TF3	2,6	12,2	8,1	7,6	10,1	5,4	9,7	9,0	7,3	7,5									
TF4	1,0	5,4	9,5	12,0	8,4	9,1	2,5	5,1	14,1										
TF5	7,9	11,2	5,3	9,0	9,4	8,9	2,2	4,5	10,3	5,4	4,2	7,6	8,3	10,0					
TF6	10,3	4,0	15,7																
TF7	7,3	7,7	11,3	3,6	6,3	5,4													

Fuente: geobiota, 2025. En base a informe de laboratorio (Anexo 8).

5.1.3.3.5 Conductividad eléctrica del sustrato según Agroanálisis UC (Complementario)

En la Tabla 5-17 se sintetizan los resultados obtenidos por el laboratorio Agroanálisis UC en los análisis de Conductividad eléctrica para las muestras levantadas en la campaña de monitoreo N° 19 (en Anexo 9 se

presentan los análisis de laboratorio). Los resultados indican que, en 70 puntos de muestreo, equivalentes al 93,30% del total, se desarrolla un sustrato Fuertemente salino, registrándose valores de salinidad superior a los 6,07 dS/m. Mientras que, en 3 puntos de muestreo (4% del total) el suelo se registró ligeramente salino y en 2, moderadamente salino (2,70% del total).

Tabla 5-17. Rangos de conductividad eléctrica del suelo en transectos de muestreo de flora

Categorías de salinidad	Conductividad eléctrica (dS/m)	Color	Nº de puntos 2025	% Año 2025
No salino	0 - 0,98		-	-
Muy ligeramente salino	0,98 - 1,71		-	-
Ligeramente salino	1,71 - 3,16		3	4,00
Moderadamente salino	3,16 - 6,07		2	2,70
Fuertemente salino	> 6,07		70	93,30
Total			75	100

Fuente: geobiota, 2025. En base a USDA NRCS, 2001.

La Tabla 5-18 presenta los valores obtenidos en el Laboratorio Agroanálisis para la medición de CE. en cada uno de los transectos de muestreo de flora monitoreados en 2025. Los resultados se ordenan desde aquellos medidos en la zona marginal (Este) hacia el núcleo del Salar (Oeste).

Del mismo modo que los datos de la ETFa los resultados del laboratorio Agroanálisis UC muestran que no habría una relación directa entre la salinidad y la ubicación de las parcelas de flora en el Borde Este del Salar, dado que prácticamente todas las muestras son fuertemente salinas y aquellas ubicadas en categorías de salinidad menores son posibles de encontrar tanto en parcelas cercanas al núcleo del salar, como en parcelas más marginales.

Tabla 5-18. Conductividad eléctrica (dS/m) obtenida en cada punto de muestreo de flora

TR	Margen del salar											Núcleo del salar							
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
TF1	2,7	40,9	21,6	49,8	74,8	78,9	24,3	15,8	77,6	65,0	10,9	12,3	25,6	32,4	59,6	37,4	57,7	16,8	10,7
TF2	1,8	9,4	23,6	10,1	172,8	17,0	9,8	18,7	4,9	20,9	20,7	8,1	18,2	42,6					
TF3	77,3	30,0	22,6	19,5	19,3	4,1	8,0	20,3	15,3	30,5									
TF4	1,7	8,7	16,6	19,0	22,7	16,5	75,6	201,3	29,2										
TF5	10,9	9,4	8,8	18,1	22,1	24,2	7,6	18,2	16,1	14,5	25,1	10,4	27,8	24,2					
TF6	25,3	6,1	24,1																
TF7	15,1	22,6	18,6	12,4	34,0	12,2													

Fuente: geobiota, 2025. En base a USDA NRCS, 2001.

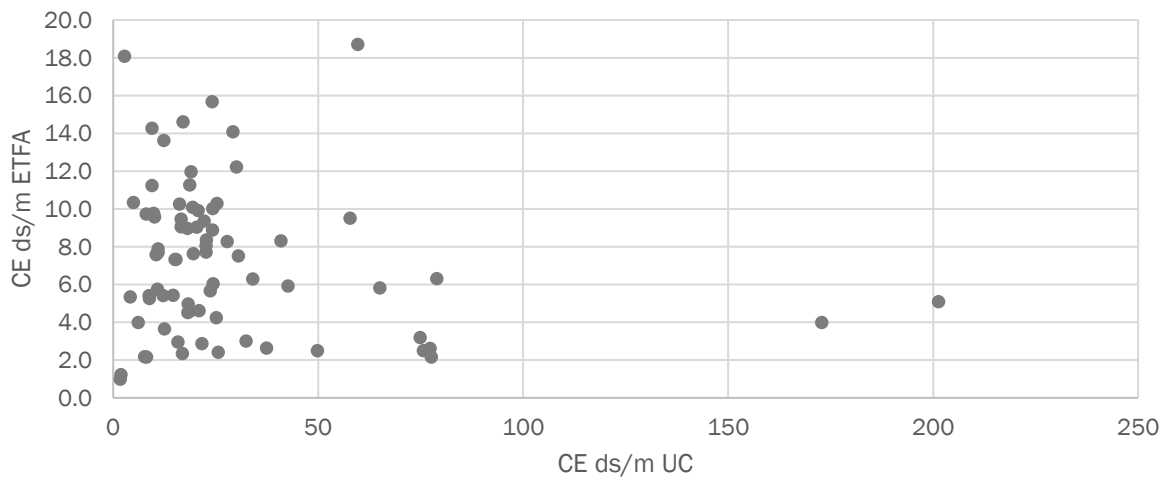
5.1.3.3.6 Comparación de las mediciones de la conductividad eléctrica entre laboratorios

La comparación entre los valores de conductividad eléctrica (CE) obtenidos mediante ETFa y UC, mediante una prueba t para muestras emparejadas (n = 75), mostró diferencias estadísticamente significativas entre

ambos métodos ($t = -5,49$; $p < 0,001$). En promedio, los valores de CE obtenidos mediante UC (28,52 dS/m) fueron considerablemente mayores que aquellos obtenidos mediante ETFA (7,30 dS/m). Asimismo, la correlación entre ambas mediciones fue débil ($r = -0,18$), lo que sugiere una baja relación entre los valores obtenidos por ambos métodos (Figura 5-14).

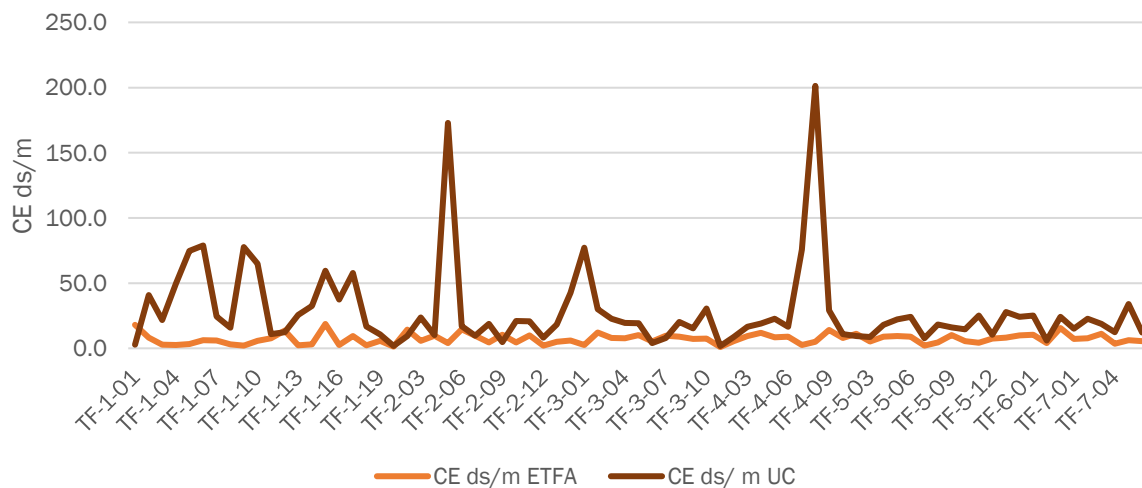
En la mayoría de los casos, los valores de conductividad eléctrica analizados por el laboratorio Agroanálisis UC fueron significativamente más altos que los registrados por la ETFA ALS Life Sciences Chile (Figura 5-15), con una diferencia promedio de 21,22 (dS/m).

Figura 5-14 Comparación de la conductividad eléctrica (dS/m) obtenida entre laboratorios



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-15 Comparación de la CE obtenida entre laboratorios por punto de monitoreo



Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4 Monitoreo de Algarrobos

5.1.4.1 Monitoreo de ejemplares de Algarrobo, ubicados en el área del pozo Camar 2

En esta sección se exponen los resultados de las mediciones de vitalidad, porcentaje de copa viva (follaje verde), fenología y daño por agentes externos, efectuadas durante abril de 2025 en la población de Algarrobos (*Neltuma alba*) ubicada en las inmediaciones del ex pozo Camar-2 (actualmente fuera de operación para la extracción de agua).

Del total de 71 individuos definidos en la RCA del proyecto, 15 han sido reportados como desaparecidos. De estos, 12 fueron desprendidos en temporadas previas a 2025, al menos ocho como consecuencia del aluvión ocurrido en febrero de 2019. Para los ejemplares desaparecidos antes de 2019, la causa no se determinó, aunque podría atribuirse a efectos de animales, intervención humana o escorrentías. En consecuencia, actualmente se encuentran en pie y en condiciones de ser evaluados 56 individuos.

Cabe destacar que, los valores porcentuales presentados en esta sección contemplan sólo a los individuos existentes en terreno hasta la fecha (56 individuos), descontando de los análisis a aquellos ejemplares desaparecidos o desprendidos por acción de aluviones u otra afectación en distintos periodos. No obstante, en las tablas y anexos presentados (Anexo 11. Base de datos Monitoreo de Algarrobos), se detallan los resultados del seguimiento, incluyendo la categoría “desaparecidos”. Por otra parte, en el Anexo 12 se entrega el registro fotográfico de los individuos monitoreados.

En la temporada transcurrida entre el monitoreo de 2023 y 2025, desapareció un nuevo individuo correspondiente al árbol A-18. Cabe mencionar que el individuo desaparecido se reportó seco desde el monitoreo de 2019 y como desaparecido en febrero de 2022. En abril 2023 se encontró desprendido aún con su placa, sin embargo, en los monitoreos posteriores, asociados al Programa de Seguimiento de Flora y Vegetación de la quebrada de Camar, se reportó desaparecido nuevamente.

En la Tabla 5-19 a continuación, se resumen los individuos que han sido reportados como desaparecidos en todo el periodo del seguimiento, con la fecha e identificación de los árboles desaparecidos. En el Anexo 12 se adjunta el registro fotográfico con los individuos objeto de seguimiento.

Tabla 5-19. Individuos desaparecidos o desprendidos en el periodo de monitoreo (2006-2025)

ID árbol	Año de desprendimiento	Estado previo al desprendimiento	Observaciones
A-69	2012	Seco	Crecimiento normal en 2010, seco desde 2011
A-20	2014	Seco	Crecimiento normal en 2008, seco desde 2009
A-24	2014	Seco	Débil en 2007, seco desde 2008
A-57	2017	Seco	Seco desde el monitoreo de línea base (2006)
A-01	2019	Muy débil	Muy débil en 2018
A-02	2019	Crecimiento normal	Crecimiento normal en 2018
A-03	2019	Crecimiento normal	Crecimiento normal en 2018
A-15	2019	Seco	Débil en 2013, seco desde 2014

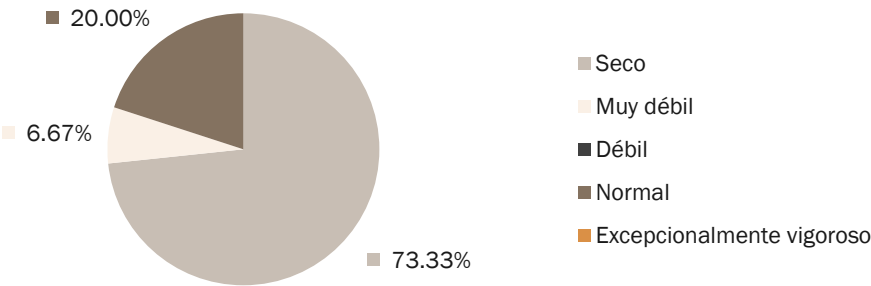
Tabla 5-19. Individuos desaparecidos o desprendidos en el periodo de monitoreo (2006-2025)

ID árbol	Año de desprendimiento	Estado previo al desprendimiento	Observaciones
A-16	2019	Seco	Crecimiento normal en 2008, seco desde 2009
A-32	2019	Crecimiento normal	Crecimiento normal en 2018
A-61	2019	Seco	Seco desde el monitoreo de línea base (2006)
A-62	2019	Seco	Crecimiento normal en 2007, seco desde el 2008
A-63	2022	Seco	Débil en 2007, seco desde el 2008
A-67	2022	Seco	Seco desde el monitoreo de línea base (2006)
A-18	2023	Seco	Seco desde 2019

Fuente: geobiota, 2025.

En la Figura 5-16, se ilustra el estado vital de los individuos desaparecidos previo a su desprendimiento. Al respecto, se observa que el 71,43% (correspondiente a 11 ejemplares) se encontraban secos en los monitoreos previos a su desprendimiento, mientras que el 21,43% (3 individuos) tenía Crecimiento normal y un 7,14% (1 ejemplar) se encontraba en la categoría de vitalidad Muy débil.

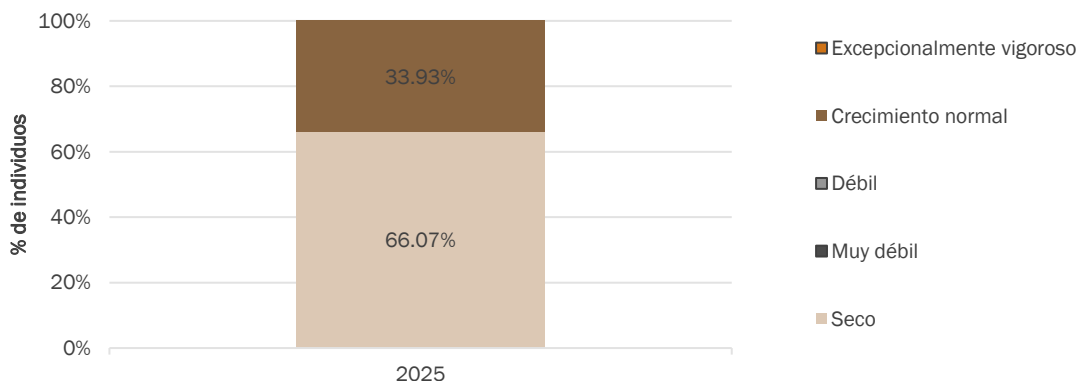
Figura 5-16 Vitalidad previa al desprendimiento de los individuos desaparecidos



Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.1.1 Estado de vitalidad

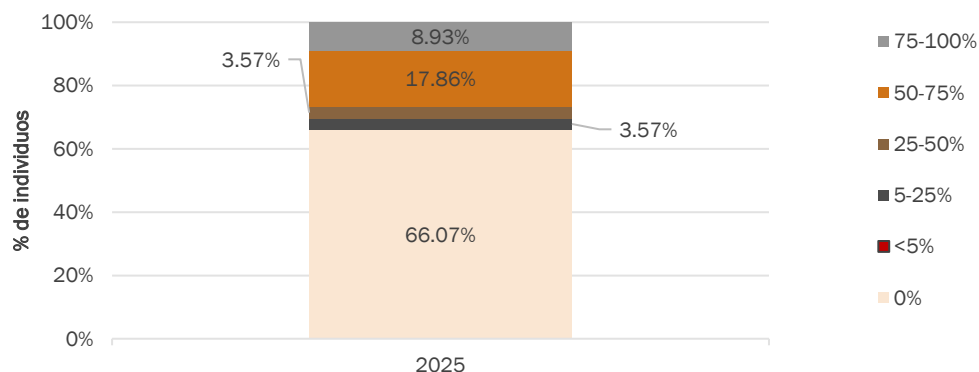
De los 56 individuos en pie que son reportados en este periodo, el 66,07% (37 ejemplares) se encuentran secos y el 33,93% (19 ejemplares) presenta alguna categoría de vitalidad (Crecimiento normal) (Figura 5-17). No se registraron individuos en las categorías Muy débil, Débil y Ex. vigoroso.

Figura 5-17 Vitalidad de los ejemplares de *Neltuma alba* (Algarrobos)

Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.1.2 Copa viva

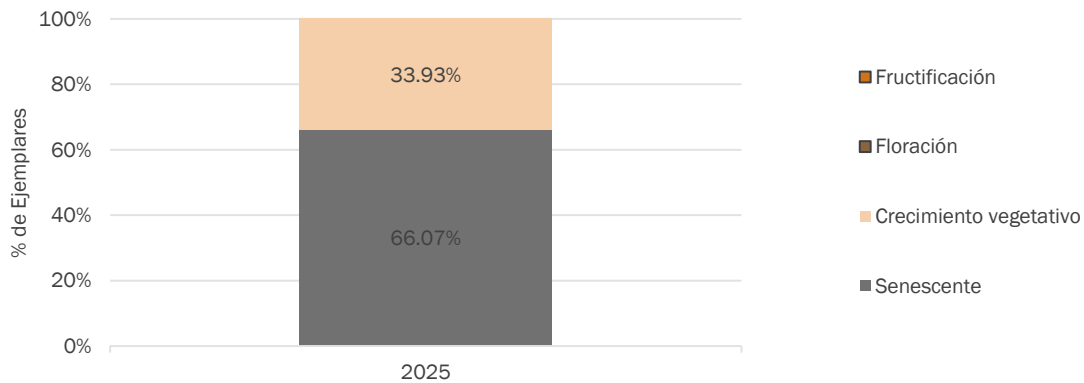
Respecto a copa viva, se observa que el 33,93% de los algarrobos (19 individuos) presentó algún grado de follaje. En su mayoría se registró el rango 50-75% con un 17,86% (10 individuos), seguido de 75-100% con el 8,93% de los ejemplares (5 individuos), en menor medida, las categorías 5-25% y 25-50% presentaron un 3,57% cada una, lo que equivale a 2 individuos. En la Figura 5-18, se visualiza el detalle de los resultados.

Figura 5-18 Proporción (%) de copa viva de ejemplares de *Neltuma alba* (Algarrobos)

Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.1.3 Estado fenológico

Con respecto a la fenología de los individuos, en 2025 se reporta que el 66,07% de los individuos en pie (37 ejemplares) se registró en la etapa fenológica de senescencia y el 33,93% de ellos se registró en una etapa de crecimiento vegetativo (19 individuos). No se identificaron individuos en las etapas fenológicas de floración ni fructificación. Los resultados de las mediciones de fenología realizadas en abril de 2025 se muestran en la Figura 5-19.

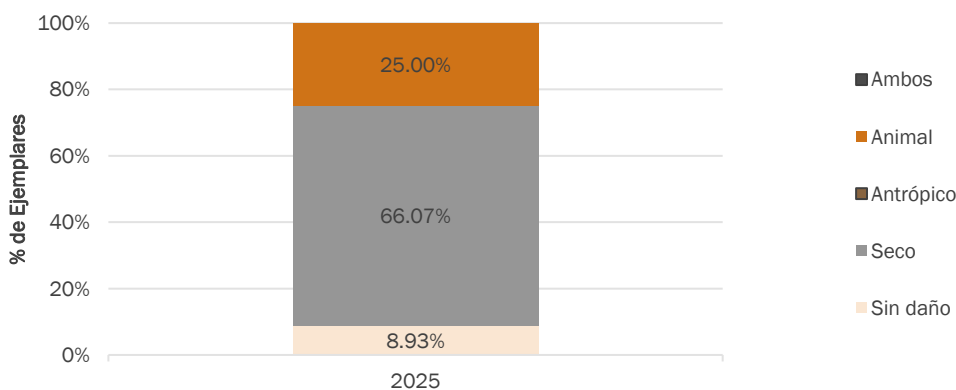
Figura 5-19 Fenología en los ejemplares de *Neltuma alba* (Algarrobos)

Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.1.4 Daño por agentes externos

Al igual que en los análisis anteriores, los cálculos se establecieron en referencia a los 56 individuos que se encuentran en pie en terreno, excluyendo a aquellos individuos desaparecidos en temporadas anteriores producto de aluviones o a la acción antrópica y/o animal. Los resultados para el periodo de reporte (2025) asociados a la presencia de daño antrópico y animal se presentan en la Figura 5-20.

Al respecto, se observa que 37 ejemplares (66,07%) se encontraban secos al momento del monitoreo, por lo que no se les realizó evaluación del tipo de daño. Del resto de ejemplares, 14 presentaron signos de daños animal (25,00% del total), asociados al ramoneo de burros y 5 se encontraron sin daño (animal o antrópico), correspondiente al 8,93% del total. Estos resultados indican que la totalidad de individuos con algún grado de vitalidad presenta daño por animales.

Figura 5-20 Presencia de daño en los ejemplares de *Neltuma alba* (Algarrobos)

Fuente: geobiota, 2025.

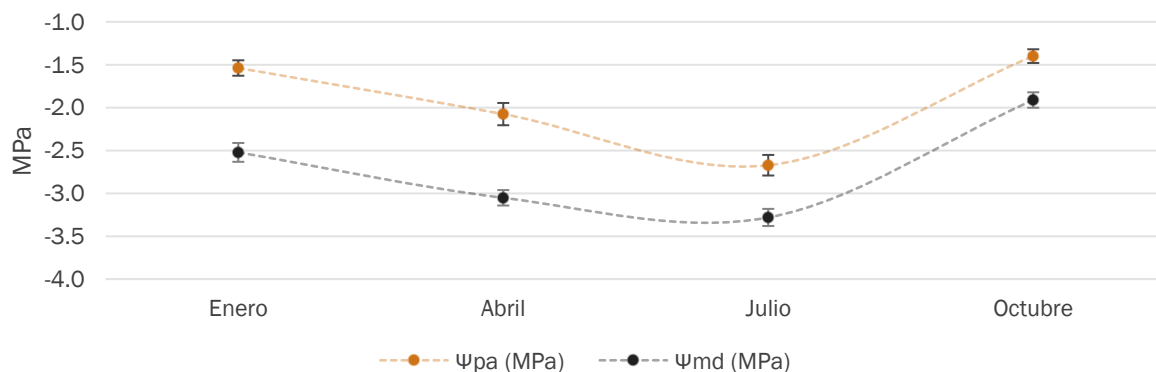
5.1.4.2 Fisiología

La Figura 5-32 muestra la variación de los parámetros fisiológicos de los árboles entre enero y octubre de 2025, a partir de los valores promedio de potencial hídrico de ramilla medidos en pre-alba (Ψ_{pa}) y mediodía (Ψ_{md}). Por su parte, la Figura 5-22 presenta el promedio de la conductancia estomática (gs) para el mismo período. El potencial hídrico en pre-alba es un indicador del estado hídrico del suelo y de la capacidad de absorción de agua por la planta, mientras que el potencial hídrico medido al mediodía refleja el estado hídrico bajo condiciones de máxima transpiración. En ambos casos, valores más negativos indican mayor estrés hídrico. La conductancia estomática, en cambio, está asociada a la apertura de los estomas y se relaciona con la transpiración y la capacidad fotosintética; valores más altos reflejan mayor actividad fisiológica.

En general, los resultados de la Figura 5-32 muestran que los valores de potencial hídrico en pre-alba y mediodía son menos negativos en octubre y enero, en comparación con abril y julio, lo que sugiere una mejor disponibilidad de agua durante la primavera y el verano.

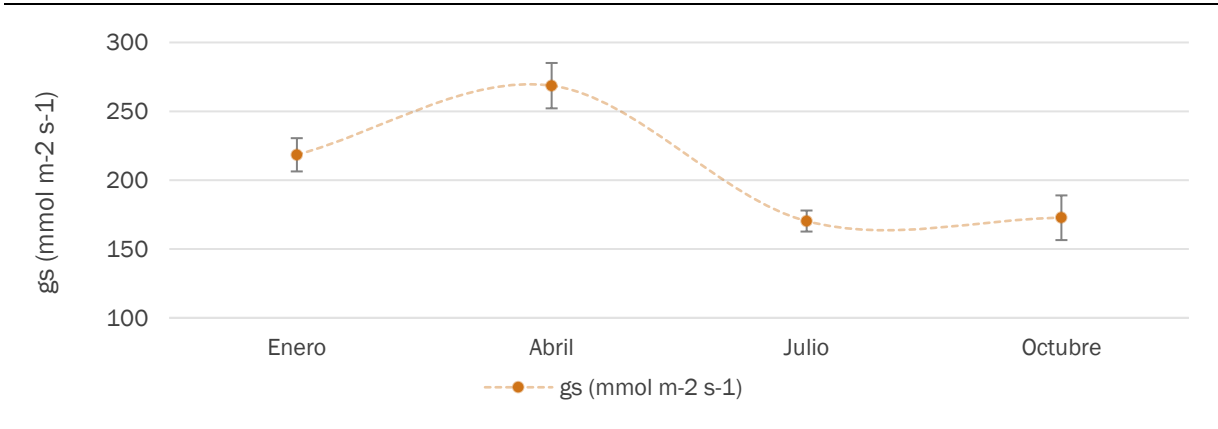
Respecto a la conductancia estomática, se observan valores altos en enero, con un incremento adicional en abril, seguido de una disminución en julio y octubre. El aumento registrado en abril indicaría una mejora en la actividad fotosintética, probablemente asociada a condiciones más favorables derivadas de los aportes hídricos de las lluvias estivales ocurridas principalmente en febrero. Mientras que la disminución en julio podría interpretarse como una respuesta adaptativa de los árboles para reducir la pérdida de agua a través de la transpiración en abril, posiblemente en preparación para el inicio de un período más seco.

Figura 5-21 Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) y mediodía (Ψ_{md}) en las campañas 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-22 Conductancia estomática (gs), campañas 2025



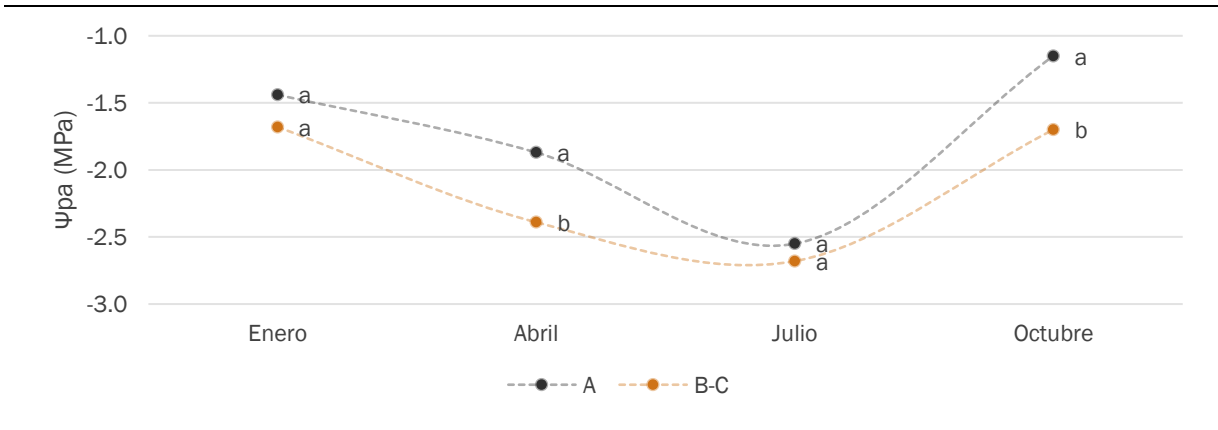
Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.2.1 Comparación de Algarrobos de la Serie A y Series B-C

La Figura 5-23, Figura 5-24 y Figura 5-25, presentan los resultados registrados en la Figura 5-21 y Figura 5-22 pero agrupando los promedios de la serie A v/s los de las series B y C.

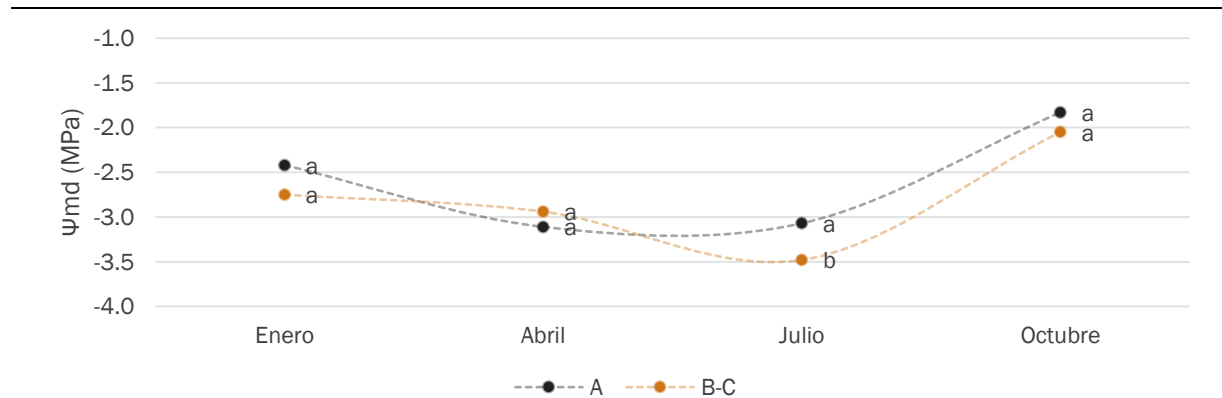
El potencial hídrico en pre-alba, medido en la serie A tienen valores significativamente menos negativos en comparación con la serie B-C en abril y octubre, lo que indicaría que los ejemplares de la serie A manejan de mejor manera el estrés hídrico nocturno que los árboles de las series B-C en esos periodos. Mientras que el potencial hídrico a medio día muestra diferencias significativas solo en julio, donde los individuos de la serie A muestran un mejor manejo del estrés hídrico en el horario de máxima transpiración en ese mes.

Figura 5-23 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

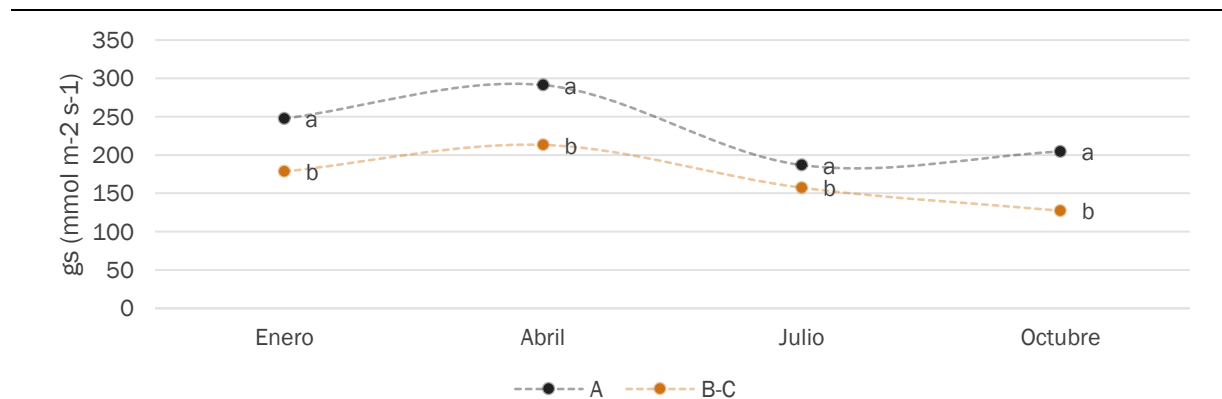
Figura 5-24 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

En cuanto a la conductancia estomática, se observa que para todos los periodos estudiados en 2025 los individuos de la serie A poseen valores significativamente mayores respecto a los individuos de las series B-C, indicando una mayor actividad fotosintética para árboles de la serie A (Figura 5-25).

Figura 5-25 Comparación de la conductancia estomática (g_s) para individuos de la serie A versus individuos de las series B-C



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

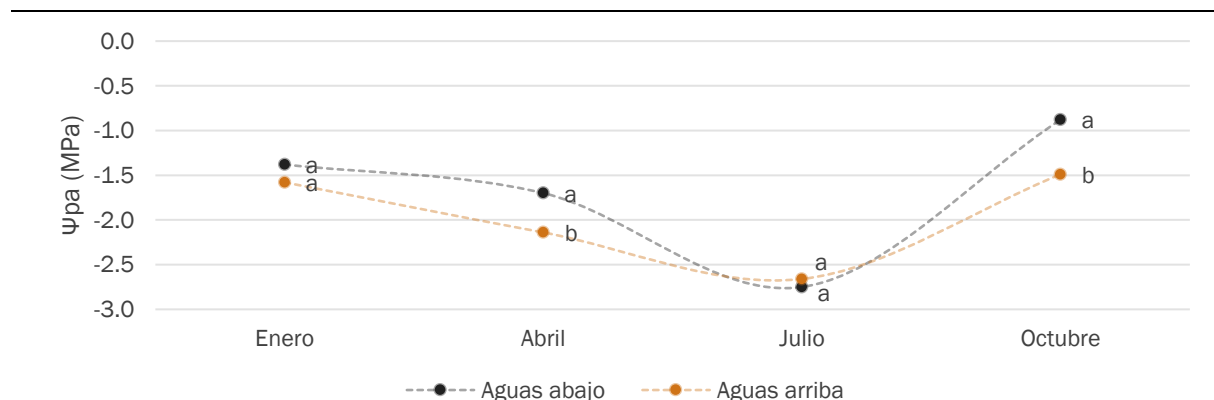
5.1.4.2.2 Comparación de Algarrobos según su ubicación respecto de la tubería de agua superficial

La Figura 5-26, Figura 5-27 y Figura 5-28, presentan los resultados registrados en la Figura 5-21 y Figura 5-22 pero agrupando los promedios de los individuos ubicados aguas arriba y aguas abajo de la tubería que atraviesa la quebrada.

El potencial hídrico en pre-alba, medido en los árboles ubicados aguas abajo de la tubería tienen valores significativamente menos negativos en comparación con los ubicados aguas arriba en abril y octubre, lo que indicaría que los ejemplares ubicados aguas abajo manejan de mejor manera el estrés hídrico nocturno que

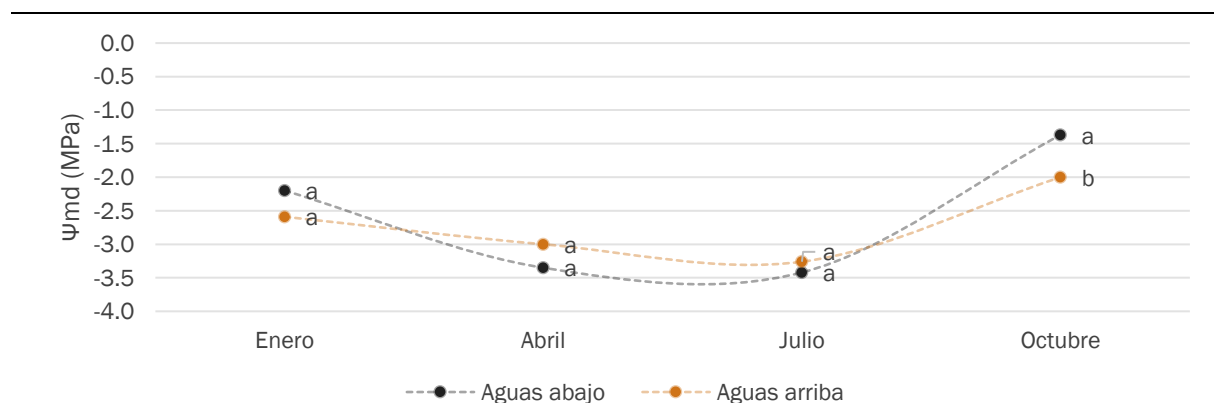
los árboles aguas arriba en esos periodos. Mientras que potencial hídrico a medio día muestra diferencias significativas solo en octubre, donde los individuos aguas abajo muestran un mejor manejo del estrés hídrico en el horario de máxima transpiración en ese mes.

Figura 5-26 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

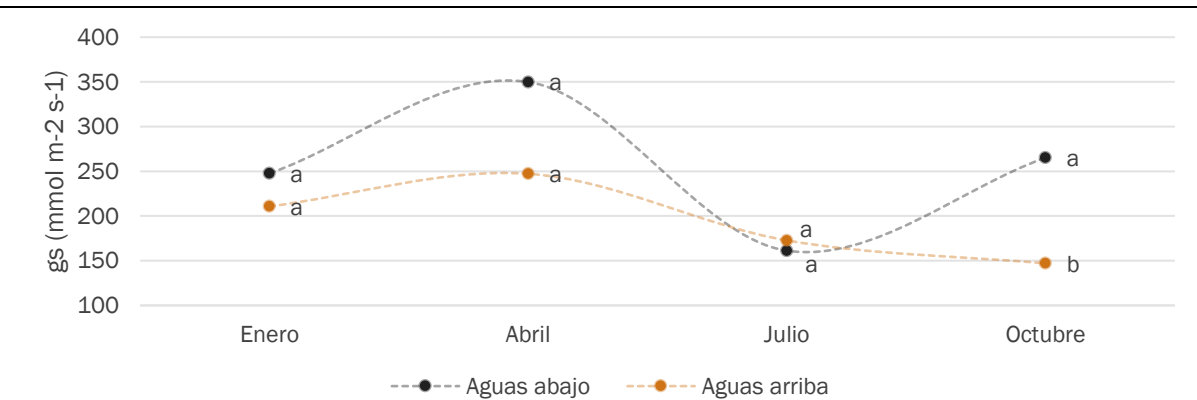
Figura 5-27 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

En cuanto a la conductancia estomática, se observa que solo en el periodo de octubre los individuos ubicados aguas debajo de la tubería poseen una mayor actividad fotosintética, ya que se registran valores significativamente mayores respecto a los individuos ubicados aguas arriba (Figura 5-28).

Figura 5-28 Comparación de la conductancia estomática (gs) para individuos aguas arriba y debajo de la tubería



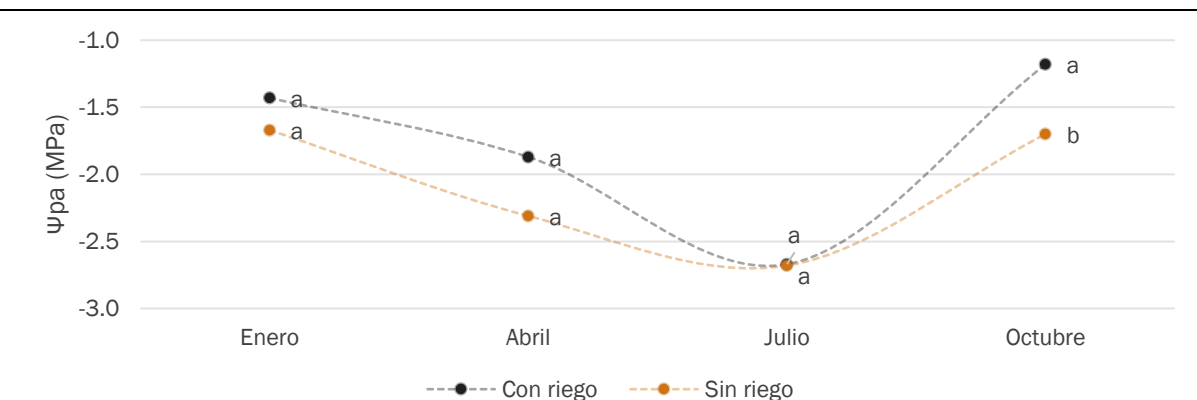
Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.2.3 Comparación de Algarrobos con y sin riego

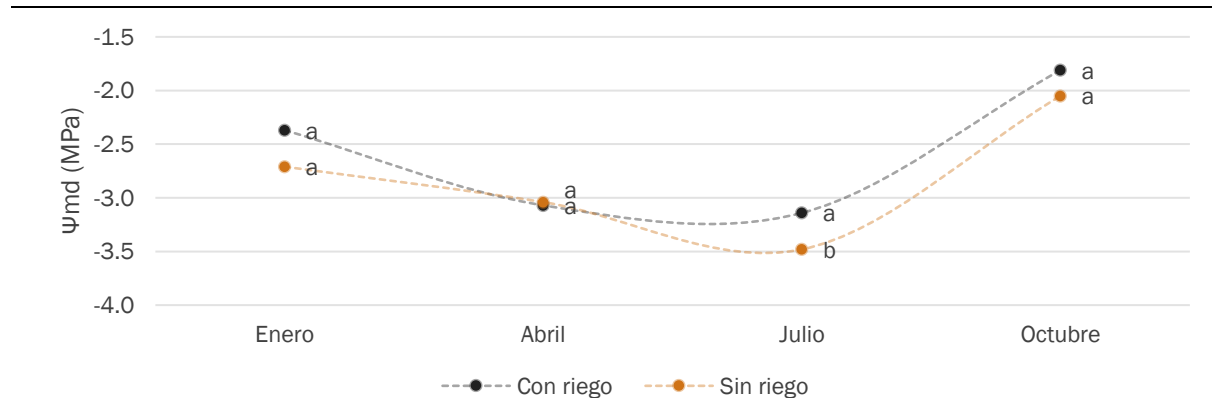
La Figura 5-29, Figura 5-30 y Figura 5-31, presentan los resultados registrados en la Figura 5-21 y Figura 5-22 pero agrupando los promedios de los individuos con y sin riego.

El potencial hídrico en pre-alba, medido en los árboles con riego tienen valores significativamente menos negativos en comparación con los no regados solo en octubre, lo que indicaría que los ejemplares con riego manejan de mejor manera el estrés hídrico nocturno en ese periodo. Mientras que potencial hídrico a medio día muestra diferencias significativas solo en julio, donde los individuos con riego muestran un mejor manejo del estrés hídrico en el horario de máxima transpiración en ese mes.

Figura 5-29 Comparación del Potencial hídrico de ramilla en pre-alba (Ψ_{pa}) para individuos con y sin riego



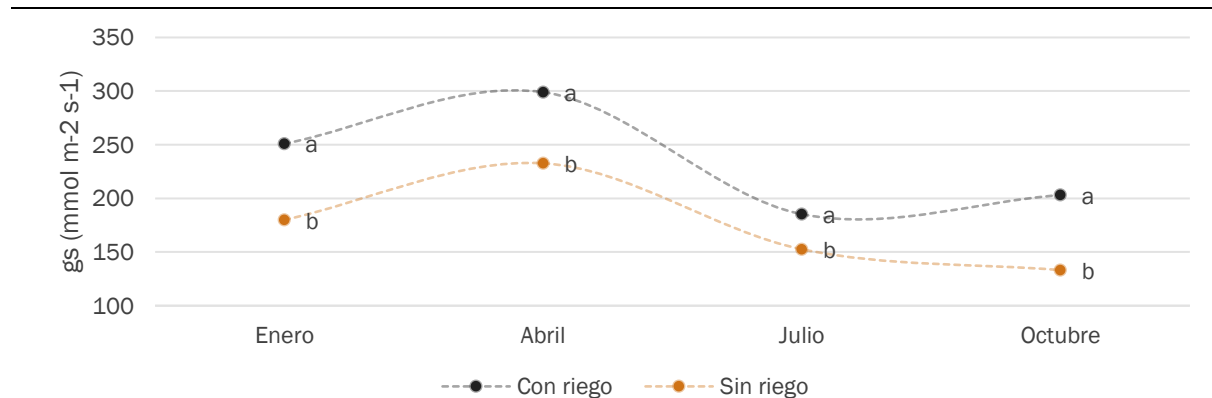
Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-30 Comparación del Potencial hídrico de ramilla al medio día (Ψ_{md}) para individuos con y sin riego

Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

En cuanto a la conductancia estomática, se observa que en todos los periodos de monitoreo del 2025 los individuos regados poseen una mayor actividad fotosintética, ya que se registran valores significativamente mayores respecto a los individuos no regados (Figura 5-31).

Figura 5-31 Comparación de la conductancia estomática (gs) para individuos con y sin riego



Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95% según el test DGC de separación de medias. Fuente: geobiota, 2025.

5.1.4.3 Biomasa

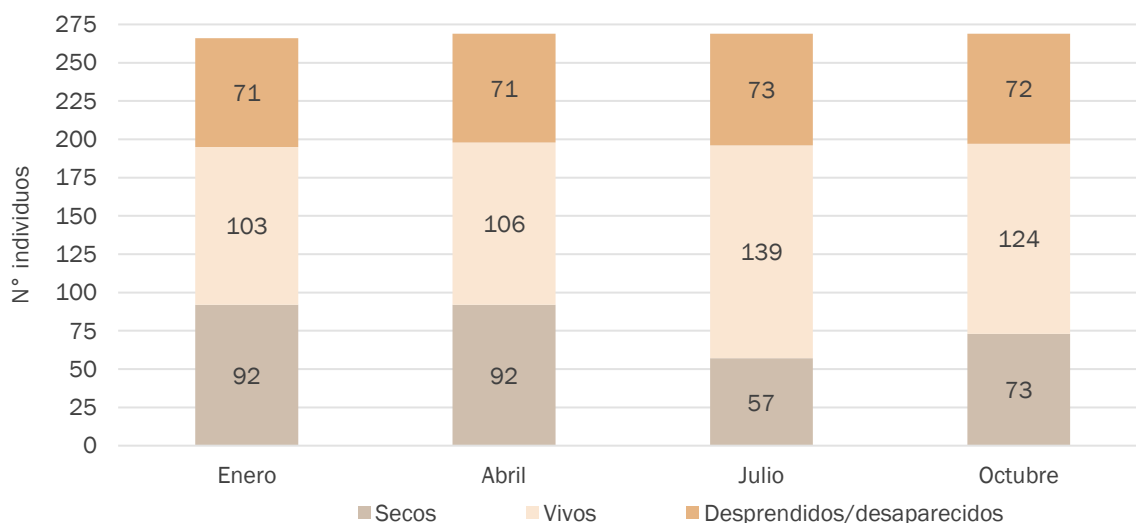
5.1.4.3.1 Características de los árboles evaluados

La estimación de la biomasa de la población de algarrobos para el año 2025, se confecciona a partir de alrededor de 268 registros trimestrales correspondientes a árboles del género *Neltuma*, presentes en las series A, B, C y D (Figura 5-32).

Estas mediciones, junto con el estatus de los árboles medidos (vivos, secos o desaparecidos/desprendidos), se muestran en la Figura 5-32. Donde se aprecia que en los primeros dos trimestres del año la proporción de individuos vivos versus los secos se mantienen con valores similares (cerca del 35% del total para cada

estatus). Mientras que, para los monitoreos posteriores (julio y octubre), la proporción de individuos vivos aumenta. Además, durante todo el periodo se mantuvo una porción de individuos desaparecidos/desprendidos, los cuales representan el 26,7% de la población.

Figura 5-32 Registros trimestrales de árboles del género *Neltuma* para estimación de biomasa

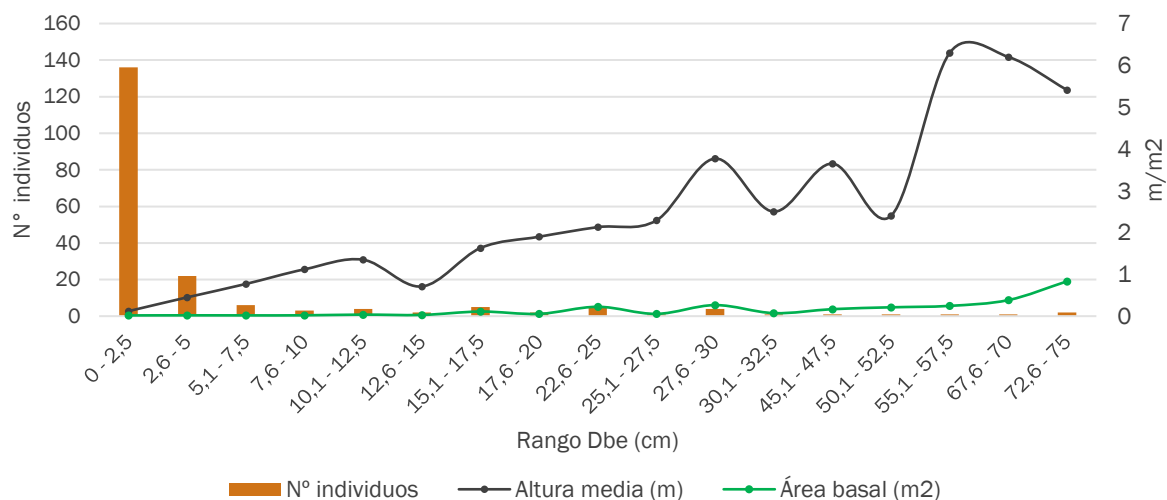


Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género *Neltuma* (ex *Prosopis*) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

Dado que las existencias dentro de la población de algarrobos muestran variaciones menores entre trimestres, y que parámetros como número de individuos, altura, área basal, número de vástagos y área de copa suelen evidenciar cambios más notorios en periodos de evaluación más extensos, a continuación se presenta la caracterización de la población en base a la información más reciente disponible, correspondiente a las mediciones realizadas en octubre de 2025.

La mayor parte de los individuos (80,2%) se concentran en las clases diamétricas de menor tamaño (0 a 2,5 cm, 2,6 a 5 cm) con alturas medias que no superan los 50 cm (Figura 5-33). Los individuos de mayor tamaño (>20 cm) sólo representan el 8,6% de la población y pueden alcanzar en promedio hasta los 6,3 m de altura. El área basal es baja, alcanzando los 2,7663 m² para el total de la población, en donde el 60,6% de esta lo acumulan solo cinco individuos de gran tamaño (Dbe>50 cm) (Figura 5-33).

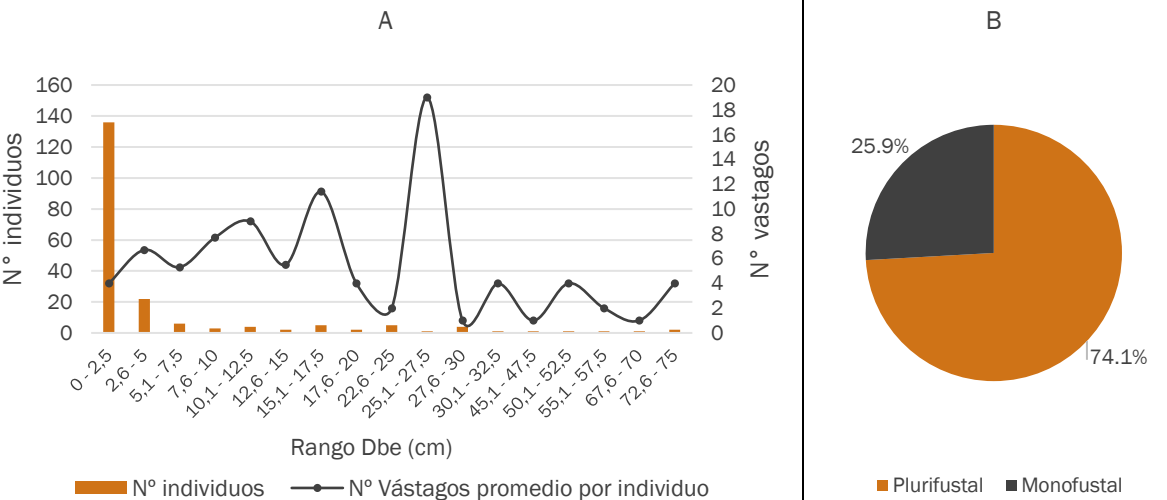
Figura 5-33 Número de individuos por rango Dbe, altura media y área basal.



Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

Más de dos tercios los individuos (74,1%, 146 árboles) presentan más de un vástago (plurifustales), fluctuando entre los 2 y los 30 vástagos por individuo (Figura 5-34).

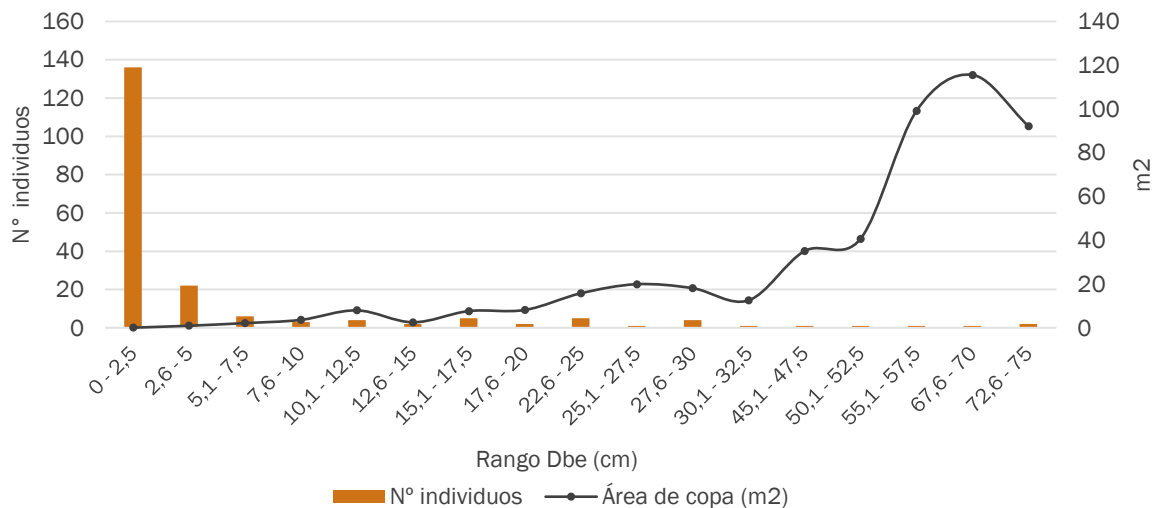
Figura 5-34 Número de individuos por rango Dbe, vástagos promedio (A) y proporción de individuos mono y plurifustales (B)



Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

El promedio de las áreas de la copa fluctúa entre 0,060 y 115,571 m², mostrando un claro mayor desarrollo en los individuos de mayores dimensiones, los cuales son capaces de superar los 30 m² de área de copa (Figura 5-35).

Figura 5-35 Número de individuos por rango Dbe y área de copa



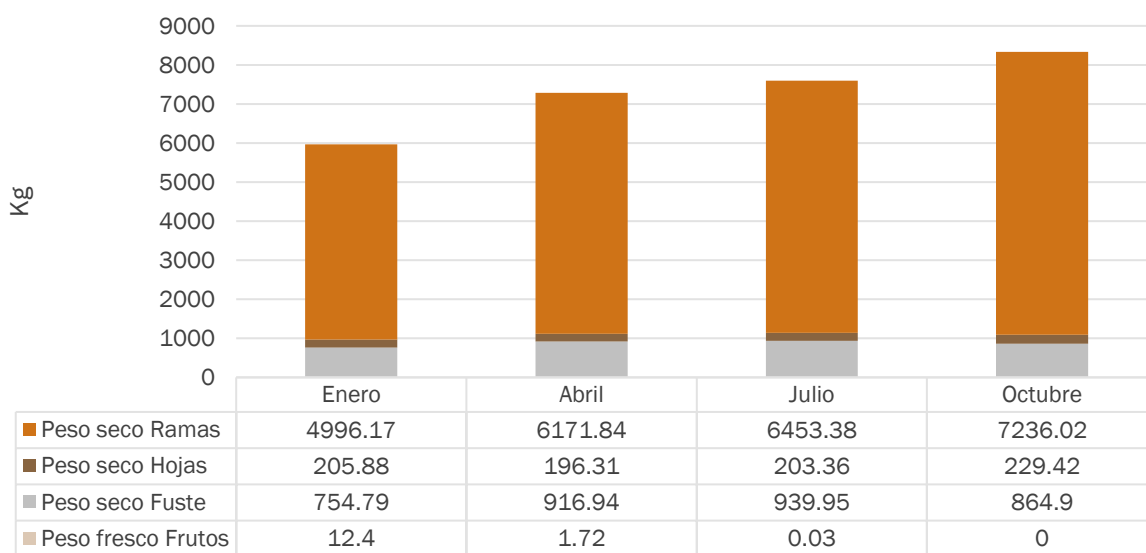
Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: "Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama". Anexo 14.

En el Anexo 14 se entregan los informes de biomasa correspondientes al periodo de enero, abril, julio y octubre de 2025.

5.1.4.3.2 Estimación de la biomasa

Durante el año se observa una marcada variación estacional en la biomasa de los distintos componentes evaluados. El peso fresco de frutos muestra una fuerte disminución desde enero (12,4 kg) hasta julio (0,03 kg), desapareciendo por completo en octubre, lo que refleja el fin del periodo reproductivo. En contraste, los pesos secos del fuste, hojas y ramas presentan incrementos graduales a lo largo del año. El fuste aumenta desde 754,79 kg en enero hasta un máximo de 939,95 kg en julio, mientras que las hojas mantienen valores relativamente estables, con un leve ascenso hacia octubre (229,42 kg). Las ramas exhiben el mayor incremento, pasando de 4.996,17 kg en enero a 7.236,02 kg en octubre, lo que sugiere un crecimiento estructural continuo durante los cuatro trimestres.

Figura 5-36 Biomasa de los componentes del árbol por trimestre



Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: "Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama". Anexo 14.

El peso seco de ramas presenta una variación marcada tanto estacional como en diámetro basal equivalente (Dbe). En enero, la mayor acumulación ocurre en la clase de 50–75 cm (3.488,29 kg), seguida por un valor elevado en 25–50 cm (1.320,48 kg), mientras que en >75 cm no se registran ramas. En abril, la biomasa aumenta considerablemente en las clases superiores, alcanzando un máximo en 50–75 cm (4.731,16 kg) y apareciendo un valor relevante en >75 cm (1.110,56 kg). Para julio se observa una disminución en 50–75 cm (3.438,18 kg), acompañado de un aumento pronunciado en >75 cm (2.611,44 kg), lo que sugiere un desplazamiento hacia diámetros mayores. Finalmente, en octubre las ramas alcanzan su máximo anual en 50–75 cm (5.562,88 kg) y presentan un fuerte incremento en 25–50 cm (1.573,53 kg), mientras que la clase >75 cm vuelve a mostrar ausencia de registros. En conjunto, estos datos reflejan una dinámica estacional donde la mayor acumulación de biomasa leñosa se concentra de forma persistente en los árboles de Dbe en el rango 50–75 cm.

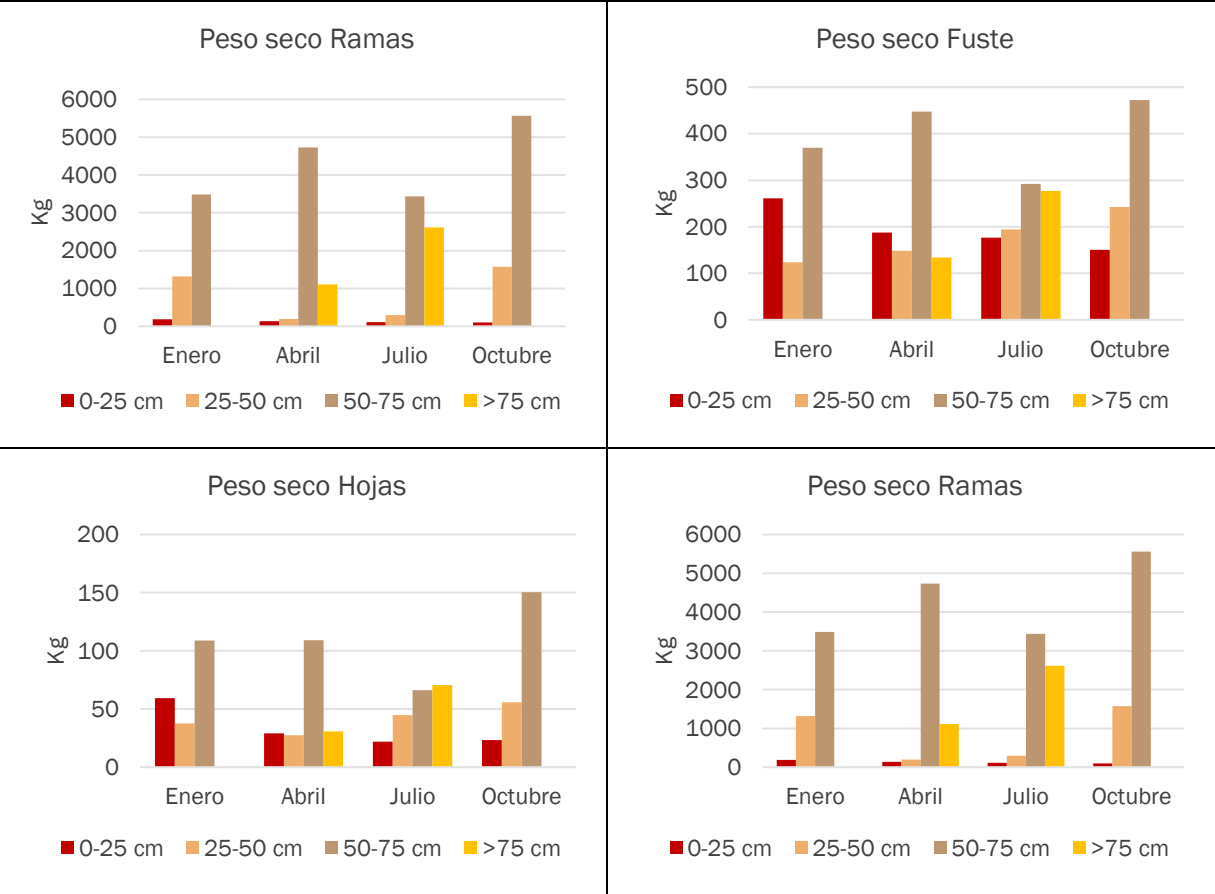
El peso seco del fuste muestra variaciones importantes entre meses y clases de Dbe. En enero, los valores más altos se concentran en la clase de 50–75 cm (369,75 kg), mientras que en >75 cm no se registran datos. En abril se observa un aumento en las clases superiores, destacando 50–75 cm (447,45 kg) y la aparición de biomasa en >75 cm (133,75 kg). Para julio, los valores se redistribuyen: disminuyen en 50–75 cm (292,16 kg), pero aumentan en 25–50 cm (194,48 kg) y en >75 cm (276,83 kg). En octubre se registra un aumento notable en 25–50 cm (242,62 kg) y un máximo anual en 50–75 cm (471,96 kg), mientras que la clase >75 cm vuelve a presentar ausencia de biomasa. En conjunto, los datos reflejan un desplazamiento estacional de la acumulación de biomasa del fuste según Dbe.

El peso seco de hojas muestra oscilaciones marcadas entre meses y clases de altura. En enero, la mayor acumulación se concentra en la clase de 50–75 cm (108,87 kg), mientras que en >75 cm no se registran hojas. En abril, los valores se mantienen similares en las clases bajas, pero aparece biomasa en >75 cm (30,69 kg) y la clase 50–75 cm conserva un peso elevado (109,22 kg). Para julio, se observa un descenso

generalizado en las clases inferiores, acompañado de un aumento importante en >75 cm (70,62 kg), lo que indica una redistribución del follaje. Finalmente, en octubre las hojas vuelven a concentrarse en 25–50 cm (55,78 kg) y alcanzan su valor máximo anual en 50–75 cm (150,33 kg), mientras que no se registran hojas en la clase >75 cm. En conjunto, estos patrones sugieren una dinámica estacional donde la ubicación del follaje cambia a lo largo del año.

El peso fresco de frutos presenta una marcada disminución a lo largo del año y entre clases de Dbe. En enero se registran los valores más altos, concentrándose principalmente en la clase de 50–75 cm (7,91 kg), mientras que las clases inferiores muestran cantidades menores y en >75 cm no se observan frutos. En abril, la presencia de frutos se reduce drásticamente y solo aparece un valor en la clase de 50–75 cm (1,72 kg). Para julio, los frutos prácticamente desaparecen, con registros mínimos en 0–25 cm (0,02 kg) y 50–75 cm (0,01 kg). Finalmente, en octubre no se detecta peso fresco de frutos en ninguna clase, evidenciando el cierre del periodo reproductivo.

Figura 5-37 Biomasa de los componentes del árbol por trimestre



Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

5.2 Fauna

5.2.1 Riqueza y caracterización de especies

En la campaña realizada en los meses de abril, mayo y julio de 2025, se registraron 17 especies de fauna correspondientes a 1 reptil, 12 aves y 4 mamíferos (Tabla 5-20).

Tabla 5-20. Listado de especies registradas en la ejecución de la campaña

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común
Reptiles	Squamata	Liolaemidae	<i>Liolaemus fabiani</i>	Lagartija de Fabian
Aves	Anseriformes	Anatidae	<i>Lophonetta specularioides</i>	Pato juarjual
	Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius alticola</i>	Chorlo de la puna
		Laridae	<i>Chroicocephalus serranus</i>	Gaviota andina
		Recurvirostridae	<i>Recurvirostra andina</i>	Caití
		Scolopacidae	<i>Calidris bairdii</i>	Playero de Baird
			<i>Charadrius collaris</i>	Chorlo de collar
			<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy grande
	Passeriformes	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina de dorso negro
		Tyrannidae	<i>Lessonia oreas</i>	Colegial del norte
	Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande
			<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica
			<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco chileno
Mamíferos	Carnivora	Canidae	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Zorro culpeo
			<i>Lycalopex griseus</i>	Zorro chilla
	Rodentia	Cricetidae	<i>Abrothrix andinus</i>	Ratón andino
		Ctenomydae	<i>Ctenomys fulvus</i>	Tuco tuco de atacama

Fuente: geobiota, 2025.

En cuanto al origen biogeográfico, todas las especies registradas son nativas. La única especie que además presenta endemismo corresponde a la clase Reptilia (*Liolaemus fabiani*). Respecto a la categoría de conservación, 9 especies se encuentran clasificadas en alguna categoría de conservación, según el Reglamento de Clasificación de Especies (RCE; DSN° 2/2024). De estas, 6 se encuentran clasificadas en categorías de conservación de amenaza o casi amenazadas: el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*) y el chorlo de collar (*Charadrius collaris*) clasificadas como Casi Amenazada (DS 23/2019 MMA y DS 44/2021 MMA); la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*), la parina chica (*Phoenicoparrus jamesi*) y el caití (*Recurvirostra andina*), las que se encuentran en categoría Vulnerable (DS 38/2015 MMA; DS 23/2019 MMA y DS 44/2021, respectivamente), y finalmente, la lagartija de Fabián (*L. fabiani*), clasificada En Peligro (DS 52/2014 MMA). En el área de estudio no hubo registros de especies introducidas y/o domésticas.

Fue posible detectar la presencia de 10 especies singulares de fauna; un reptil, 8 aves y 1 mamífero. Los criterios de singularidad de cada especie se muestran en la Tabla 5-21, y en el Anexo 16 se presenta un compilado con los registros fotográficos para la presente campaña.

Tabla 5-21. Estado de conservación y singularidades de fauna observadas en la campaña 2025

Clase	Especie	Nombre común	Endemismo	Categoría RCE	BSE	Límite de distribución (*)	Distribución restringida (**)
Reptiles	<i>Liolaemus fabiani</i>	Lagartija de Fabián	Si	EN	SE	Si	Si
Aves	<i>Charadrius alticola</i> ***	Chorlo de la puna	No	-	BS	No	No
	<i>Charadrius collaris</i> ***	Chorlo de collar	No	NT	BS	No	No
	<i>Tringa melano-leuca</i>	Pitotoy grande	No	-	BS	No	No
	<i>Chroicocephalus serranus</i>	Gaviota andina	No	-	S	No	No
	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco chileno	No	NT	SE	No	No
	<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	No	VU	SE	No	No
	<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	No	VU	SE	No	No
	<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	No	VU	BS	No	No
Mamíferos	<i>Ctenomys fulvus</i>	Tuco tuco de Atacama	No	LC	S	No	No

Categoría RCE= EN: En peligro; NT: Casi amenazada; VU: Vulnerable; LC: Preocupación menor. Criterio BSE= B: especie catalogada como beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria. S: Especie catalogada con densidades poblacionales reducidas. E: Especie catalogada como benéfica para la mantención del equilibrio de los ecosistemas naturales; (*) Se añade límite de distribución de manera explícita como nueva singularidad a partir de abril 2023; (**) Se añade distribución restringida de manera explícita como nueva singularidad a partir de abril 2023. (***) Según la SACC el género *Charadrius* para estas especies ya no es vigente, y debiera utilizarse *Anarhynchus* (SACC, 2025). Sin embargo, para mantener la consistencia con informes anteriores, se mantendrá el género original (*Charadrius*).

Fuente: geobiota, 2025.

5.2.2 Estimación de la riqueza y abundancia

5.2.2.1 Transectos para la evaluación de reptiles

Mediante la metodología de transectos, fue posible estimar la presencia de 1 reptil, la lagartija de Fabián (*Liolaemus fabiani*), la cual registró una abundancia con un promedio de 4,33 individuos/transecto. Esta especie, fue registrada en 6 de los 17 transectos realizados, detectándose en el sector Vegas de Carvajal,

Cruce Camar, Aguas de Quelana y Cruce SQM. Esta especie fue observada en el ambiente pajonal y marginal salar (Tabla 5-22). Al igual que en temporadas anteriores, su presencia en estos hábitats indica que su actividad se encuentra asociada principalmente a sectores cercanos al salar y a cuerpos de agua presentes en estos ambientes.

Tabla 5-22. Abundancia de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama

Sector	Transecto (*)	Hábitat	Especies observadas	Individuos registrados	Abundancia promedio (**)
Vega de Carvajal	1	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	2	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	3	Pajonal	<i>Liolaemus fabiani</i>	6	2
	4	Marginal salar	<i>Liolaemus fabiani</i>	1	0,33
Cruce Camar	5	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	6	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	7	Pajonal	<i>Liolaemus fabiani</i>	2	0,67
	8	Marginal salar	<i>Liolaemus fabiani</i>	2	0,67
Aguas de Quelana	9	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	10	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	11	Pajonal	<i>Liolaemus fabiani</i>	1	0,33
	12	Marginal salar	Sin registro	-	0
Cruce SQM	13	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	14	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	15	Pajonal	<i>Liolaemus fabiani</i>	1	0,33
	16	Marginal salar	Sin registro	-	0
Peine	17	Salar	Sin registro	-	0

(*) Metodología de transectos levantada en terreno en abril de 2025.

(**) Número promedio de ejemplares registrados en 3 transectos de 300 m. (1 transecto por 3 días).

Fuente: geobiota, 2025.

5.2.2.2 Transectos para la evaluación de aves en ambientes terrestres

Durante la temporada 2025, a partir de evidencia directa (avistamiento), se obtuvieron registros para aves en 1 de los 17 transectos realizados. Los avistamientos totales correspondieron 2 individuos de chorlo de la puna (*Charadrius alticola*) perteneciente al orden Charadriiformes. Estos individuos se encontraron asociados a cuerpos de agua en el ambiente marginal salar del sector Cruce SQM, y la abundancia promedio correspondió a 0,67 individuos/transecto (Tabla 5-23).

Tabla 5-23 . Abundancia de aves en ambientes terrestres en el Salar de Atacama.

Sector	Transecto (*)	Hábitat	Especies observadas	Individuos registrados	Abundancia promedio (**)
Vega de Carvajal	1	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	2	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	3	Pajonal	Sin registro	-	0
	4	Marginal salar	Sin registro	-	0
Cruce Camar	5	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	6	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	7	Pajonal	Sin registro	-	0
	8	Marginal salar	Sin registro	-	0
Aguas de Quelana	9	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	10	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	11	Pajonal	Sin registro	-	0
	12	Marginal salar	Sin registro	-	0
Cruce SQM	13	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	-	0
	14	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	-	0
	15	Pajonal	Sin registro	-	0
	16	Marginal salar	<i>Charadrius alticola</i>	2	0,67
Peine	17	Salar	Sin registro	-	0

(*) Metodología de transectos levantada en terreno en abril de 2025.

(**) Número promedio de ejemplares registrados en 3 transectos de 300 m. (1 transecto por 3 días).

Fuente: geobiota, 2025.

5.2.2.3 Censos para el muestreo de aves en ambientes acuáticos

Con relación al seguimiento de aves en ambientes acuáticos, durante las campañas del presente informe en los sectores de Soncor (Canal Burro Muerto en abril 2025 y lagunas Puilar, Chaxa, Barros Negros durante julio 2025) y Aguas de Quelana, fue posible identificar un total de 12 especies pertenecientes a los órdenes Anseriformes, Phoenicopteriformes y Charadriiformes.

El sistema Soncor presentó una riqueza de 10 especies (excluyendo a *Phoenicopteridae* sp), con una total de 1.808 individuos (Tabla 5-24). El Canal de Burro Muerto presentó una riqueza de 8 especies, la laguna Barros Negros tuvo una riqueza de 7 especies, Chaxa una riqueza de 6 especies cada una y la laguna Puilar alcanzó una riqueza de 5 especies.

Con respecto a la abundancia por laguna, los valores mayores se obtuvieron en la laguna Puilar con 892 individuos, seguida de la laguna Chaxa con 326 individuos, y el Canal Burro Muerto con 316 individuos. La menor abundancia fue registrada en la laguna Barros Negros con 272 individuos.

Respecto a la abundancia por especie/taxón, en la laguna Puilar, el taxón más abundante fue el de *Phoenicopteridae sp.*, los cuales correspondieron a flamencos que no pudieron ser identificados a nivel de especie, ya sea por la hora del monitoreo o la lejanía en que se encontraban respecto del punto de observación. Este taxón registró 313 individuos, seguido de la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*) con 277 individuos y la parina chica (*Phoenicoparrus jamesi*) con 163 individuos. En la laguna Chaxa, la mayor abundancia también fue registrada por flamencos indeterminados (*Phoenicopteridae sp.*), que tuvieron una abundancia de 150 individuos, seguido del flamenco chileno (*Phoenicoparrus chilensis*), con una abundancia de 118 individuos y la gaviota andina (*Chroicocephalus serranus*) con 24 ejemplares. En el Canal Burro Muerto, la especie más abundante correspondió a la parina grande (*P. andinus*) con 109 individuos, seguida del playero de Baird (*Calidris bairdii*) con 67 individuos y el caití (*Recurvirostra andina*) con 57 individuos (Tabla 5-24). Por último, en la laguna Barros Negros, la mayor abundancia la tuvo el flamenco chileno (*P. chilensis*) con 145 individuos seguido de la parina grande (*P. andinus*) con 87 individuos, y tanto flamencos indeterminados como el caití (*R. andina*) con 14 individuos. La golondrina de dorso negro (*Pygochelidon cyano-leuca*) correspondió a la especie con menor abundancia con 2 individuos.

En el sector Aguas de Quelana, se obtuvo una riqueza de 8 especies, registrando una abundancia total de 158 individuos. La especie más abundante correspondió a la parina grande (*P. andinus*) con 94 individuos, seguida del chorlo de la puna (*C. alticola*) con 23 individuos, el flamenco chileno (*P. chilensis*) con 14 individuos, siendo el colegial del norte (*Lessonia oreas*) la especie menos abundante, con 2 individuos (Tabla 5-24).

Tabla 5-24. Abundancia de aves acuáticas en los sistemas lacustres del área de estudio

Sistema	Sector	Especies observadas	Nombre común	N° individuos
Soncor	Barros Negros	<i>Phoenicopus chilensis</i>	Flamenco chileno	145
		<i>Phoenicopteridae sp</i>	Flamencos no determinados	14
		<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	87
		<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	7
		<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	14
		<i>Charadrius collaris</i> *	Chorlo de collar	4
		<i>Chroicocephalus serranus</i>	Gaviota andina	1
		<i>Pygochelidon cyano-leuca</i>	Golondrina de dorso negro	2
	Canal Burro Muerto	<i>Phoenicopus chilensis</i>	Flamenco chileno	36
		<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	109
		<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	32
		<i>Charadrius alticola</i> *	Chorlo de la puna	8
		<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	57
		<i>Calidris bairdii</i>	Playero de Baird	67
		<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy grande	2

Tabla 5-24. Abundancia de aves acuáticas en los sistemas lacustres del área de estudio

Sistema	Sector	Especies observadas	Nombre común	N° individuos
	Chaxa	<i>Chroicocephalus serranus</i>	Gaviota andina	5
		<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco chileno	118
		<i>Phoenicopteridae sp</i>	Flamencos no determinados	150
		<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	3
		<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	7
		<i>Charadrius alticola*</i>	Chorlo de la puna	7
		<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	17
		<i>Chroicocephalus serranus</i>	Gaviota andina	24
	Puilar	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco chileno	89
		<i>Phoenicopteridae sp</i>	Flamencos no determinados	313
		<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	277
		<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	163
		<i>Charadrius alticola*</i>	Chorlo de la puna	19
		<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	31
Total Sistema Soncor				1.808
Aguas de Quelana	Aguas de Quelana	<i>Lophonetta specularioides</i>	Pato juarjual	3
		<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco chileno	10
		<i>Phoenicoparrus andinus</i>	Parina grande	94
		<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	Parina chica	14
		<i>Charadrius alticola*</i>	Chorlo de la puna	23
		<i>Recurvirostra andina</i>	Caití	3
		<i>Calidris bairdii</i>	Playero de Baird	9
		<i>Lessonia oreas</i>	Colegial del norte	2
Total Sistema Aguas de Quelana				158
Abundancia total				1.966

(*) Según la SACC el género *Charadrius* para estas especies ya no es vigente, y debiera utilizarse *Anarhynchus* (SACC, 2025). Sin embargo, para mantener la consistencia con informes anteriores, se mantendrá el género original (*Charadrius*).

Los censos en Canal Burro Muerto y aguas de Quelana se realizaron en abril de 2025, en lagunas Puilar, Chaxa, Barros Negros durante julio 2025. No se realizaron censos en Peine.

Fuente: geobiota, 2025.

5.2.2.4 Trampas Sherman para evaluación de micromamíferos

En la campaña realizada en mayo de 2025 en los sectores de Vegas de Carvajal y Aguas de Quelana, fue posible la captura de una especie perteneciente a la familia Cricetidae. La única captura se obtuvo en el sector Vegas de Carvajal, en el ambiente pajonal. El individuo correspondió a la especie *Abrothrix andinus*, con una abundancia promedio de 0,33 individuos (Tabla 5-25). Para el sector de Aguas de Quelana no se registraron micromamíferos.

Tabla 5-25. Abundancia de micromamíferos en el Borde Este del Salar de Atacama

Sector	Transecto(*)	MM	Hábitat	Especies observadas	Individuos registrados	Abundancia promedio (**)
Vega de Carvajal	1	1	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	0	0
	2	2	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	0	0
	3	3	Pajonal	<i>Abrothrix andinus</i>	1	0,33
Aguas de Quelana	9	4	Rica rica-Pingo pingo	Sin registro	0	0
	10	5	Brea-Cachiyuyo	Sin registro	0	0
	11	6	Pajonal	Sin registro	0	0

(*) Metodología de transectos de micromamíferos levantada en terreno en mayo de 2025.

(**) Valor promedio de ejemplares registrados durante 3 noches de muestreo.

Fuente: geobiota, 2025.

Cabe destacar que, además del micromamífero mencionado, mediante la metodología de transectos se detectó la presencia de un micromamífero fosorial: el tuco tuco de Atacama (*Ctenomys fulvus*). Esta especie no fue incluida en el análisis de abundancia al no registrarse mediante la metodología de trampas Sherman. La presencia y actividad de este roedor durante la presente campaña, se obtuvo a partir del registro de madrigueras activas y vocalizaciones en los sectores de Vegas de Carvajal, Cruce Camar, Aguas de Quelana y Cruce SQM. Con relación a la ocupación y preferencia de hábitat por parte de esta especie, los registros fueron obtenidos en los hábitats de Rica rica – Pingo pingo, Brea – Cachiyuyo, pajonal y marginal salar. Esto permite corroborar su amplia distribución y la utilización de diversos ambientes por parte de sus poblaciones en el Borde Este del Salar de Atacama.

5.2.2.5 Estaciones de atracción olfativa para la evaluación de macromamíferos

El registro de macromamíferos obtenido mediante la identificación de improntas (huellas) en las estaciones de atracción olfativa, se presentan en la Tabla 5-26. Se obtuvo registro en las 4 estaciones olfativas instaladas, siendo visitada por individuos de *Lycalopex sp.* (zorro sin identificar). Los rastros de zorro fueron observados en el sector de Vegas de Carvajal, en el hábitat de Rica rica – Pingo pingo (MM1) y en el ambiente de Brea – Cachiyuyo (MM2). Del mismo modo, se registraron huellas de zorro en el sector Aguas de Quelana en el hábitat de Rica rica – Pingo pingo (MM4) y en el ambiente de Brea – Cachiyuyo (MM5).

Tabla 5-26. Índice de visitas de *Lycalopex sp.* (zorro) y observación de improntas en estaciones de atracción olfativa

Sector	Transecto (*)	MM	Hábitat	% Visitas (<i>Lycalopex sp.</i>)
Vega de Carvajal	1	1	Rica rica-Pingo pingo	33,33
	2	2	Brea-Cachiyuyo	100
Aguas de Quelana	9	4	Rica rica-Pingo pingo	66,67
	10	5	Brea-Cachiyuyo	66,67

(*) Metodología de estaciones olfativas levantada en terreno en abril de 2025.

Fuente: geobiota, 2025.

Cabe destacar que, si bien a través de las estaciones olfativas no es posible llegar a una identificación a nivel de especie, a partir de registros obtenidos mediante la instalación de cámaras trampa (Tabla 5-27), fue posible asignar estos hallazgos a la presencia de zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) y zorro chilla (*Lycalopex griseus*) en sectores en donde fueron instalados los huelleros. De esta forma, en Vega de Carvajal se registró la presencia de zorro chilla (*L. griseus*) en el hábitat de Rica rica - Pingo pingo y Brea - Cachiyuyo, mientras que en el sector de Aguas de Quelana se registró la presencia de zorro chilla (*L. griseus*) y zorro culpeo (*L. culpaeus*) en el hábitat de Rica rica - Pingo pingo y Brea - Cachiyuyo. Por otro lado, también se constató la presencia de ejemplares del género *Lycalopex sp.* a través de fecas en el sector Cruce SQM, en el ambiente Brea - Cachiyuyo, pajonal y marginal salar, y en el sector Aguas de Quelana en el ambiente de Rica rica - Pingo pingo.

Tabla 5-27. Índice de visitas de *Lycalopex culpaeus* (zorro culpeo) y *Lycalopex griseus* (zorro chilla) obtenidas mediante cámara trampa(*)

Sector	MM	Hábitat	% Visitas (<i>Lycalopex culpaeus</i>)*	% Visitas (<i>Lycalopex griseus</i>)*
Vega de Carvajal	1	Rica rica-Pingo pingo	0	33,33
	2	Brea-Cachiyuyo	0	100
	3	Pajonal	0	0
Aguas de Quelana	4	Rica rica-Pingo pingo	0	66,67
	5	Brea-Cachiyuyo	66,67	0
	6	Pajonal	0	0

(*) Metodología de Camaras trampa levantada en terreno en abril de 2025.

(**) Índice de visitas diario calculado en base al número de registros por 3 noches de actividad de las cámaras trampa.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3 Biota Acuática

Los resultados obtenidos a partir de los levantamientos de terreno efectuados durante 2025 corresponden a la campaña de muestreo N° 19 del Proyecto “Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama”. El monitoreo se realizó con aviso previo al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, de acuerdo con lo establecido en el permiso de pesca de investigación: Res. Ex. N° E-2024-271, de fecha 05/04/2024, emitida por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, para los monitoreos del 04 de abril de 2025; y Res. Ex. N° E-2025-297, de fecha 14/04/2025, emitida por la misma autoridad, para los monitoreos de los días 13 y 14 de mayo de 2025. En el Anexo 19 se adjuntan ambas resoluciones.

En la Tabla 5-28 se entrega el detalle de las estaciones evaluadas en la campaña de seguimiento N° 19. Durante el desarrollo de la campaña, las estaciones SA-1 (laguna Saladita, Sistema Peine) y CH-1 (laguna Chaxa, Sistema Soncor) no fueron monitoreadas por indicación de monitores de las comunidades de Peine y Toconao, respectivamente, considerando la presencia de flamencos juveniles en el sector aledaño a las estaciones de muestreo. En las demás estaciones, 11 presentaron una columna de agua evaluable (> 5 cm de profundidad) y 12 no presentaron agua superficial.

En el Anexo 20 se adjunta el registro fotográfico asociado a cada estación de monitoreo, mientras que los informes de laboratorio de parámetros abióticos y bióticos se presentan en el Anexo 18.

Tabla 5-28. Ubicación de los puntos de muestreo (Coordenadas UTM, Datum WGS84 19S) para la caracterización de biota acuática en el Borde Este del Salar de Atacama

Sistema	Estación	Laguna	Este	Norte	Observación
Aguas de Quelana	Q-0	Aguas de Quelana	593.353	7.403.585	Presenta columna de agua <5cm de profundidad
	Q-1		592.556	7.401.179	Presenta columna de agua <5cm de profundidad
	Q-2		592.176	7.406.940	Seco
	Q-3		593.079	7.407.517	Seco
	Q-4		592.948	7.407.289	Presenta columna de agua
	Q-5		592.919	7.408.165	Presenta columna de agua
	Q-6		592.882	7.408.228	Presenta columna de agua
	Q-7		594.149	7.411.865	Seco
	Q-8		592.810	7.411.863	Seco
	Q-9		592.482	7.411.802	Seco
Soncor	PU-1	Puilar	588.187	7.422.739	Presenta columna de agua
	PU-2		587.968	7.422.499	Seco
	PU-3		587.476	7.422.307	Presenta columna de agua
	PU-4		588.591	7.422.392	Seco
	PU-5		588.107	7.422.157	Presenta columna de agua
	BN-1	Barros Negros	585.921	7.418.603	Presenta columna de agua
	BN-2		585.885	7.417.292	Seco

Tabla 5-28. Ubicación de los puntos de muestreo (Coordenadas UTM, Datum WGS84 19S) para la caracterización de biota acuática en el Borde Este del Salar de Atacama

Sistema	Estación	Laguna	Este	Norte	Observación
Peine	BN-3		585.800	7.416.973	Presenta columna de agua
	CH-1	Laguna Chaxa	585.356	7.420.213	No monitoreada por presencia de flamencos
	BM-1	Canal Burro Muerto	584.178	7.424.913	Presenta columna de agua
	PE-1	Laguna Interna	586.442	7.381.893	Sin acceso
	PE-2		586.278	7.382.019	Sin acceso
	PE-3		585.912	7.381.850	Sin acceso
	SA-1	Laguna Saladita	586.814	7.381.285	Sin acceso
	SA-2	Laguna Salada	587.604	7.380.483	Sin acceso

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.1 Medio Abiótico

La Tabla 5-29 muestra los resultados de los parámetros abióticos obtenidos durante el monitoreo N° 19 del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico. Se presentan los valores medidos in situ, de acuerdo con lo establecido en la RCA N° 226/2006, registrados por inspectores ambientales de un laboratorio ETFa (ALS Global). Los parámetros medidos corresponden a temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y salinidad en la columna de agua, y conductividad eléctrica en sedimento. Los promedios de estos parámetros por sector (Soncor, Aguas de Quelana y Peine) se presentan en la Tabla 5-30.

En términos generales, Soncor presentó valores promedio mayores de conductividad eléctrica del agua y salinidad respecto de Aguas de Quelana, mientras que este último sector registró una temperatura promedio más alta. Los valores de pH fueron similares entre ambos sectores, al igual que la concentración de oxígeno disuelto. A continuación, se realiza un análisis en detalle por parámetro. Para más información revisar Anexo 18 del presente documento.

Tabla 5-29. Valor puntual de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025

Sistema	Estación	Temperatura (°C)	pH	CE in situ (mS/cm)	CE sedimento (mS/cm)	Salinidad (g/l)	OD (mg/L)
Aguas de Quelana	Q-0	-	-	-	-	-	-
	Q-1	-	-	-	-	-	-
	Q-2	-	-	-	-	-	-
	Q-3	29,49	7,02	22,8	12,23	38,63	0,27
	Q-4	25,98	8,73	47,5	1,11	15,78	1,98
	Q-5	20,79	7,82	28,0	2,30	12,34	1,76
	Q-6	24,24	8,18	30,2	1,75	13,79	1,56

Tabla 5-29. Valor puntual de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025

Sistema	Estación	Temperatura (°C)	pH	CE in situ (mS/cm)	CE sedimento (mS/cm)	Salinidad (g/l)	OD (mg/L)
	Q-7	-	-	-	-	-	-
	Q-8	-	-	-	-	-	-
	Q-9	-	-	-	-	-	-
Soncor	PU-1	16,3	8,03	34,8	2,48	22,67	0,65
	PU-2	-	-	-	-	-	-
	PU-3	22,7	8,56	29,5	1,25	21,37	1,77
	PU-4	-	-	-	-	-	-
	PU-5	-	-	-	-	-	-
	BM-1	6,73	7,93	95,4	9,68	58,72	2,42
	CH-1	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
	BN-1	22,3	7,85	102,8	7,47	55,39	0,32
	BN-2	-	-	-	-	-	-
	BN-3	24,7	7,59	172,6	3,44	70	0,3
Peine	PE-1	30,88	7,17	187,8	11,31	70	2,07
	PE-2	-	-	-	-	-	-
	PE-3	-	-	-	-	-	-
	SA-1	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A	S/A
	SA-2	13,65	8,17	37,3	2,61	23,69	3,92

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-30. Promedios $\pm$ error estándar por sector de los parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de biota acuática durante la campaña del 2025

Sector	Temperatura (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/l)	pH	Conductividad (mS/cm)	Conductividad sedimento (mS/cm)	Salinidad (g/l)
Aguas de Quelana	25,13 $\pm$ 1,81	1,39 $\pm$ 0,38	7,94 $\pm$ 0,36	32,13 $\pm$ 5,36	4,35 $\pm$ 2,64	20,14 $\pm$ 6,21
Soncor	18,55 $\pm$ 3,27	1,09 $\pm$ 0,43	7,99 $\pm$ 0,16	87,02 $\pm$ 26,15	4,57 $\pm$ 1,33	45,63 $\pm$ 9,94
Peine	22,27 $\pm$ 8,62	3,00 $\pm$ 0,93	7,67 $\pm$ 0,50	112,55 $\pm$ 75,25	6,96 $\pm$ 4,35	46,85 $\pm$ 23,16

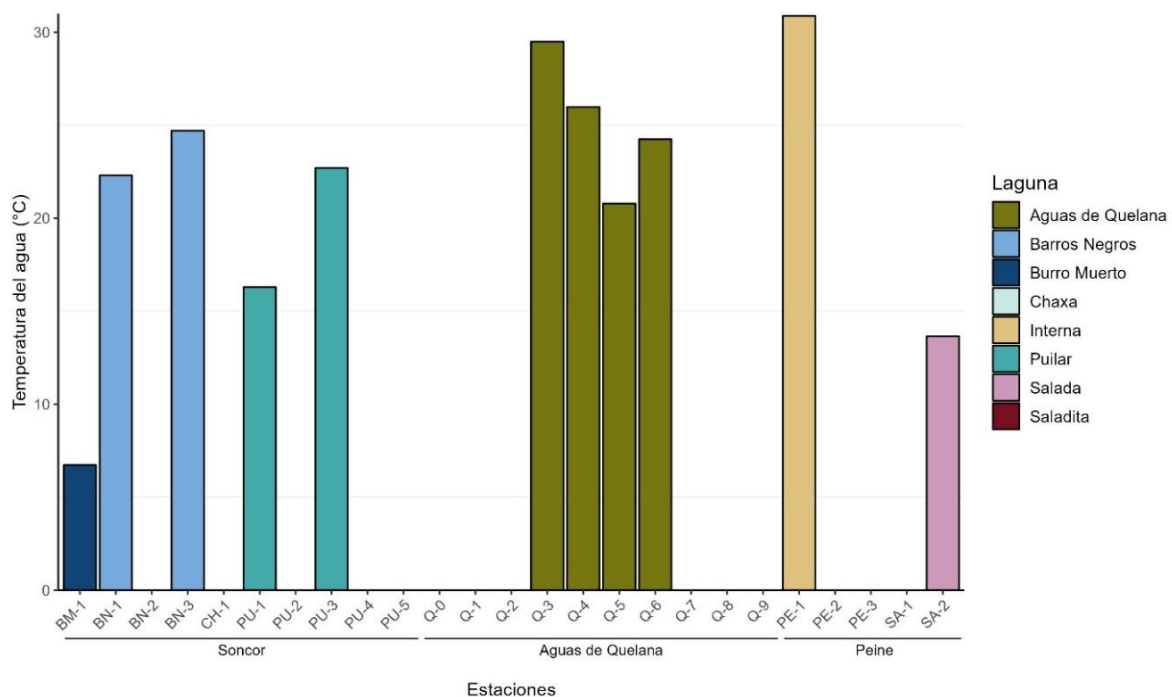
Fuente: geobiota, 2025.

5.3.1.1 Temperatura

Durante la campaña 2025, la temperatura del agua varió entre 6 y 31 °C, aproximadamente, en las estaciones monitoreadas (Figura 5-38). En Soncor, el promedio registrado fue de $18,55 \pm 3,27$ °C, mientras que en Aguas de Quelana se observó un promedio mayor, correspondiente a $25,13 \pm 1,81$ °C. En Peine, el promedio estimado fue de $22,27 \pm 8,62$ °C.

A nivel de estaciones, en Aguas de Quelana se registraron valores de temperatura en las estaciones Q-3, Q-4, Q-5 y Q-6, con mediciones puntuales entre 24,24 °C (Q-6) y 29,49 °C (Q-3). En Soncor, los valores oscilaron entre 6,73 °C en el canal Burro Muerto (BM-1) y 24,7 °C en BN-3 (laguna Barros Negros). En Peine, se registraron 30,88 °C en PE-1 y 13,65 °C en SA-2, correspondiendo al valor máximo y a uno de los valores más bajos observados durante la campaña, respectivamente.

Figura 5-38. Temperatura medida in situ en la columna de agua durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

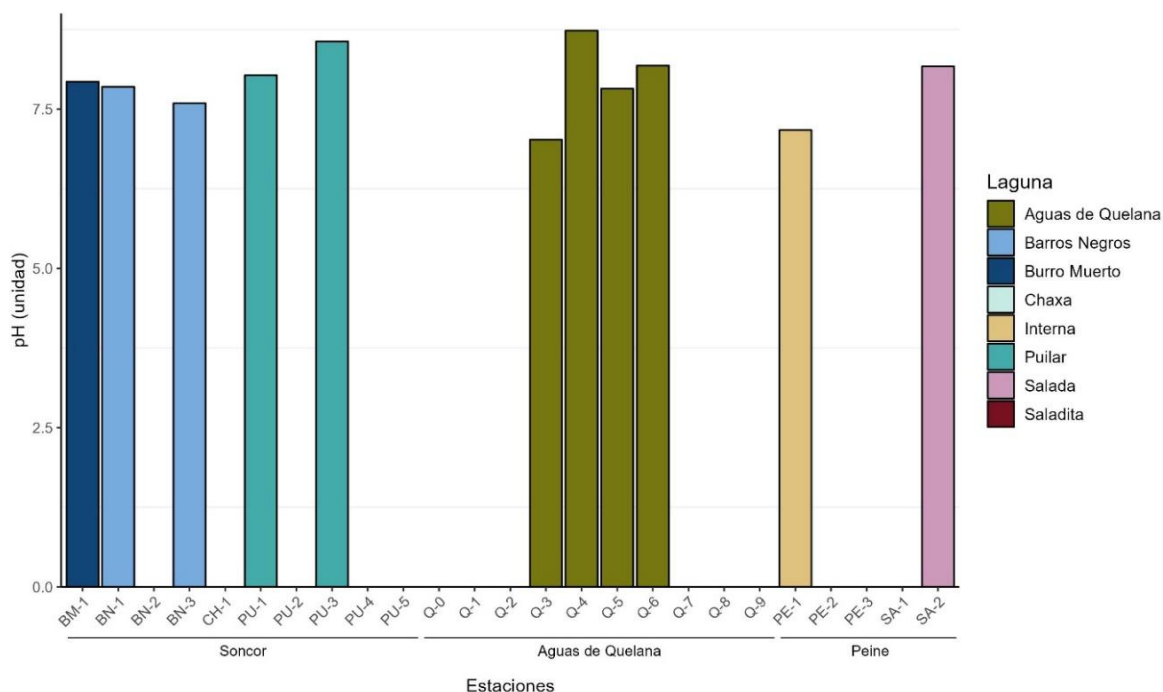
5.3.1.2 pH

El pH del agua registró valores similares entre las estaciones evaluadas (Figura 5-39). En Soncor, el pH promedio fue de $7,99 \pm 0,16$ unidades, mientras que en Aguas de Quelana se registró un promedio de $7,94 \pm 0,36$. En Peine, el promedio estimado fue de $7,67 \pm 0,50$ unidades, manteniéndose dentro del rango neutro a levemente alcalino observado en los demás sistemas.

En Aguas de Quelana, los valores puntuales de pH se registraron en las estaciones Q-3 (7,02), Q-4 (8,73), Q-5 (7,82) y Q-6 (8,18). En Soncor, el pH osciló entre 8,56 en PU-3 y 7,59 en BN-3. En Peine, se registraron

7,17 unidades en PE-1 y 8,17 unidades en SA-2. Tanto el menor como el mayor valor se registraron en estaciones de Aguas de Quelana.

Figura 5-39. pH medido *in situ* en la columna de agua durante la campaña de 2025

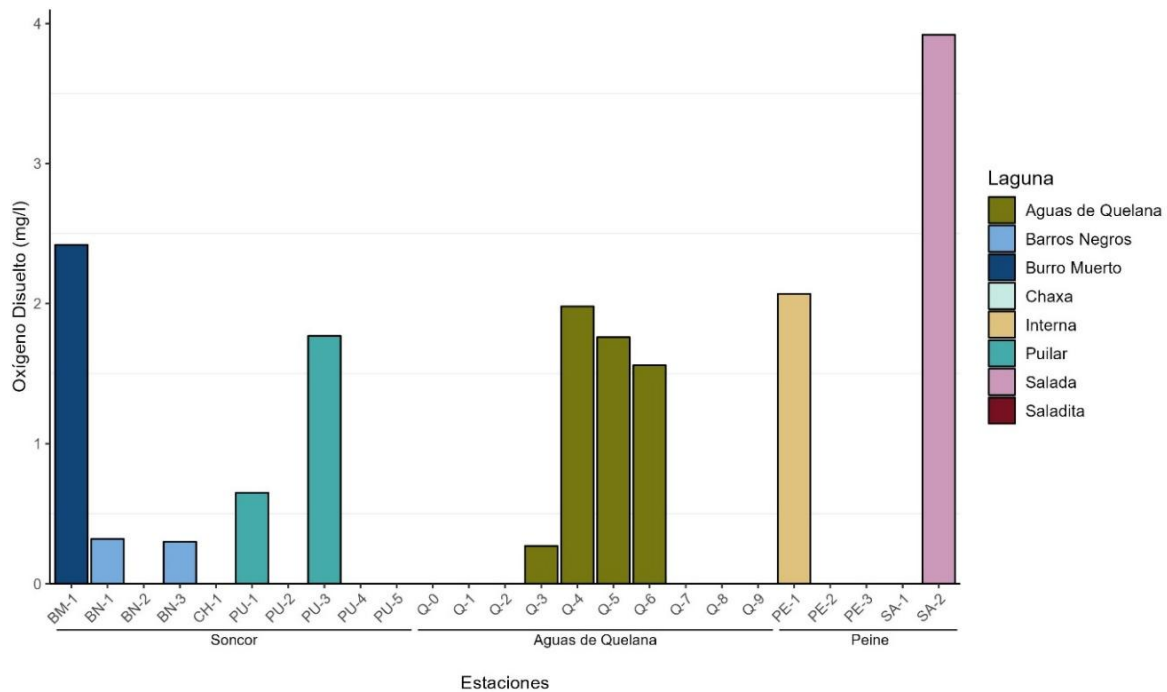


Fuente: geobiota, 2025.

5.3.1.3 Oxígeno disuelto

Los valores de oxígeno disuelto medidos en las estaciones durante la campaña 2025 fueron bajos en todos los sitios de muestreo (Figura 5-40). En Soncor, el promedio fue de $1,09 \pm 0,43$ mg/L, mientras que en Aguas de Quelana se registró un promedio de $1,39 \pm 0,38$ mg/L. En Peine, el promedio fue superior al de los otros sistemas, alcanzando $3,00 \pm 0,93$ mg/L.

A nivel de estaciones, los valores fluctuaron entre 0,27 mg/L (Q-3) y 1,98 mg/L (Q-4) en Aguas de Quelana, y entre 0,30 mg/L (BN-3) y 2,42 mg/L (BM-1) en Soncor. En Peine, se registraron 2,07 mg/L en PE-1 y 3,92 mg/L en SA-2, correspondiendo este último al mayor valor puntual observado durante la campaña.

Figura 5-40. Oxígeno disuelto medido *in situ* en la columna de agua durante la campaña de 2025

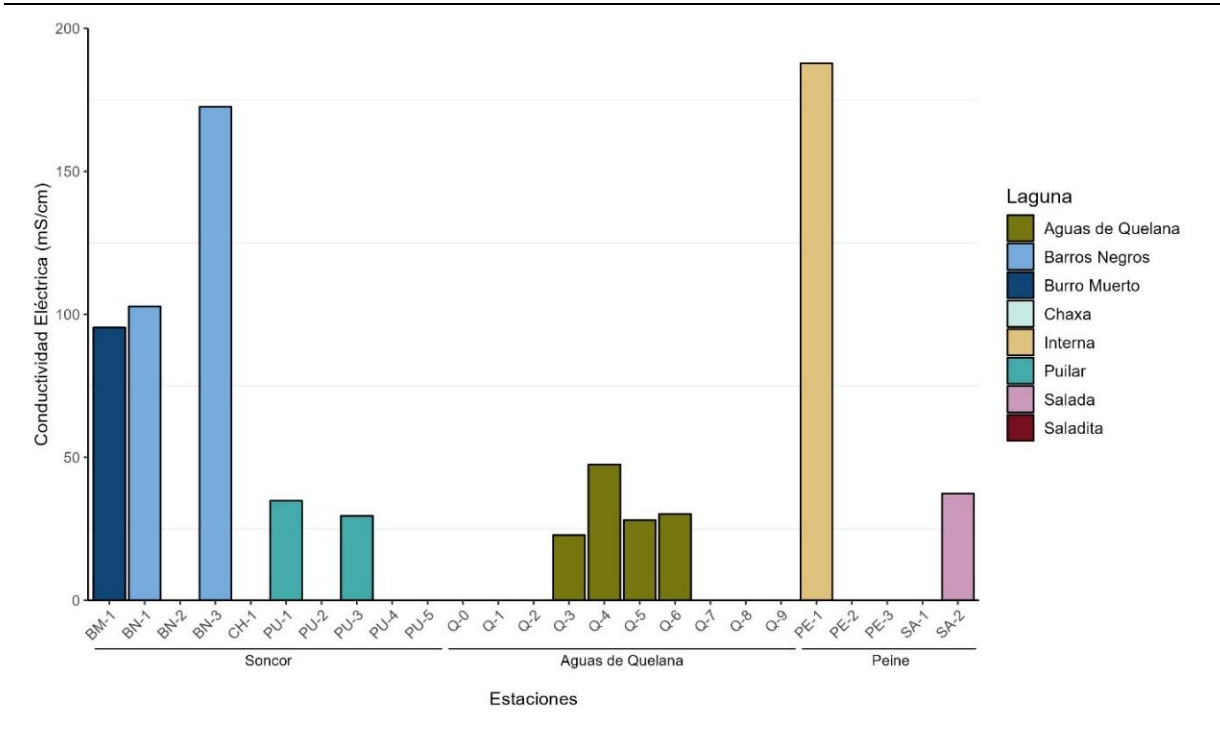
Fuente: geobiota, 2025.

5.3.1.4 Conductividad eléctrica

La conductividad del agua presentó diferencias entre las estaciones monitoreadas durante la campaña de 2025 (Figura 5-41). El promedio más alto se registró en Peine ($112,55 \pm 75,25$ mS/cm), seguido por Soncor ($87,02 \pm 26,15$ mS/cm), mientras que Aguas de Quelana presentó los valores promedio más bajos ($32,13 \pm 5,36$ mS/cm).

A nivel de estaciones, la conductividad eléctrica varió entre 22,8 mS/cm (Q-3) y 187,8 mS/cm en PE-1 (laguna Interna), destacando también valores elevados en BN-3 (172,6 mS/cm) en la laguna Barros Negros. En contraste, estaciones como SA-2 (37,3 mS/cm) en Peine y varias estaciones de Aguas de Quelana presentaron valores menores.

Figura 5-41. Conductividad eléctrica medida *in situ* en la columna de agua durante la campaña de 2025

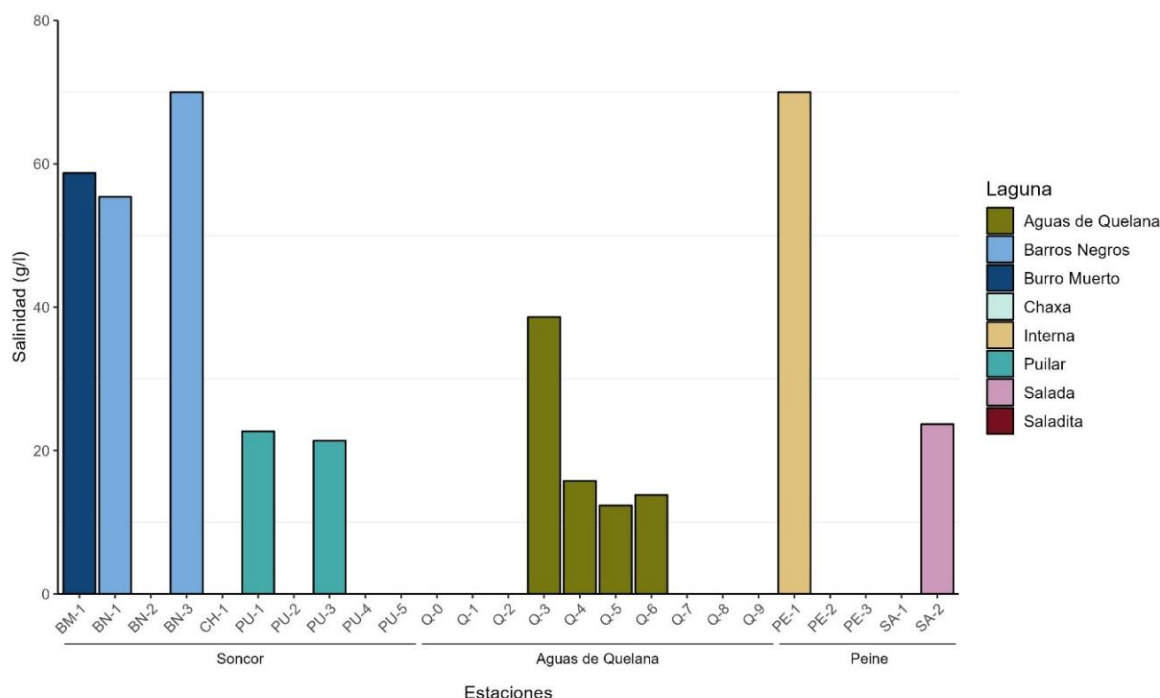


Fuente: geobiota, 2025.

5.3.1.5 Salinidad

La salinidad del agua presentó diferencias entre sectores y entre estaciones (Figura 5-42). El promedio más alto se registró en Peine ($46,85 \pm 23,16$ g/l), seguido por Soncor ($45,63 \pm 9,94$ g/l), mientras que Aguas de Quelana presentó los valores promedio menores ($20,14 \pm 6,21$ g/l).

A nivel de estaciones, la menor salinidad de la campaña se registró en Q-5 (12,34 g/l) en Aguas de Quelana, mientras que los valores máximos se observaron en BN-3 (70 g/l) en la laguna Barros Negros y en PE-1 (70 g/l) en la laguna Interna. La estación SA-2 en la laguna Salada presentó un valor intermedio (23,69 g/l).

Figura 5-42. Salinidad medida *in situ* en la columna de agua durante la campaña de 2025

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2 Medio Biótico

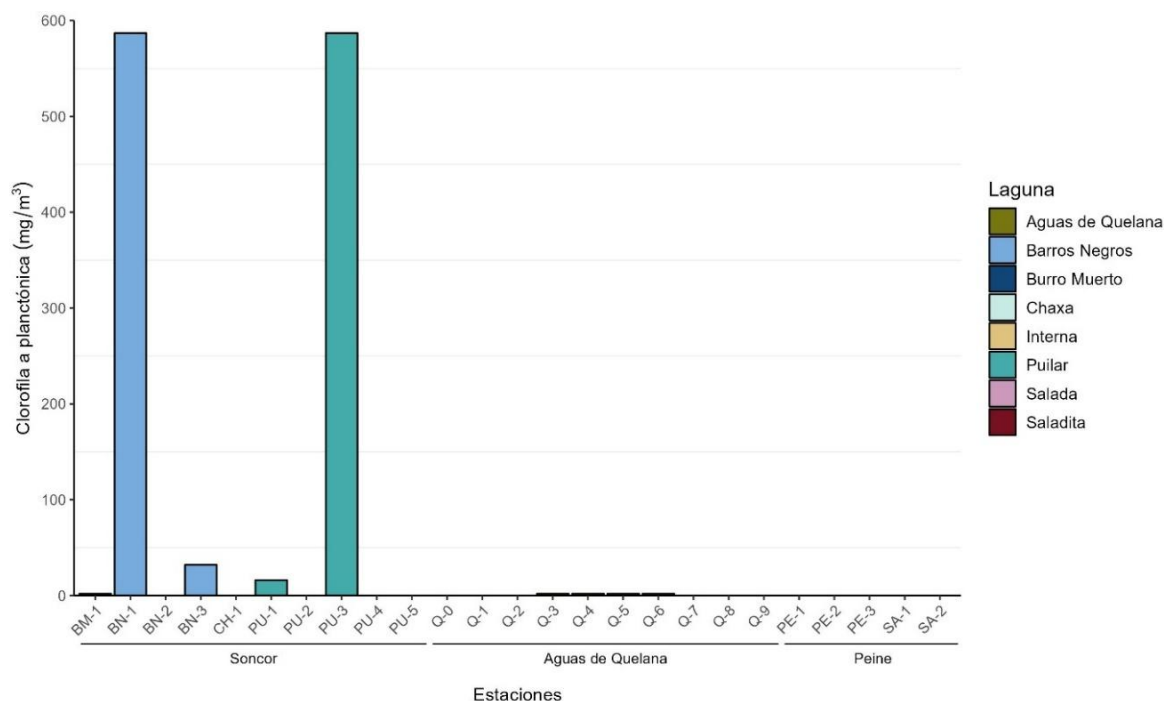
A continuación, se presentan los resultados de la caracterización de los ensambles bióticos obtenidos durante el monitoreo N° 19 del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico. Cabe señalar que las muestras de fitobentos y zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas, debido a que los organismos llegaron al laboratorio en condiciones inadecuadas para su evaluación (organismos muertos). En consecuencia, los resultados asociados a dichas estaciones no se encuentran disponibles. La causa probable de esta situación se asocia a una alteración de la cadena de custodia, posiblemente vinculada a una deficiencia en el proceso de fijación de las muestras.

5.3.2.1 Clorofila - a

Los registros de clorofila-a obtenidos durante la campaña 2025 se presentan en la Figura 5-43. Se registraron valores inferiores al límite de detección analítico (2 mg/m^3) en las estaciones BM-1 (canal Burro Muerto), Q-3, Q-4, Q-5 y Q-6.

En Soncor, en la laguna Puilar, la estación PU-1 presentó una concentración de 16 mg/m^3 , mientras que en PU-3 se registró un valor mayor, de 587 mg/m^3 . Asimismo, en la laguna Barros Negros, la estación BN-1 presentó una concentración de 587 mg/m^3 , mientras que BN-3 registró 32 mg/m^3 .

Figura 5-43. Clorofila-a por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.2 Fitoplancton

5.3.2.2.1 Composición y riqueza

La Tabla 5-31 presenta la composición taxonómica del ensamble de fitoplancton (microalgas planctónicas) identificado durante la campaña 2025, evidenciando una dominancia de diatomeas. A nivel de filo, el ensamble estuvo dominado por Ochrophyta, particularmente por organismos pertenecientes a la clase Bacillariophyceae, la cual concentró la mayor proporción de los taxa identificados. Este grupo incluyó representantes de órdenes tales como *Achnanthales*, *Bacillariales*, *Cymbellales*, *Fragilariales*, *Naviculales*, *Rhopalodiales* y *Surirellales*, con numerosos géneros y especies asociadas. Entre los géneros registrados se incluyen *Achnanthes*, *Achnanthidium*, *Haloroundia*, *Planothidium*, *Cocconeis*, *Denticula*, *Nitzschia*, *Tryblionella*, *Cymbella*, *Encyonema*, *Gomphonema*, *Fragilaria*, *Mastogloia*, *Amphipleura*, *Halamphora*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Scolioleura*, *Craticula*, *Epithemia*, *Rhopalodia*, *Entomoneis*, *Campylodiscus*, *Cymatopleura* y *Surirella*, entre otros, destacando además la presencia de especies características de ambientes salinos, como *Brachysira atacamae* y *Navicula salinicola*.

Se identificaron además taxa correspondientes al filo Chlorophyta, representado por las clases Zygnematophyceae y Chlorophyceae. Dentro de este grupo se registraron géneros como *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Chlamydomonas* y *Ankistrodesmus*. Asimismo, se registró la presencia de Cyanobacteria, representada por la clase Cyanophyceae, con géneros como *Merismopedia* y *Oscillatoria*, pertenecientes a los órdenes Chroococcales y Oscillatoriales, respectivamente (Tabla 5-31).

Tabla 5-31. Taxonomía del ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025

Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Charophyta	Zygnematomyceae	Spirogyrales	Spirogyraceae	Spirogyra	<i>Spirogyra sp.</i>
Charophyta	Zygnematomyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	Mougeotia	Mougeotia sp
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadales	Chlamydomonas	Chlamydomonas sp
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	Ankistrodesmus	Ankistrodesmus sp
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Microcystaceae	Merismopedia	Merismopedia sp
Cyanobacteriophyta	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	Oscillatoria sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	Achnanthes	Achnanthes brevipes
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	Achnantheidium	Achnantheidium sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	Haloroundia	Haloroundia speciosa
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthesiaceae	Planorhynchium	Planorhynchium sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Cocconeidaceae	Cocconeis	Cocconeis sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	Denticula	Denticula sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	Denticula	Denticula valida
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	Nitzschia	Nitzschia sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	Tryblionella	Tryblionella sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Cymbellaceae	Cymbella	Cymbella sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Encyonemataceae	Encyonema	Encyonema sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Gomphonemataceae	Gomphonema	Gomphonema sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	Diatoma	Diatoma sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	Fragilaria	Fragilaria sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Mastogloiales	Mastogloiaceae	Mastogloia	Mastogloia sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	Amphipleura	Amphipleura sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	Halamphora	Halamphora acutiuscula
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	Halamphora	Halamphora sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Brachysiraceae	Brachysira	Brachysira atacamae
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	Navicula	Navicula salinicola
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	Navicula	Navicula sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pinnulariaceae	Pinnularia	Pinnularia sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Scoliotropidaceae	Scolioleura	Scolioleura peisonis
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Stauroneidaceae	Craticula	Craticula sp

Tabla 5-31. Taxonomía del ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025

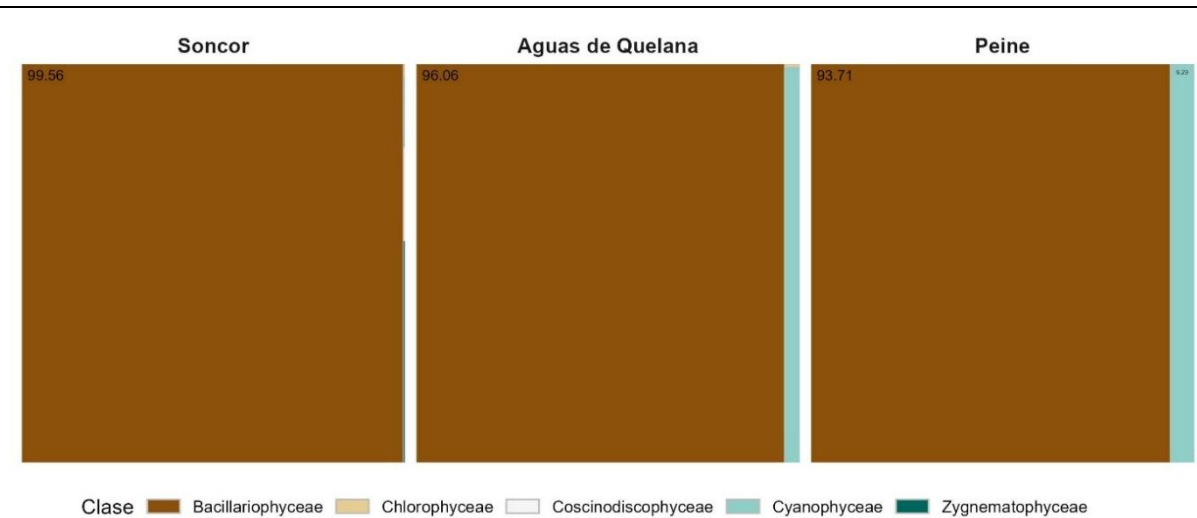
Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	Epithemia	Epithemia sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	Rhopalodia	Rhopalodia sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Entomoneidaceae	Entomoneis	Entomoneis sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	Campylodiscus	Campylodiscus sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	Cymatopleura	Cymatopleura sp
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	Surirella	Surirella sella
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosphaerales	Catenulaceae	Amphora	Amphora sp
Ochrophyta	Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae	Melosira	Melosira sp

Fuente: geobiota, 2025.

A nivel de clase taxonómica, se observa un patrón general de fuerte dominancia de Bacillariophyceae en los tres sectores, con contribuciones secundarias de Cyanophyceae y una representación marginal de otras clases (Figura 5-44). En Soncor, el ensamble estuvo ampliamente dominado por Bacillariophyceae, que concentró el 99,56% del total de individuos registrados. Las demás clases presentaron aportes muy reducidos, destacando Zygnematophyceae con un 0,25%, seguida por Coscinodiscophyceae (0,10%), Cyanophyceae (0,08%) y Chlorophyceae (0,01%).

En conjunto, estas clases representaron menos del 0,5% de la abundancia total del sector. En Aguas de Quelana, la estructura del ensamble mostró igualmente un claro predominio de Bacillariophyceae, con un 96,06% del total. En este sector, Cyanophyceae alcanzó una mayor participación relativa en comparación con Soncor, representando el 3,91%, mientras que Chlorophyceae presentó una contribución marginal, inferior al 0,04% del total registrado. En Peine, el patrón fue consistente con los otros sistemas, con Bacillariophyceae representando el 93,71% del total de individuos. No obstante, en este sector la contribución relativa de Cyanophyceae fue mayor, alcanzando el 6,29%, sin registrarse otras clases fitoplanctónicas relevantes en términos de abundancia.

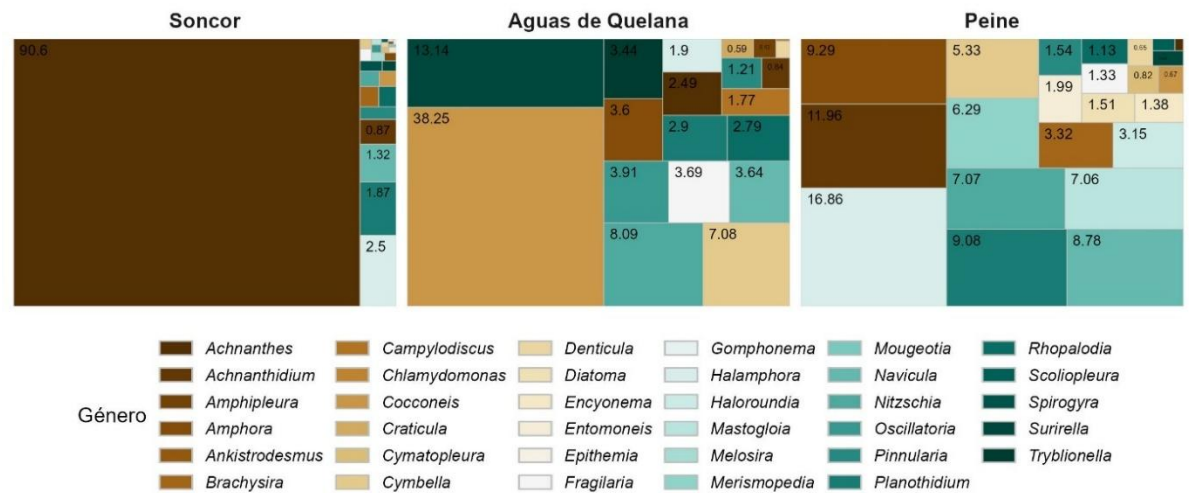
Figura 5-44. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

A partir de la composición a nivel de género del ensamble de fitoplancton por sector, se observa una dominancia de un solo género en Soncor, contrastando con Aguas de Quelana y Peine, donde la abundancia se distribuye entre varios géneros (Figura 5-45). En Soncor, el ensamble estuvo fuertemente dominado por el género *Achnanthes*, que concentró el 90,60% del total de individuos registrados. El resto de los géneros presentó contribuciones individuales inferiores al 3%, destacando *Halamphora* (2,50%), *Planothidium* (1,87%) y *Navicula* (1,32%). En Aguas de Quelana, la estructura del ensamble fue más diversa taxonómicamente, aunque igualmente dominada por diatomeas. El género *Cocconeis* fue el más abundante, representando el 38,25% del total, seguido por *Surirella* (13,14%), *Nitzschia* (8,09%) y *Cymbella* (7,08%). Otros géneros como *Oscillatoria*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Amphora* y *Tryblionella* presentaron contribuciones individuales cercanas al 3%, configurando un ensamble con una distribución más repartida entre varios taxa dominantes secundarios. En Peine, el género más abundante fue *Halamphora*, con un 16,86% del total, seguido por *Achnantheidium* (11,96%), *Amphora* (9,29%), *Planothidium* (9,08%) y *Navicula* (8,78%). Asimismo, *Nitzschia*, *Mastogloia* y *Merismopedia* mostraron aportes cercanos al 7%, mientras que el resto de los géneros presentó contribuciones individuales menores al 5%.

Figura 5-45. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



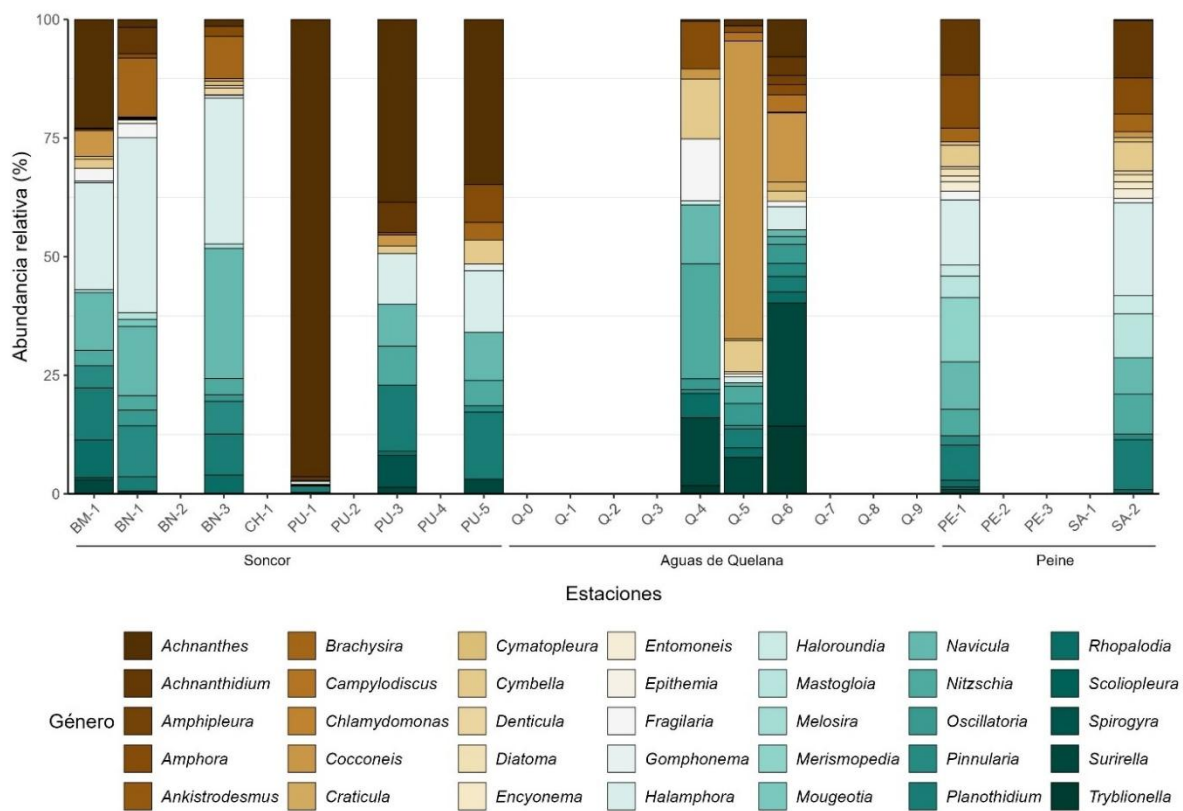
Fuente: geobiota, 2025.

A partir de la composición a nivel de género por estación, se evidencian diferencias entre estaciones, aunque manteniendo la dominancia general de diatomeas (Figura 5-45). En Soncor, se observó variabilidad entre estaciones, aunque con una tendencia recurrente a la dominancia de *Achnanthes* en varios sitios. En PU-1, este género fue dominante, representando el 96,4% del total de individuos. En BM-1, en cambio, la abundancia estuvo más repartida entre *Achnanthes* (22,9%), *Halamphora* (22,5%), *Navicula* y *Planothidium*. Las estaciones BN-1 y BN-3, ambas ubicadas en la laguna Barros Negros, presentaron una dominancia de *Halamphora* y *Navicula*, con aportes de *Brachysira*, *Pinnularia* y *Planothidium*, mientras que PU-3 y PU-5 (laguna Puilar) presentaron nuevamente a *Achnanthes* como género dominante, aunque con una distribución más equilibrada respecto de otros géneros acompañantes.

En el sector Aguas de Quelana, se observó heterogeneidad entre estaciones. En la estación Q-4, el ensamble estuvo dominado por *Nitzschia* (24,3%), seguida por *Surirella*, *Fragilaria*, *Cymbella* y *Navicula*, todas con contribuciones cercanas al 12-14 %, configurando un ensamble relativamente equilibrado entre varios géneros dominantes. La estación Q-5 presentó una alta dominancia de *Cocconeis*, que concentró el 62,8% del total de individuos, mientras que el resto de los géneros presentó abundancias menores, destacando *Surirella*, *Cymbella*, *Oscillatoria* y *Planothidium* con porcentajes individuales inferiores al 8%. Por su parte, en la estación Q-6 se identificó una estructura más distribuida, con *Surirella* (26,0%), *Cocconeis* (14,6%) y *Tryblionella* (14,3%) como géneros dominantes, seguidos por *Achnanthes*, *Halamphora* y *Oscillatoria*, reflejando una mayor equitatividad en comparación con Q-5 (Figura 5-46).

En Peine, las estaciones evaluadas presentaron ensambles relativamente similares. En PE-1 (laguna Interna), los géneros *Halamphora* (13,8%), *Merismopedia* (13,5%), *Achnanthidium* (11,7%) y *Amphora* (11,2%) concentraron la mayor proporción de individuos, sin observarse una dominancia extrema de un solo género. De manera similar, en SA-2 destacó *Halamphora* (19,5 %) como el género más abundante, seguido por *Achnanthidium*, *Planothidium*, *Mastogloia* y *Nitzschia*, todos con contribuciones entre 8 y 12 % (Figura 5-46).

Figura 5-46. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

La riqueza del ensamble de fitoplancton presentó diferencias significativas entre los sectores evaluados (ANOVA, $F = 11,31$; $p < 0,01$) (Tabla 5-32). Peine registró los mayores valores promedio de riqueza ($18,67 \pm 0,25$ taxa), seguido por Aguas de Quelana ($14,67 \pm 0,32$ taxa), mientras que Soncor presentó los valores promedio más bajos ($12,17 \pm 0,20$ taxa) (Tabla 5-37, Figura 5-47).

A nivel de estación de muestreo, la riqueza del fitoplancton también mostró diferencias estadísticamente significativas (ANOVA, $F = 19,33$; $p < 0,01$) (Tabla 5-32). En Soncor, las estaciones BM-1, BN-1 y BN-3 presentaron valores de riqueza relativamente similares (entre 13 y 15 taxa), mientras que PU-3 y PU-5 mostraron los valores más bajos de riqueza ($9,33 \pm 0,19$ y $6,33 \pm 0,38$ taxa, respectivamente). En contraste, PU-1 registró una riqueza intermedia ($13,33 \pm 0,69$ taxa). En Aguas de Quelana, Q-6 presentó el valor promedio más alto ($17,67 \pm 0,38$ taxa), seguido por Q-5 ($15 \pm 0,33$ taxa), mientras que Q-4 registró la menor riqueza dentro del sector ($11,33 \pm 0,19$ taxa). En Peine, se registraron valores similares de riqueza en ambas estaciones (PE-1 y SA-2), con promedios cercanos o superiores a 18 taxa siendo significativamente mayores que en las demás estaciones muestreadas (Tabla 5-37, Figura 5-48).

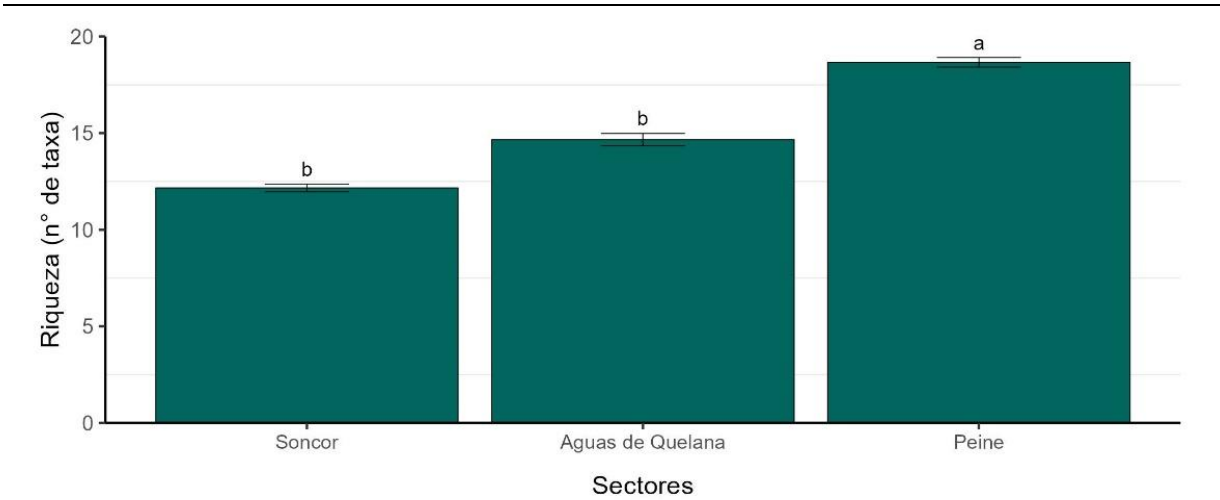
Tabla 5-32. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,29E+03	2,00	11,31	< 0,01
Residuo	4,36E+03	30,00		
Estacion	9,35E+04	10,00	19,33	< 0,01
Residuo	1,06E+04	22,00		

SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.

Fuente: geobiota, 2025.

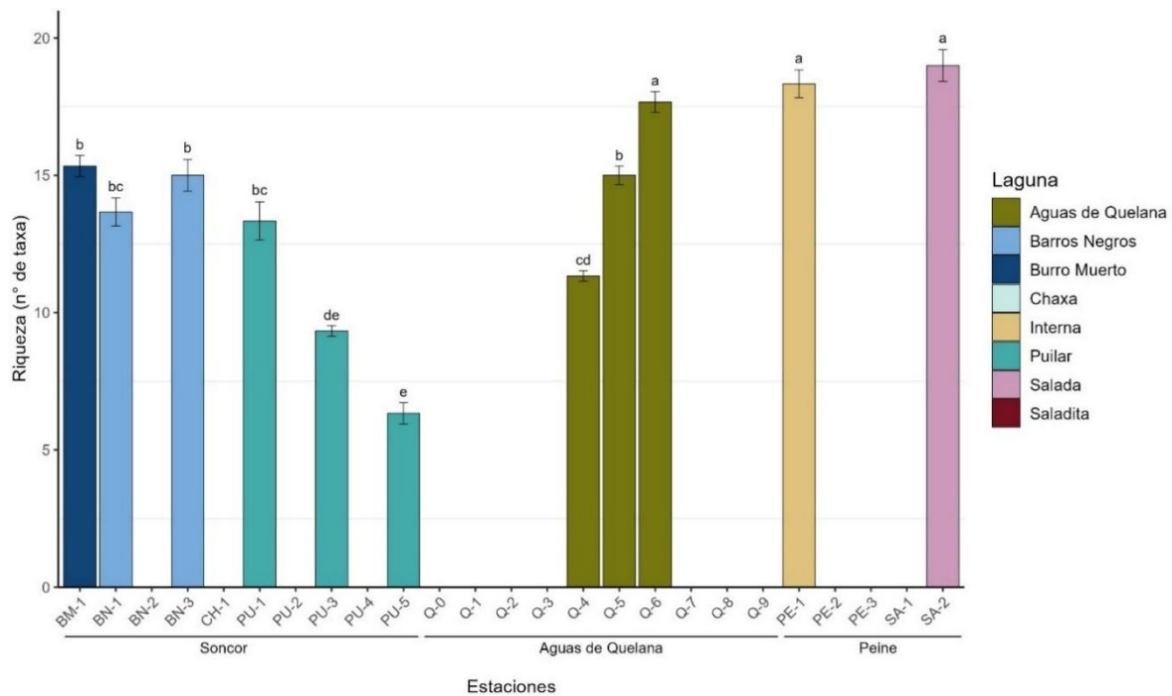
Figura 5-47. Riqueza promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025.



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-48. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.2.2 Abundancia

La abundancia del ensamble de fitoplancton no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los sectores evaluados (ANOVA, $F = 1,25$; $p = 0,30$) (Tabla 5-33). Soncor registró el mayor valor promedio de abundancia ($30.285.042,78 \pm 3.586.184,82$ cel/L), superando ampliamente a Aguas de Quelana ($6.875.972,22 \pm 515.604,40$ cel/L) y a Peine, que presentó los valores más bajos de abundancia ($58.340 \pm 1.493,10$ cel/L) (Tabla 5-37, Figura 5-49).

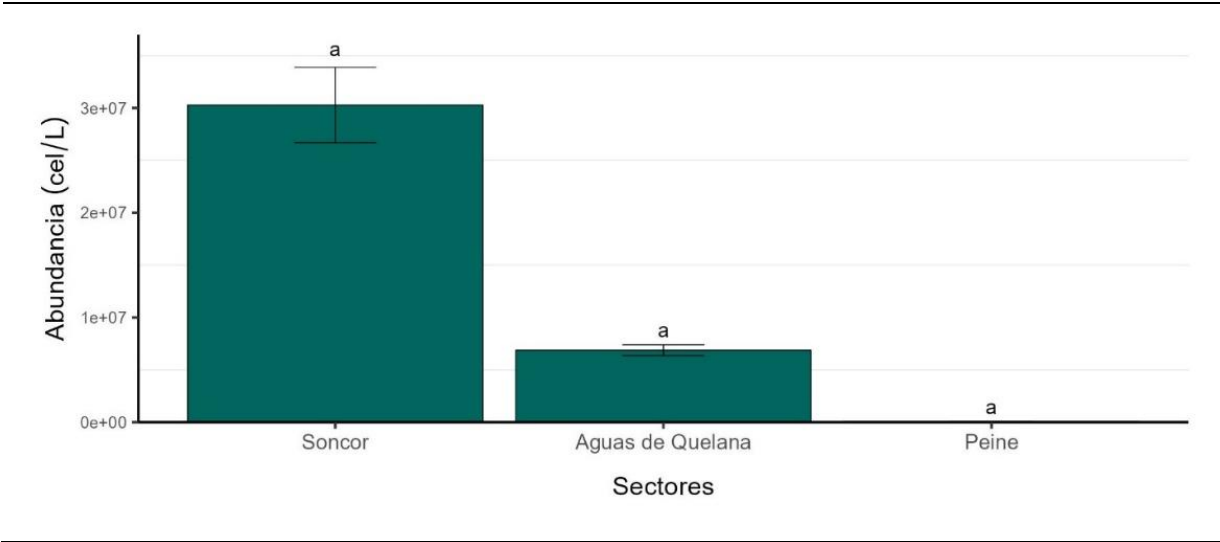
A nivel de estación de muestreo, se identificaron diferencias significativas (ANOVA, $F = 68,90$; $p < 0,01$) en la abundancia del fitoplancton (Tabla 5-33). En Soncor, la estación PU-1, en laguna Puillar, destacó por registrar valores de abundancia excepcionalmente altos ($169.046.646,67 \pm 8.955.853,83$ cel/L), superiores al resto de las estaciones del sector. En contraste, PU-3 y PU-5 presentaron las menores abundancias ($724.263,33 \pm 98.839,50$ y $296.560 \pm 50.282,14$ cel/L, respectivamente), mientras que BM-1, BN-1 y BN-3 mostraron valores intermedios, del orden de 2,7 a 5,2 millones de cel/L. En Aguas de Quelana, la estación Q-5 registró el mayor valor promedio de abundancia ($11.380.246,67 \pm 2.067.006,07$ cel/L), seguida por Q-4 ($4.856.886,67 \pm 333.080,84$ cel/L) y Q-6 ($4.390.783,33 \pm 311.192,67$ cel/L). En Peine, ambas estaciones (PE-1 y SA-2) presentaron abundancias significativamente menores, con valores promedio del orden de $5,4 \times 10^4$ a $6,3 \times 10^4$ cel/L (Tabla 5-37, Figura 5-50).

Tabla 5-33. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	1,90E+32	2,00	1,25	0,30
Residuo	2,27E+33	30,00		
Estacion	32,035	10,00	68,90	< 0,01
Residuo	1,02E+00	22,00		

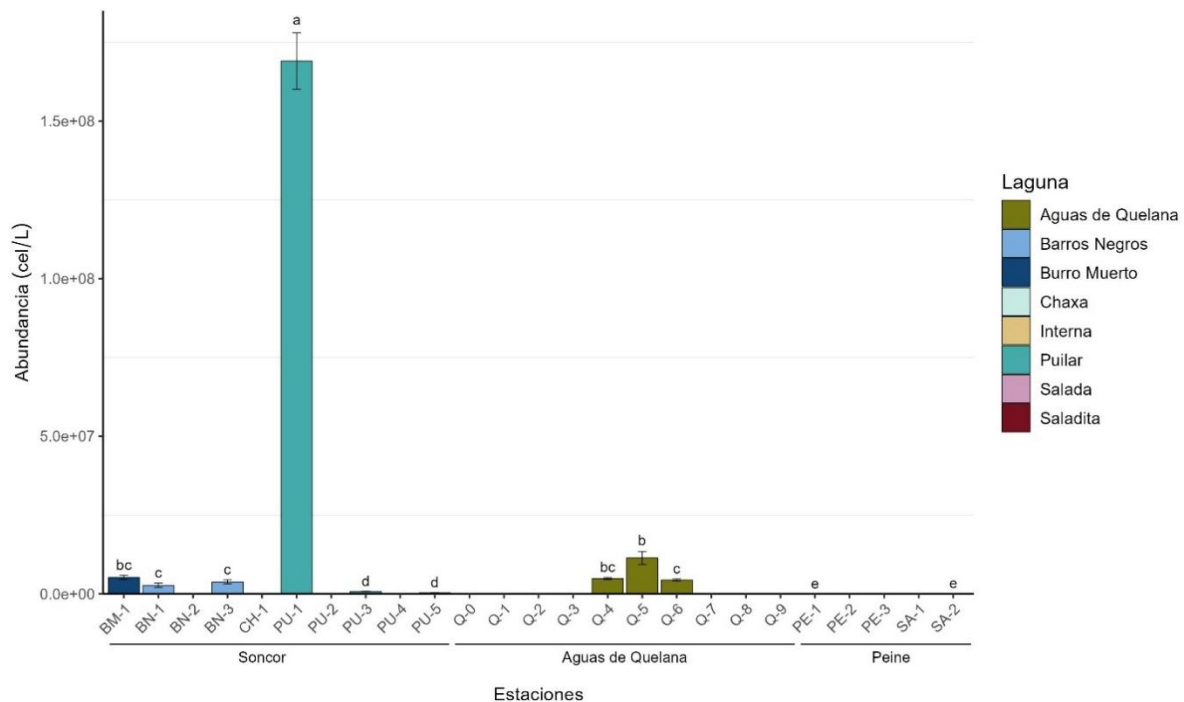
SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.
Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-49. Abundancia promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.
Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-50. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.2.3 Diversidad

No se identificaron diferencias significativas en la diversidad de Shannon del ensamble de fitoplancton entre sectores (ANOVA, $F = 3,31$; $p = 0,05$) (Tabla 5-34). Peine presentó el mayor valor promedio de diversidad ($2,47 \pm 0,02$), seguido por Aguas de Quelana ($1,92 \pm 0,05$), mientras que Soncor registró el valor promedio más bajo ($1,60 \pm 0,04$) (Tabla 5-37, Figura 5-51).

A nivel de estación de muestreo, la diversidad de Shannon presentó diferencias significativas (ANOVA, $F = 40,06$; $p < 0,01$) (Tabla 5-34). En Soncor, las estaciones BM-1, BN-1 y BN-3 registraron valores de diversidad mayores (entre $1,89 \pm 0,04$ y $2,06 \pm 0,05$), mientras que PU-3 y PU-5 presentaron valores intermedios ($1,80 \pm 0,03$ y $1,60 \pm 0,03$, respectivamente). En contraste, la estación PU-1 destacó por un valor de diversidad inferior ($0,21 \pm 0,01$), asociado a una fuerte dominancia de un número reducido de taxa (Figura 5-46). En Aguas de Quelana, la mayor diversidad se registró en Q-6 ($2,26 \pm 0,02$), seguida por Q-4 ($1,94 \pm 0,03$), mientras que Q-5 presentó un valor menor ($1,57 \pm 0,21$). En Peine, ambas estaciones (PE-1 y SA-2) mostraron valores similares de diversidad, con promedios de $2,48 \pm 0,05$ y $2,45 \pm 0,01$, respectivamente (Tabla 5-37, Figura 5-52).

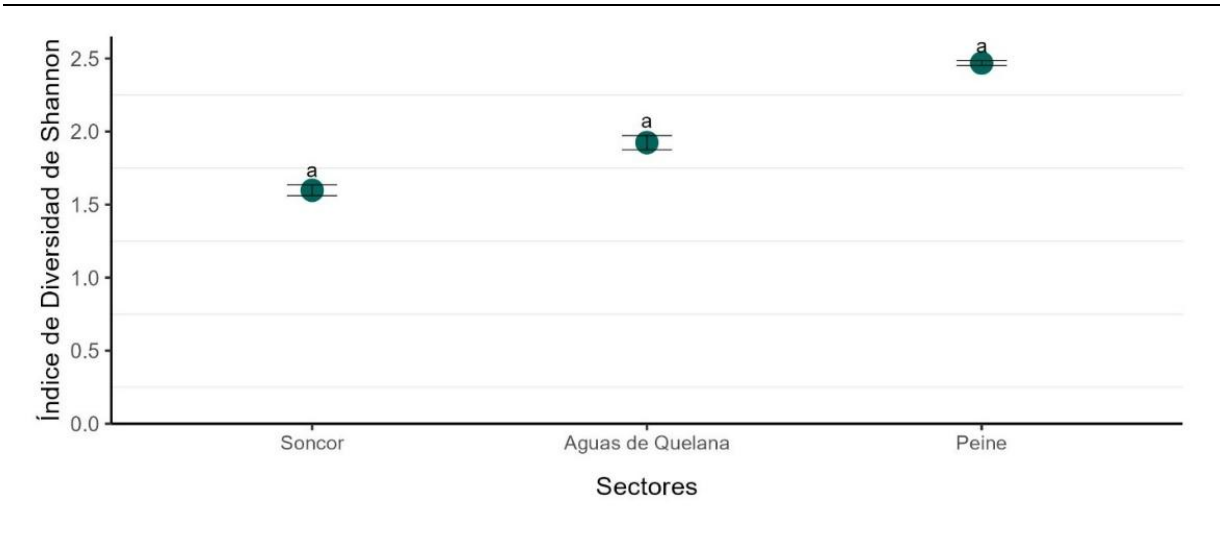
Tabla 5-34. Resultados de los análisis de varianza para la diversidad de Shannon del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,64E-04	2,00	3,31	0,05
Residuo	1,65E-03	30,00		
Estacion	2,19E-01	10,00	40,06	< 0,01
Residuo	1,21E-02	22,00		

SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.

Fuente: geobiota, 2025.

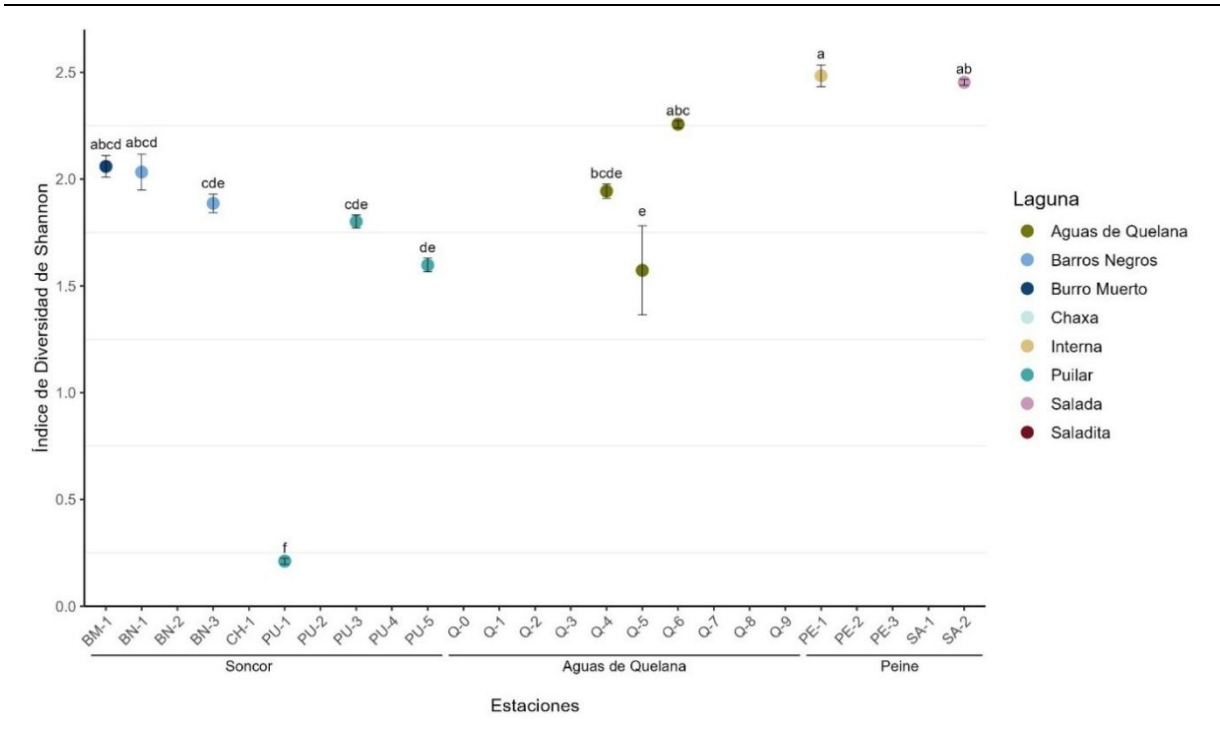
Figura 5-51. Diversidad de Shannon promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-52. Diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

La dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton no presentó diferencias estadísticamente significativas entre sectores (ANOVA, $F = 2,79$; $p = 0,08$) (Tabla 5-35). Peine registró el valor promedio más alto de dominancia ($0,89 \pm 0,00$), seguido por Aguas de Quelana ($0,75 \pm 0,02$), mientras que Soncor presentó el valor promedio más bajo ($0,67 \pm 0,02$) (Figura 5-53, Tabla 5-37).

A nivel de estación de muestreo, se estimaron diferencias significativas (ANOVA, $F = 22,84$; $p < 0,01$) en la dominancia de Simpson (Tabla 5-35). En Soncor, las estaciones BM-1, BN-1 y BN-3 presentaron valores de dominancia entre $0,77 \pm 0,01$ y $0,82 \pm 0,01$. En contraste, la estación PU-1 destacó por un valor significativamente menor de dominancia ($0,07 \pm 0,01$), consistente con la dominancia casi absoluta de un único taxón. Las estaciones PU-3 y PU-5 registran valores intermedios ($0,78 \pm 0,01$ y $0,77 \pm 0,01$, respectivamente). En Aguas de Quelana, la dominancia fue mayor en Q-6 ($0,84 \pm 0,01$) y Q-4 ($0,82 \pm 0,01$), mientras que Q-5 presentó un valor inferior ($0,61 \pm 0,08$). En Peine, ambas estaciones (PE-1 y SA-2) mostraron valores similares de dominancia ($0,89 \pm 0,01$ y $0,89 \pm 0,00$, respectivamente) (Figura 5-54, Tabla 5-37).

Tabla 5-35. Resultados de los análisis de varianza para la dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	9,78E-01	2,00	2,79	0,08

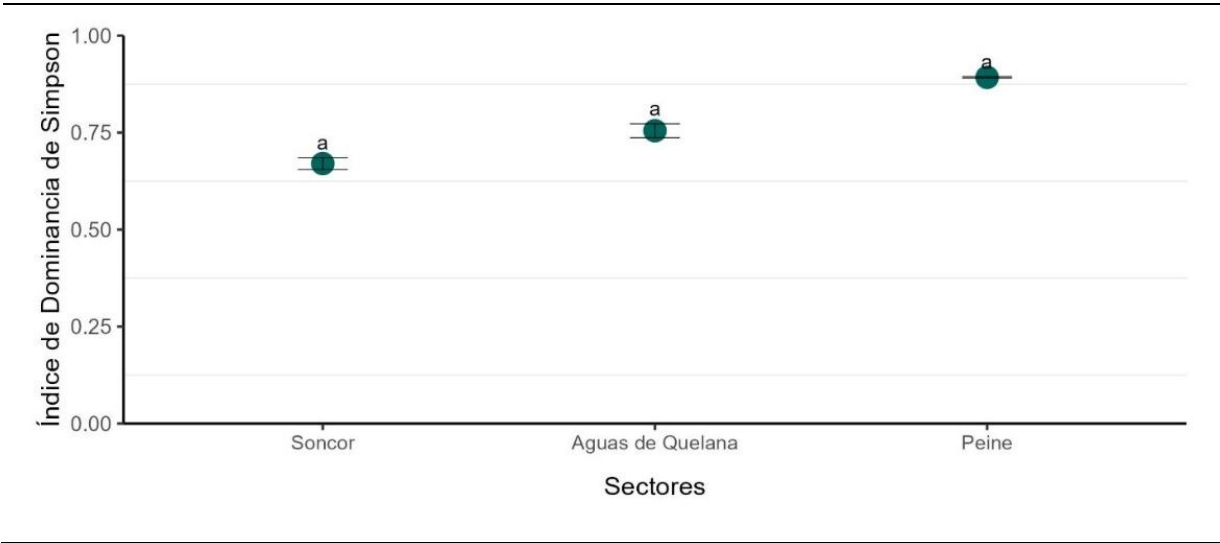
Tabla 5-35. Resultados de los análisis de varianza para la dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Residuo	5,256441	30,00		
Estacion	3,08E+00	10,00	22,84	< 0,01
Residuo	2,97E-01	22,00		

SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.

Fuente: geobiota, 2025.

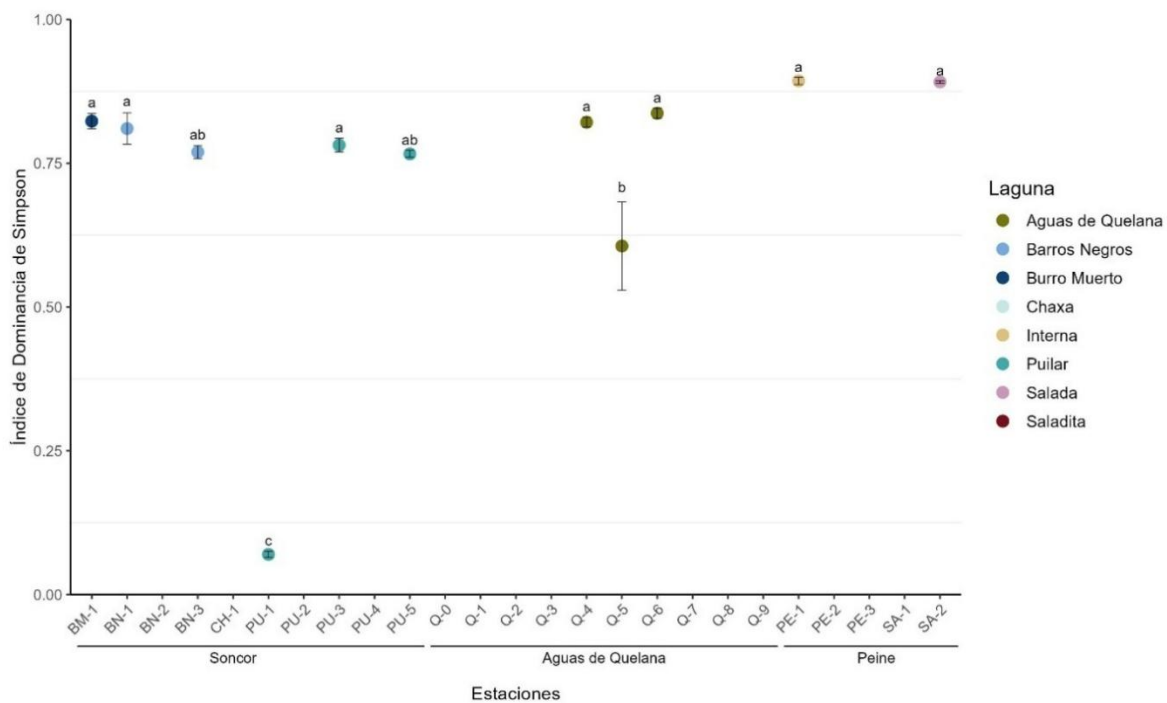
Figura 5-53. Dominancia de Simpson promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-54. Dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

La equitatividad de Pielou del ensamble de fitoplancton no presentó diferencias estadísticamente significativas entre sectores (ANOVA, $F = 1,52$; $p = 0,24$) (Tabla 5-36). Peine presentó el mayor valor promedio de equitatividad ($0,84 \pm 0,01$), seguido por Aguas de Quelana ($0,72 \pm 0,02$), mientras que Soncor registró el valor promedio más bajo ($0,67 \pm 0,02$) (Tabla 5-37, Figura 5-55).

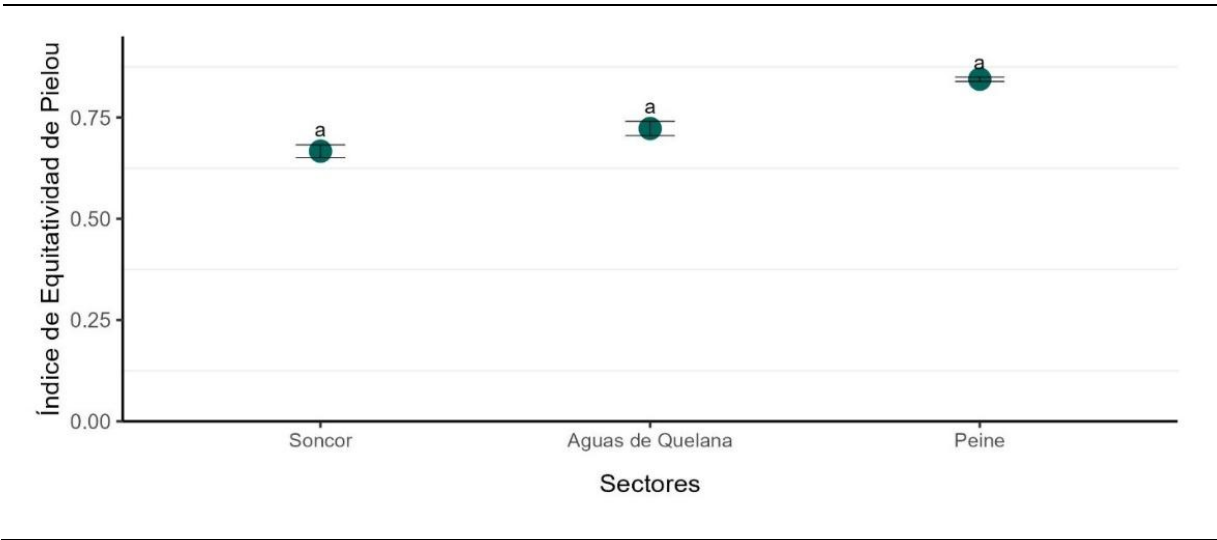
A nivel de estación de muestreo, se identificaron diferencias significativas (ANOVA, $F = 20,57$; $p < 0,01$) en la equitatividad (Tabla 5-36). En Soncor, las estaciones BM-1, BN-1 y BN-3 presentaron valores de equitatividad similares, entre $0,70 \pm 0,02$ y $0,78 \pm 0,04$. En contraste, la estación PU-1 registró un valor significativamente menor de equitatividad ($0,08 \pm 0,00$), consistente con una estructura dominada por un único taxón. En las estaciones PU-3 y PU-5 se estimaron valores de $0,81 \pm 0,02$ y $0,88 \pm 0,03$, respectivamente. En Aguas de Quelana, la equitatividad fue mayor en Q-6 ($0,79 \pm 0,01$) y Q-4 ($0,80 \pm 0,01$), mientras que Q-5 presentó un valor significativamente inferior ($0,58 \pm 0,08$). En Peine, ambas estaciones (PE-1 y SA-2) mostraron valores similares de equitatividad ($0,85 \pm 0,01$ y $0,83 \pm 0,01$, respectivamente), lo que indica una estructura homogénea entre estaciones (Tabla 5-37, Figura 5-56).

Tabla 5-36. Resultados de los análisis de varianza para la equitatividad de Pielou del ensamble de fitoplanc-ton por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	6,23E-01	2,00	1,52	0,24
Residuo	6,165688	30,00		
Estacion	9,97E-01	10,00	20,57	< 0,01
Residuo	1,07E-01	22,00		

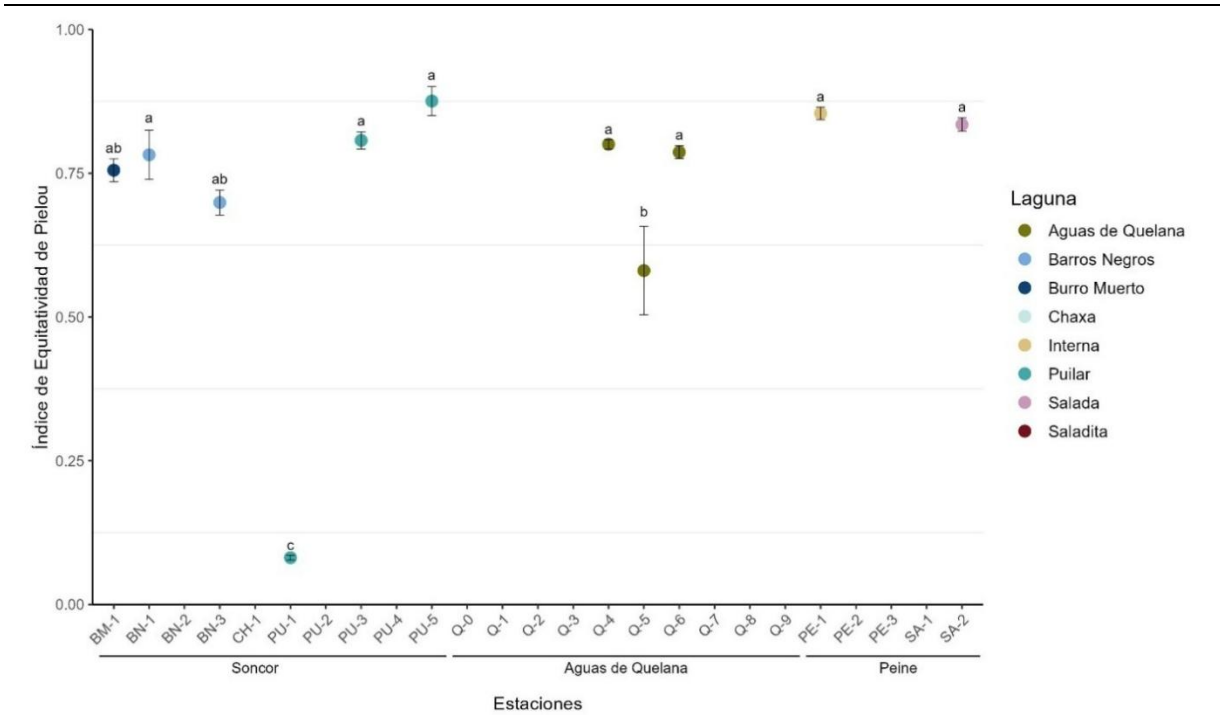
SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.
Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-55. Equitatividad de Pielou promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.
Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-56. Equitatividad de Pielou promedio (± ee) del ensamble de fitoplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-37. Promedio (± ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (cel/L)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Soncor	12,17 ± 0,2	30.285.042,78 ± 3.586.184,82	1,6 ± 0,04	0,67 ± 0,02	0,67 ± 0,02
BM-1	15,33 ± 0,38	5.195.523,33 ± 644.091,26	2,06 ± 0,05	0,82 ± 0,01	0,76 ± 0,02
BN-1	13,67 ± 0,51	2.693.363,33 ± 728.374,46	2,03 ± 0,08	0,81 ± 0,03	0,78 ± 0,04
BN-3	15 ± 0,58	3.753.900 ± 667.960,24	1,89 ± 0,04	0,77 ± 0,01	0,7 ± 0,02
PU-1	13,33 ± 0,69	169.046.646,67 ± 8.955.853,83	0,21 ± 0,01	0,07 ± 0,01	0,08 ± 0
PU-3	9,33 ± 0,19	724.263,33 ± 98.839,5	1,8 ± 0,03	0,78 ± 0,01	0,81 ± 0,02
PU-5	6,33 ± 0,38	296.560 ± 50.282,14	1,6 ± 0,03	0,77 ± 0,01	0,88 ± 0,03
Aguas de Quelana	14,67 ± 0,32	6.875.972,22 ± 515.604,4	1,92 ± 0,05	0,75 ± 0,02	0,72 ± 0,02

Tabla 5-37. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitoplancton durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (cel/L)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Q-4	11,33 $\pm$ 0,19	4.856.886,67 $\pm$ 333.080,84	1,94 $\pm$ 0,03	0,82 $\pm$ 0,01	0,8 $\pm$ 0,01
Q-5	15 $\pm$ 0,33	11.380.246,67 $\pm$ 2.067.006,07	1,57 $\pm$ 0,21	0,61 $\pm$ 0,08	0,58 $\pm$ 0,08
Q-6	17,67 $\pm$ 0,38	4.390.783,33 $\pm$ 311.192,67	2,26 $\pm$ 0,02	0,84 $\pm$ 0,01	0,79 $\pm$ 0,01
Peine	18,67 $\pm$ 0,25	58.340 $\pm$ 1.493,1	2,47 $\pm$ 0,02	0,89 $\pm$ 0	0,84 $\pm$ 0,01
PE-1	18,33 $\pm$ 0,51	54.180 $\pm$ 1.360,3	2,48 $\pm$ 0,05	0,89 $\pm$ 0,01	0,85 $\pm$ 0,01
SA-2	19 $\pm$ 0,58	62.500 $\pm$ 3.830,74	2,45 $\pm$ 0,01	0,89 $\pm$ 0	0,83 $\pm$ 0,01

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.3 Fitobentos

Las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas, debido a que los organismos llegaron al laboratorio en condiciones inadecuadas para su evaluación (organismos muertos). En consecuencia, los resultados asociados a dichas estaciones no se encuentran disponibles. La causa probable de esta situación se asocia a una alteración de la cadena de custodia, posiblemente vinculada a una deficiencia en el proceso de fijación de las muestras.

5.3.2.3.1 Composición y riqueza

La Tabla 5-38 presenta la composición taxonómica del ensamble de fitobentos (microalgas bentónicas) identificado durante la campaña de 2025, evidenciando una dominancia de diatomeas. El ensamble está conformado mayoritariamente por organismos del filo Ochrophyta, clase Bacillariophyceae (diatomeas), representados por múltiples órdenes, entre los que destacan Achnanthes, Naviculales, Cymbellales, Fragilariales y Surirellales, con una amplia representación de familias y géneros tales como *Achnanthes*, *Achnantheidium*, *Planothidium*, *Cocconeis*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Halamphora*, *Gomphonema*, *Cymbella* y *Mastogloia*. Se identificaron además ejemplares del filo Cyanobacteriophyta, representados por el género *Oscillatoria*, y de Chlorophyta, con la presencia de *Chlamydomonas sp.* y *Ankistrodesmus sp.*

Tabla 5-38. Taxonomía del ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025

Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonada-ceae	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Chlamydomonas sp</i>
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus sp</i>
Cyanobacteriophyta	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnantheidiaceae	<i>Achnanthes</i>	<i>Achnanthes brevipes</i>

Tabla 5-38. Taxonomía del ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025

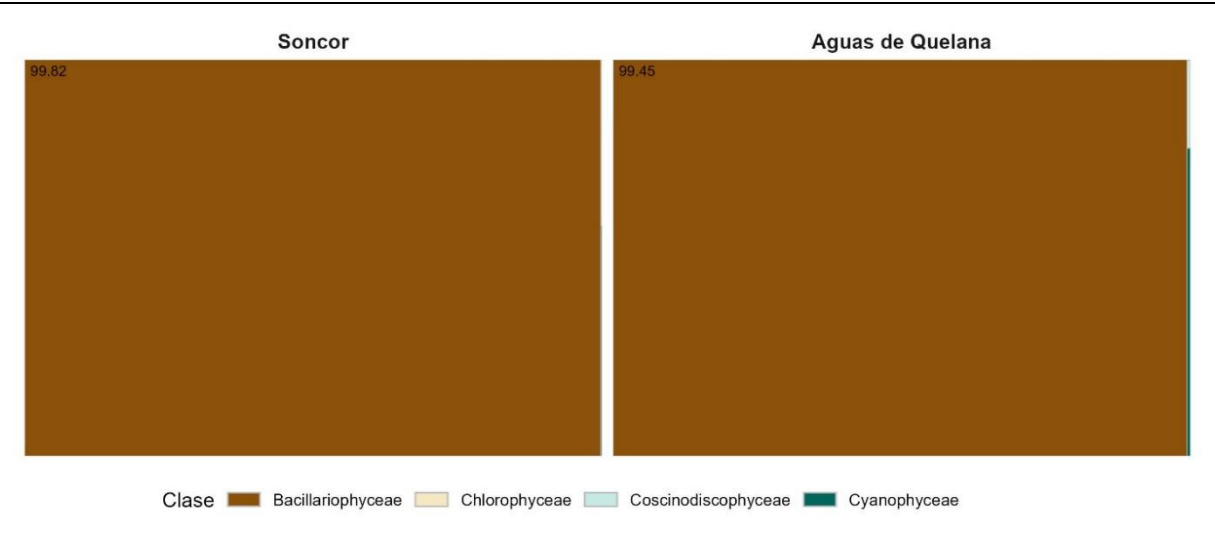
Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium</i>	<i>Achnanthidium sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Achnanthidiaceae	<i>Planothidium</i>	<i>Planothidium sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Achnanthes	Cocconeidae	<i>Cocconeis</i>	<i>Cocconeis sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Denticula</i>	<i>Denticula sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Tryblionella</i>	<i>Tryblionella sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Surirellales	<i>Cymatopleura</i>	<i>Cymatopleura sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Encyonemataceae	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Mastogloiales	Mastogloiaceae	<i>Mastogloia</i>	<i>Mastogloia sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Amphipleura</i>	<i>Amphipleura sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Halamphora</i>	<i>Halamphora sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Brachysiraceae	<i>Brachysira</i>	<i>Brachysira atacamae</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Scoliotropidaceae	<i>Scolioleura</i>	<i>Scolioleura peisonis</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Stauroneidaceae	<i>Craticula</i>	<i>Craticula sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Epithemia</i>	<i>Epithemia sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia</i>	<i>Rhopalodia sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	<i>Campylodiscus</i>	<i>Campylodiscus sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	<i>Cymatopleura</i>	<i>Cymatopleura sp</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i>	<i>Surirella sella</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosiphales	Catenulaceae	<i>Amphora</i>	<i>Amphora sp</i>
Ochrophyta	Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i>	<i>Melosira sp</i>

Fuente: geobiota, 2025.

Se identificó un total de cuatro clases taxonómicas en las estaciones muestreadas, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae y Cyanophyceae (Tabla 5-38, Figura 5-57). Bacillariophyceae (diatomeas)

corresponde a la clase de mayor aporte a la abundancia de las microalgas bentónicas en estos sistemas, con un 99,82% en Soncor y 99,45% en Aguas de Quelana (Figura 5-57).

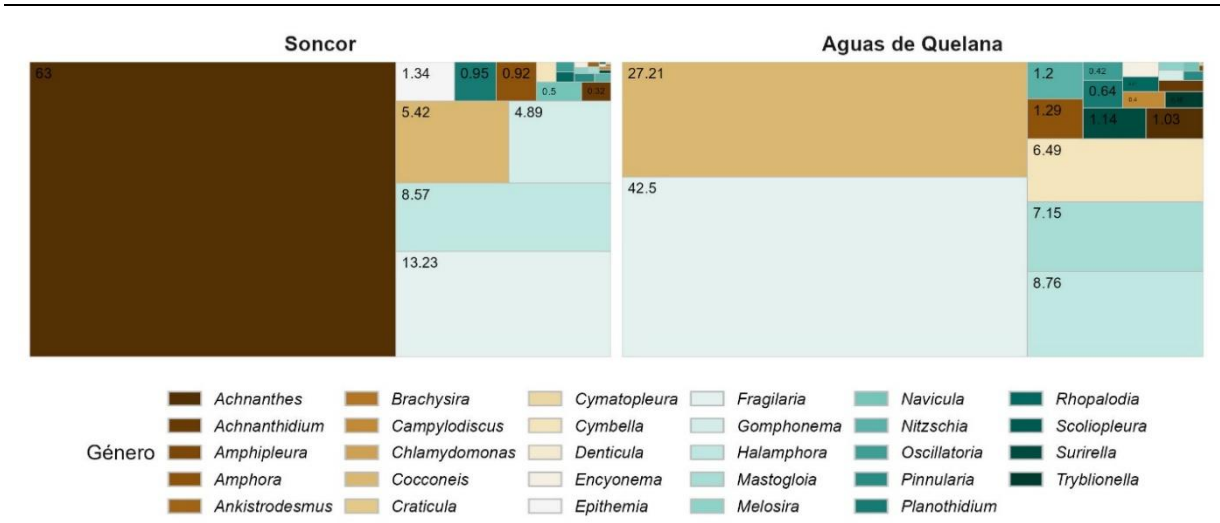
Figura 5-57. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

A nivel de género (Figura 5-58) se observaron diferencias en los aportes a la abundancia entre sectores. En Soncor se registró una dominancia de *Achnanthes* (63%), con contribuciones secundarias de *Fragilaria*, *Halamphora* y *Cocconeis*. En Aguas de Quelana se identificó a *Fragilaria* (42,5%) y *Cocconeis* (27,2%) como los géneros dominantes, concentrando en conjunto cerca del 70 % de la abundancia total, seguidos por *Halamphora*, *Mastogloia* y *Cymbella*. Los demás géneros identificados en ambos sectores presentaron porcentajes individuales menores al 5%.

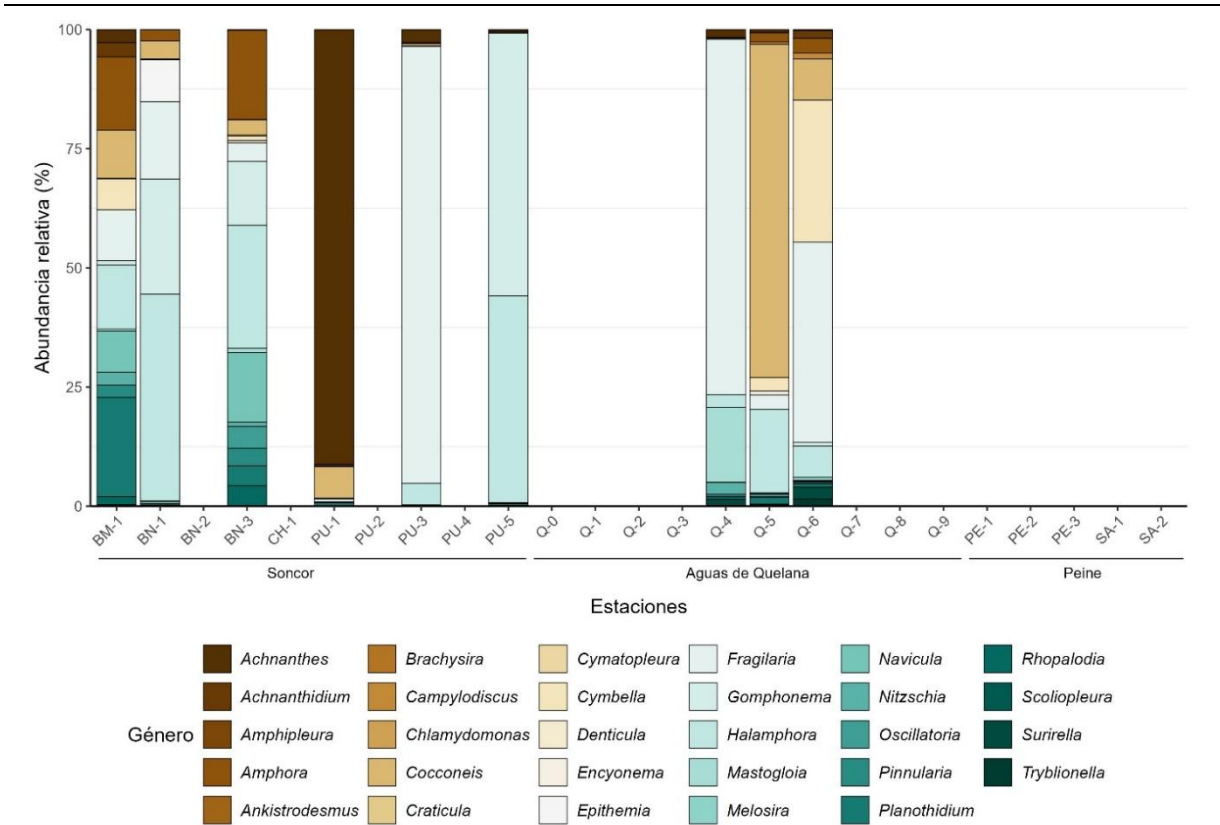
Figura 5-58. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Respecto a los resultados obtenidos a nivel de estación de muestreo (Figura 5-59), se distinguen diferencias en los géneros predominantes entre sitios. En BM-1 (canal Burro Muerto) se observa una distribución relativamente equilibrada entre *Planothidium*, *Amphora* y *Halamphora*. En la laguna Barros Negros predomina *Halamphora* en ambas estaciones, seguido por *Gomphonema* en BN-1 y *Amphora* en BN-3. El ensamble fitobentónico de la laguna Puilar se identificó ampliamente dominado por diatomeas del género *Achnanthes* en PU-1 (91,2%), *Fragilaria* en PU-3 (91,7%) y *Gomphonema* en PU-5 (55,1%). Mientras que, en Aguas de Quelana, predomina *Fragilaria* en Q-4 (74,6%) y Q-6 (42%) y *Cocconeis* en Q-5 (69,9%), acompañados por individuos de *Mastogloia*, *Halamphora* y *Cymbella*.

Figura 5-59. Composición taxonómica, a nivel de género, del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

La riqueza del ensamble de fitobentos durante la campaña 2025 mostró variaciones significativas entre sectores y estaciones de muestreo (Tabla 5-39). A nivel de sector (Figura 5-60, Tabla 5-44), Aguas de Quelana presentó un promedio de riqueza superior ($15,78 \pm 0,17$ taxa) en comparación con Soncor ($12,67 \pm 0,15$ taxa). A nivel de estación de muestreo (Figura 5-61, Tabla 5-44), los valores más altos de riqueza en el sector Soncor se registraron en BN-3 ($15,33 \pm 0,51$ taxa) y BN-1 ($14,67 \pm 0,51$ taxa), mientras que los valores más bajos se observaron en PU-5 ($8,33 \pm 0,19$ taxa) y PU-3 ($11,33 \pm 0,19$ taxa). En el sector Aguas de Quelana, la riqueza alcanzó su valor máximo en Q-6 ($17,33 \pm 0,19$ taxa), seguida por Q-5 ($16 \pm 0,33$ taxa) y Q-4 (14 ± 0 taxa). Estas diferencias fueron respaldadas por los resultados del análisis de varianza, el cual evidenció efectos estadísticamente significativos tanto del sector ($F = 10,61$; $p < 0,01$) como de la estación de muestreo ($F = 15,81$; $p < 0,01$) sobre la riqueza taxonómica del ensamble de fitobentos.

Tabla 5-39. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	77,5004671	1,00	10,61	<0,01
Residuo	182,691036	25,00		

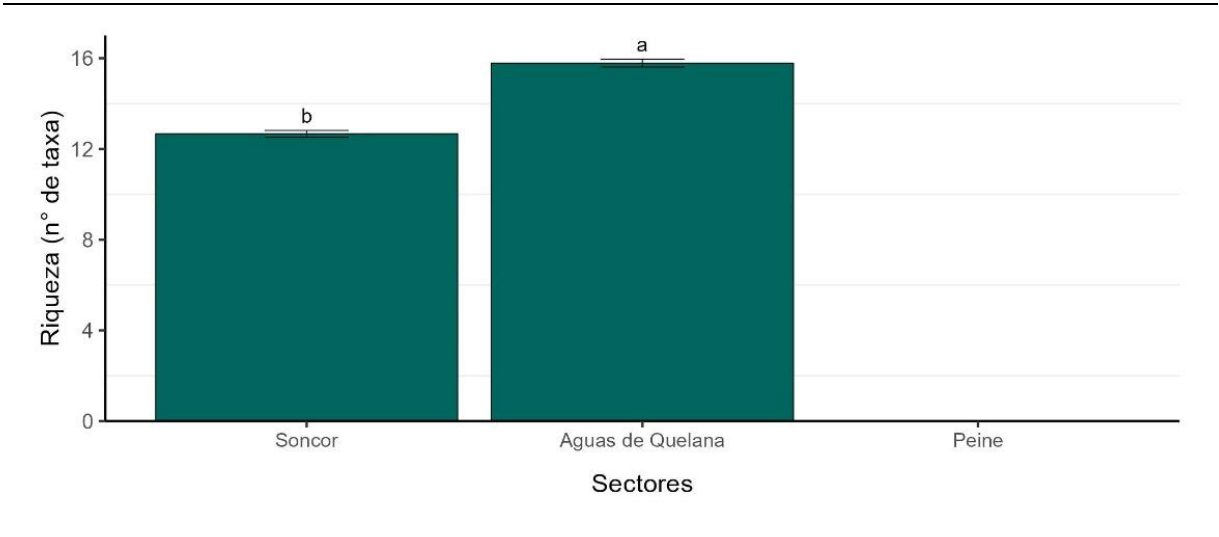
Tabla 5-39. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Estacion	347,56487	8,00	15,81	<0,01
Residuo	49,46488	18,00		

SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.

Fuente: geobiota, 2025.

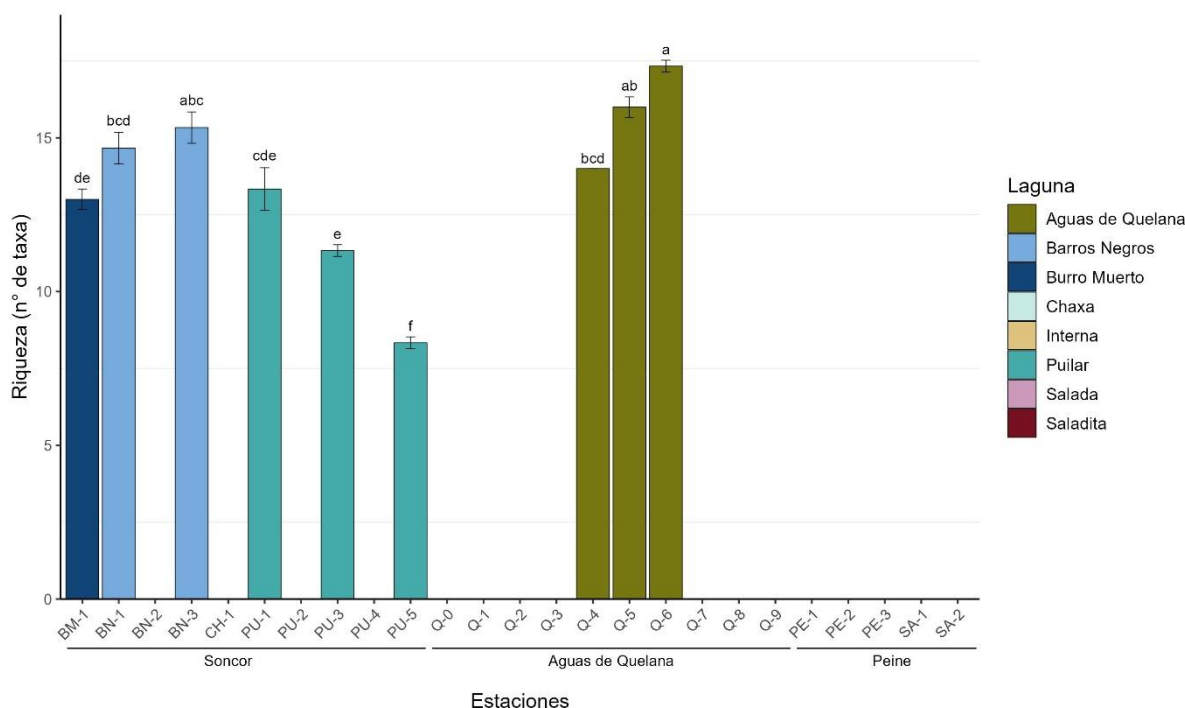
Figura 5-60. Riqueza promedio (± ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-61. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.3.2 Abundancia

La abundancia del ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025 presentó una baja variabilidad entre sectores, pero diferencias entre estaciones de muestreo (Tabla 5-40). A nivel de sector (Figura 5-62, Tabla 5-44), Soncor y Aguas de Quelana mostraron valores promedio de abundancia del mismo orden de magnitud, con $121.458,48 \pm 10\,732,62$ cel/cm³ y $103.724,26 \pm 5\,060,96$ cel/cm³, respectivamente. Sin embargo, a escala de estación se observaron contrastes (Figura 5-63, Tabla 5-44). En el sector Soncor, la estación PU-1 (laguna Puilar) registró la mayor abundancia ($500.457,93 \pm 69\,681,93$ cel/cm³), mientras que BM-1, BN-3 y PU-5 presentaron valores significativamente menores. En Aguas de Quelana, las mayores abundancias se registraron en Q-4 y Q-5, en tanto que Q-6 presentó un valor inferior en comparación con dichas estaciones. Los resultados del análisis de varianza indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia a nivel de sector ($F = 3,66$; $p = 0,07$), mientras que sí se registraron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 24,00$; $p < 0,01$).

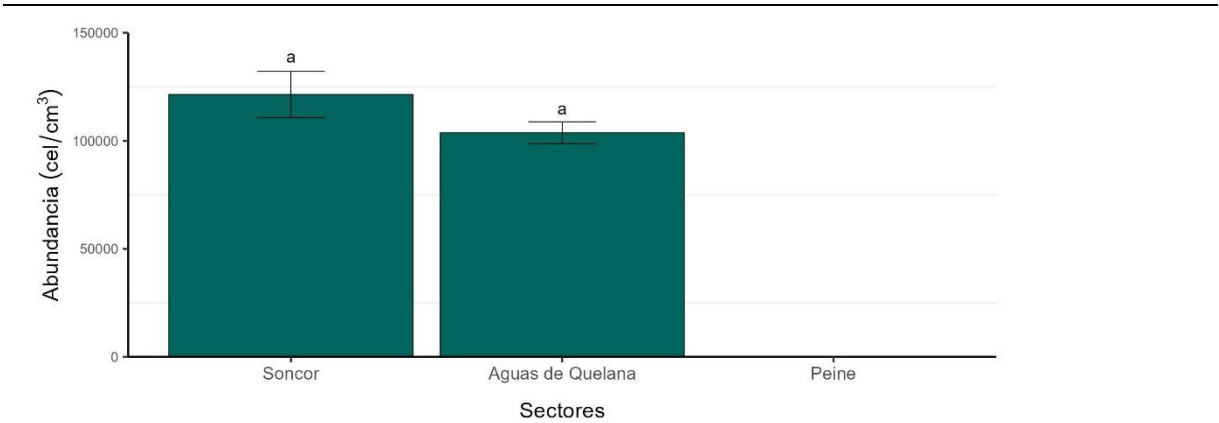
Tabla 5-40. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	1.72E-03	1,00	3,66	0,07
Residuo	1.18E-02	25,00		
Estacion	0.02261	8,00	24,00	<0,01
Residuo	0.00212	18,00		

SC: Suma de cuadrados, Gl: grados de libertad.

Fuente: geobiota, 2025.

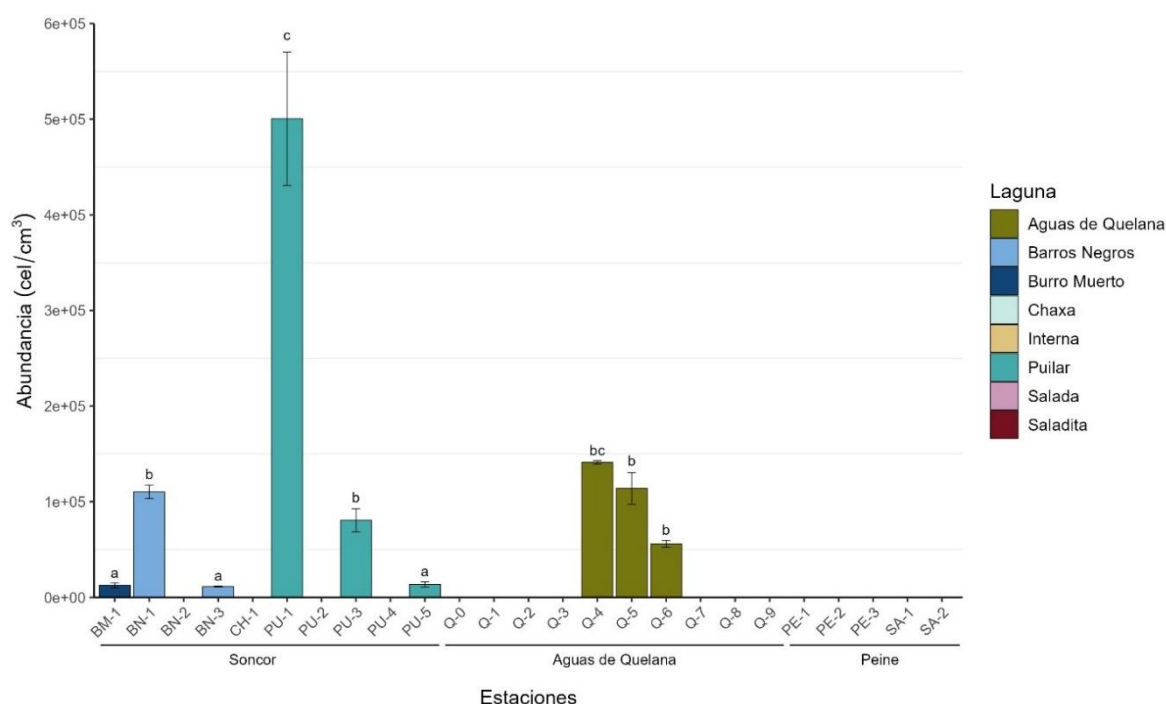
Figura 5-62. Abundancia promedio (± ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-63. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.3.3 Diversidad

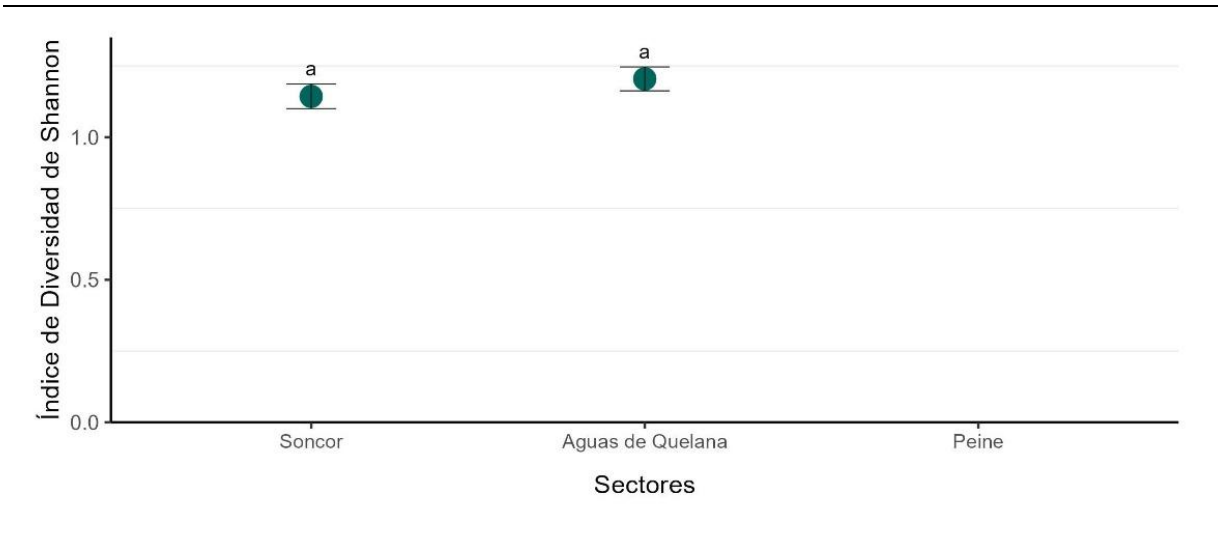
El índice de diversidad de Shannon del ensamble de fitobentos durante la campaña 2025 evidenció diferencias entre estaciones de muestreo, mientras que no se observaron variaciones relevantes a nivel de sector (Tabla 5-41). A escala de sector (Figura 5-64, Tabla 5-44), los valores promedio de diversidad fueron similares entre Soncor ($1,14 \pm 0,04$) y Aguas de Quelana ($1,20 \pm 0,04$). No obstante, a nivel de estación se registraron contrastes significativos (Figura 5-65, Tabla 5-44), destacando valores superiores de diversidad en BM-1 ($2,15 \pm 0,03$) y BN-3 ($2,01 \pm 0,06$), en comparación con valores significativamente menores en Puillar (PU-1= $0,38 \pm 0,01$, PU-3= $0,40 \pm 0,03$ y PU-5= $0,53 \pm 0,08$), reflejando comunidades dominadas por pocos taxones (Figura 5-59). En Aguas de Quelana, la diversidad se estimó entre $0,90 \pm 0,04$ (Q-4) y $1,59 \pm 0,04$ (Q-6). Los resultados del análisis de varianza confirman que no existen diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de Shannon entre sectores ($F = 0,06$; $p = 0,81$), mientras que sí se detectaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 33,27$; $p < 0,01$).

Tabla 5-41. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,35E-01	1,00	0,06	0,81
Residuo	138,474818	25,00		
Estacion	0,20471	8,00	33,27	<0,01
Residuo	0,01384	18,00		

Fuente: geobiota, 2025.

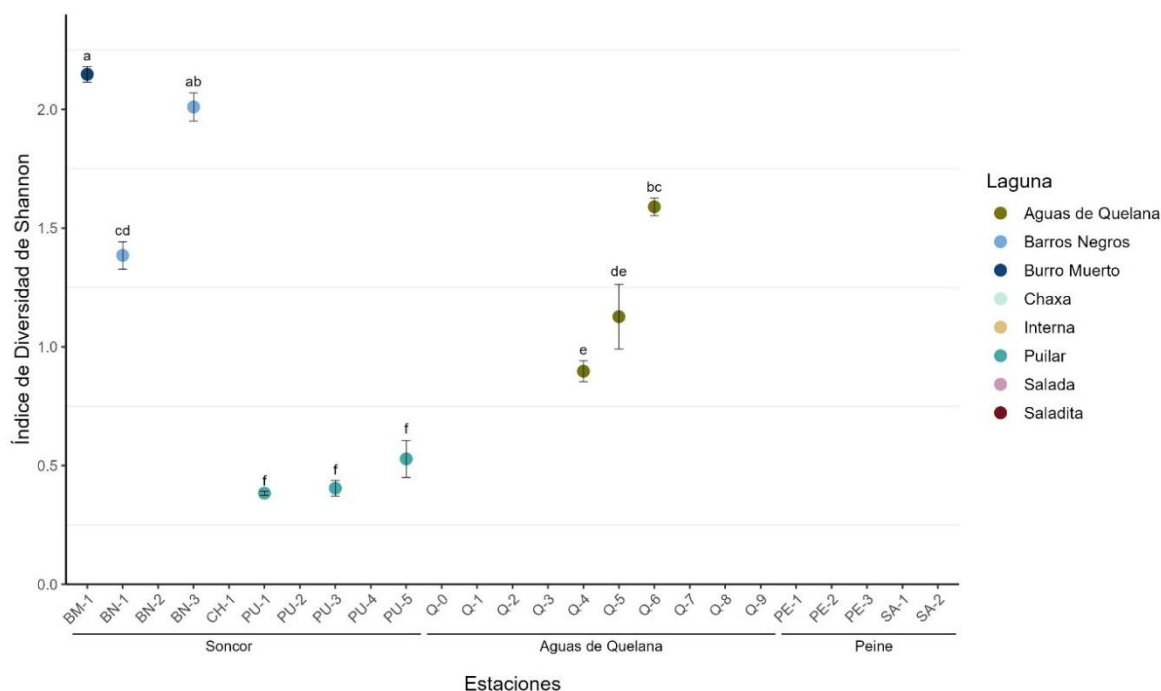
Figura 5-64. Índice de diversidad de Shannon promedio (± ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-65. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

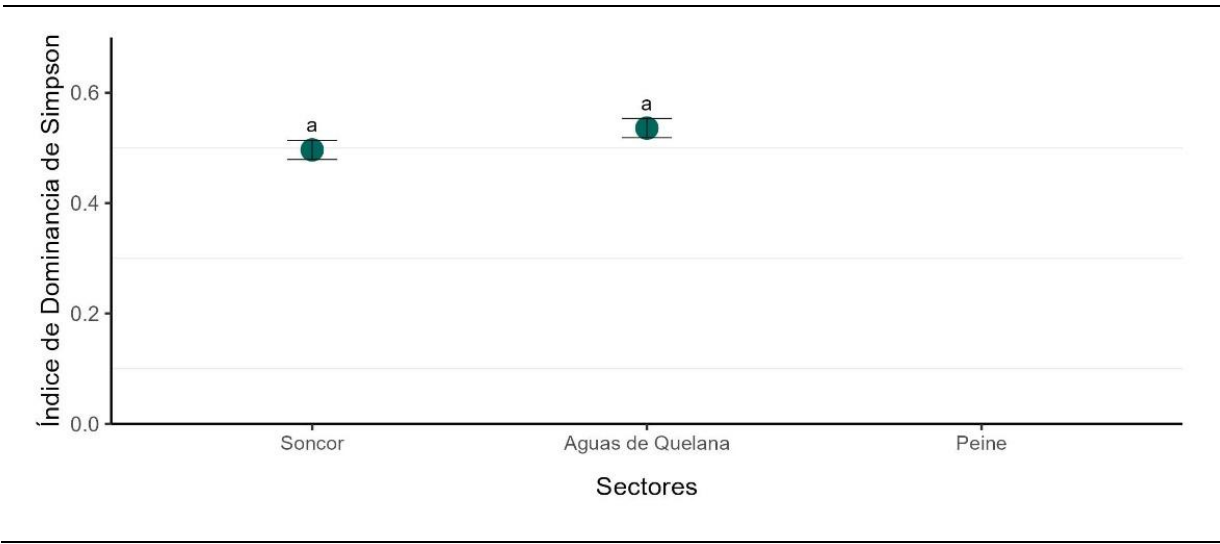
El índice de dominancia de Simpson del ensamble de fitobentos durante la campaña 2025 mostró un patrón similar al índice de Shannon, estimándose diferencias significativas a nivel de estación, mas no a nivel de sectores (Tabla 5-42). Entre sectores (Figura 5-66, Tabla 5-44), los valores promedio de dominancia fueron similares entre Soncor ($0,50 \pm 0,02$) y Aguas de Quelana ($0,54 \pm 0,02$). Sin embargo, a nivel de estación se observaron contrastes marcados (Figura 5-67, Tabla 5-44), con valores menores de dominancia en PU-1 ($0,17 \pm 0,00$) y PU-3 ($0,17 \pm 0,01$), en contraste con valores más altos en BM-1 ($0,85 \pm 0,01$) y BN-3 ($0,81 \pm 0,01$), concordante con lo expuesto anteriormente. En el sector Aguas de Quelana, la dominancia se estimó entre $0,41 \pm 0,03$ en Q-4 y $0,70 \pm 0,01$ en Q-6. Los resultados del análisis de varianza indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la dominancia de Simpson entre sectores ($F = 0,41$; $p = 0,53$), mientras que sí se registraron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 23,39$; $p < 0,01$), evidenciando variaciones espaciales en el grado de dominancia del ensamble de fitobentos.

Tabla 5-42. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,27E-04	1,00	0,41	0,53
Residuo	2,00E-02	25,00		
Estacion	3,24467	8,00	23,39	<0,01
Residuo	0,31207	18,00		

Fuente: geobiota, 2025.

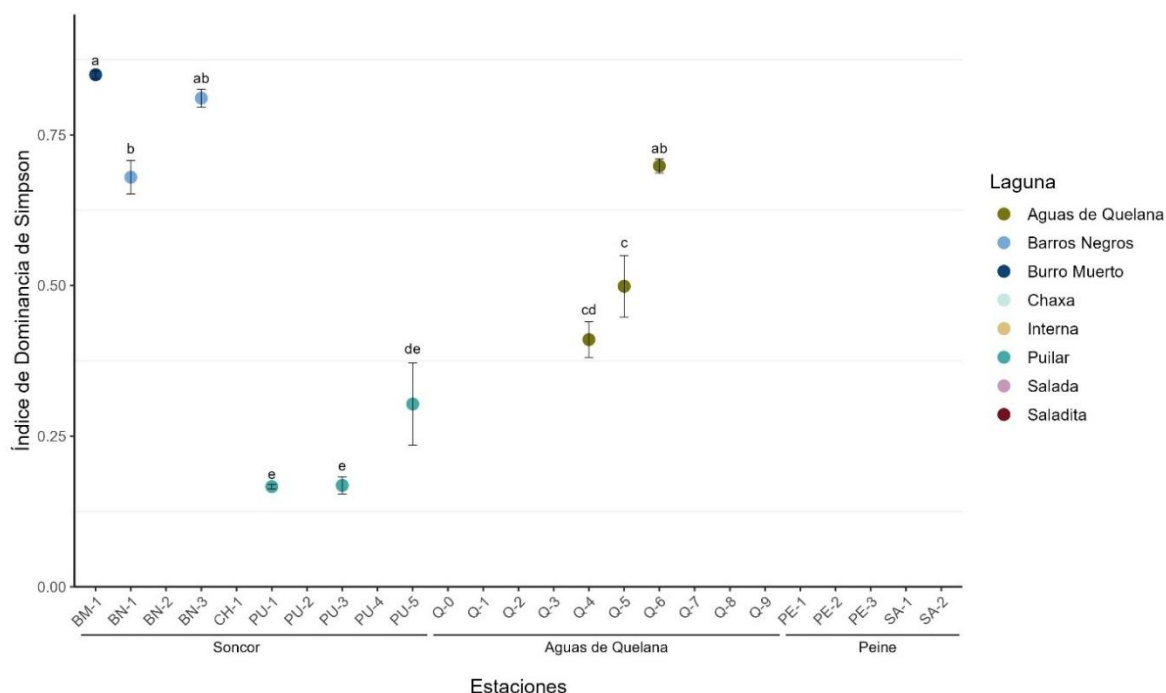
Figura 5-66. Índice de dominancia promedio (± ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-67. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

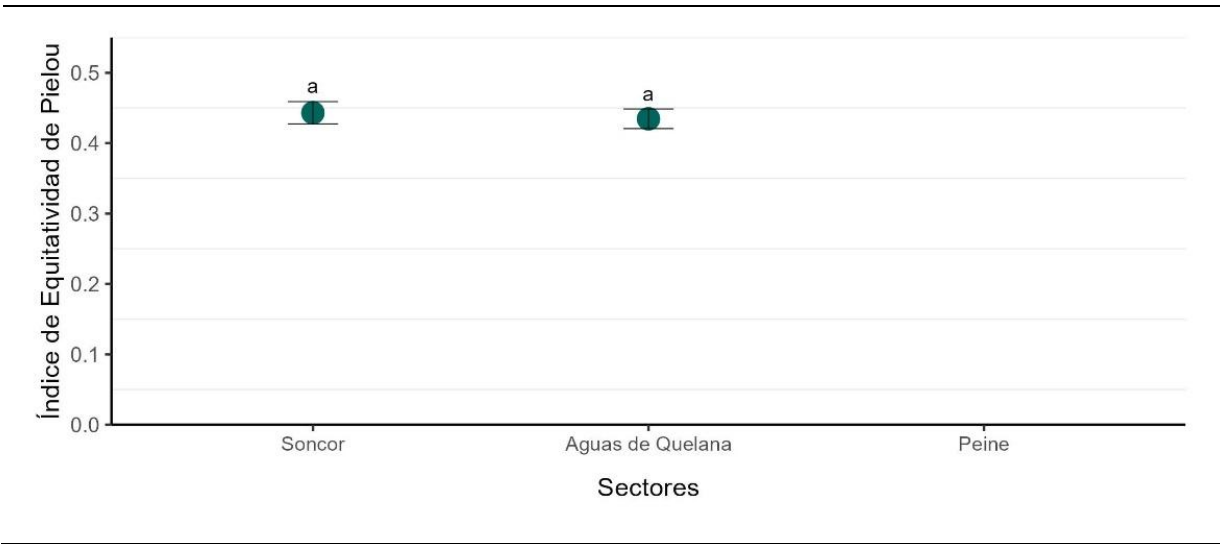
El índice de equitatividad de Pielou del ensamble de fitobentos durante la campaña 2025 evidenció un patrón similar a los índices anteriores, estimándose diferencias significativas entre estaciones de muestreo y no entre sectores (Tabla 5-43). A nivel de sector, los valores promedio de equitatividad fueron similares entre Soncor ($0,44 \pm 0,02$) y Aguas de Quelana ($0,43 \pm 0,01$). Mientras que, a nivel de estación se registraron diferencias significativas (Figura 5-68, Tabla 5-44), destacando valores elevados de equitatividad en el canal Burro Muerto (BM-1= $0,84 \pm 0,01$) y en la laguna Barros Negros (BN-3= $0,74 \pm 0,01$), lo que indica una distribución relativamente homogénea de la abundancia entre los taxones presentes, concordante con lo observado en la Figura 5-59. En contraste, las estaciones situadas en la laguna Puilar, PU-1 ($0,15 \pm 0,00$), PU-3 ($0,17 \pm 0,01$) y PU-5 ($0,25 \pm 0,04$), presentaron los valores más bajos de equitatividad, relacionado con ensambles dominados por uno o pocos taxones. En el sector Aguas de Quelana, la equitatividad aumentó desde Q-4 ($0,34 \pm 0,02$) hasta Q-6 ($0,56 \pm 0,01$). Los resultados del análisis de varianza confirman que no existen diferencias estadísticamente significativas en la equitatividad de Pielou entre sectores ($F = 0,05$; $p = 0,83$), mientras que sí se detectaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 32,68$; $p < 0,01$).

Tabla 5-43. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de fitobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,18E-05	1,00	0,05	0,83
Residuo	1,70E-02	25,00		
Estacion	0,92174	8,00	32,68	<0,01
Residuo	0,06346	18,00		

Fuente: geobiota, 2025.

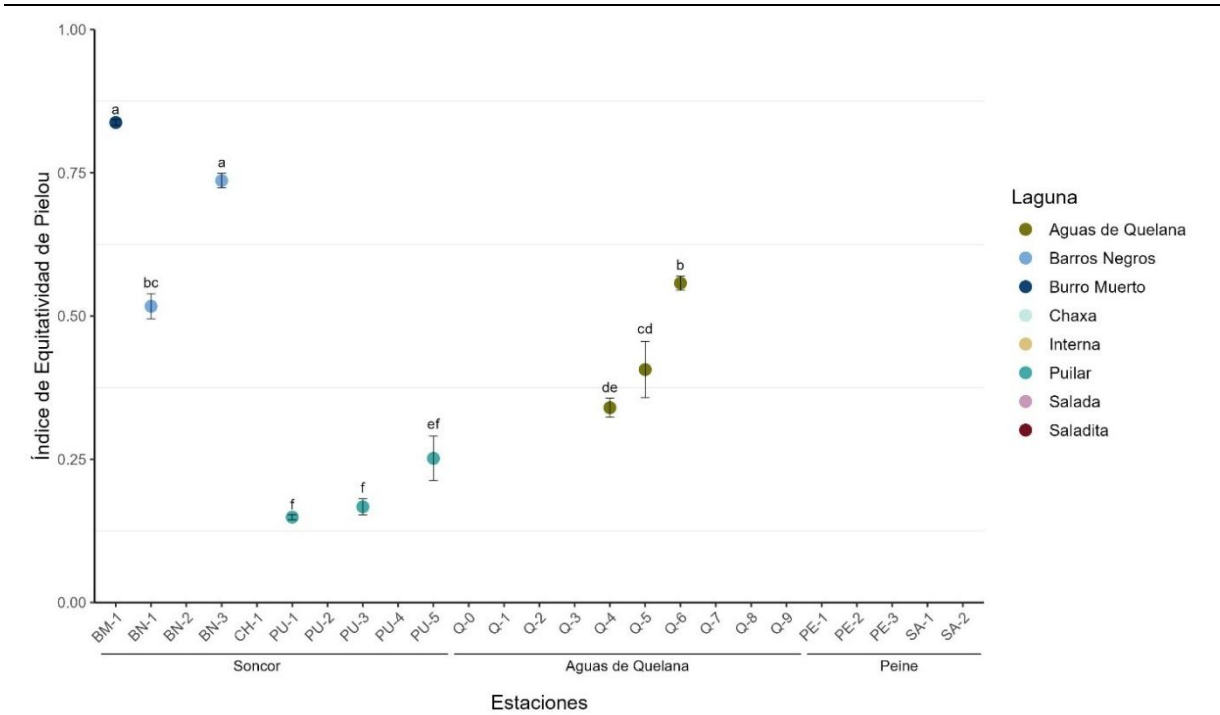
Figura 5-68. Índice de equitatividad de Pielou promedio (± ee) del ensamble de fitobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-69. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de fitobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-44. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (cel/cm3)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Soncor	12,67 ± 0,15	121458,48 ± 10732,62	1,14 ± 0,04	0,5 ± 0,02	0,44 ± 0,02
BM-1	13 ± 0,33	12498,5 ± 2460,74	2,15 ± 0,03	0,85 ± 0,01	0,84 ± 0,01
BN-1	14,67 ± 0,51	110329,79 ± 7067,31	1,39 ± 0,06	0,68 ± 0,03	0,52 ± 0,02
BN-3	15,33 ± 0,51	11382,59 ± 521,86	2,01 ± 0,06	0,81 ± 0,01	0,74 ± 0,01
PU-1	13,33 ± 0,69	500457,93 ± 69681,93	0,38 ± 0,01	0,17 ± 0	0,15 ± 0
PU-3	11,33 ± 0,19	80633,37 ± 12126,59	0,4 ± 0,03	0,17 ± 0,01	0,17 ± 0,01
PU-5	8,33 ± 0,19	13448,71 ± 2813,42	0,53 ± 0,08	0,3 ± 0,07	0,25 ± 0,04

Tabla 5-44. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de fitobentos durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (cel/cm ³)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Aguas de Que-lana	15,78 $\pm$ 0,17	103724,26 $\pm$ 5060,96	1,2 $\pm$ 0,04	0,54 $\pm$ 0,02	0,43 $\pm$ 0,01
Q-4	14 $\pm$ 0	141162,98 $\pm$ 1878,83	0,9 $\pm$ 0,04	0,41 $\pm$ 0,03	0,34 $\pm$ 0,02
Q-5	16 $\pm$ 0,33	113998,33 $\pm$ 16578,41	1,13 $\pm$ 0,14	0,5 $\pm$ 0,05	0,41 $\pm$ 0,05
Q-6	17,33 $\pm$ 0,19	56011,48 $\pm$ 3617,49	1,59 $\pm$ 0,04	0,7 $\pm$ 0,01	0,56 $\pm$ 0,01

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.4 Zooplancton

Las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas, debido a que los organismos llegaron al laboratorio en condiciones inadecuadas para su evaluación (organismos muertos). En consecuencia, los resultados asociados a dichas estaciones no se encuentran disponibles. La causa probable de esta situación se asocia a una alteración de la cadena de custodia, posiblemente vinculada a una deficiencia en el proceso de fijación de las muestras.

5.3.2.4.1 Composición y riqueza

La Tabla 5-45 presenta la composición taxonómica del ensamble de zooplancton identificado durante la campaña de 2025, el cual se encuentra conformado principalmente por organismos del filo Arthropoda, con representación de las clases Branchiopoda, Copepoda, Insecta, Malacostraca y Ostracoda. Dentro de este filo, se registran taxones como *Artemia sp.* (Anostraca, Artemiidae), copépodos harpacticoides de la familia Canthocamptidae, así como larvas de insectos del orden Diptera, representadas por las familias Ceratopogonidae, Dolichopodidae y Ephydriidae, incluyendo la especie *Ephydra gracilis*. Asimismo, se identifican anfípodos de la familia Hyalellidae (*Hyalella sp.*) y ostrácodos de la familia Limnocytheridae.

Cabe destacar que, con el fin de mantener una resolución taxonómica homogénea en todo el conjunto de datos, los análisis más específicos se desarrollaron a nivel de familia, considerando que no todos los individuos fueron identificados a nivel de especie.

Tabla 5-45. Taxonomía del ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.

Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Arthropoda	Branchiopoda	Anostraca	Artemiidae	<i>Artemia</i>	<i>Artemia sp</i>
Arthropoda	Copepoda	Harpacticoida	Canthocamptidae		<i>Canthocamptidae</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i>	<i>Dasyhelea sp</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae		<i>Dolichopodidae</i>

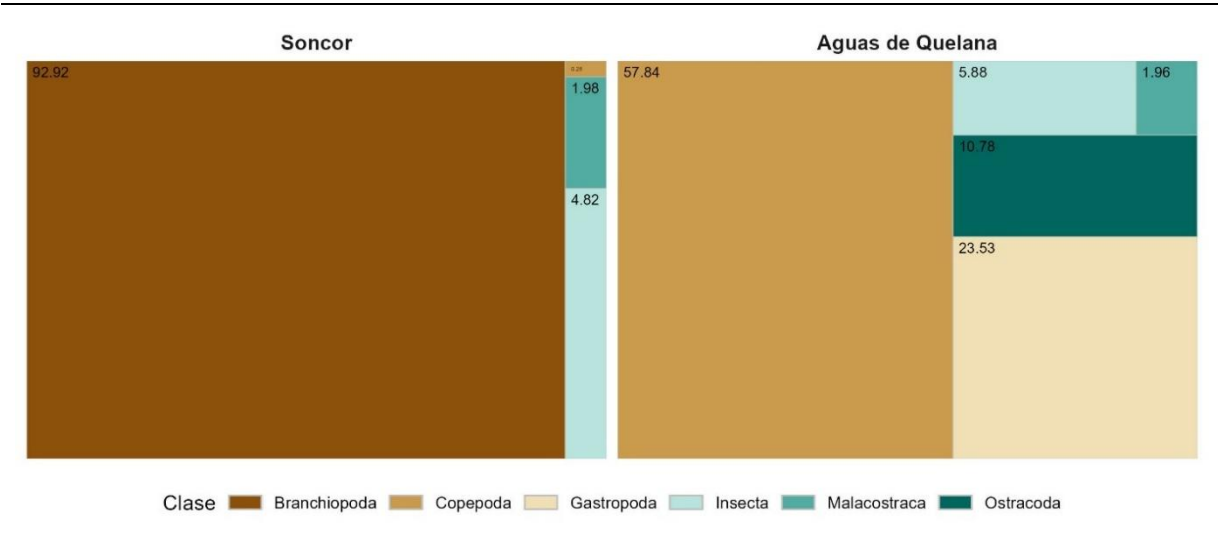
Tabla 5-45. Taxonomía del ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.

Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	Ephydra	Ephydra gracilis
Arthropoda	Malacostraca	Amphypoda	Hyalellidae	Hyalella	Hyalella sp
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Limnocytheridae		Limnocytheridae
Mollusca	Gastropoda	Sorbeoconcha	Cochliopidae	Heleobia	Heleobia sp

Fuente: geobiota, 2025.

Se observan diferencias en las clases dominantes por sector evaluado (Figura 5-70). Soncor exhibe una marcada dominancia de Branchiopoda, que representa el 92,92% del ensamble, acompañado en menor medida de insectos y malacostráceos. En Aguas de Quelana el ensamble está dominado por Copepoda, que concentra el 57,84% de la abundancia total, seguido por Gastropoda (23,53%) y Ostracoda (10,78%).

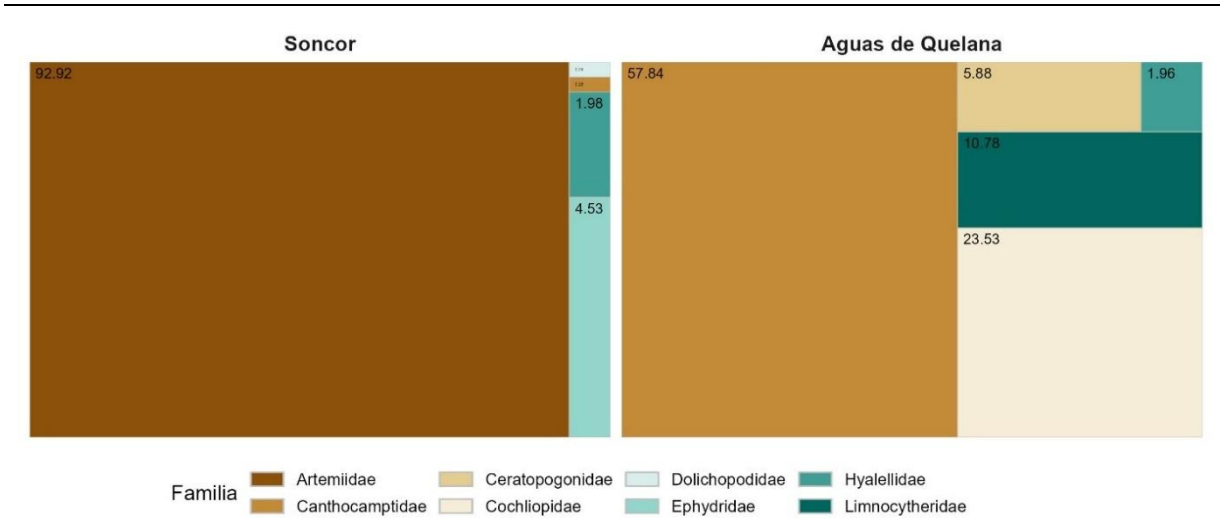
Figura 5-70. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

A nivel de familia se observa una dominancia diferenciada por sectores (Figura 5-71), concordante con lo anterior. El total de los organismos Branchiopoda identificados en Soncor corresponden a la familia Artemiidae (92,92%), siendo la más abundante de este sector. En Aguas de Quelana, la familia Canthocamptidae concentra el 57,84% del total de individuos identificados, seguida por Cochliopidae (23,53%) y Limnocytheridae (10,78%).

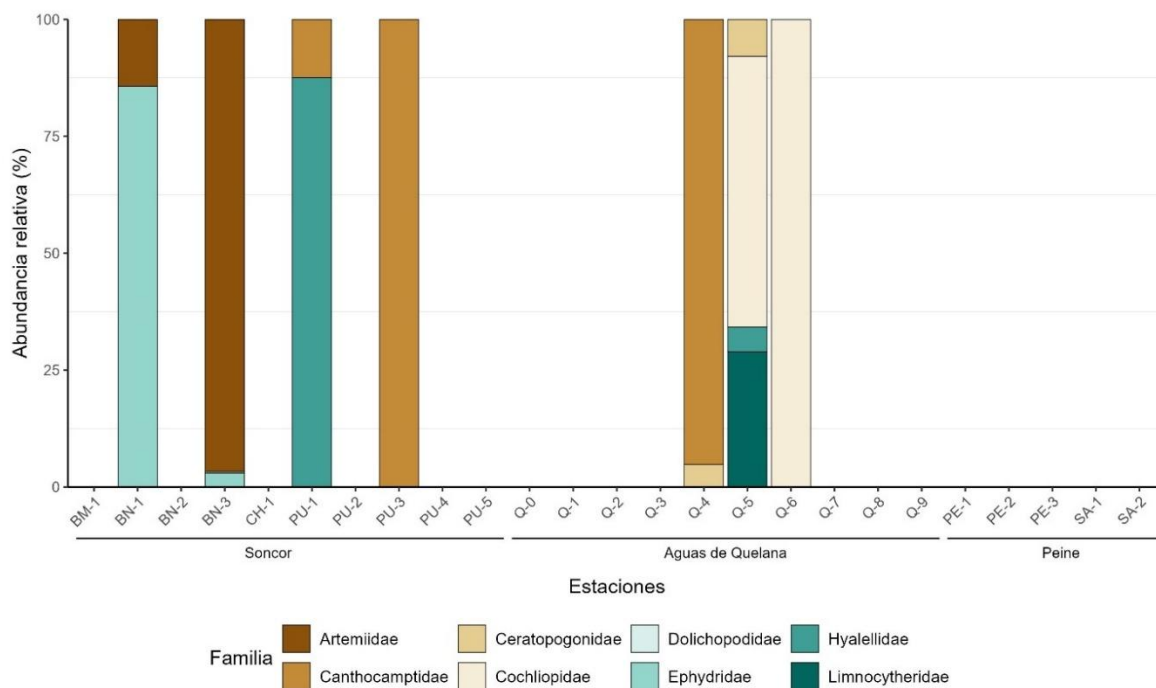
Figura 5-71. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

La composición taxonómica de familias a nivel de estaciones de muestreo (Figura 5-72), presenta una estructura dominada por una o dos familias en la mayoría de los sitios evaluados. En Aguas de Quelana, la estación Q-6 está representada exclusivamente por Cochliopidae (100%), mientras que en Q-4 predomina Canthocamptidae (95,2%). En la estación Q-5 se observa una dominancia de Cochliopidae (57,9%), acompañada por Limnocytheridae (28,9%) y aportes menores de Ceratopogonidae y Hyalellidae. En la laguna Barros Negros (Soncor), la estación BN-3 se encuentra dominada por Artemiidae (96,7%), mientras que en BN-1 dominan los dípteros Ephyridae (85,7%). En la laguna Puilar (Soncor), predominan individuos de la familia Hyalellidae (87,5%) en PU-1 y Canthocamptidae (100%) en PU-3. En el canal Burro Muerto (BM-1) no se identificaron individuos asociados al zooplancton.

Figura 5-72. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

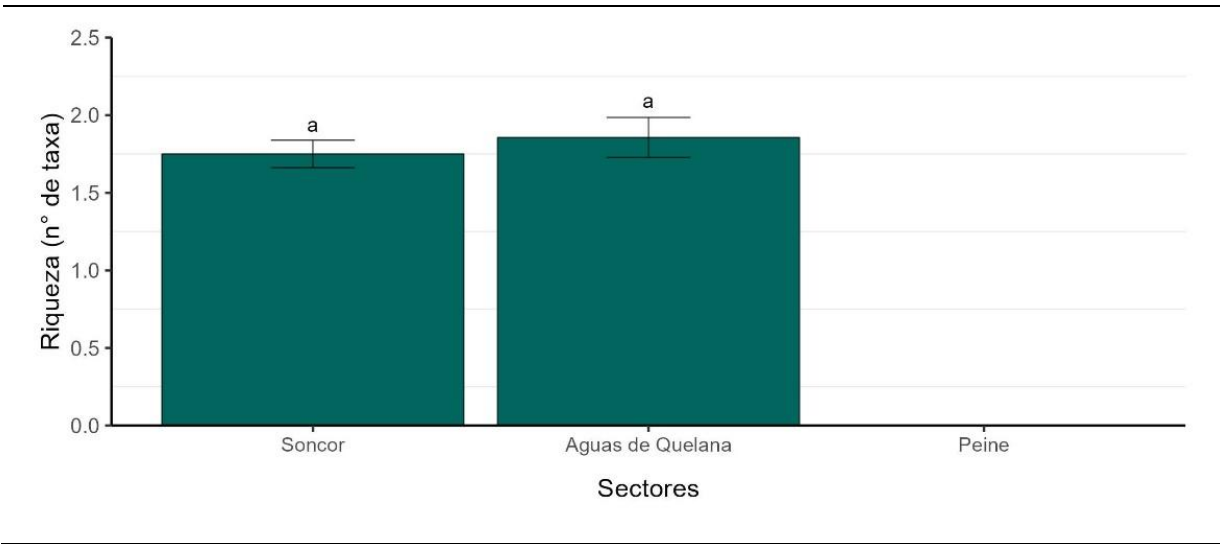
La riqueza taxonómica del ensamble de zooplancton durante la campaña 2025 fue similar en ambos sectores evaluados, con valores promedio inferiores a tres taxa por estación (Tabla 5-51). A nivel de sector (Figura 5-73, Tabla 5-51), Aguas de Quelana presentó una riqueza promedio de $1,86 \pm 0,13$ taxa, similar a la registrada en Soncor ($1,75 \pm 0,09$ taxa). A escala de estación (Figura 5-74, Tabla 5-51), en el sector Soncor se observaron los mayores valores de riqueza en BN-3 ($2,33 \pm 0,19$ taxa) y BN-1 (2 ± 0 taxa), mientras que PU-3 presentó la riqueza mínima, con la presencia de un solo taxón. En el canal Burro Muerto (BM-1) no se identificaron individuos. En el sector Aguas de Quelana, la mayor riqueza se registró en Q-5 ($2,67 \pm 0,19$ taxa), seguida por Q-4 ($1,5 \pm 0,35$ taxa), mientras que Q-6 presentó una riqueza mínima de un taxón. Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-46) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la riqueza del zooplancton a nivel de sector ($F = 0,07$; $p = 0,80$), ni a nivel de estación ($F = 3,46$; $p = 0,05$), no obstante, el valor de $p = 0,05$ (entre estaciones) podría sugerir una variación espacial moderada de la riqueza zooplanctónica entre estaciones de muestreo.

Tabla 5-46. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0.051423	1,00	0,07	0,80
Residuo	9.68137	13,00		
Estacion	0.135907	6,00	3,46	0,05
Residuo	0.052304	8,00		

Fuente: geobiota, 2025.

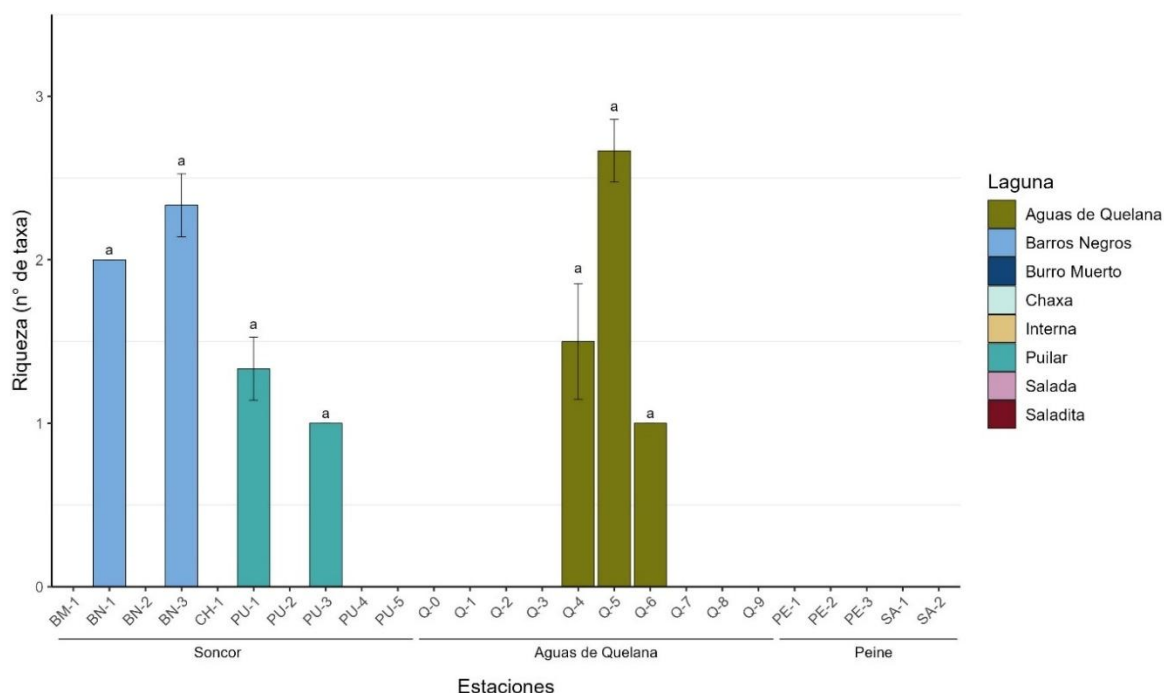
Figura 5-73. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-74. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.4.2 Abundancia

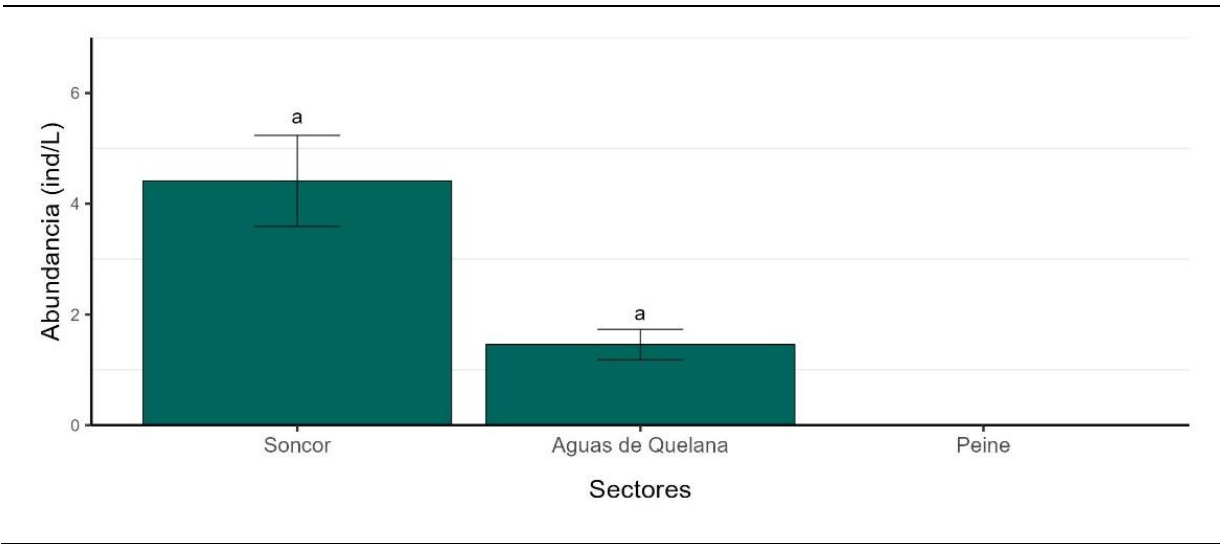
La abundancia del ensamble de zooplancton durante la campaña 2025 presentó valores bajos y una elevada variabilidad espacial entre estaciones de muestreo (Tabla 5-47, Tabla 5-51). A nivel de sector (Figura 5-75, Tabla 5-51), Soncor registró una abundancia promedio de $4,41 \pm 0,82$ ind/L, superior a la observada en Aguas de Quelana ($1,46 \pm 0,28$ ind/L); sin embargo, esta diferencia no fue estadísticamente significativa. A escala de estación (Figura 5-76, Tabla 5-51), en el sector Soncor se observó la mayor abundancia en BN-3 ($11,27 \pm 2,07$ ind/L), mientras que PU-3 presentó valores significativamente menores ($0,0001 \pm 0$ ind/L). En el canal Burro Muerto (BM-1) no se identificaron individuos. En el sector Aguas de Quelana, la mayor abundancia se registró en Q-4 ($3,1 \pm 1,77$ ind/L), en contraste con Q-6, donde la abundancia fue mínima ($0,1 \pm 0$ ind/L). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-47) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del zooplancton entre sectores ($F = 0,19$; $p = 0,67$), mientras que sí se registraron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo ($F = 10,05$; $p < 0,01$).

Tabla 5-47. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,007616	1,00	0,19	0,67
Residuo	0,512754	13,00		
Estacion	0,459442	6,00	10,05	<0,01
Residuo	0,060928	8,00		

Fuente: geobiota, 2025.

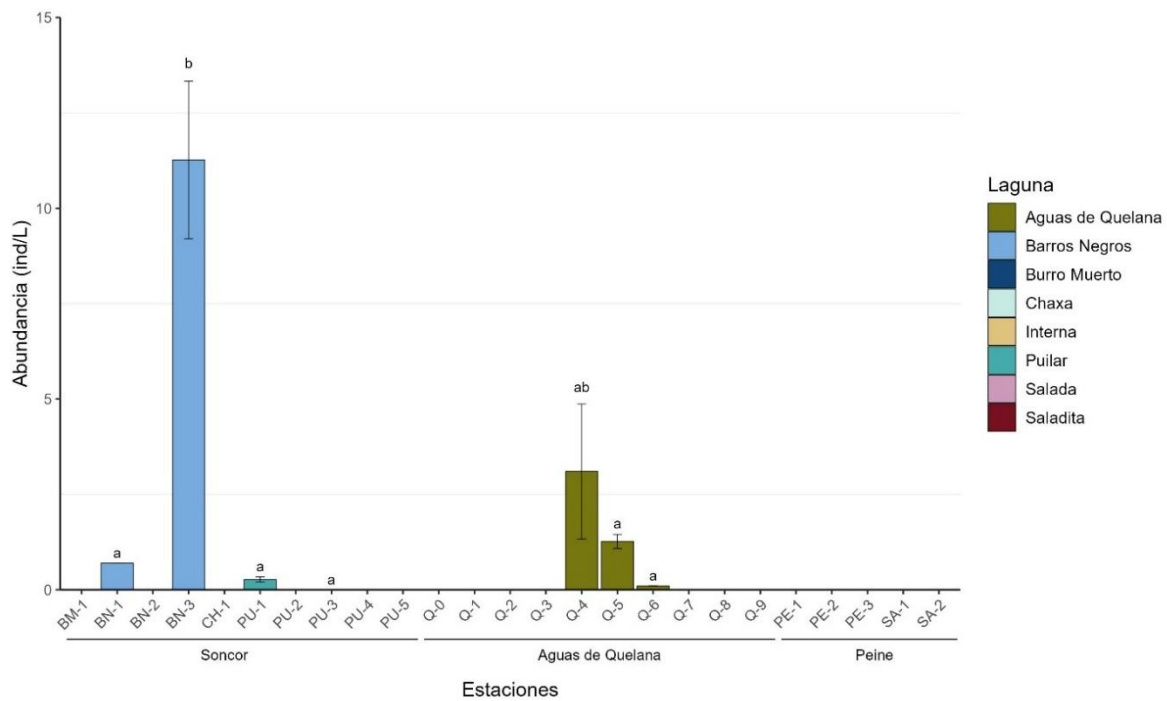
Figura 5-75. Abundancia promedio (± ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-76. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.4.3 Diversidad

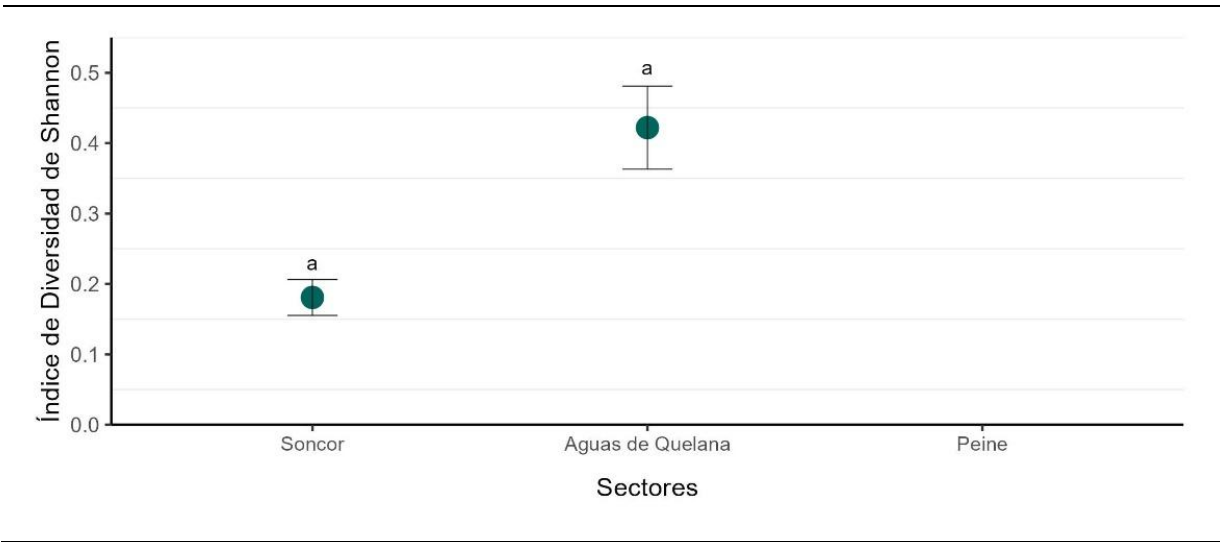
El índice de diversidad de Shannon del ensamble de zooplancton durante la campaña 2025 presentó valores similares en ambos sectores evaluados (Tabla 5-51). A nivel de sector (Figura 5-77,), Aguas de Quelana registró un valor promedio de diversidad ligeramente superior ($0,42 \pm 0,06$) en comparación con Soncor ($0,18 \pm 0,03$); sin embargo, esta diferencia no resultó estadísticamente significativa. A nivel de estación (Figura 5-78, Tabla 5-51), en el sector Soncor se observaron valores relativamente mayores de diversidad en la laguna Barros Negros (BN-1= $0,41 \pm 0$ y BN-3= $0,18 \pm 0,05$), mientras que en Puilar (PU-3) se presentó diversidad nula, consistente con la presencia de un único taxón (Figura 5-72). En Aguas de Quelana, la mayor diversidad se registró en Q-5 ($0,75 \pm 0,07$), seguida por Q-4 ($0,35 \pm 0,25$), en contraste con Q-6, donde la diversidad fue nula. Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-48) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de Shannon del zooplancton ni a nivel de sector ($F = 2,94$; $p = 0,11$) ni entre estaciones de muestreo ($F = 2,82$; $p = 0,09$).

Tabla 5-48. Resultados de los análisis de varianza para el índice de diversidad de Shannon del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,921352	1,00	2,94	0,11
Residuo	4,073025	13,00		
Estacion	7,3404	6,00	2,82	0,09
Residuo	3,47387	8,00		

Fuente: geobiota, 2025.

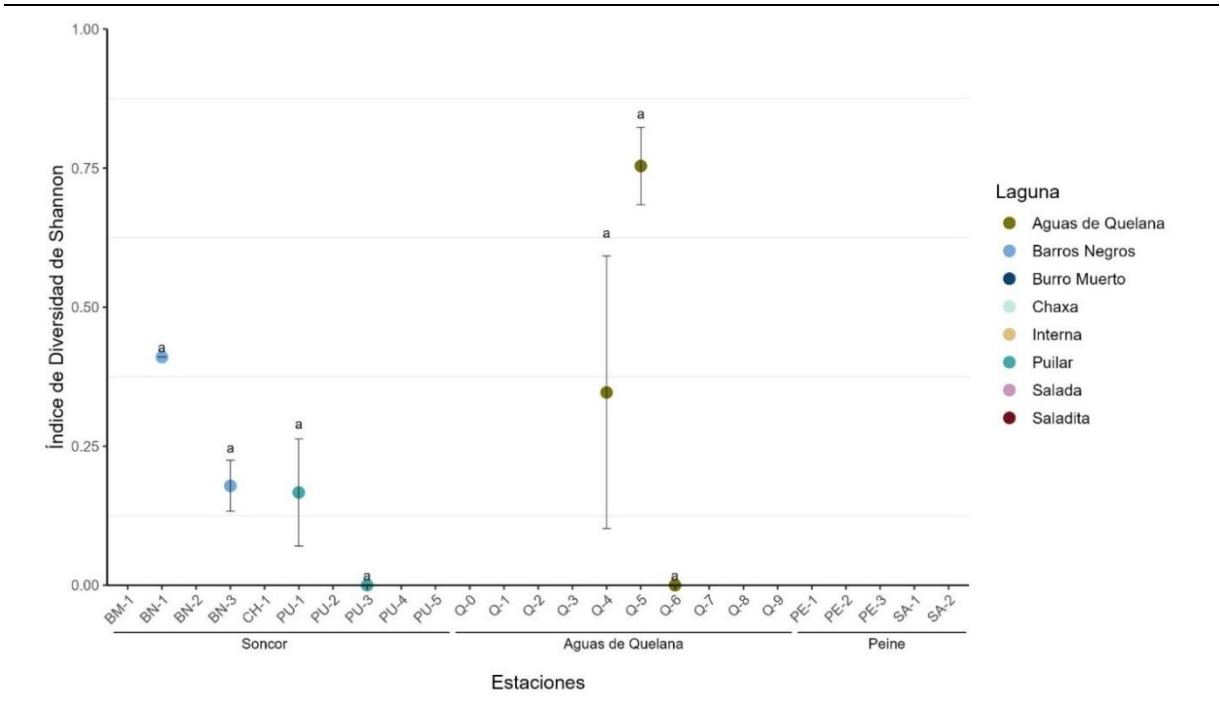
Figura 5-77. Índice de diversidad de Shannon promedio (± ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-78. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

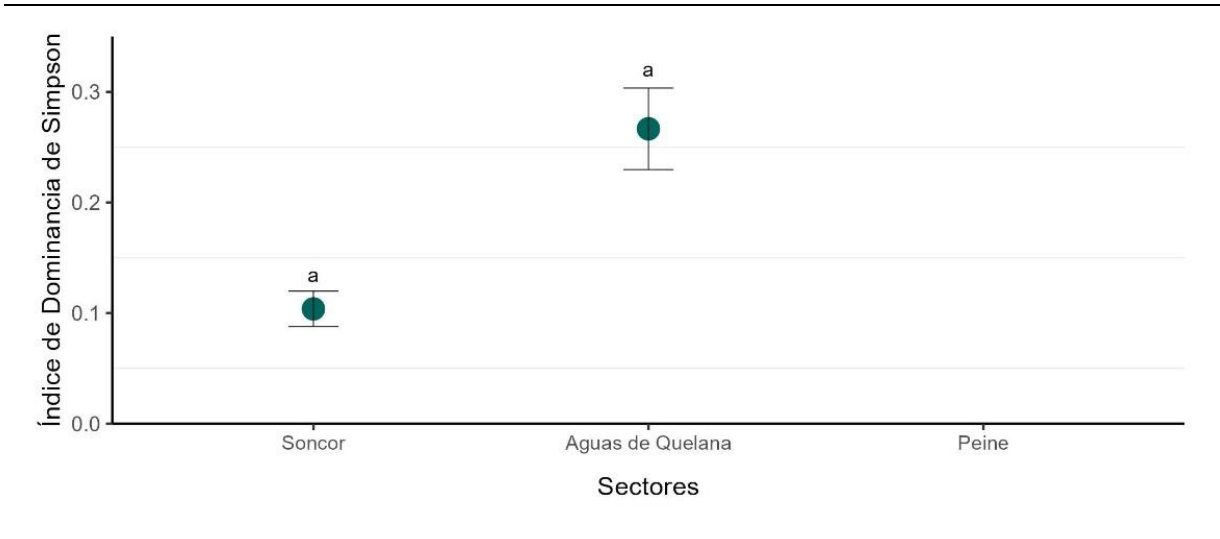
El índice de dominancia de Simpson del ensamble de zooplancton durante la campaña 2025 presentó promedios similares en ambos sectores evaluados, con comunidades caracterizadas por la presencia de uno o pocos taxones dominantes (Tabla 5-51). A nivel de sector (Figura 5-79, Tabla 5-51), Soncor y Aguas de Quelana mostraron valores promedio de dominancia similares ($0,10 \pm 0,02$ y $0,27 \pm 0,04$, respectivamente), sin evidenciar diferencias significativas entre ambos sectores. A nivel de estación (Figura 5-80, Tabla 5-51), se observaron valores de dominancia nulos en PU-3 y Q-6, mientras que Q-5 presentó el mayor valor de dominancia ($0,46 \pm 0,04$). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-49) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la dominancia de Simpson del zooplancton ni a nivel de sector ($F = 1,98$; $p = 0,18$) ni entre estaciones de muestreo ($F = 2,09$; $p = 0,16$).

Tabla 5-49. Resultados de los análisis de varianza para el índice de dominancia de Simpson del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,001486	1,00	1,98	0,18
Residuo	0,009748	13,00		
Estacion	0,006863	6,00	2,09	0,16
Residuo	0,004372	8,00		

Fuente: geobiota, 2025.

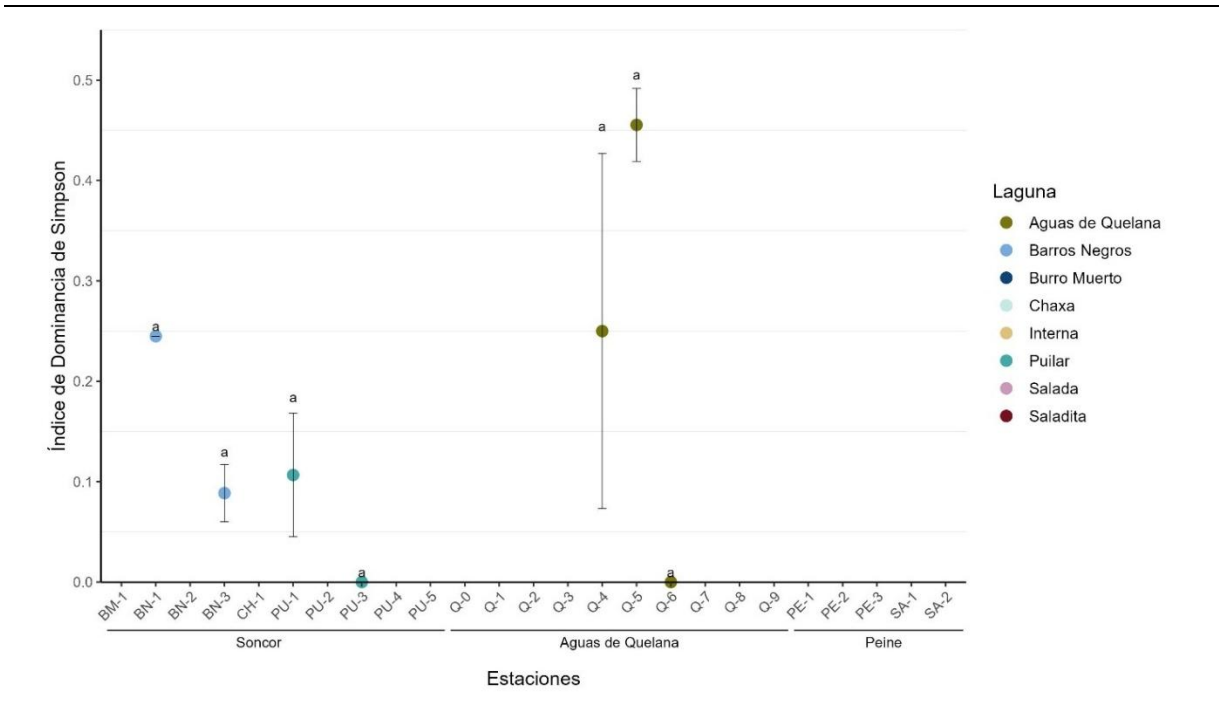
Figura 5-79. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-80. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

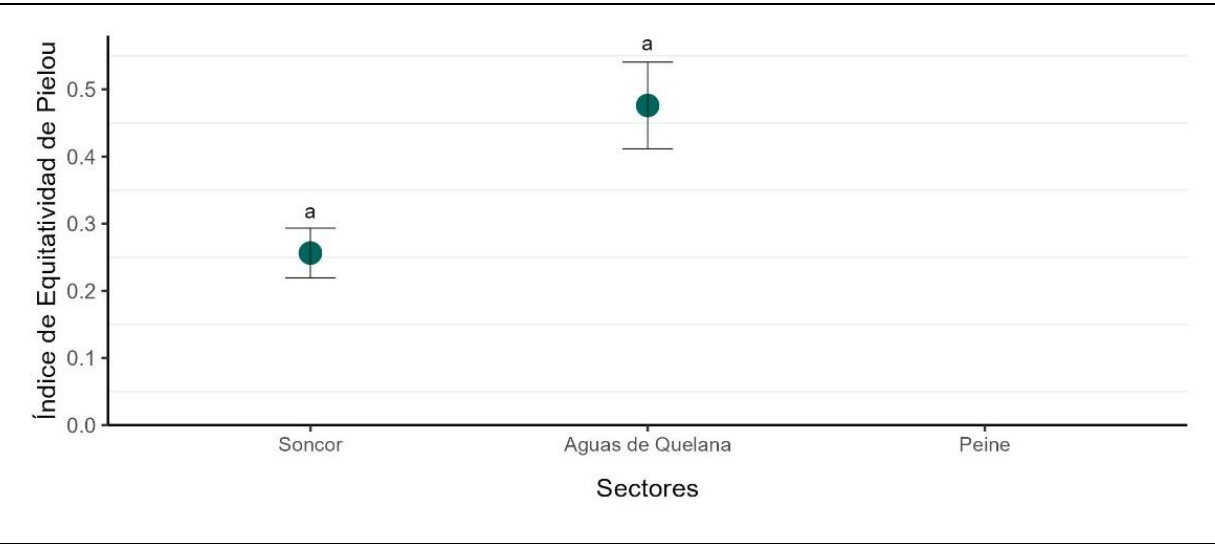
El índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zooplancton durante la campaña 2025 presentó un patrón similar a los anteriores, sin identificarse diferencias significativas entre sectores o estaciones de muestreo. A nivel de sector (Figura 5-81, Tabla 5-51), Aguas de Quelana registró un valor promedio de equitatividad ligeramente superior ($0,48 \pm 0,06$) en comparación con Soncor ($0,26 \pm 0,04$), aunque esta diferencia no resultó estadísticamente significativa. A nivel de estación (Figura 5-82, Tabla 5-51), los valores más altos de equitatividad se observaron en Q-5 ($0,78 \pm 0,01$) y BN-1 ($0,59 \pm 0$), mientras que PU-3 y Q-6 presentaron valores nulos, probablemente asociados a la presencia de un único taxón. Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-50) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la equitatividad de Pielou del zooplancton ni a nivel de sector ($F = 0,84$; $p = 0,38$) ni entre estaciones de muestreo ($F = 1,47$; $p = 0,30$).

Tabla 5-50. Resultados de los análisis de varianza para el índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zooplancton por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,00165	1,00	0,84	0,38
Residuo	0,025521	13,00		
Estacion	4,747623	6,00	1,47	0,30
Residuo	4,293729	8,00		

Fuente: geobiota, 2025.

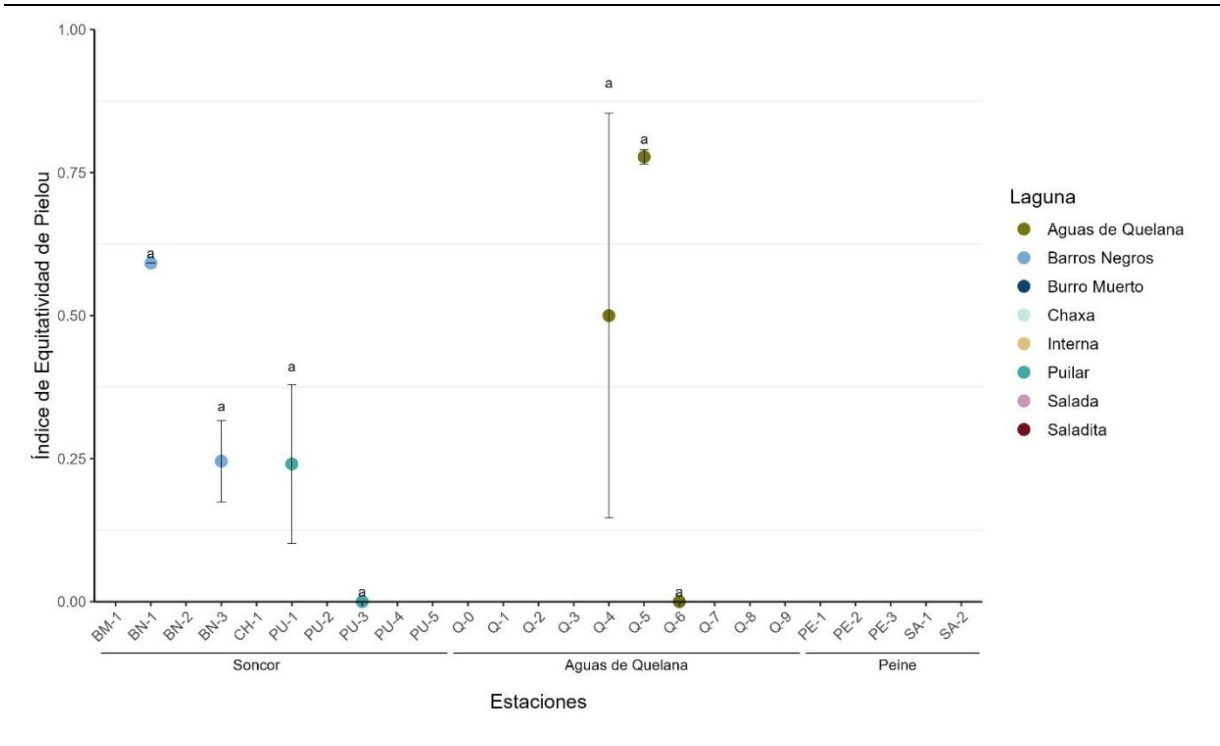
Figura 5-81. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zooplancton por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-82. Índice de equitatividad de Pielou promedio (± ee) del ensamble de zooplancton por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-51. Promedio (± ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zooplancton durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (ind/L)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Soncor	1,75 ± 0,09	4,41 ± 0,82	0,18 ± 0,03	0,1 ± 0,02	0,26 ± 0,04
BN-1	2 ± 0	0,7 ± 0	0,41 ± 0	0,24 ± 0	0,59 ± 0
BN-3	2,33 ± 0,19	11,27 ± 2,07	0,18 ± 0,05	0,09 ± 0,03	0,25 ± 0,07
PU-1	1,33 ± 0,19	0,27 ± 0,07	0,17 ± 0,1	0,11 ± 0,06	0,24 ± 0,14
PU-3	1 ± 0	0,0001 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Aguas de Quelana	1,86 ± 0,13	1,46 ± 0,28	0,42 ± 0,06	0,27 ± 0,04	0,48 ± 0,06
Q-4	1,5 ± 0,35	3,1 ± 1,77	0,35 ± 0,25	0,25 ± 0,18	0,5 ± 0,35
Q-5	2,67 ± 0,19	1,27 ± 0,18	0,75 ± 0,07	0,46 ± 0,04	0,78 ± 0,01
Q-6	1 ± 0	0,1 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.5 Zoobentos

5.3.2.5.1 Composición y riqueza

La Tabla 5-52 presenta la composición taxonómica del ensamble de zoobentos identificado durante la campaña de 2025, registrándose organismos pertenecientes a los filos Arthropoda y Mollusca. El grupo Arthropoda concentra la mayor diversidad taxonómica, representado por las clases Copepoda, Insecta, Malacostraca y Ostracoda, mientras que, el filo Mollusca se encuentra representado por gastrópodos de la familia Cochliopidae, correspondientes al género *Heleobia*.

Cabe destacar que, con el fin de mantener una resolución taxonómica homogénea en todo el conjunto de datos, los análisis más específicos se desarrollaron a nivel de familia, considerando que no todos los individuos fueron identificados a nivel de especie.

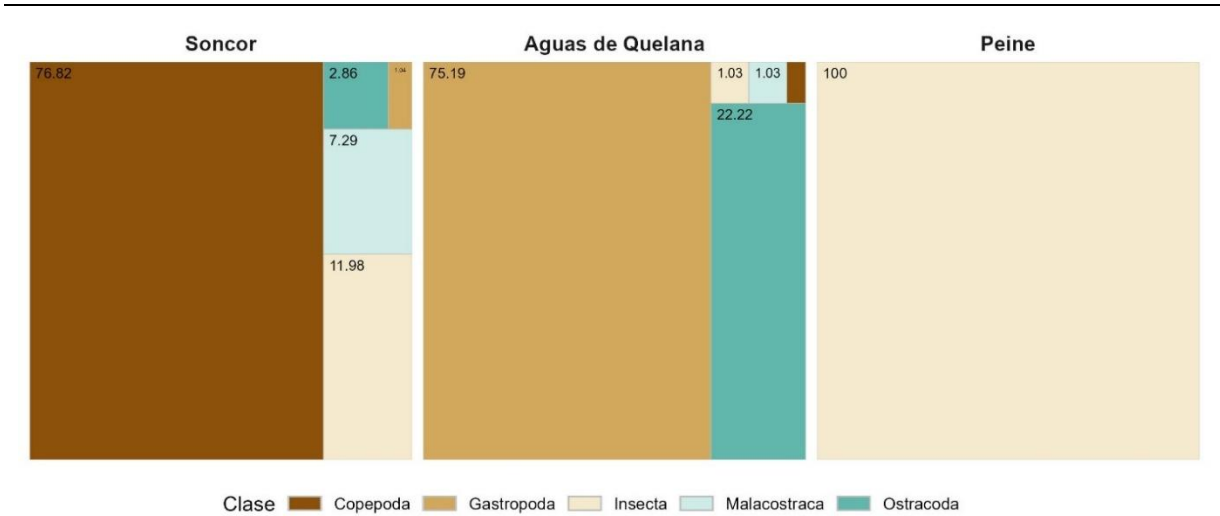
Tabla 5-52. Taxonomía del ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025

Filo	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie
Arthropoda	Copepoda	Harpacticoida	Canthocamptidae		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i>	<i>Dasyhelea sp</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Brachydeutera</i>	<i>Brachydeutera sp</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Ephydra</i>	<i>Ephydra gracilis</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	<i>Neoephydra</i>	<i>Neoephydra sp</i>
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae		
Arthropoda	Malacostraca	Amphypoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>	<i>Hyalella sp</i>
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Cyprididae	<i>Heterocypris</i>	<i>Heterocypris sp</i>
Arthropoda	Ostracoda	Podocopida	Limnocytheridae		
Mollusca	Gastropoda	Sorbeoconcha	Cochliopidae	<i>Heleobia</i>	<i>Heleobia sp</i>

Fuente: geobiota, 2025.

De las 5 clases taxonómicas identificadas en los invertebrados bentónicos muestreados (Copepoda, Gastropoda, Insecta, Malacostraca y Ostracoda), se observa una clase dominante en cada sector (Figura 5-83). En los sitios de muestreo de Peine el 100% de los individuos identificados correspondieron a insectos. Mientras que en Soncor fueron los copépodos los de mayor aporte a la abundancia, alcanzando un 76,82% del total de los individuos identificados. En los sistemas de Aguas de Quelana fue la clase Gastropoda la que predominó, abarcando un 75,19% del total.

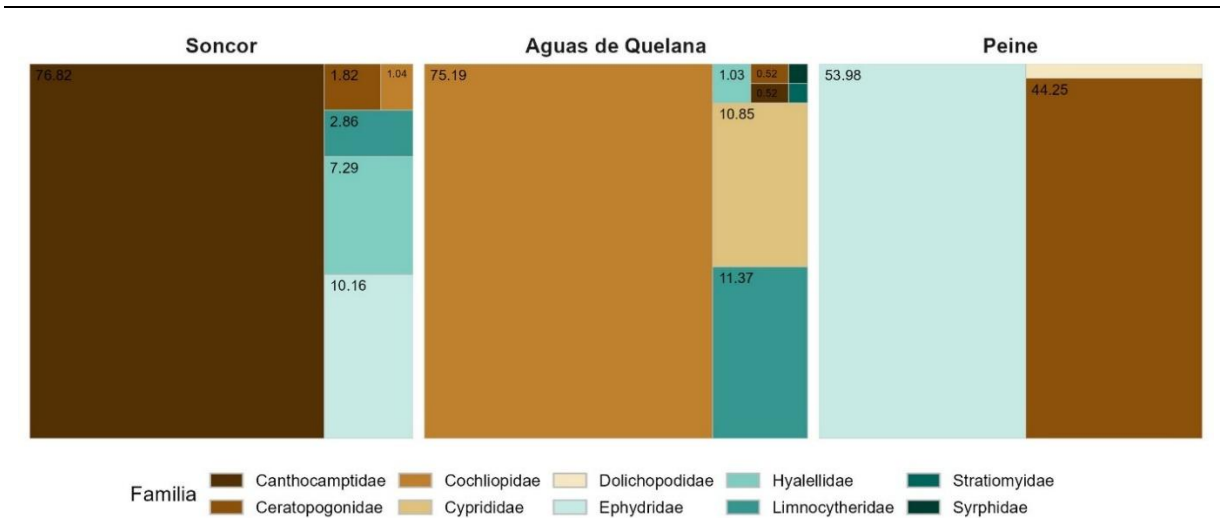
Figura 5-83. Composición taxonómica, a nivel de clase, del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

A nivel de familia se observa una dominancia diferenciada por sectores (Figura 5-84), concordante con lo anterior. La totalidad de los copépodos identificados en Soncor corresponden a individuos de la familia Canthocamptidae (76,82%). Del porcentaje restante destacan las familias Ephyridae (10,16%) y Hyalellidae (7,29%). El ensamble en Aguas de Quelana se encuentra dominado por Cochliopidae, que concentra el 75,19% de la abundancia total, seguida por Limnocytheridae (11,37%) y Cyprididae (10,85%). En el sector Peine, el ensamble está compuesto casi exclusivamente por insectos de las familias Ephyridae (53,98%) y Ceratopogonidae (44,25%).

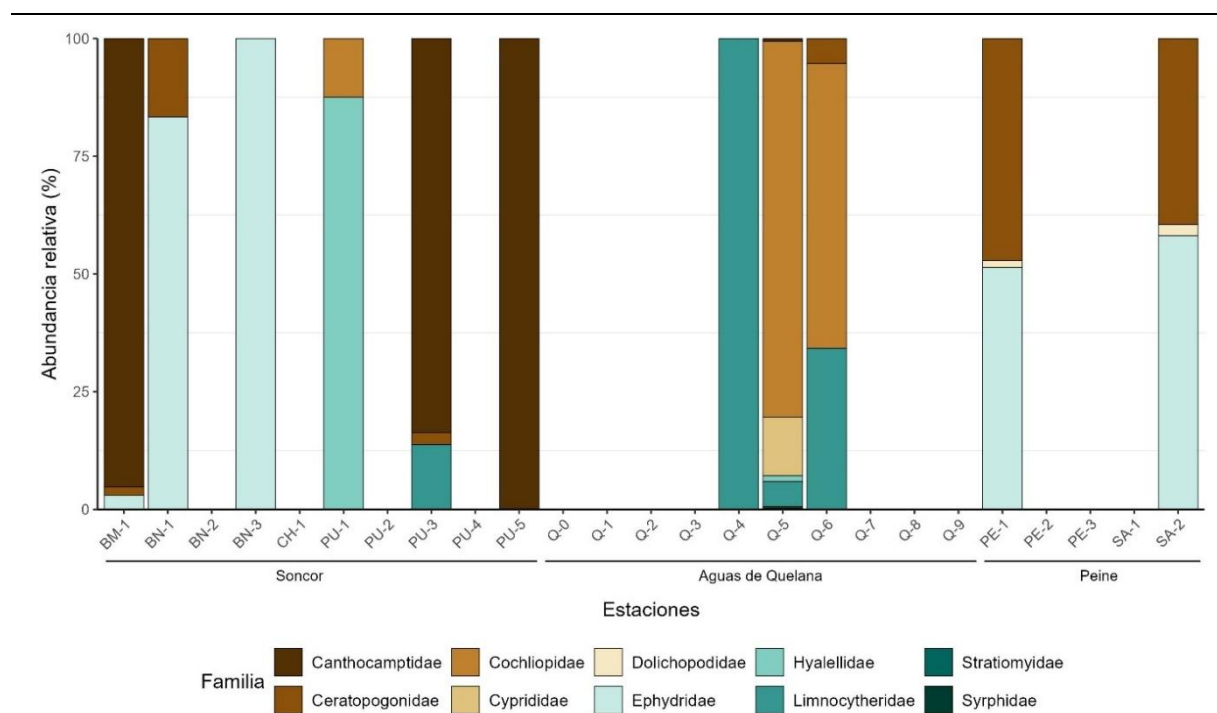
Figura 5-84. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

A nivel de estaciones de muestreo (Figura 5-85), la composición del ensamble de invertebrados bentónicos muestra una dominancia marcada para cada sitio. En Soncor se observan estaciones con dominancia absoluta o casi absoluta de una sola familia, como Ephydriidae en BN-3 (100%) y Canthocamptidae en PU-5 (100%), así como una dominancia elevada de Canthocamptidae en BM-1 y PU-3 (>83%) y de Hyalellidae en PU-1 (87,5%). En Aguas de Quelana, la estación Q-4 se encuentra representada exclusivamente por Limnocytheridae (100%), mientras que en Q-5 y Q-6 predomina Cochliopidae, concentrando el 79,8% y 60,5% de la abundancia total, respectivamente, acompañada por individuos de Cyprididae, Limnocytheridae y Ceratopogonidae. En Peine, las estaciones PE-1 y SA-2 presentan una alta dominancia de Ephydriidae y Ceratopogonidae, que en conjunto concentran más del 90% del ensamble.

Figura 5-85. Composición taxonómica, a nivel de familia, del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Fuente: geobiota, 2025.

La riqueza taxonómica del ensamble de zoobentos durante la campaña 2025 fue similar en los sectores evaluados, con valores promedio inferiores a tres taxa por estación, identificándose algunas diferencias entre estaciones de muestreo (Tabla 5-58). A nivel de sector (, Tabla 5-58), Aguas de Quelana presentó el mayor promedio de riqueza ($2,67 \pm 0,19$ taxa), seguido por Peine ($2,33 \pm 0,09$ taxa) y Soncor ($1,71 \pm 0,05$ taxa). A nivel de estación (Figura 5-87, Tabla 5-58), los valores más altos de riqueza en el sector Soncor se registraron en el canal Burro Muerto (BM-1= $2,67 \pm 0,19$ taxa) y en la laguna Puilar (PU-3= $2,33 \pm 0,19$ taxa), mientras que BN-3 y PU-5 presentaron una riqueza mínima, con la presencia de un solo taxón. En Aguas de Quelana, la estación Q-5 destacó por presentar la mayor riqueza registrada ($4,67 \pm 0,38$ taxa), seguida por Q-6 ($2,33 \pm 0,19$ taxa), mientras que Q-4 presentó una riqueza mínima. En el sector Peine, ambas estaciones (PE-1 y SA-2) presentaron valores similares de riqueza ($2,33 \pm 0,19$ taxa). Los resultados del análisis de varianza

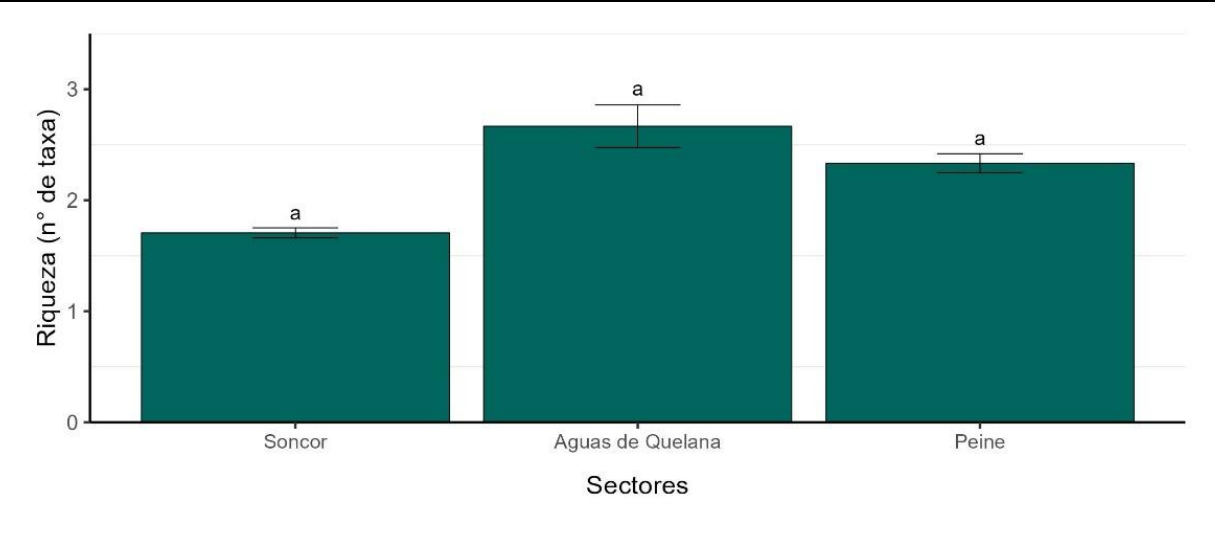
(Tabla 5-53) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la riqueza del zoobentos a nivel de sector ($F = 2,45$; $p = 0,10$), mientras que sí se observaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo ($F = 11,22$; $p < 0,01$).

Tabla 5-53. Resultados de los análisis de varianza para la riqueza del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	6,97447	2,00	2,45	0,10
Residuo	41,30225	29,00		
Estacion	0,4345	10,00	11,22	<0,01
Residuo	0,08131	21,00		

Fuente: geobiota, 2025.

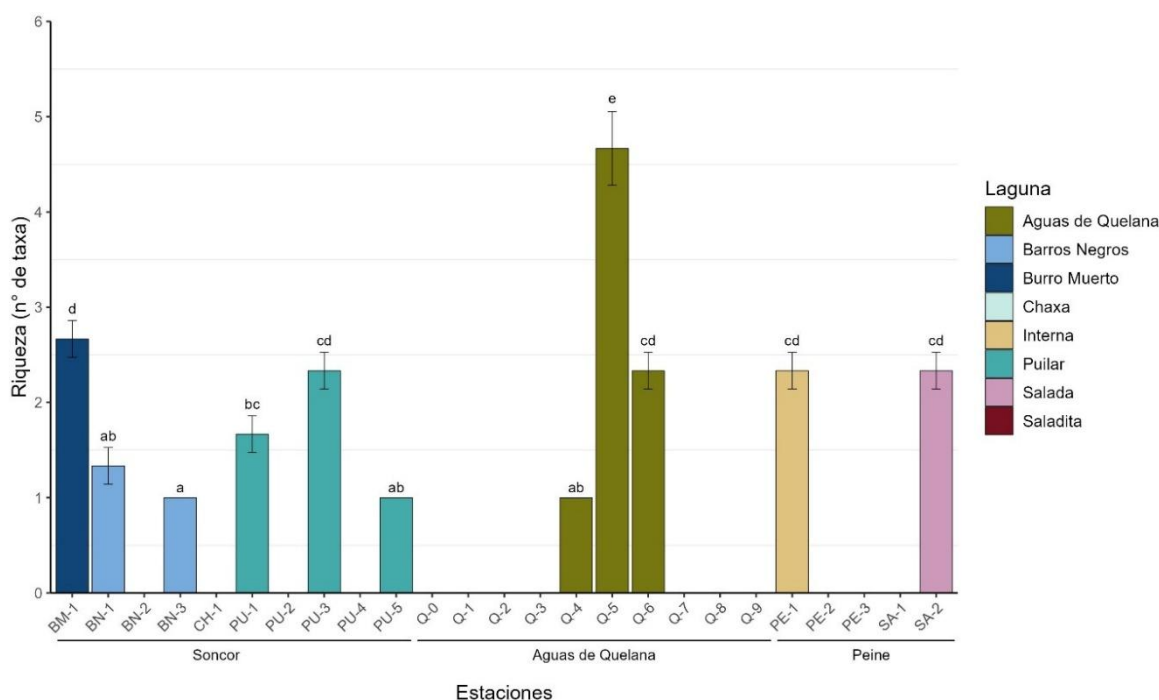
Figura 5-86. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-87. Riqueza promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.5.2 Abundancia

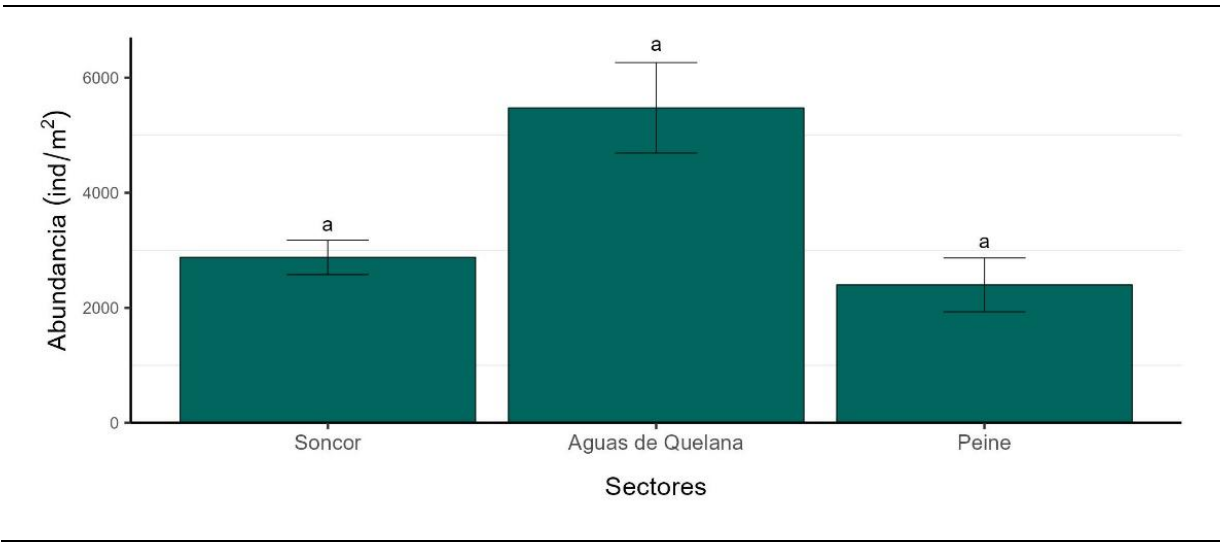
La abundancia del ensamble de zoobentos durante la campaña 2025 presentó variabilidad espacial entre estaciones de muestreo (Tabla 5-58). A nivel de sector (Figura 5-88, Tabla 5-58), Aguas de Quelana registró el mayor valor promedio de abundancia ($5.477,71 \pm 787,28$ ind/m²), seguida por Soncor ($2.877,48 \pm 299,22$ ind/m²) y Peine ($2.399,16 \pm 468,52$ ind/m²). A nivel de estación (Figura 5-89, Tabla 5-58), en el sector Soncor se observó la mayor abundancia en BM-1 ($9.808,92 \pm 3.176,49$ ind/m²), seguida por PU-3 ($3.397,03 \pm 1.344,36$ ind/m²), mientras que BN-1 y PU-5 presentaron valores significativamente menores. En Aguas de Quelana, la mayor abundancia se registró en Q-5 ($14.267,52 \pm 1.677,69$ ind/m²), contrastando con Q-4 y Q-6, que presentaron abundancias inferiores, $552,02 \pm 245,16$ ind/m² y $1.613,59 \pm 171,61$ ind/m² respectivamente. En el sector Peine, la estación PE-1 en la laguna Interna ($2.972,4 \pm 1.385,31$ ind/m²) mostró valores levemente superiores a SA-2 de la laguna Salada ($1.825,91 \pm 408,03$ ind/m²). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-54) indican que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del zoobentos a nivel de sector ($F = 0,32$; $p = 0,73$), mientras que sí se observaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 3,77$; $p < 0,01$).

Tabla 5-54. Resultados de los análisis de varianza para la abundancia del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,003538	2,00	0,32	0,73
Residuo	0,159144	29,00		
Estacion	0,104474	10,00	3,77	<0,01
Residuo	0,058208	21,00		

Fuente: geobiota, 2025.

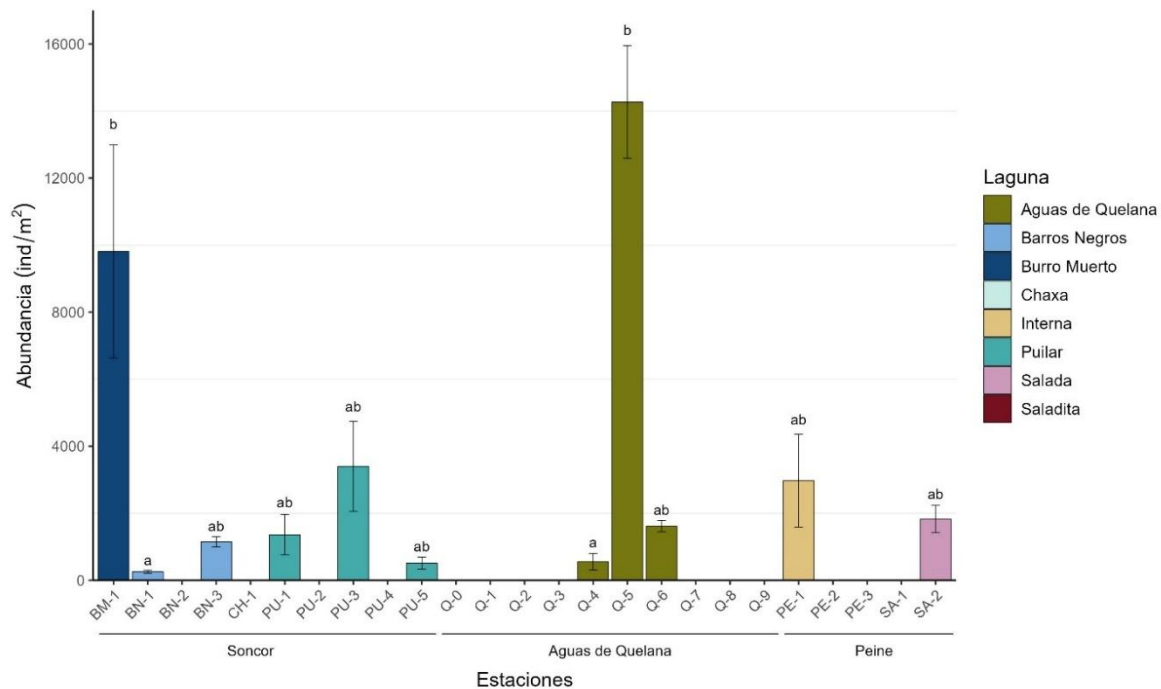
Figura 5-88. Abundancia promedio (± ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-89. Abundancia promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.5.3 Diversidad

El índice de diversidad de Shannon del ensamble de zoobentos durante la campaña 2025 evidenció diferencias relevantes entre sectores, mientras que a nivel de estación las variaciones fueron menos marcadas (Tabla 5-55). A escala de sectores (Figura 5-90, Tabla 5-58), Peine presentó los valores promedio más altos de diversidad ($0,70 \pm 0,02$), seguido por Aguas de Quelana ($0,45 \pm 0,05$), mientras que Soncor registró los valores más bajos ($0,24 \pm 0,02$). A nivel de estación (Figura 5-91, Tabla 5-58), se observaron valores nulos de diversidad en BN-3, PU-5 y Q-4, en contraste con valores más elevados en PU-3 ($0,57 \pm 0,07$), Q-6 ($0,73 \pm 0,07$) y PE-1 ($0,73 \pm 0,07$). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-55) indican que existen diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de Shannon del zoobentos entre sectores ($F = 4,85$; $p = 0,01$), mientras que no se detectaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($F = 2,19$; $p = 0,06$).

Tabla 5-55. Resultados de los análisis de varianza para índice de diversidad de Shannon del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	3,398367	2,00	4,85	0,01
Residuo	10,15778	29,00		
Estacion	16,83463	10,00	2,19	0,06
Residuo	16,12907	21,00		

Fuente: geobiota, 2025.

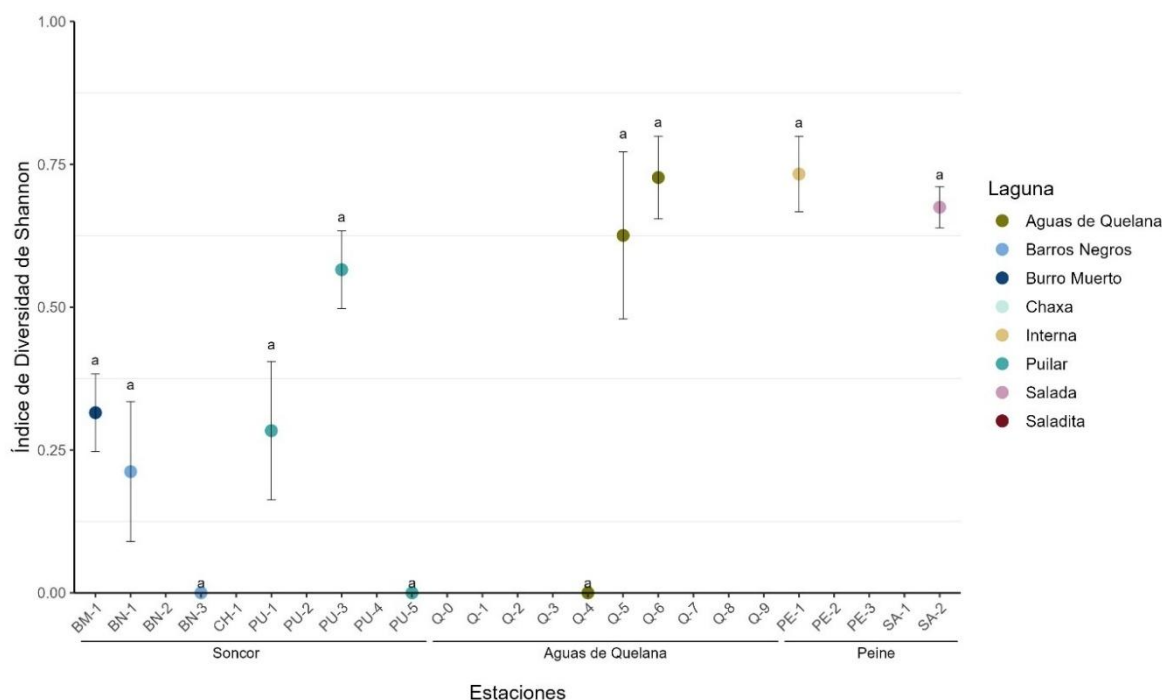
Figura 5-90. Índice de diversidad de Shannon promedio (± ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-91. Índice de diversidad de Shannon promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

El índice de dominancia de Simpson del ensamble de zoobentos durante la campaña 2025 osciló entre 0 y 0,48, estimándose variaciones significativas tanto entre sectores como entre estaciones de muestreo (Tabla 5-56, Tabla 5-58). A nivel de sectores (Figura 5-92, Tabla 5-58), Peine y Aguas de Quelana presentaron valores promedio de dominancia más elevados ($0,46 \pm 0,01$ y $0,26 \pm 0,03$, respectivamente), en comparación con Soncor ($0,15 \pm 0,01$), reflejando diferencias en el grado de dominancia de los taxones entre sectores. A escala de estación (Figura 5-93, Tabla 5-58), se registraron valores nulos de dominancia en BN-3, PU-5 y Q-4, mientras que los valores más altos se observaron en Q-6 ($0,47 \pm 0,04$), PE-1 ($0,48 \pm 0,03$) y PU-3 ($0,38 \pm 0,07$). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-56) indican que existen diferencias estadísticamente significativas en la dominancia de Simpson del zoobentos tanto a nivel de sector ($F = 5,34$; $p = 0,01$) como entre estaciones de muestreo ($F = 4,45$; $p < 0,01$).

Tabla 5-56. Resultados de los análisis de varianza para índice de dominancia de Simpson del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo.

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,007608	2,00	5,34	0,01
Residuo	0,02066	29,00		
Estacion	0,01921	10,00	4,45	<0,01
Residuo	0,009058	21,00		

Fuente: geobiota, 2025.

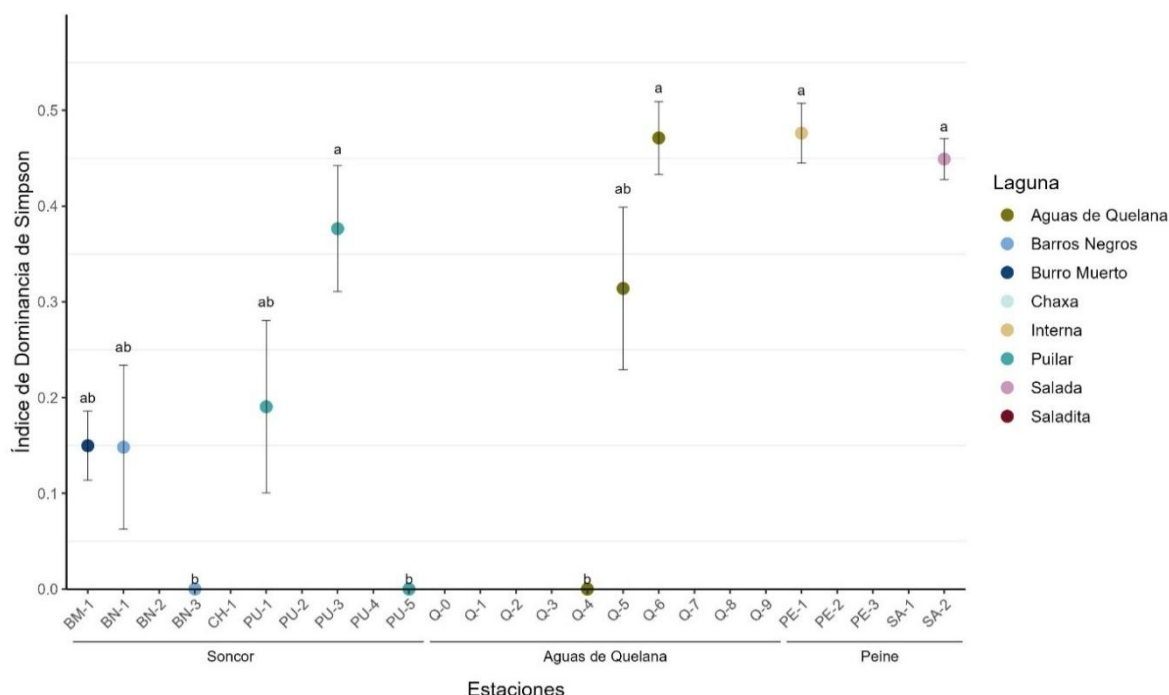
Figura 5-92. Índice de dominancia de Simpson promedio (± ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-93. Índice de dominancia de Simpson promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

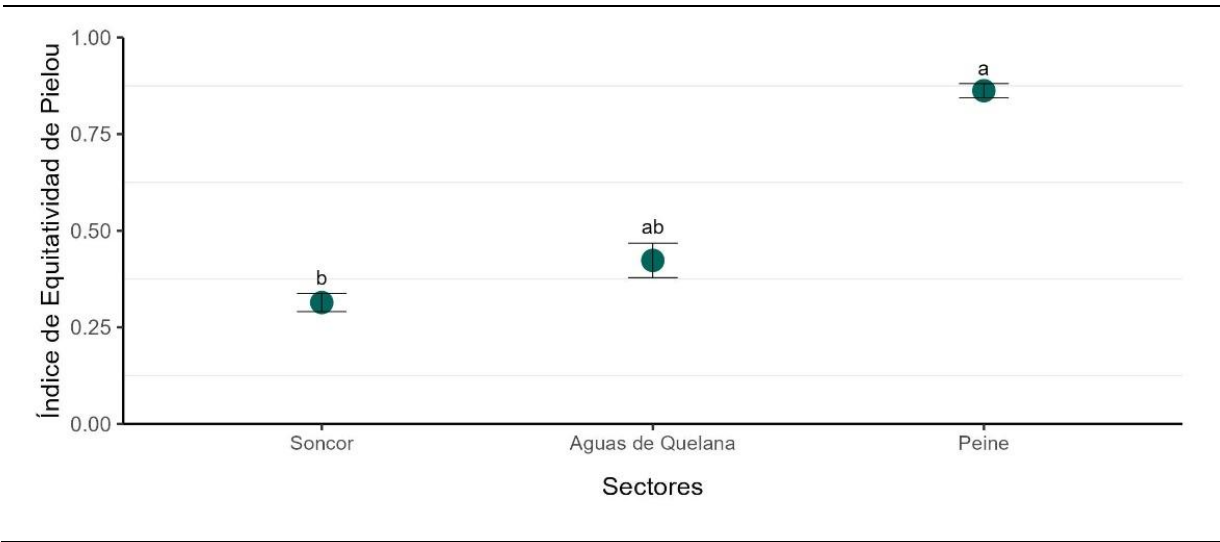
El índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zoobentos durante la campaña 2025 osciló entre 0 y 0,89, evidenciando diferencias significativas tanto a nivel de sector como de estación de muestreo (Tabla 5-57, Tabla 5-58). A nivel de sectores (Figura 5-94, Tabla 5-58), Peine presentó los valores promedio más altos de equitatividad ($0,86 \pm 0,02$), seguido por Aguas de Quelana ($0,42 \pm 0,04$), mientras que Soncor registró los valores más bajos ($0,31 \pm 0,02$), reflejando una distribución más homogénea de la abundancia entre taxones en Aguas de Quelana. A nivel de estación de muestreo (Figura 5-95, Tabla 5-58), se observaron valores nulos de equitatividad en BN-3, PU-5 y Q-4, en contraste con valores significativamente mayores en PU-3 ($0,76 \pm 0,13$), Q-6 ($0,88 \pm 0,04$) y PE-1 ($0,89 \pm 0,03$). Los resultados del análisis de varianza (Tabla 5-57) indican que existen diferencias estadísticamente significativas en la equitatividad de Pielou del zoobentos tanto entre sectores ($F = 4,93$; $p = 0,01$) como entre estaciones de muestreo ($F = 3,73$; $p < 0,01$).

Tabla 5-57. Resultados de los análisis de varianza para índice de equitatividad de Pielou del ensamble de zoobentos por sector y por estación de muestreo

Factor	SC	Gl.	F	p-valor
Sector	0,016237	2,00	4,93	0,01
Residuo	0,04774	29,00		
Estacion	17,71247	10,00	3,73	<0,01
Residuo	9,96421	21,00		

Fuente: geobiota, 2025.

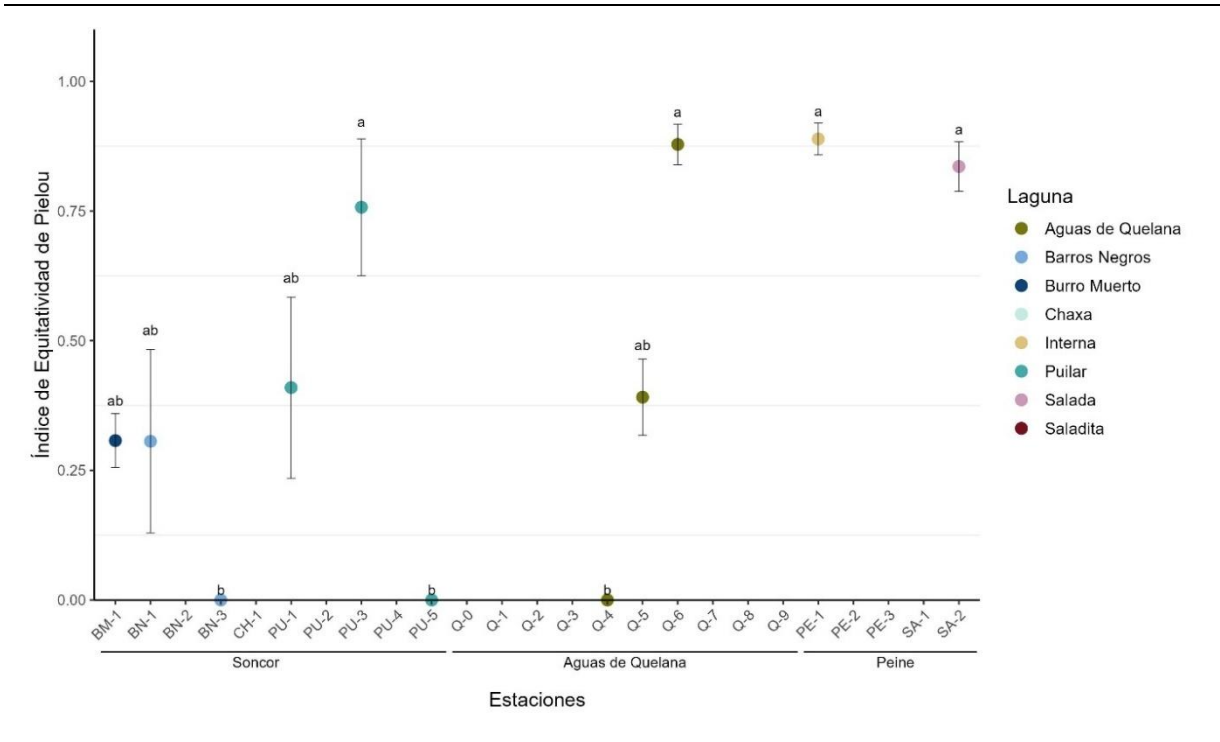
Figura 5-94. Índice de equitatividad de Pielou promedio (± ee) del ensamble de zoobentos por sector durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 5-95. Índice de equitatividad de Pielou promedio ($\pm$ ee) del ensamble de zoobentos por estación de muestreo durante la campaña de 2025



Letras distintas indican diferencias significativas.

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 5-58. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (ind/m²)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Soncor	1,71 $\pm$ 0,05	2877,48 $\pm$ 299,22	0,24 $\pm$ 0,02	0,15 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,02
BM-1	2,67 $\pm$ 0,19	9808,92 $\pm$ 3176,49	0,32 $\pm$ 0,07	0,15 $\pm$ 0,04	0,31 $\pm$ 0,05
BN-1	1,33 $\pm$ 0,19	254,78 $\pm$ 42,46	0,21 $\pm$ 0,12	0,15 $\pm$ 0,09	0,31 $\pm$ 0,18
BN-3	1 $\pm$ 0	1146,5 $\pm$ 153,1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
PU-1	1,67 $\pm$ 0,19	1358,81 $\pm$ 604,01	0,28 $\pm$ 0,12	0,19 $\pm$ 0,09	0,41 $\pm$ 0,17
PU-3	2,33 $\pm$ 0,19	3397,03 $\pm$ 1344,36	0,57 $\pm$ 0,07	0,38 $\pm$ 0,07	0,76 $\pm$ 0,13
PU-5	1 $\pm$ 0	509,56 $\pm$ 180,15	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
Aguas de Quelana	2,67 $\pm$ 0,19	5477,71 $\pm$ 787,28	0,45 $\pm$ 0,05	0,26 $\pm$ 0,03	0,42 $\pm$ 0,04
Q-4	1 $\pm$ 0	552,02 $\pm$ 245,16	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0

Tabla 5-58. Promedio ($\pm$ ee) de los descriptores comunitarios evaluados para el ensamble de zoobentos durante la campaña de 2025.

Sector/Estación	Riqueza (N° taxa)	Abundancia (ind/m ²)	Diversidad de Shannon	Dominancia de Simpson	Equitatividad de Pielou
Q-5	4,67 $\pm$ 0,38	14267,52 $\pm$ 1677,69	0,63 $\pm$ 0,15	0,31 $\pm$ 0,08	0,39 $\pm$ 0,07
Q-6	2,33 $\pm$ 0,19	1613,59 $\pm$ 171,61	0,73 $\pm$ 0,07	0,47 $\pm$ 0,04	0,88 $\pm$ 0,04
Peine	2,33 $\pm$ 0,09	2399,16 $\pm$ 468,52	0,7 $\pm$ 0,02	0,46 $\pm$ 0,01	0,86 $\pm$ 0,02
PE-1	2,33 $\pm$ 0,19	2972,4 $\pm$ 1385,31	0,73 $\pm$ 0,07	0,48 $\pm$ 0,03	0,89 $\pm$ 0,03
SA-2	2,33 $\pm$ 0,19	1825,91 $\pm$ 408,03	0,67 $\pm$ 0,04	0,45 $\pm$ 0,02	0,84 $\pm$ 0,05

Fuente: geobiota, 2025.

5.3.2.6 Plantas acuáticas

A partir de los registros obtenidos durante la campaña 2025, la presencia de plantas acuáticas presentó una distribución espacial restringida. En la mayoría de las estaciones de los sistemas Soncor, Aguas de Quelana y Peine, no se registró presencia de macrófitas.

La presencia de macrófitas se limitó exclusivamente a la especie *Ruppia filifolia* (Filo Tracheophyta, Familia Ruppiaceae), identificado en la estación PU-1 del sector Soncor y en las estaciones Q-5 y Q-6 del sector Aguas de Quelana. En Puilar la cobertura registrada en los cuadrantes indicó valores que fluctúan entre 25 – 75%, mientras que en los sitios de Aguas de Quelana la cobertura osciló entre 5 – 50%. En el sector Peine, no se detectó presencia de macrófitas en ninguna de las estaciones evaluadas.

6. Discusiones

6.1 Flora y vegetación

6.1.1 Monitoreo vegetación mediante imágenes satelitales

Conforme al propósito del Plan de Seguimiento Ambiental (PSA) biótico del Salar de Atacama, el cual es la detección de cambios en la distribución, abundancia y vitalidad de la vegetación presente en el Borde Este del Salar de Atacama, se discute el comportamiento histórico observado en los parámetros evaluados durante el período de monitoreo (2006 – 2025).

6.1.1.1 Análisis de las caracterizaciones en terreno

6.1.1.1.1 Estado vital

Tal como lo indica la RCA del Proyecto (N° 226/2006), el estado vital de las unidades homogéneas de vegetación (UVH) objeto de monitoreo, deben ser evaluadas anualmente en el mes de abril.

A nivel general, los valores de las categorías de vigor en el periodo 2025 se ubican dentro de los rangos máximos y mínimos observados en los años anteriores (2006 al 2024), a excepción de la categoría Muy débil que presentó su punto más alto en el periodo actual, con 11 registros. A nivel de tendencia, excluyendo los registros de los años 2020 y 2023, que se muestran incompletos dadas las restricciones de acceso a los puntos durante la pandemia en 2020 y los puntos no autorizados por Peine en 2023, las categorías de vitalidad de las unidades de vegetación no presentan una tendencia hacia el aumento o disminución en el tiempo. Lo cual se confirmó al realizar pruebas de regresión lineal simple, entre el tiempo y la porción de unidades de vegetación por categoría de vigor (Anexo 5).

En este contexto, en la Figura 6-1 se presenta la evolución de la vitalidad registrada en las UVH en 20 años de monitoreo, esta evolución temporal se representa a través de la proporción de UVH por categoría de vitalidad en cada año desde el 2006 a la fecha. Una descripción de la evolución de las categorías se presenta de forma separada en las secciones siguientes:

Excepcionalmente vigoroso: Esta categoría presenta una baja representación en el periodo de monitoreo, sin una tendencia al alza o baja en el tiempo, posee un promedio histórico del 3,2% y una variación del 3,74%, lo que reafirma la baja ocurrencia de unidades excepcionalmente vigorosas. Esta categoría muestra variaciones entre un máximo de 12,12% de registros anuales en 2006 y mínimos de cero registros en varios años (Figura 6-1). También se observan ocupaciones altas en los años 2009 (7,07% de los registros), 2017 (10,10% de los registros) y 2023 (8,99% de los registros). En el presente año, no se registraron unidades catalogadas como excepcionalmente vigorosas, a diferencia de los 5 registros del año anterior.

Crecimiento normal: La categoría de crecimiento normal es la que alberga la mayor cantidad de registros en todos los años de monitoreo, sin mostrar una tendencia hacia el alza o baja en el tiempo (Anexo 5). Posee un promedio histórico del 73,94% y la mayor variación de todas las categorías de vigor, llegando al 11,69%. El valor observado en la campaña actual se encuentra cercano a este promedio, alcanzando un 72,73% de unidades en esta categoría, lo cual representa una diferencia negativa de 17,17% con respecto al máximo

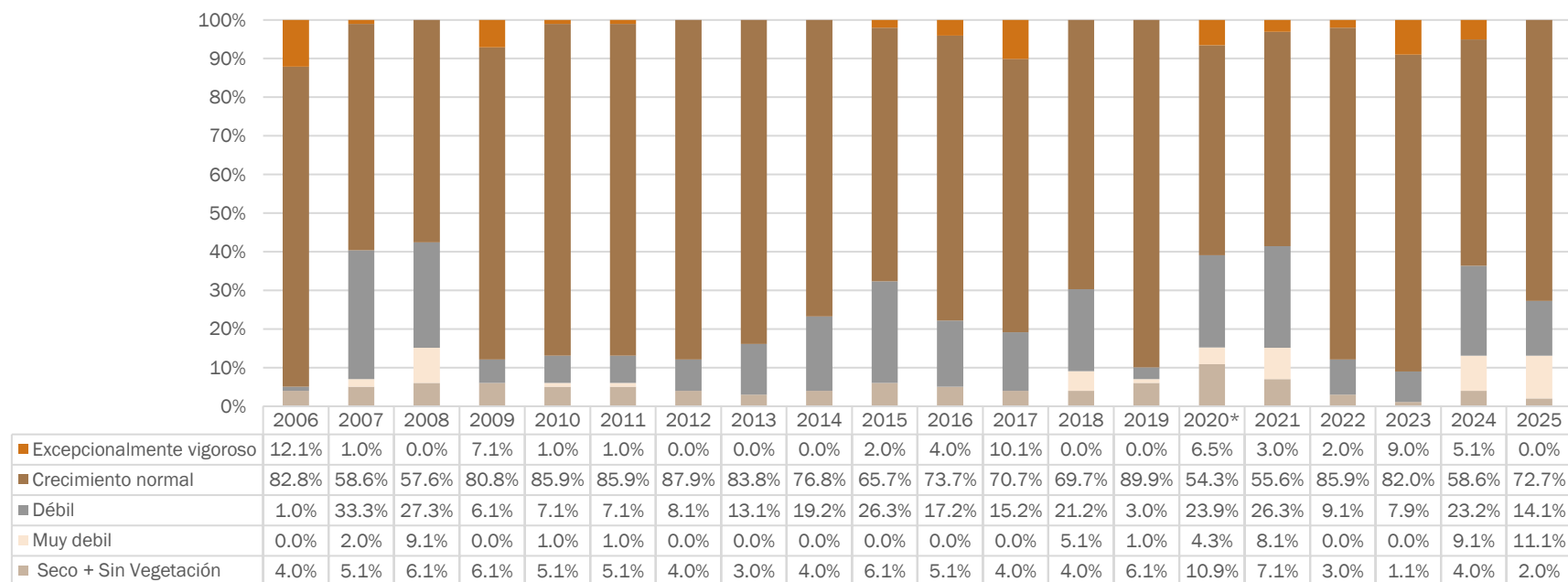
histórico (89,90% año 2019) y una diferencia positiva del 14,14% respecto al monitoreo anterior (58,59% año 2024).

Débil: Esta categoría corresponde a la segunda más frecuente en las unidades evaluadas, posee un promedio histórico del 15,48% con una variación del 9,02%. Se ha mostrado variable en el tiempo, sin una tendencia al alza o baja (Anexo 5), su máximo alcanza el 33,33% de los registros en año 2007, mientras que el mínimo fue registrado en el año 2006 con solo un 1,01% de los registros. Para el año 2025 esta categoría se observa en el 14,14% de los registros, equivalente a una disminución del 9,09% respecto al año anterior.

Muy débil: La categoría Muy débil ha mostrado fluctuaciones que no permiten describir una tendencia en el tiempo (Anexo 5), posee un promedio histórico del 2,59% y una variación del 3,68%. El valor máximo se registró en 2025 con un 11,11% de las unidades en esta categoría. Mientras que el mínimo se registra en varios años con la ausencia de registros (Figura 6-1). Respecto al año anterior, se observa un alza en 2 registros en esta categoría (pasando de 9 a 11 unidades).

Seco/Sin vegetación: La participación porcentual de la categoría “seco/sin vegetación” no ha mostrado una tendencia el tiempo (Anexo 5). El rango de variación de esta categoría es bajo, alcanzando un promedio histórico del 4,79% y una desviación estándar del 2%. Como mínimo y máximo se observa un 1,12% el año 2023 y un 7,1% el año 2020. En el periodo actual, se identificaron dos muestras en esta categoría, equivalente al 2,02%.

Figura 6-1 Categorías de vitalidad de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Evolución temporal campañas 2006 – 2025



(*) El año 2020 tiene 46 registros, debido a prohibición de ingreso a sectores de la Reserva Nacional Los Flamencos (ver informe de monitoreo PSAB N° 14), el año 2023 posee 89 registros debido a falta de acceso a puntos del sector de Peine, por parte de la comunidad homónima. El resto de los años, incluyendo el año 2024, fue construido sobre la base de 99 registros.

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.1.1.2 Porcentaje de copa viva

El porcentaje de copa viva corresponde a una apreciación visual de la proporción de la copa fotosintéticamente activa de las especies dominantes en las unidades evaluadas. Es un parámetro que se evalúa anualmente en el mes de abril, de acuerdo con lo especificado en la RCA del Proyecto (N° 226/2006). En este contexto, en la Figura 6-2 se presenta la evolución del porcentaje de copa viva (%CV) registrado en las UVH en 20 años de monitoreo, esta evolución temporal se representa a través de la proporción de UVH por categoría de %CV en cada año desde el 2006 a la fecha.

A nivel general, los valores de las categorías de follaje en el periodo 2025 se ubican dentro de los rangos máximos y mínimos observados en los años anteriores (2006 al 2024). A nivel de tendencia, excluyendo los registros de los años 2020 y 2023, que se muestran incompletos dadas las restricciones de acceso a los puntos durante la pandemia en 2020 y los puntos no autorizados por Peine en 2023. Las categorías de copa viva de las unidades de vegetación no presentan una tendencia hacia el aumento o disminución en el tiempo. Lo cual se confirmó al realizar pruebas de regresión lineal simple, entre el tiempo y la porción de unidades de vegetación por categoría (Anexo 5). Una descripción de la evolución de las categorías se presenta de forma separada a continuación:

Categoría 75-100%: Esta categoría posee una representación moderada en el periodo de monitoreo, sin una tendencia al alza o baja en el tiempo (Anexo 5), su promedio histórico es del 8,06%, con una variación del 6,91%. Esta categoría fluctúa entre un máximo de 29,29% de los registros anuales en el año 2006 y cero [0] registros en el año 2018. Los primeros años de monitoreo muestran grandes variaciones, las que podrían atribuirse a la naturaleza cualitativa de la variable de medición y al criterio de cada especialista que realiza la descripción en terreno. En el actual monitoreo se observó a un 7,07% de las muestras con esta porción de follaje, presentándose levemente bajo el promedio.

Categoría 50-75%: La categoría 50-57% es una de las tres más abundantes del monitoreo, posee un promedio histórico del 23,98% y una desviación estándar de 9,41%. En general se observan altas fluctuaciones entre meses sucesivos de monitoreo, como por ejemplo entre 2008 y 2009, se aprecia una diferencia de 30 descripciones y entre 2024 y 2025, un total de 10 (Figura 6-2). Por lo mismo, se observan mínimos y máximos extremos entre sí, alcanzando un 11,11% como mínimo en 2008 y un 42,50% como máximo en 2022. En el año 2025, se registra un 28,28% de las unidades con esta categoría, ubicándose 4,30% por sobre el promedio (23,98%).

Categoría 25-50%: Esta categoría es la que en promedio concentra la mayor cantidad de unidades, con un 40,31% y una variación de 9,79%. Las fluctuaciones observadas se mueven entre un mínimo de 27,27% y un máximo de 62,63%, en los años 2008 y 2012 respectivamente. Pese a la anterior, en esta categoría no se verifica una tendencia al alza o baja (Anexo 5). En el 2025, se registró una proporción de 31,31%, lo cual se encuentra un 9% por debajo del promedio.

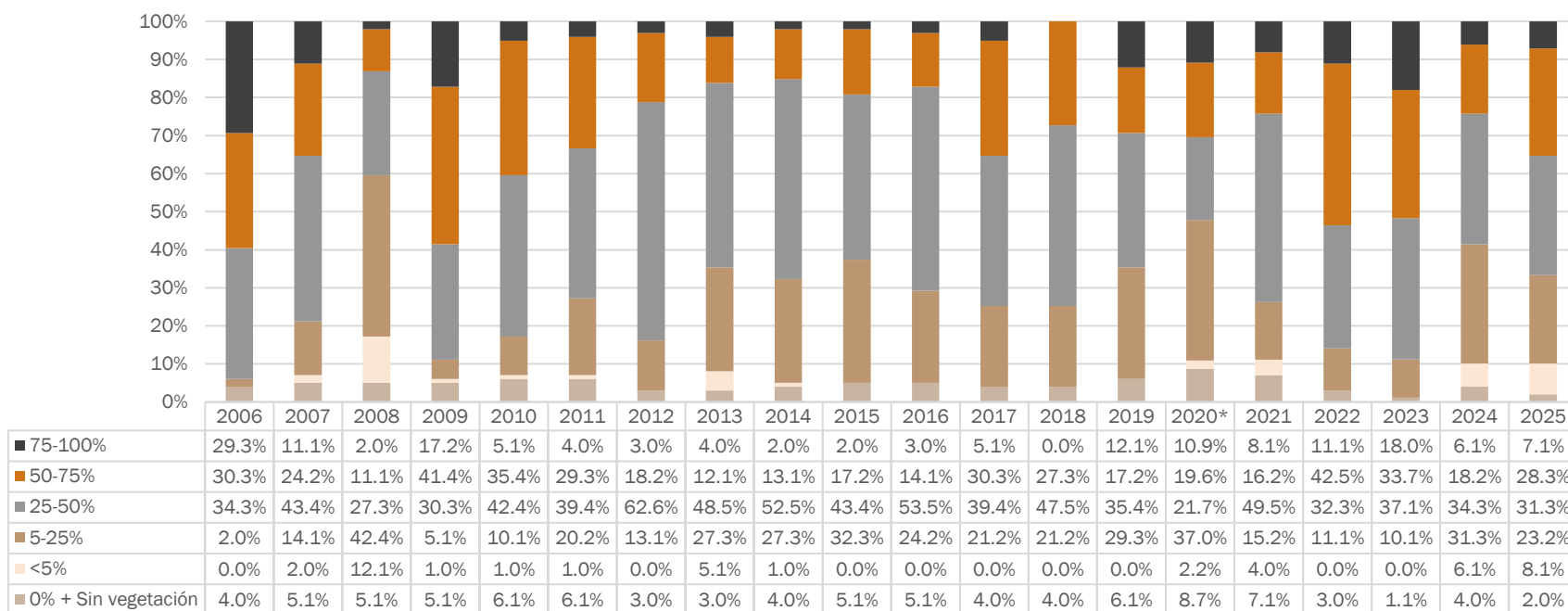
Categoría 5-25%: La categoría 5-25% de copa viva también posee un promedio histórico relativamente alto, llegando al 20,89% de observaciones, con una desviación estándar relativamente alta (10,50%). La mínima y máxima cantidad de observaciones se registraron en 2006 y 2008 donde alcanzaron un 2,02% y 42,42% de las muestras, respectivamente. El año posterior al máximo (2009) presentó nuevamente una baja considerable, registrándose un 5,05% de representatividad. En el periodo actual (2025) disminuye la proporción

con respecto al periodo anterior en un 8,08%. No obstante, el registro actual está 2,34% por sobre el promedio histórico para esta categoría.

Categoría <5%: Esta categoría es la menos representada a nivel histórico, posee un promedio que alcanza el 2,18% y una variación del 3,23%. El valor máximo se registró en 2008 con un 12,12% de las descripciones y el mínimo llegó en varios años a 0 registros (Figura 6-2). Los datos temporales muestran que esta categoría experimentó aumentos en los años 2013, 2021, 2024 y 2025. Para el año 2025 los registros llegan a 8,08%, aumentando un 2,02% con respecto al monitoreo anterior, y un 5,90% por sobre el promedio histórico para esta categoría.

0%/Sin vegetación: Los registros sin copa viva o sin presencia de vegetación alcanzan en promedio un 4,36% a nivel histórico, con una baja variación (1,46%). A través de los monitoreos, esta categoría fluctuó entre un máximo de 7,07% en el año 2021 (sin considerar el año 2020 donde solo se evaluaron 46 estaciones de monitoreo) y un mínimo de 1,12% en 2023. La proporción de unidades en esta categoría presenta una disminución del 2,02% en comparación con el periodo anterior y se sitúa 2,34% por debajo del promedio histórico

Figura 6-2 Proporción del porcentaje de copa viva de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Campañas abril 2006 – 2025



(*) El año 2020 tiene 46 registros, debido a prohibición de ingreso a sectores de la RN Los Flamencos (ver informe de monitoreo PSAB N° 14), el año 2023 posee 89 registros debido a falta de acceso a puntos del sector de Peine, por parte de la comunidad homónima. El resto de los años, incluyendo el año 2024, fue construido sobre la base de 99 registros.

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.1.1.3 Fenología

La variación temporal de los ciclos reproductivos de las especies dominantes en las unidades de vegetación objeto de seguimiento (RCA N° 226/2006), se presenta en la Figura 6-3, lo cual se expresa a través de la proporción de UVH por categoría de fenología en cada año desde el 2006 a la fecha.

A nivel general, la fenología de las unidades evaluadas en el periodo 2025, se muestran similares a los registros de los últimos años. Sin embargo, a nivel de tendencia, excluyendo los registros de los años 2020 y 2023, que se muestran incompletos dadas las restricciones de acceso a los puntos durante la pandemia en 2020 y los puntos no autorizados por Peine en 2023, se observa una tendencia a la disminución de unidades con presencia de frutos y un aumento de unidades con crecimiento vegetativo y floración. Lo cual se confirmó al realizar pruebas de regresión lineal simple, entre el tiempo y la porción de unidades de vegetación por categoría (Anexo 5).

Una descripción de la evolución de las categorías se presenta de forma separada a continuación:

Fructificación: La fase fenológica de fructificación ha sido la categoría más frecuente en las formaciones vegetacionales del Salar de Atacama, mostrando un promedio de 57,75% con una variación del 16,22%. El máximo ocurrió el año 2006 donde el 76,77% de las unidades evaluadas presentaron esta etapa fenológica, mientras que el mínimo fue registrado en el año 2024¹⁵ donde un 28,28% de los registros fueron en esta categoría. Los periodos entre 2020 y 2025 corresponden a los años con menor proporción de muestras con fructificación, lo que mostraría, probablemente, un retraso en el ciclo fenológico, al verificarse un aumento en las muestras en la etapa de floración y crecimiento vegetativo. En el monitoreo actual esta categoría aumento en un 11,11% respecto al monitoreo anterior.

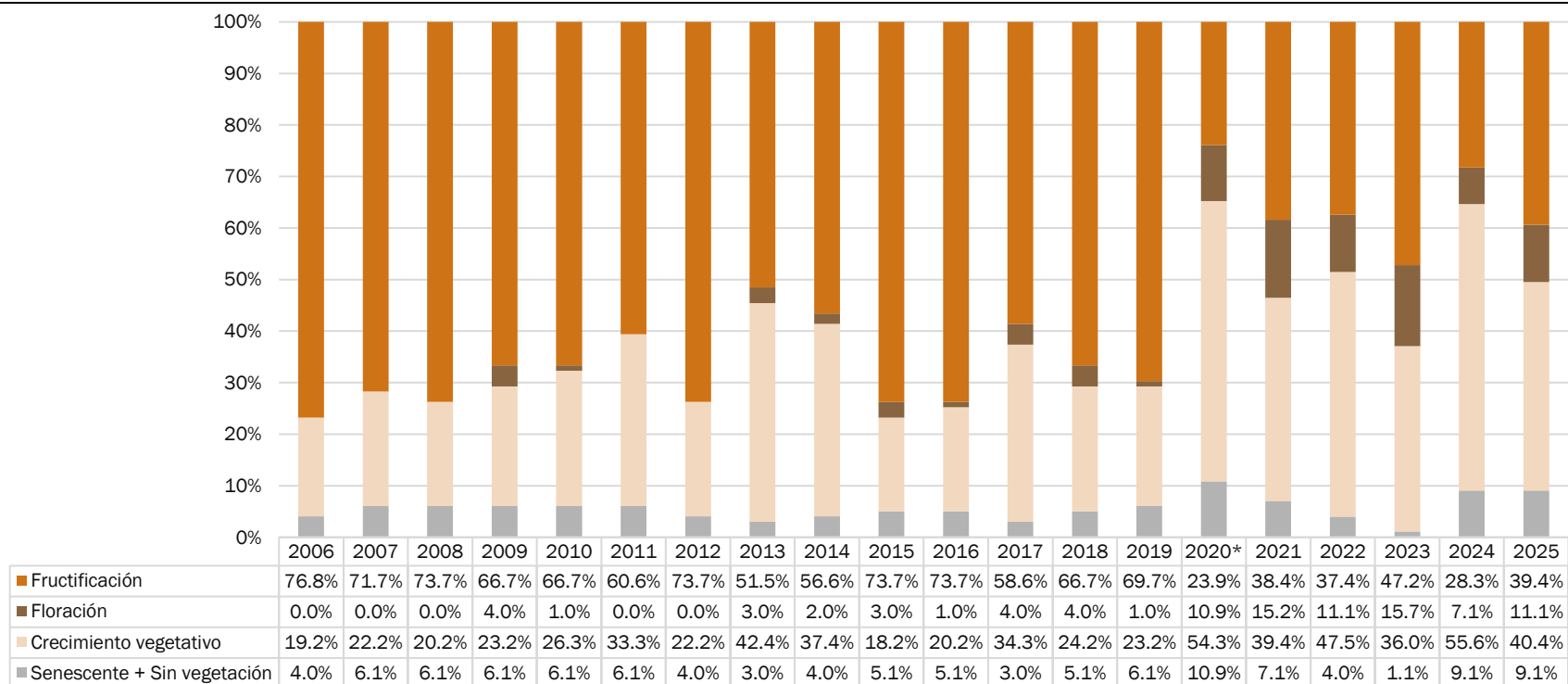
Floración: La evolución de las descripciones vegetacionales en el tiempo muestran que la fenofase reproductiva de floración posee un promedio del 4,71% con una variación del 5,11%. A nivel histórico, fluctúa entre un mínimo de 0% registros en 2006, 2007, 2011 y 2012; y un máximo de 15,73% en 2023. Tal como se mencionó anteriormente, se observa un aumento de floración a través del tiempo, en comparación con la etapa de fructificación. En la campaña actual, se registra un aumento del 4,04% en la floración, respecto a la campaña anterior (2024).

Crecimiento vegetativo: La categoría de crecimiento vegetativo corresponde a la etapa de formación de ramas, hojas y brotes tiernos, posee un promedio del 31,99% de las muestras a nivel histórico, con una alta variación (11,51%). Esta categoría ha fluctuado entre un mínimo de 18,18% de las muestras en 2015 y un máximo del 55,56% en 2024. En el periodo actual, esta categoría disminuyó en un 15,15% respecto al periodo previo, contrastando con las categorías de floración y fructificación que han aumentado.

Senescente/sin vegetación: La cantidad de unidades senescentes o sin vegetación poseen un bajo promedio histórico (5,55%) y una variación del 2,23%. Fluctúa entre un mínimo de 1,12% de registros en el año 2023 y un máximo del 9,09% de los registros en los años 2024 y 2025. El reporte actual (2025) se encuentra dentro de los rangos históricos observados.

¹⁵ Sin considerar el año 2020 donde solo se evaluaron 46 estaciones.

Figura 6-3 Fenología de la vegetación del Borde Este del Salar de Atacama. Resultados Históricos. Campañas 2006 – 2025



(*) El año 2020 tiene 46 registros, debido a prohibición de ingreso a sectores de la RN Los Flamencos (ver informe de monitoreo PSAB N° 14), el año 2023 posee 89 registros debido a falta de acceso a puntos del sector de Peine, por parte de la comunidad homónima. El resto de los años fue construido sobre la base de 99 registros, incluyendo el año 2024.

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.1.2 Distribución y abundancia de la vegetación mediante imágenes satelitales

En el periodo 2025 se registra un total de 14.091,04 ha cubiertas con vegetación, valor que se encuentra dentro de los rangos observados históricamente (13.492,0 - 17.495,7 ha), tal como se aprecia en la Tabla 6-1, Tabla 6-2 y Figura 6-4. Respecto a la rectificación realizada en el año 2013, se aprecia que la superficie actualmente cubierta con vegetación es mayor en 456,04 ha (Tabla 6-1). Este incremento se debe principalmente al registro del Matorral de Káuchal (*Tiquilia atacamensis*), cuyas superficies previas al 2017 se habían presentado como zona de vegetación escasa (cobertura de la vegetación <5%) en algunas secciones del margen oriental del Borde Este y que actualmente presenta cobertura vegetal muy abierta (cobertura de la vegetación 10-25%).

La especie *Tiquilia atacamensis* es procumbente o semierecta, de hábito subarbusivo o sufrútice (Rodríguez, 2018), es decir, una planta similar a un arbusto, generalmente pequeña y que sólo se lignifica en la base y sus extremos son de consistencia herbácea (Squeo et al., 2008). Según Richardson (1977), las especies del género *Tiquilia* son todas especies xerofíticas perennes, algunas de ellas pueden florecer y fructificar el primer año y funcionar como anuales si son eliminadas por condiciones adversas posteriores. De acuerdo con lo observado en terreno, *Tiquilia atacamensis* se ajustaría a estas características, dado que su aparición y densidad de individuos se asocia con precipitaciones abundantes como las ocurridas entre los meses de enero y febrero de los años 2017, 2018 y 2019 en la zona.

Tal como se indica en Tabla 6-1, para el periodo 2025 no se identificó la formación ocasional dominada por la especie herbácea *Cistanthe sp.*, la que se verificó por única vez en la campaña 2019. La ausencia de esta formación respaldaría que el crecimiento de esta especie estaría sujeta a condiciones climáticas puntuales, considerada como “pastos de lluvias” y su expresión en la temporada 2019 se debió a las abundantes lluvias estivales acontecidas durante enero a febrero 2019, donde se acumularon 212 mm (estación Camar DGA, 2019).

A continuación, en la Tabla 6-1 se presentan las superficies por tipo vegetacionales en cada uno de los monitoreos realizados a la fecha.

Tabla 6-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025

Año de monitoreo	Tipo vegetacional							TOTAL (ha)
	Matorral de Brea	Matorral de Cachiyuyo - Ojalar	Matorral de Rica rica - Pingo pingo	Matorral de Káuchal	Pradera de Grama salada	Pajonal de junquillo -Totora - Suncho	Pradera de Lu-kupa	
2006	9.195,00	1.263,00	20,00	0,00	2.569,00	664,00	0,00	13.712,00
2007	8.327,00	1.235,00	28,00	0,00	3.495,00	628,00	0,00	13.712,00
2008	7.626,00	2.069,00	900,00	0,00	2.696,00	422,00	0,00	13.712,00
2009	9.319,00	1.156,00	36,00	0,00	2.048,00	1.186,00	0,00	13.745,00
2010	9.006,00	603,00	1.003,00	0,00	1.389,00	1.689,00	0,00	13.690,00
2011	9.452,00	493,00	604,00	0,00	1.544,00	1.604,00	0,00	13.696,00

Tabla 6-1. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025

Año de monitoreo	Tipo vegetacional							TOTAL (ha)
	Matorral de Brea	Matorral de Cachiyuyo – Ojalar	Matorral de Rica rica – Pingo pingo	Matorral de Káu-chal	Pradera de Grama salada	Pajonal de junquillo -Totora - Suncho	Pradera de Lu-kupa	
2012	7.616,00	1.325,00	692,00	0,00	2.725,00	1.311,00	0,00	13.670,00
2013	7.301,00	1.683,00	1.042,00	0,00	2.319,00	1.290,00	0,00	13.635,00
2014	7.331,00	1.714,00	776,00	0,00	2.361,00	1.300,00	0,00	13.492,00
2015	7.865,00	1.752,00	821,00	0,00	2.342,00	1.341,00	0,00	14.121,00
2016	7.865,00	1.807,00	767,00	0,00	2.364,00	1.315,00	0,00	14.118,00
2017	7.735,30	1.815,10	769,50	34,30	2.349,10	1.327,40	0,00	14.030,70
2018	7.849,00	2.074,00	587,90	811,80	2.235,40	1.288,10	0,00	14.846,20
2019	8.033,50	2.069,10	547,70	651,70	2.197,60	1.456,50	2.539,60	17.495,70
2020	7.412,40	2.024,30	542,40	824,50	2.209,40	1.381,20	0,00	14.394,30
2021	7.359,18	1.772,03	455,88	883,30	2.233,80	1.381,27	0,00	14.085,45
2022	7.359,95	1.780,87	436,42	858,53	2.236,96	1.403,46	0,00	14.076,19
2023	7.359,40	1.801,89	436,59	858,94	2.251,66	1.392,25	0,00	14.100,73
2024	7.315,86	1.801,89	436,59	858,94	2.289,36	1.389,10	0,00	14.091,74
2025	7.312,50	1.801,88	436,59	858,71	2.296,66	1.384,70	0,00	14.091,04

Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

Respecto a los demás tipos vegetacionales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama, las diferencias de superficie cubierta por vegetación en el periodo 2006 – 2025, se relacionan principalmente con la dificultad de identificación de unidades vegetacionales de baja cobertura principalmente a nivel de fotointerpretación de la imagen satelital. Esto ocurre especialmente en las zonas de cobertura rala (5-10%). Esta situación se da mayoritariamente en los límites del Borde Este, tanto en la parte alta de la cuenca como hacia el núcleo del salar, principalmente en áreas donde convergen zonas de vegetación escasa y vegetación con coberturas <10%. Por ejemplo, en el margen oriente de la franja cubierta con vegetación se presenta el tipo vegetacional dominado por Rica rica – Pingo pingo (*A. deserticola* – *E. multiflora*), estas especies surgen de manera localizada y colindante a zonas de vegetación escasa (<5% de cobertura) o sin vegetación.

En la imagen satelital y a la escala de trabajo utilizada, se dificulta la delimitación entre estos sectores, toda vez que la distribución de individuos es dispersa y de tamaño reducido, tendiendo a la confusión con otros elementos del paisaje. Situación similar ocurre hacia el poniente (núcleo del Salar), donde la vegetación que limita con esta superficie tiende a presentar límites difusos, dada la presencia de costra salina irregular. Por esto, y con el objetivo de mejorar la cartografía es que se realizan esfuerzos adicionales de revisión de la segmentación, produciéndose tales diferencias en las superficies, las que no están directamente relacionadas a efectos del Proyecto.

Tal como se aprecia en la Figura 6-4 y Tabla 6-1, las superficies del periodo 2025 se encuentran dentro de los rangos de valores observados en los periodos previos (13.492,00 - 17.495,70 ha). Al comparar los resultados con los datos obtenidos el año 2024 (Tabla 6-2), se aprecia una diferencia de 0,70 ha menos que el periodo anterior. Por otra parte, la superficie del periodo reportado es superior en 456,04 ha respecto al periodo 2013, año en que se generaron las correcciones al mapa de vegetación.

En el análisis por tipo vegetacional (Tabla 6-2), se observa que el matorral *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora* (Rica rica – Pingo pingo) y la pradera *Cistanthe sp* (Lukupa) mantuvieron las mismas superficies con respecto al monitoreo anterior, mientras la pradera de *Distichlis spicata* (Gramma salada) aumentó su superficie de ocupación respecto al monitoreo anterior en 7,30 ha. Por su parte, los matorrales de *Tessaria absinthioides* (Brea), *Atriplex atacamensis* – *Atriplex imbricata* (Cachiyuyo – Ojalar) y *Tiquilia atacamensis* (Káuchal), junto con las praderas de *Juncus balticus* – *Schoenoplectus americanus* – *Baccharis juncea* (Junquillo – Totora – Suncho) presentaron bajas en superficie con respecto al periodo anterior, disminuyendo 3,36, 0,01, 0,23 ha y 4,40 ha, respectivamente.

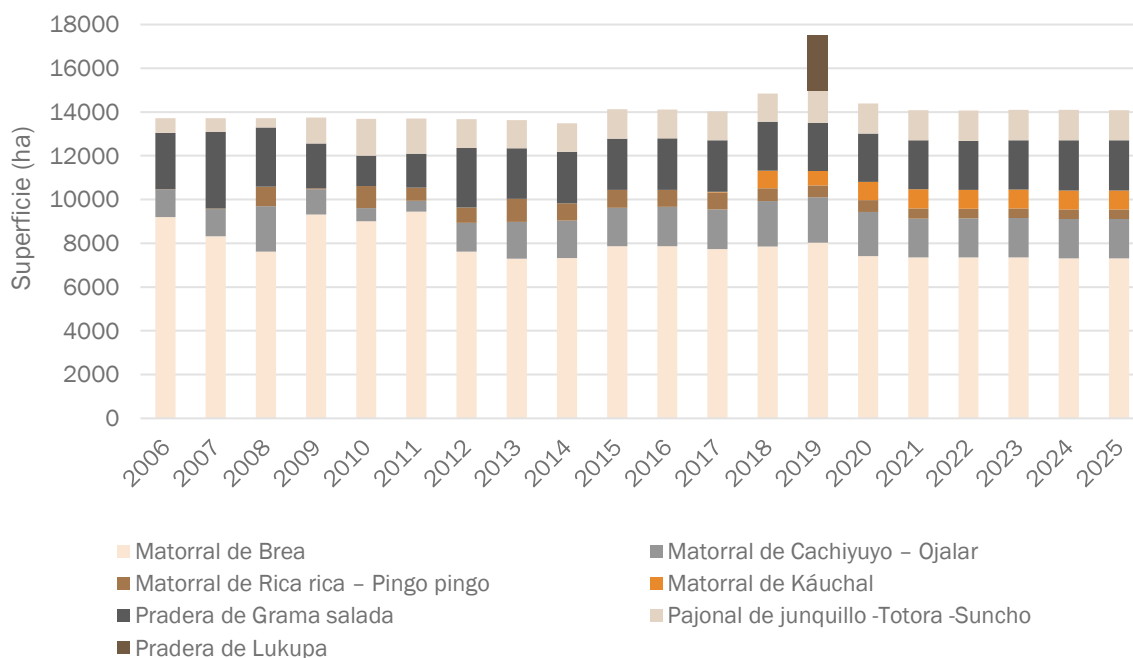
Tabla 6-2. Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2024-2025

Año de monitoreo	Tipo vegetacional (ha)							TOTAL (ha)
	Matorral de Brea	Matorral de Cachiyuyo – Ojalar	Matorral de Rica rica – Pingo pingo	Matorral de Káuchal	Pradera de Gramma salada	Pajonal de junquillo -Totora - Suncho	Pradera de Lukupa	
2024	7.315,86	1.801,89	436,59	858,94	2.289,36	1.389,10	0,00	14.091,74
2025	7.312,50	1.801,88	436,59	858,71	2.296,66	1.384,70	0,00	14.091,04
Disminución	3,36	0,01	-	0,23	-	4,40	-	0,70
Aumento	-	-	-	-	7,30	-	-	-

Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

Basado en los antecedentes entregados, tanto la superficie total como los tipos vegetacionales de manera individual se encuentran dentro de los rangos observados históricamente, que corresponden a las superficie mínimas y máximas en el período 2006 – 2024 (ver Tabla 6-1), por lo que no se aprecian efectos no contemplados en la vegetación mediante el monitoreo mediante imágenes satelitales. El detalle de la variación de cobertura por tipo vegetacional es presentado en la Figura 6-4.

Figura 6-4 Superficie de los tipos vegetales presentes en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 a 2025



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

6.1.1.3 Monitoreo trimestral de la vegetación

6.1.1.3.1 Análisis de las caracterizaciones de terreno

6.1.1.3.1.1 Estado vital

La evolución del estado vital de las unidades de vegetación descritas en el marco de este informe se presenta de forma gráfica en la Figura 6-5. De ella se extrae lo siguiente:

- La cantidad de descripciones catalogadas como secas o sin vegetación muestra un patrón estacional. En general, se observa un aumento de unidades secas y de menor vigor durante el invierno (monitoreo de julio), mientras que su participación disminuye en enero y abril (verano y otoño). El primer máximo se observa en julio de 2022 con un 9,09%, seguido de una disminución progresiva hasta julio de 2023, cuando no se identifican unidades en esta categoría. A partir de entonces, la cantidad de unidades secas vuelve a aumentar de forma sostenida hasta julio de 2024, alcanzando un 17,17%. Luego, los valores disminuyen gradualmente hasta abril de 2025 (2,02%). En el periodo siguiente, correspondiente a julio de 2025, se registra un nuevo máximo histórico, con 23 unidades (23,23%), y en el monitoreo actual, la categoría disminuye nuevamente alcanzando un 13,13% (13 unidades). La categoría Seco presenta un promedio general de $6,94\% \pm 6,38\%$.

- La cantidad de unidades catalogadas como Muy débil presentan una tendencia al aumento hacia el mes de julio de cada año, alcanzando sus valores máximos en las campañas de julio 2022, 2024 y 2025,

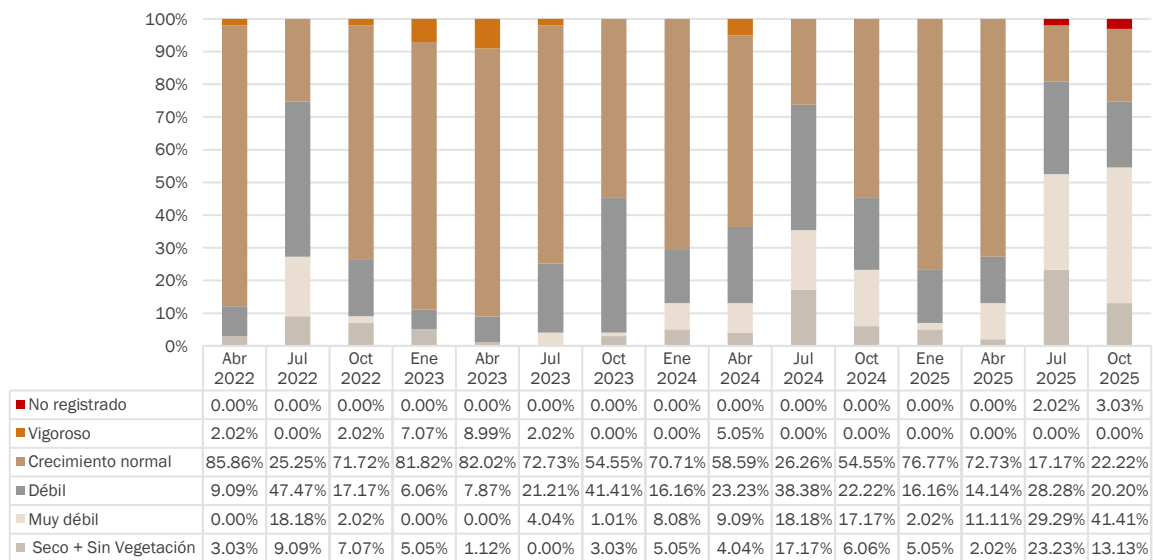
con un total de 18, 18 y 29 unidades en cada campaña, respectivamente. Mientras que el valor mínimo se registró en las campañas de abril de 2022, junto con enero y abril 2023, donde no hubo unidades en esta categoría. La campaña de octubre 2024 se mantiene con valores cercanos al máximo histórico de esa fecha, en contraste, en enero 2025 los valores son cercanos al mínimo, evidenciando la alta variabilidad de los datos. Posteriormente, los valores comienzan a aumentar en abril de 2025 hasta alcanzar el máximo histórico en el periodo actual, con 41 unidades. El porcentaje promedio a la fecha para esta categoría es del 10,77% + 12,20%.

- La categoría Débil muestra un comportamiento similar a la categoría Muy débil. Registrando el valor máximo en la campaña de julio 2022 (47 unidades débiles), y en general valores altos en la temporada invernal. Mientras que, el mínimo se registró en las campañas de enero 2023 con 6 unidades. En la campaña de octubre de 2025, se registran 28 unidades, representando una disminución de 8 unidades respecto del monitoreo anterior. El porcentaje promedio a la fecha para esta categoría es de 21,94% + 12,28%.

- La categoría Crecimiento normal muestra una tendencia a aumentar durante los monitoreos de verano (enero) y otoño (abril). Se observan los valores máximos en las campañas de abril 2022 y enero 2023 donde se registraron 85 y 81 descripciones en esta categoría, respectivamente. El valor mínimo se registra en la campaña de julio de 2025 (invierno), donde se presentaron 17 unidades. Este comportamiento podría vincularse a la época de receso vegetativo de las plantas durante el mes de julio, y las mejoras en vitalidad al efecto de las lluvias estivales que se dan en los meses de enero y febrero. En el monitoreo actual, se presentan 22 unidades con Crecimiento normal, representando un aumento de 5 unidades respecto del periodo anterior. El porcentaje promedio para esta categoría es de 58,20% + 24,06%.

- Las descripciones realizadas en la categoría Ex. vigoroso se comportan de manera similar a la de Crecimiento normal, pero de manera menos pronunciada y con una participación menor. Se observa el máximo en abril de 2023 con 8 registros, mientras que, no se registran unidades en esta categoría en los monitoreos de julio de 2022, octubre de 2023, enero de 2024, y desde julio 2024 hasta el monitoreo actual. El porcentaje promedio para esta categoría es de 1,81% + 2,92%.

Figura 6-5 Estado vital de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

6.1.1.3.1.2 Porcentaje de copa viva

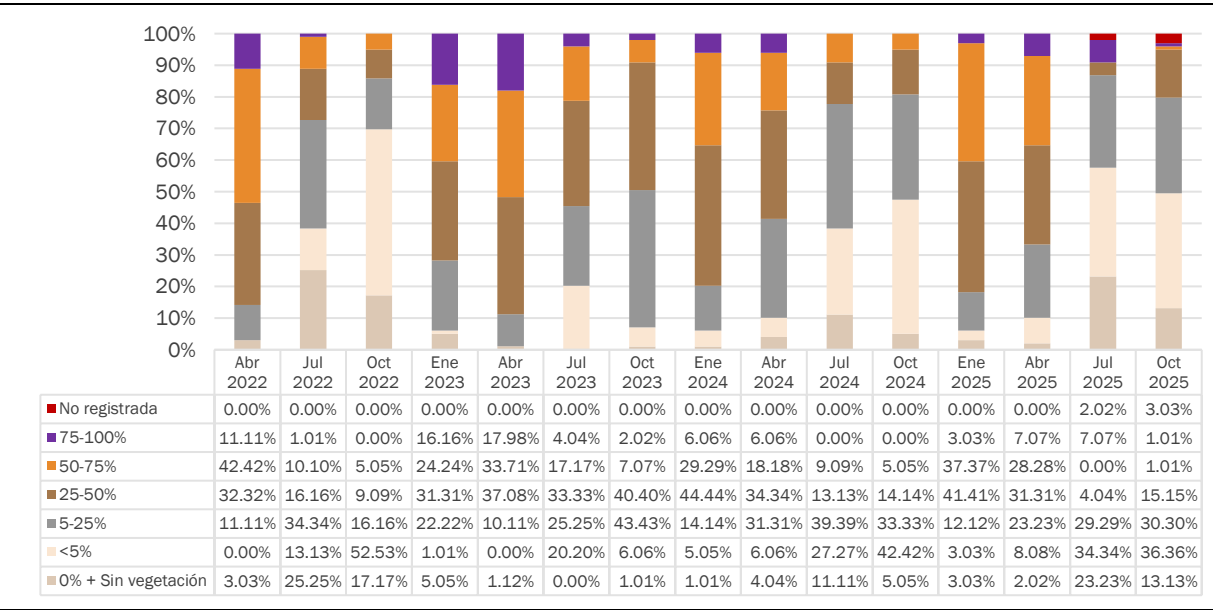
La evolución del porcentaje de copa viva (o follaje verde) de las unidades de vegetación descritas en el marco de este informe se presenta de forma gráfica en la Figura 6-6, desde donde se extrae lo siguiente:

- Las unidades sin follaje verde o sin vegetación muestran un comportamiento estacional, con aumentos recurrentes durante los meses de julio, correspondientes al periodo invernal. En julio de 2022 se registra un primer máximo con 25 unidades, seguido por una disminución sostenida que alcanza su valor mínimo en julio de 2023, cuando no se observan unidades en esta categoría, probablemente debido a la mayor disponibilidad hídrica presente en dicho año tras las precipitaciones estivales. Posteriormente, los registros vuelven a aumentar, destacando los incrementos observados en julio de 2024 (11 unidades) y, especialmente, en julio de 2025, donde se alcanza el segundo valor más alto del periodo analizado, con 23 unidades. En contraste, los monitoreos realizados en enero y abril presentan sistemáticamente los valores más bajos, fluctuando entre 1 y 5 unidades. En conjunto, estos resultados indican que la presencia de unidades sin follaje verde responde a un patrón invernal marcado, caracterizado por picos en julio y reducciones durante las estaciones cálidas. El porcentaje promedio para esta categoría corresponde a 7,68% + 8,35%.

- La cantidad de unidades donde se observa la categoría <5% experimenta un aumento en los meses de julio y octubre de cada año, mientras que en los periodos de enero y abril, se presenta de manera escasa. El máximo se registra en el mes de octubre de 2022 con 52 de las muestras en esta categoría, y el mínimo se registra en el mes de abril de 2022 y 2023, donde no se observaron unidades de vegetación con follaje menor al 5%. En el presente monitoreo se incrementó en 2 unidades esta categoría con respecto al monitoreo previo (julio 2025), registrando 36 unidades. El porcentaje promedio para esta categoría es de 17,04% + 17,33%.

- La cantidad de unidades descritas en la categoría 5-25% muestra una tendencia al aumento en las épocas de invierno y primavera (julio – octubre) y una disminución hacia el verano y otoño (enero – abril). Registra los valores máximos durante la campaña de octubre 2023 con 43 unidades, mientras que, el mínimo se presenta en abril 2023 con 9 unidades. Durante el 2025 mantiene una tendencia al aumento, registrando 30 unidades en la campaña actual. El porcentaje promedio para esta categoría es de 25,05% + 10,61%.
- La cantidad de unidades de vegetación registradas en la categoría de follaje 25–50% presenta una tendencia fluctuante a lo largo de los monitoreos, con aumentos más notorios en los meses de enero (verano), y disminuciones marcadas durante julio (invierno). El valor máximo se observa en enero de 2024, cuando la categoría alcanza 44 unidades, mientras que el mínimo se registra en julio de 2025 con 4 unidades. En la campaña actual (octubre 2025), se registra un aumento de 11 unidades respecto del monitoreo previo (julio 2025), alcanzando 15 unidades. El porcentaje promedio para esta categoría es de 26,51% ± 13,13%.
- La categoría 50-75%, muestra una tendencia a aumentar hacia enero y abril (verano y otoño) y a disminuir en octubre (primavera), presentando sus valores máximos en el mes de abril de 2022 (42 unidades) y un mínimo de 0 unidades en julio de 2025. Otros puntos altos identificados son abril de 2023 (30 unidades), enero de 2024 (29 unidades) y enero de 2025 (37 unidades). El porcentaje promedio a la fecha para esta categoría es de 17,87% + 13,89%.
- Las unidades catalogadas con follaje verde del 75-100% muestran un comportamiento similar a la categoría 50-75%. El valor mínimo se registra en octubre de 2022, junto con julio y octubre de 2024 (sin unidades registradas en esta categoría), mientras que el máximo se registra en enero y abril de 2023 con 16 unidades. En el año actual, los valores máximos se han registrado en los meses de abril y julio, con 7 unidades en cada monitoreo. El porcentaje promedio a la fecha para esta categoría es de 5,51% + 5,72%.

Figura 6-6 Porcentaje de copa viva de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.



6.1.1.3.1.3 Fenología

La evolución de la fenología de las unidades de vegetación descritas en el marco de este informe se presenta de forma gráfica en la Figura 6-7, desde donde se extrae lo siguiente:

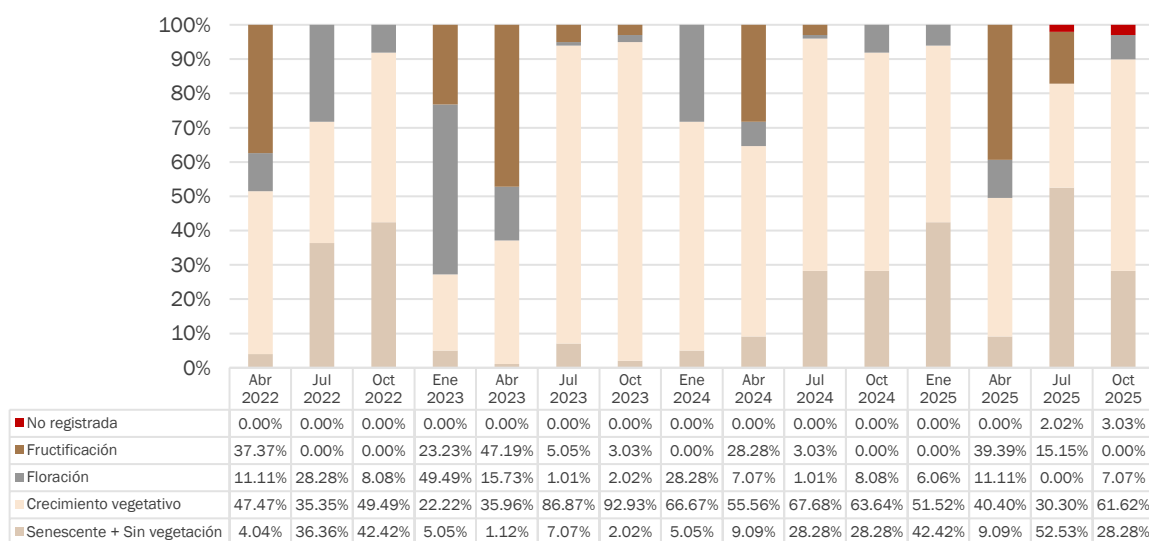
- Las unidades de vegetación catalogadas como Senescentes aumentan hacia el invierno y la primavera de cada año. El valor máximo se registra en el mes de julio de 2025, donde 52 unidades se determinaron en esta categoría, mientras que el valor mínimo se detectó en el mes de abril 2023 con 1 unidad. En el periodo actual, la senescencia disminuyó en 24 unidades respecto del monitoreo anterior. El porcentaje promedio acumulado de esta categoría a la fecha es de 20,07% + 17,57%.

- En el caso de la categoría de Crecimiento vegetativo, se observa un aumento entre los meses de julio a octubre (concordando con la sucesión entre las épocas de invierno a primavera). En el mes de octubre 2023 se registró la mayor proporción de unidades en esta categoría, con 92 unidades registradas. Mientras que, en el mes de enero 2023 se registra el valor mínimo, alcanzando 22 unidades. En el monitoreo actual, esta categoría aumentó en 31 unidades respecto del monitoreo anterior, evidenciando una mejora notable en el estado general de las formaciones. A nivel histórico corresponde a la categoría predominante, con un promedio de 53,84% + 19,99%.

- La etapa fenológica de Floración presenta un comportamiento opuesto al de Crecimiento vegetativo, donde el valor máximo se registró en el mes de enero de 2023 (49 unidades presentaron desarrollo de flores) y el mínimo se registró en el mes de julio de 2025, en el cual no se registraron unidades en Floración. En el monitoreo actual, la floración aumento en 7 unidades respecto del monitoreo anterior, y el porcentaje promedio de esta categoría a la fecha es de 12,29% + 13,50%.

- La fase fenológica de Fructificación se observa principalmente en el mes de abril; y dependiendo de las condiciones anuales puede presentarse también en enero. En abril de 2023 se registra el valor máximo, con 42 unidades registradas en esta categoría, mientras que el mínimo se registra en julio y octubre de 2022, enero y octubre de 2024, junto con enero y octubre 2025, donde se evidencio la ausencia de frutos. En el periodo actual, los individuos en estado de Fructificación han disminuido en 15 unidades, y el porcentaje promedio acumulado alcanza un 13,45% + 17,06%.

Figura 6-7 Fenología de las unidades de vegetación, periodo abril 2022 – octubre 2025



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

6.1.2 Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación - acuífero

La siguiente sección recopila los resultados históricos obtenidos en los puntos de monitoreo distribuidos en la zona de conexión vegetación – acuífero para las variables contempladas según la RCA N° 226/2006, los que se analizan en detalle a continuación.

6.1.2.1 Especies dominantes

De acuerdo con los datos obtenidos de las campañas realizadas desde el año 2006 al 2025 (Tabla 6-3), las especies dominantes en el mes de enero en los puntos de monitoreo se mantienen constantes en tres especies: *Tessaria absinthioides*, *Distichlis spicata* y *Atriplex atacamensis*.

Tessaria absinthioides y *Distichlis spicata* son observadas como especies acompañantes, es decir, cuando no se encuentran como especie dominante, igualmente es posible observarlas en las unidades descritas, pero con una cobertura vegetal inferior al 5%. En este caso, la herbácea *Distichlis spicata* se posiciona como la especie acompañante más frecuente, seguida de *Tessaria absinthioides*.

Tabla 6-3. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de enero 2007 - 2025

Años de monitoreo	Dominantes			Acompañantes		
	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>
2007	-	-	-	-	-	-
2008	19	3	14	0	2	0

Tabla 6-3. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de enero 2007 - 2025

Años de monitoreo	Dominantes			Acompañantes		
	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>
2009	19	4	13	0	2	1
2010	18	5	8	1	0	6
2011	18	6	9	1	1	5
2012	19	3	9	0	1	4
2013	19	4	9	0	1	5
2014	19	2	3	0	3	7
2015	18	1	6	1	4	7
2016	19	3	7	0	3	7
2017	18	6	6	1	1	2
2018	19	2	5	0	4	8
2019	19	2	2	0	0	3
2020	16	2	6	3	0	0
2021	17	3	8	0	0	0
2022	18	4	8	1	1	6
2023	17	2	9	0	3	4
2024	16	1	7	1	4	2
2025	18	4	11	1	0	3

El primer levantamiento de información sobre la zona de conexión vegetación acuífero se realizó en abril del 2007 en el marco de la Adenda III del Proyecto.

Fuente: geobiota, 2025.

En el mes de abril, *T. absinthioides* es la especie más frecuente, registrándose en la mayor parte de los puntos de monitoreo desde el 2007 hasta la fecha (Tabla 6-4). Le sigue *D. spicata*, presente en un máximo histórico de 13 puntos de muestreo en el año 2009 y un mínimo de 2 puntos en el año 2019. Finalmente, la especie dominante con menor frecuencia corresponde a *A. atacamensis*, la cual se encontró en un máximo de 6 puntos en el año 2017 y un mínimo de 0 muestras en los años 2022 y 2023. Sin embargo, cabe destacar que, si bien en esos años no se presentó como especie dominante, sí se observó como especie acompañante en 4 puntos el 2022 y 2 puntos el 2023.

Por otra parte, dentro de las especies acompañantes, *Distichlis spicata* es la especie con mayor frecuencia (Tabla 6-4), seguida por *Atriplex atacamensis* y, en menor medida, *Tessaria absinthioides*. Cabe mencionar que, la baja frecuencia de esta última especie como especie acompañante resulta esperable dado que se encuentra como dominante en la mayor parte de los puntos de monitoreo (Tabla 6-3).

Tabla 6-4. Frecuencia acumulada de especies dominantes en los 19 puntos de monitoreo de la Zona de conexión vegetación – acuífero en el mes de abril 2007 - 2025

Años de monitoreo	Dominantes			Acompañantes		
	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>	<i>Atriplex atacamensis</i>	<i>Distichlis spicata</i>
2007	18	2	5	1	2	8
2008	18	1	9	1	2	3
2009	19	3	13	0	2	1
2010	19	2	5	0	4	8
2011	18	1	7	1	3	8
2012	19	3	9	0	1	4
2013	18	3	8	0	1	5
2014	18	2	5	1	2	7
2015	18	3	6	1	1	7
2016	18	2	6	1	3	7
2017	18	6	6	0	1	3
2018	19	2	5	0	4	6
2019	18	2	2	1	0	4
2020	11	2	4	0	0	0
2021	17	1	8	2	2	0
2022	16	0	8	2	4	5
2023	17	0	6	1	2	7
2024	17	1	8	1	3	2
2025	18	3	9	1	3	4

Durante el monitoreo de abril de 2020 hubo 8 puntos (VA-01, VA-02, VA-05, VA-10, VA-11, VA-15, VA-18 y VA-19) que no pudieron ser visitados en terreno dado que se emplazan en o cercanos a los límites de la Reserva Nacional Los Flamencos, la cual estuvo sin acceso en el momento del monitoreo.

En enero del año 2021 no se monitorearon los puntos VA-01 y VA-02, ubicados en las inmediaciones del camino al Centro Turístico de Laguna Chaxa, al cual se accede previa autorización de CONAF.

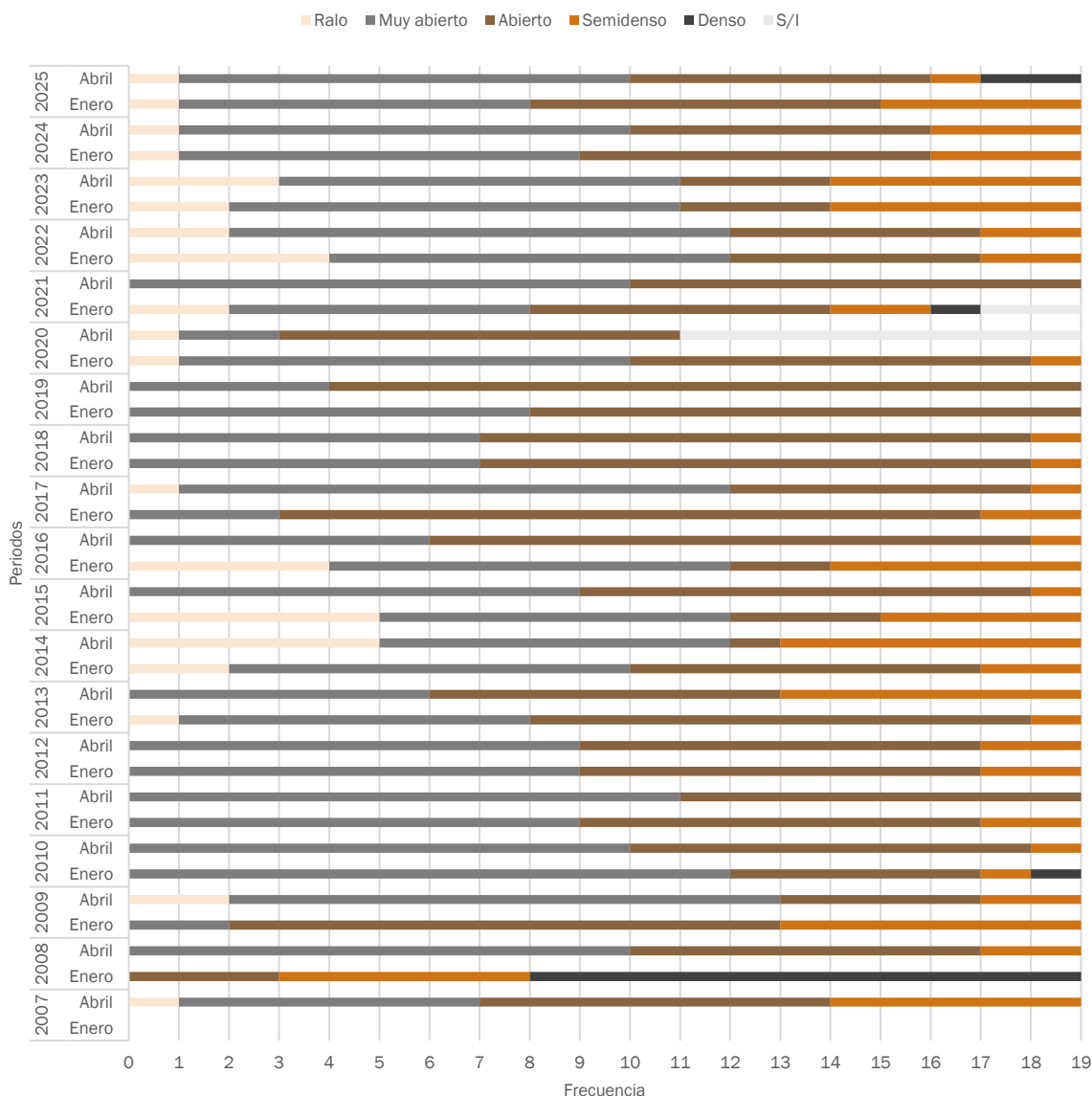
Fuente: geobiota, 2025.

6.1.2.2 Cobertura vegetal

Los resultados presentados en la Tabla 6-5 y Figura 6-8, muestran la evolución de la cobertura medida en los puntos de monitoreo en el tiempo. Se observa que, desde los primeros monitoreos, la cobertura se ha distribuido mayoritariamente en las categorías de muy abierto y abierto (equivalentes a 10–25% y 25–50% de cobertura vegetal, respectivamente), concentrando en promedio el 78,38% de los puntos entre ambas

categorías. En estas categorías, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre los meses de enero y abril (valor p categoría muy abierto = 0,2854; valor p categoría abierto = 0,875).

Figura 6-8 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Aunque las categorías de cobertura muy abierta y abierta han mostrado variaciones a lo largo del tiempo, no se observa una tendencia clara al alza ni a la baja. De manera similar, la categoría semidenso (50–75% de cobertura), que representa la tercera mayor proporción promedio del total de muestras, también presenta alta variabilidad temporal sin evidenciar tendencias definidas en los monitoreos.

Cabe mencionar que, en la campaña de enero de 2008, se observan descripciones vegetacionales concentradas en las categorías de coberturas semidensa (50–75% de recubrimiento) y densa (75–100% de recubrimiento), siendo el único periodo en donde la categoría dominante correspondió a la cobertura densa. Esta categoría se identificó nuevamente en una (1) muestra de enero de 2010 y enero de 2021, y en dos (2) muestras en abril de 2025. Es necesario indicar que, en estos periodos no se han producido aumentos en las precipitaciones u otras condiciones que hayan favorecido el recubrimiento de plantas, por lo que probablemente estos aumentos responderían a la naturaleza cualitativa de la variable y del criterio del observador al realizar el monitoreo.

Para el año 2025, en el mes de enero se observa un predominio de las coberturas abierta y muy abierta, ambas con un 36,84%. En abril, si bien estas categorías continúan siendo las más frecuentes, la cobertura muy abierta alcanza la mayor proporción con un 47,37%, mientras que la cobertura abierta se encuentra con un 31,58%. Estos valores se encuentran dentro de los rangos registrados históricamente.

Tabla 6-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025

Año	Mes	S/I	Categorías de cobertura						Total
			ZVE (<5%)	Ralo	Muy abierto	Abierto	Semidenso	Denso	
2007	abril	0	0	1	6	7	5	0	19
2008	enero	0	0	0	0	3	5	11	19
	abril	0	0	0	10	7	2	0	19
2009	enero	0	0	0	2	11	6	0	19
	abril	0	0	2	11	4	2	0	19
2010	enero	0	0	0	12	5	1	1	19
	abril	0	0	0	10	8	1	0	19
2011	enero	0	0	0	9	8	2	0	19
	abril	0	0	0	11	8	0	0	19
2012	enero	0	0	0	9	8	2	0	19
	abril	0	0	0	9	8	2	0	19
2013	enero	0	0	1	7	10	1	0	19
	abril	0	0	0	6	7	6	0	19
2014	enero	0	0	2	8	7	2	0	19
	abril	0	0	5	7	1	6	0	19
2015	enero	0	0	5	7	3	4	0	19
	abril	0	0	0	9	9	1	0	19
2016	enero	0	0	4	8	2	5	0	19
	abril	0	0	0	6	12	1	0	19

Tabla 6-5. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de cobertura. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025

Año	Mes	S/I	Categorías de cobertura						Total
			ZVE (<5%)	Ralo	Muy abierto	Abierto	Semidenso	Denso	
2017	enero	0	0	0	3	14	2	0	19
	abril	0	0	1	11	6	1	0	19
2018	enero	0	0	0	7	11	1	0	19
	abril	0	0	0	7	11	1	0	19
2019	enero	0	0	0	8	11	0	0	19
	abril	0	0	0	4	15	0	0	19
2020	enero	0	0	1	9	8	1	0	19
	abril	8	0	1	2	8	0	0	19
2021	enero	2	0	2	6	6	2	1	19
	abril	0	0	0	10	9	0	0	19
2022	enero	0	0	4	8	5	2	0	19
	abril	0	0	2	10	5	2	0	19
2023	enero	0	0	2	9	3	5	0	19
	abril	0	0	3	8	3	5	0	19
2024	enero	0	0	1	8	7	3	0	19
	abril	0	0	1	9	6	3	0	19
2025	enero	0	0	1	7	7	4	0	19
	abril	0	0	1	9	6	1	2	19

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.2.3 Vitalidad

Los resultados expuestos en la Tabla 6-6 y Figura 6-9 muestran la evolución de la vitalidad medida en los puntos de monitoreo en el tiempo. Al respecto, se observa que, la categoría de vitalidad Crecimiento normal es la dominante en ambos meses de monitoreo (promedio histórico enero = 14,17 puntos; y promedio histórico abril = 13,68 puntos). Esta dominancia se ha mantenido constante a lo largo de los años de monitoreo, con excepción de años puntuales, como el año 2015 y 2017. En este caso, en el periodo 2015, las muestras tuvieron una vitalidad mayoritariamente Débil, lo que podría estar relacionado a un periodo de sequía consecutivo entre marzo de 2013 a enero de 2015. Por otro lado, en el periodo 2017, la mayor parte de las descripciones se catalogaron como vigorosas, coincidente con la alta acumulación de precipitaciones entre enero y febrero del mismo año.

Para el año 2025, se observa que la categoría de vitalidad dominante corresponde Crecimiento normal en ambos meses, con valores que se encuentran dentro de los rangos observados en los monitoreos anteriores, por lo que no se apreciarían efectos no esperados.

Tabla 6-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de monitoreo	Mes de monitoreo	Categorías de vitalidad						Total
		Seco	Muy débil	Débil	Crecimiento Normal	Excepcionalmente Vigoroso	S/I	
2007	Abril	0	0	11	8	0	0	19
2008	Enero	0	0	6	13	0	0	19
	Abril	0	2	10	7	0	0	19
2009	Enero	0	0	1	18	0	0	19
	Abril	0	0	1	18	0	0	19
2010	Enero	0	0	0	19	0	0	19
	Abril	0	0	1	18	0	0	19
2011	Enero	0	0	0	19	0	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19
2012	Enero	0	0	0	19	0	0	19
	Abril	0	0	1	18	0	0	19
2013	Enero	0	0	0	19	0	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19
2014	Enero	0	0	0	18	1	0	19
	Abril	0	0	0	19	0	0	19
2015	Enero	0	5	14	0	0	0	19
	Abril	0	1	18	0	0	0	19
2016	Enero	0	0	1	18	0	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19
2017	Enero	0	0	0	1	18	0	19
	Abril	0	0	0	5	14	0	19
2018	Enero	0	0	4	15	0	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19
2019	Enero	0	0	6	13	0	0	19
	Abril	0	0	5	14	0	0	19
2020	Enero	0	0	3	16	0	0	19

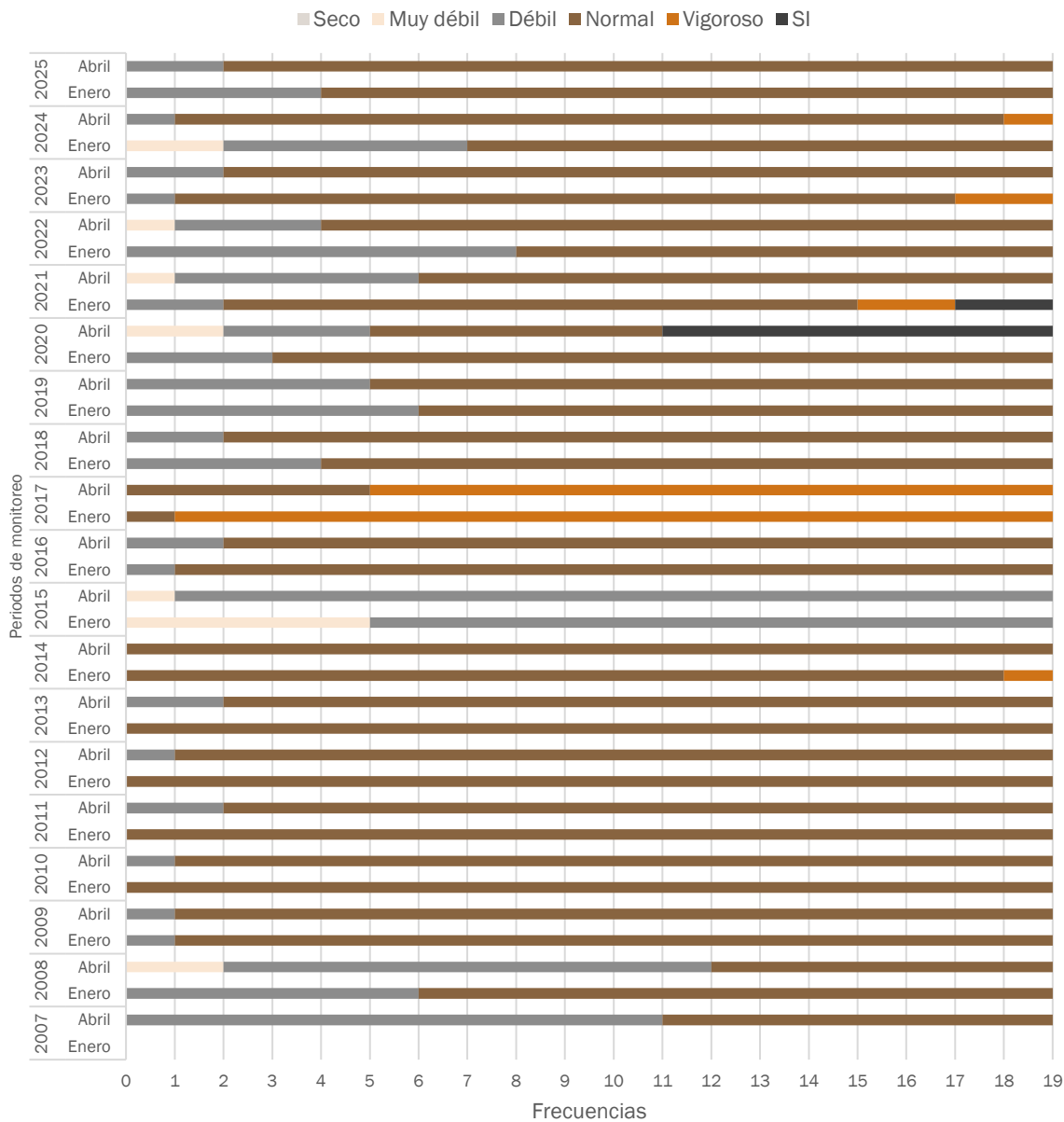
Tabla 6-6. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de monitoreo	Mes de monitoreo	Categorías de vitalidad						Total
		Seco	Muy débil	Débil	Crecimiento Normal	Excepcionalmente Vigoroso	S/I	
	Abril	0	2	3	6	0	8	19
2021	Enero	0	0	2	13	2	2	19
	Abril	0	1	5	13	0	0	19
2022	Enero	0	0	8	11	0	0	19
	Abril	0	1	3	15	0	0	19
2023	Enero	0	0	1	16	2	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19
2024	Enero	0	2	5	12	0	0	19
	Abril	0	0	1	17	1	0	19
2025	Enero	0	0	4	15	0	0	19
	Abril	0	0	2	17	0	0	19

S/I: Si información

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-9 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión - acuífero. Categorías de vitalidad. Campañas abril 2007, enero - abril de 2008 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.2.4 Porcentaje de copa viva

La Tabla 6-7 y Figura 6-10, muestran la evolución histórica del porcentaje de copa viva en la zona de conexión vegetación-acuífero. En general, durante enero se observa un mayor desarrollo foliar, concentrándose la mayoría de los puntos en las categorías 25–50% (35,96%), 50–75% (34,50%) y 75–100% (17,83%). En abril, el patrón cambia: la categoría 25–50% alcanza el 52,08% del total, seguida por 50–75% (27,15%) y 5–25% (15,79%). Las categorías extremas (<5% y 75–100%) presentan una baja representación en este mes.



Las frecuencias observadas para este periodo (2025), se encuentran dentro de los valores históricos, por lo tanto, no se verifican efectos no esperados en la zona de conexión de la vegetación con el acuífero. En ambos meses, predominan las categorías medias de copa viva (25-50% y 50-75%).

Tabla 6-7. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de monitoreo	Mes de monitoreo	Porcentaje de copa viva							Total
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	S/I	
2007	Abril	0	0	1	13	5	0	0	19
2008	Enero	0	0	1	7	7	4	0	19
	Abril	0	0	7	12	0	0	0	19
2009	Enero	0	0	0	6	7	6	0	19
	Abril	0	0	0	6	13	0	0	19
2010	Enero	0	0	0	3	7	9	0	19
	Abril	0	0	3	6	8	2	0	19
2011	Enero	0	0	0	0	0	19	0	19
	Abril	0	0	3	11	5	0	0	19
2012	Enero	0	0	0	6	8	5	0	19
	Abril	0	0	0	11	8	0	0	19
2013	Enero	0	0	0	6	13	0	0	19
	Abril	0	0	5	11	3	0	0	19
2014	Enero	0	0	2	12	4	1	0	19
	Abril	0	0	0	16	3	0	0	19
2015	Enero	0	0	8	11	0	0	0	19
	Abril	0	0	1	13	5	0	0	19
2016	Enero	0	0	0	10	8	1	0	19
	Abril	0	0	5	14	0	0	0	19
2017	Enero	0	0	0	0	9	10	0	19
	Abril	0	0	5	10	4	0	0	19
2018	Enero	0	0	2	9	7	1	0	19
	Abril	0	0	2	14	3	0	0	19
2019	Enero	0	0	2	10	7	0	0	19
	Abril	0	0	2	9	8	0	0	19
2020	Enero	0	0	4	9	6	0	0	19
	Abril	0	0	5	4	1	1	8	19

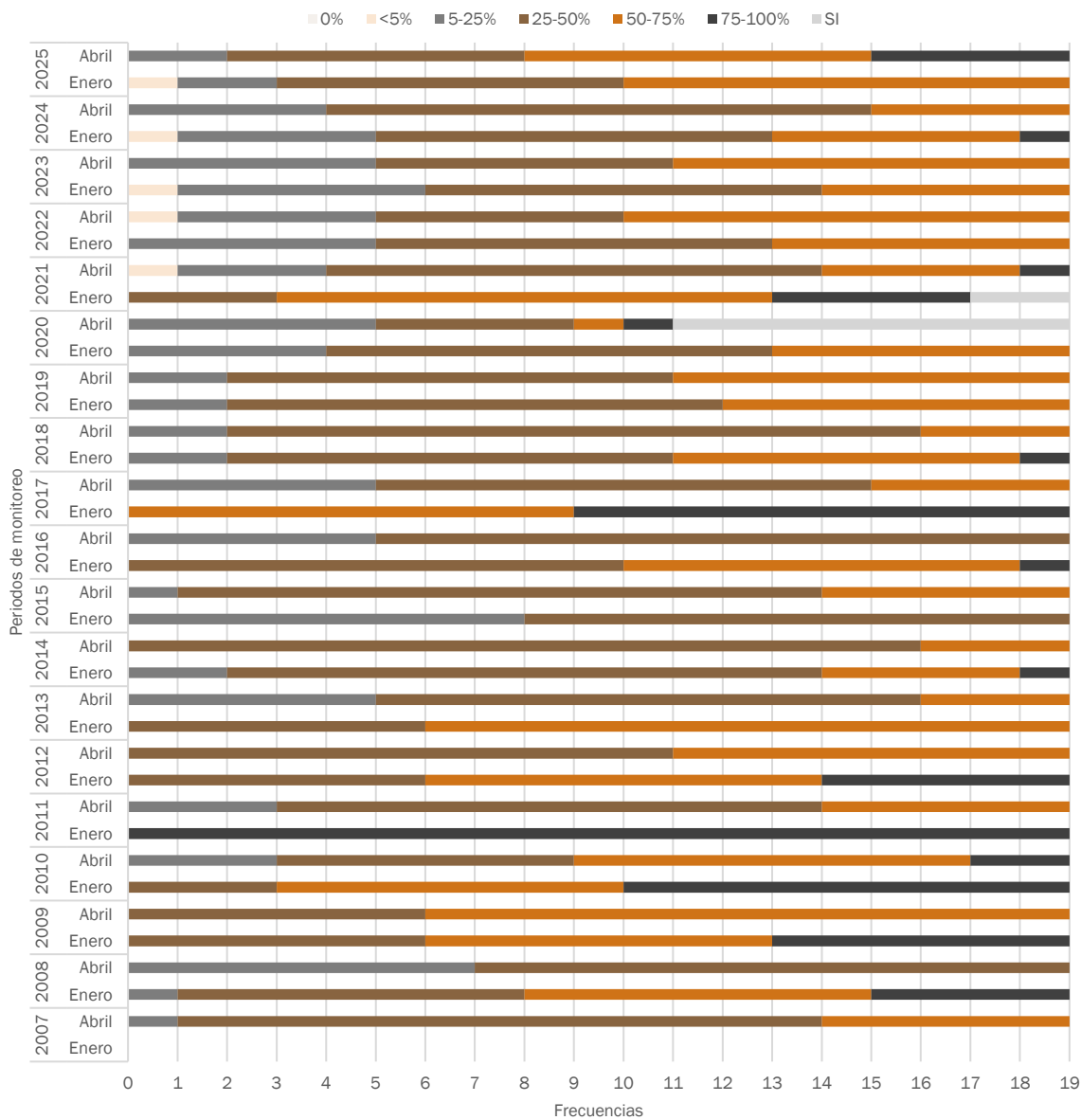
Tabla 6-7. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de moni- toreo	Mes de mo- nitoreo	Porcentaje de copa viva							Total
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	S/I	
2021	Enero	0	0	0	3	10	4	2	19
	Abril	0	1	3	10	4	1	0	19
2022	Enero	0	0	5	8	6	0	0	19
	Abril	0	1	4	5	9	0	0	19
2023	Enero	0	1	5	8	5	0	0	19
	Abril	0	0	5	6	8	0	0	19
2024	Enero	0	1	4	8	5	1	0	19
	Abril	0	0	4	11	4	0	0	19
2025	Enero	0	1	2	7	9	0	0	19
	Abril	0	0	2	6	7	4	0	19

S/I: Sin información.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-10 Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de porcentaje de copa viva. Campañas abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.2.5 Estado fenológico

El estado fenológico registrado en los sectores monitoreados (Tabla 6-8 y Figura 6-11), muestra que en el mes de enero los individuos tienden a encontrarse en estado de floración (frecuencia promedio = 9,28 puntos) o iniciando el periodo de fructificación (frecuencia promedio = 6,56), mientras que en abril, se aprecia

una concentración de ejemplares en estado de fructificación (frecuencia promedio = 12,74), lo que coincidiría con el ciclo fenológico anual de las especies.

En el periodo correspondiente al año 2025, la mayoría de los registros en enero se concentraron en la categoría Floración, con 11 registros, seguida por la categoría Crecimiento vegetativo, con 8 registros. En abril, en cambio, predominó el Crecimiento vegetativo con 9 registros, seguido por Fructificación con 6 registros, y Floración con 4 registros.

Tabla 6-8. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapas fenológicas. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de monitoreo	Mes de monitoreo						Total
		Senescente	Crecimiento normal	Floración	Fructificación	S/I	
2007	Abril	0	0	0	19	0	19
2008	Enero	0	2	17	0	0	19
	Abril	0	5	0	14	0	19
2009	Enero	0	2	9	8	0	19
	Abril	0	1	0	18	0	19
2010	Enero	0	0	1	18	0	19
	Abril	0	5	0	14	0	19
2011	Enero	0	1	17	1	0	19
	Abril	0	2	0	17	0	19
2012	Enero	0	1	15	3	0	19
	Abril	0	1	0	18	0	19
2013	Enero	0	0	6	13	0	19
	Abril	0	4	0	15	0	19
2014	Enero	0	3	8	8	0	19
	Abril	0	8	0	11	0	19
2015	Enero	0	2	0	17	0	19
	Abril	0	1	0	18	0	19
2016	Enero	0	0	0	19	0	19
	Abril	0	0	0	19	0	19
2017	Enero	0	4	15	0	0	19
	Abril	0	2	0	17	0	19
2018	Enero	0	1	9	9	0	19
	Abril	0	2	3	14	0	19
2019	Enero	0	2	5	12	0	19

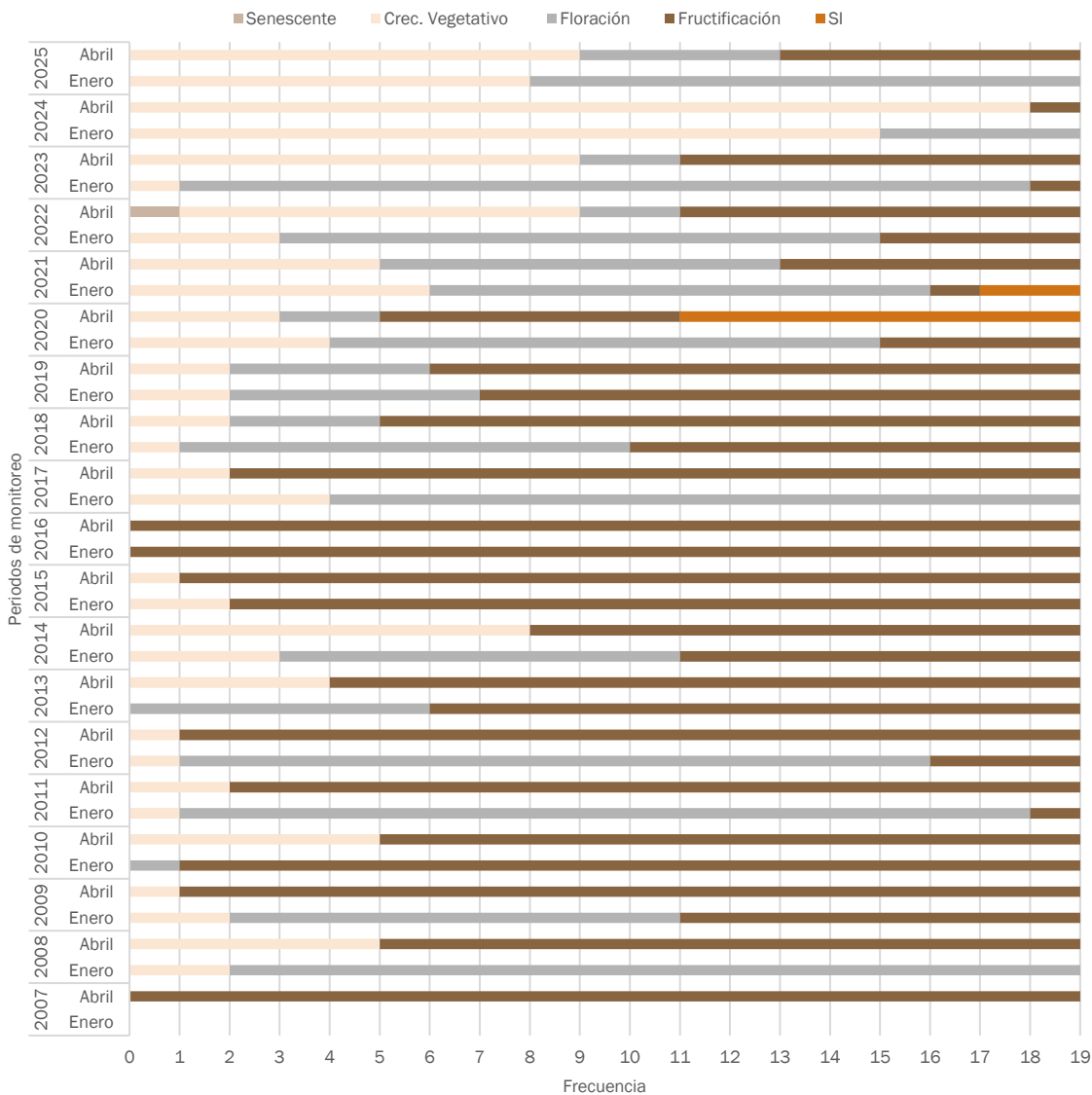
Tabla 6-8. Frecuencia de puntos de muestreo en Zona de conexión vegetación – acuífero. Etapas fenológicas. Campañas abril 2007, enero-abril de 2008 – 2025

Año de monitoreo	Mes de monitoreo						Total
		Senescente	Crecimiento normal	Floración	Fructificación	S/I	
	Abril	0	2	4	13	0	19
2020	Enero	0	4	11	4	0	19
	Abril	0	3	2	6	8	19
2021	Enero	0	6	10	1	2	19
	Abril	0	5	8	6	0	19
2022	Enero	0	3	12	4	0	19
	Abril	1	8	2	8	0	19
2023	Enero	0	1	17	1	0	19
	Abril	0	9	2	8	0	19
2024	Enero	0	15	4	0	0	19
	Abril	0	18	0	1	0	19
2025	Enero	0	8	11	0	0	19
	Abril	0	9	4	6	0	19

S/I: Sin información.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-11 Frecuencia de puntos de monitoreo en la zona de conexión vegetación – acuífero. Categorías de fenología. Campañas de abril 2007, enero – abril de 2008 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3 Monitoreo de la flora vascular

En el siguiente acápite, se analiza y discute la riqueza y frecuencia de especies de flora para el periodo histórico (2006 – 2025), así como las mediciones de conductividad eléctrica y pH del suelo. Todos estos parámetros se describieron a partir de 7 transectos ubicados en el Borde Este del Salar de Atacama. Los transectos completan un total de 375 muestras para flora y 75 para suelo.

Adicionalmente, se aplica el protocolo de tendencias de variables ambientales elaborado por ECOS CHILE y que forma parte del Programa de Cumplimiento de SQM Salar SpA., aprobado por Res. Ex. N° 39/Rol F-041-2016, de la Superintendencia del Medio Ambiente, para los parámetros riqueza y abundancia de especies y, pH y salinidad del suelo (Anexo 9. Protocolo de análisis de tendencias). Los análisis del comportamiento histórico de cada una de estas variables son descritos a continuación.

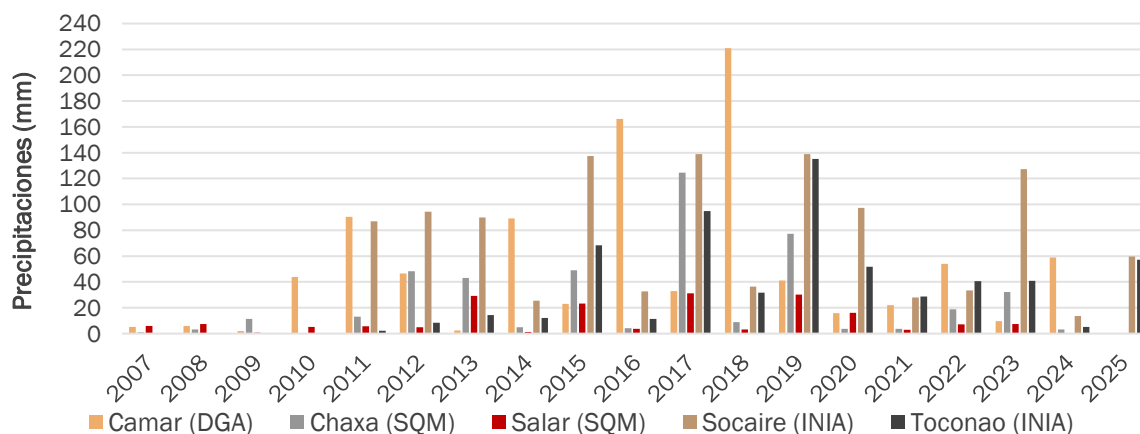
6.1.3.1 Riqueza y frecuencia de flora

6.1.3.1.1 Riqueza

Según Gajardo (1994), la cuenca del Salar de Atacama presenta grandes extensiones carentes de vegetación, a excepción de las comunidades desarrolladas en su Borde Este y sur. La presencia de vegetación está determinada por la existencia de una napa freática que proporciona la humedad suficiente para compensar el déficit hídrico provocado por las escasas precipitaciones (Luebert y Plischoff, 2018). En algunas ocasiones, es posible registrar la presencia de plantas efímeras debido a que, durante la temporada de lluvias en el altiplano, el agua fluye por las quebradas y pequeñas hondonadas permitiendo la germinación de éstas. No obstante, esta situación es puntual, localizada y dependiente del régimen pluviométrico que tenga lugar cada año (Gajardo, 1994; Luebert y Plischoff, 2018; Trivelli y Huerta, 2014). Estas plantas efímeras son conocidas con el vernáculo colectivo de pasto de lluvia o de temporal (Villagrán y Castro, 2004).

En la Tabla 6-9 se presenta el catálogo florístico del Borde Este del Salar de Atacama, donde es posible observar la riqueza en los años de monitoreo (2006 al 2025). En la tabla se observa que la riqueza se mantiene relativamente estable durante el periodo histórico, registrándose aumentos en la riqueza de especies, principalmente herbáceas, en ciertos años de monitoreo. Esta condición se puede observar en el monitoreo de los años 2012 y 2019, periodo en el que se registró un total de 30 y 34 especies respectivamente. Esta situación podría estar directamente relacionada con las intensas precipitaciones estivales. En el caso del año 2012, se registraron 46,5 mm de agua caída en el sector de Camar de la Dirección General de Aguas (DGA), mientras que el año 2019 representa a la máxima precipitación desde que se realiza el Plan de Seguimiento (212 mm según la estación Camar de la DGA).

Figura 6-12 Precipitaciones acumuladas en el periodo 2007 – 2025



Fuente: geobiota, 2025. En base a información en línea de las estaciones Camar (DGA), Camar (INIA), Chaxa (SQM) y Salar (SQM).

Tabla 6-9. Riqueza de especies presentes en los puntos de muestreo y área de estudio. Campañas 2006 a 2025

Nombre Científico	Familia	Hábito de cre- cimiento	Origen	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
<i>Adesmia rahmeri</i>	Fabaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis sp.</i>	Poaceae	Hierba anual	Indeterminado	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Allionia incarnata</i>	Nyctaginaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-
<i>Aloysia deserticola</i>	Verbenaceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	X(*)	X
<i>Ambrosia artemisioides</i>	Asteraceae	Arbusto	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Aristida adscensionis</i>	Poaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Atriplex atacamensis</i>	Chenopodiaceae	Arbusto	Endémico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	x	x	X	X
<i>Atriplex glaucescens</i>	Chenopodiaceae	Arbusto	Nativo	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atriplex imbricata</i>	Chenopodiaceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	X(*)	X(*)	X	X	-	X	X	x	X	X
<i>Atriplex madariagae</i>	Chenopodiaceae	Arbusto	Endémico	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Baccharis juncea</i>	Asteraceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	X	X	X	X	X	X	X	x	X	X
<i>Cistanthe amarantoides</i>	Montiaceae	Hierba perenne	Endémico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Cistanthe celosioides</i>	Montiaceae2	Hierba anual	Endémico	X(*)	X(*)	-	-	-	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X(*)	-	-
<i>Cistanthe salsoloides</i>	Montiaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X(*)	-	X(*)
<i>Cortaderia jubata</i>	Poaceae	Hierba perenne	Nativo	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cristaria dissecta</i> var. <i>Dissecta</i>	Malvaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X(*)	-	-
<i>Cryptantha diffusa</i>	Boraginaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Descurainia stricta</i>	Brassicaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Distichlis spicata</i>	Poaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ephedra multiflora</i>	Ephedraceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	X(*)	X	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X	X(*)	X(*)

Tabla 6-9. Riqueza de especies presentes en los puntos de muestreo y área de estudio. Campañas 2006 a 2025

Nombre Científico	Familia	Hábito de cre- cimiento	Origen	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
<i>Eragrostis nigricans</i> var. <i>punensis</i> <i>Nicora</i>	Poaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia amandi</i>	Euphorbiaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Exodeconus integrifolius</i>	Solanaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	X	X(*)	X	-	-	-	X(*)	-	X
<i>Festuca rigescens</i>	Poaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hoffmannseggia doellii</i> ssp. <i>Doellii</i>	Fabaceae	Hierba perenne	Endémico	-	-	-	-	-	-	X(*)	X(*)	-	-	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	X(*)	X(*)
<i>Juncus balticus</i> ssp. <i>Mexicanus</i>	Juncaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	x	x	X	X
<i>Linum usitatissimum</i>	Linaceae	Hierba anual	Introducido	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lupinus oreophilus</i>	Fabaceae	Hierba perenne	Endémico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Lupinus subinflatus</i>	Fabaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
<i>Lycium humile</i>	Solanaceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Maihueniopsis aff.atacamensis</i>	Cactaceae	Suculento	Endémico	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Muhlenbergia asperifolia</i>	Poaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Munroa decumbens</i>	Poaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Neuontobotrys tarapacana</i>	Brassicaceae	Hierba perenne	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Nitrophila atacamensis</i>	Chenopodiaceae	Hierba anual	Endémico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	Hierba perenne	Introducido	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-
<i>Prosopis chilensis</i>	Fabaceae	Árbol	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Puccinellia frigida</i>	Poaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X(*)	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Sarcocornia andina</i>	Chenopodiaceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X(*)
<i>Schoenoplectus americanus</i>	Cyperaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tabla 6-9. Riqueza de especies presentes en los puntos de muestreo y área de estudio. Campañas 2006 a 2025

Nombre Científico	Familia	Hábito de cre- cimiento	Origen	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
<i>Tarasa operculata</i>	Malvaceae	Arbusto	Nativo	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tessaria absinthioides</i>	Asteraceae	Arbusto	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tiquilia atacamensis</i>	Boraginaceae	Arbusto	Endémico	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X	X(*)	X(*)	X(*)	X	X	X(*)	X	X	X(*)	X(*)	X	X	X
<i>Tiquilia paronychioides</i>	Boraginaceae	Arbusto	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X(*)	X
<i>Tribulus terrestris</i>	Zigophyllaceae	Hierba anual	Introducido	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X(*)	-	-
<i>Trichocline caulescens</i>	Asteraceae	Hierba perenne	Endémico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X(*)	-	-	-	-	-	-
<i>Triglochin concinna</i>	Juncaginaceae	Hierba perenne	Nativo	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X(*)	X	X	X	X
<i>Urocarpidium peruvianum</i>	Malvaceae	Hierba anual	Nativo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Zameioscirpus atacamensis</i>	Cyperaceae	Hierba perenne	Nativo	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	X(*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza dentro de los puntos de muestreo				15	15	14	14	14	14	16	15	14	10	13	16	13	20	12	13	13	15	13	15
Riqueza fuera de los puntos de muestreo				8	8	7	8	8	9	14	4	2	5	3	3	4	14	1	3	2	8	4	4
Riqueza total				23	23	21	22	22	23	30	19	16	15	16	19	17	34	13	16	15	23	14	19

- : Especie no presente; X especie presente dentro de parcela; X(*) Especie presente fuera de parcela.

Fuente: geobiota, 2025.

De acuerdo con la Tabla anterior, y los resultados del seguimiento para el periodo 2025 se analiza lo siguiente:

- Respecto a la línea base del Proyecto (año 2006), la campaña 2025, posee una riqueza similar respecto al número de taxa dentro de los puntos de muestreo (15 taxa cada año), mientras que su composición se mantiene igual en 13 de las 15 especies registradas. En 2006 se registra a *Ephedra multiflora*, *Sarcocornia andina* y *Puccinellia frígida* dentro de las parcelas, las primeras dos fueron registradas fuera de parcela en 2025 y la tercera no fue registrada durante la campaña 2025. Por otra parte, en 2025 se registra dentro de parcela a *Tiquilia atacamensis* y *Tiquilia paronychioides*, la primera registrada fuera de parcela en la línea base y la segunda ausente en la campaña del 2006.
- En la campaña actual se registraron 15 taxa dentro de los puntos de muestreo, valor superior al promedio registrado entre 2006 y 2024 (14 taxa).
- En la campaña 2025 se identificaron 4 taxa fuera de los puntos de muestreo, los que son considerados dentro del conteo de la riqueza de especies. Respecto a la composición de esas especies, los monitoreos de los años 2025 y 2006 tienen en común solo dos taxa (*Ephedra multiflora* y *Sarcocornia andina*).

Respecto a la variabilidad observada tanto dentro como fuera de los puntos de muestreo, se prevé que esta se pueda deber a las siguientes causas:

- Régimen pluviométrico del margen oriental de la cuenca del Salar de Atacama, inducido principalmente por las masas de aire provenientes de la cuenca amazónica, las que ocasionan precipitaciones entre diciembre y marzo (Fuenzalida, 1986). Lluvias que permiten la germinación de especies efímeras o “pastos de lluvia”, que dependiendo de la cantidad de agua caída permitiría la aparición de individuos o comunidades de especies, tal como lo son las praderas de *Cistanthe* o los matorrales de *Tiquilia*.
- Intervenciones antrópicas (extracción de biomasa) o animal, lo que podría causar la eliminación de ejemplares perennes dentro de los puntos de muestreo.

6.1.3.1.2 Frecuencia

En esta sección se analizará la frecuencia de especies por transecto, considerando únicamente los registros dentro de parcela, para el periodo histórico 2006 – 2025.

6.1.3.1.2.1 Transecto 1 (TF-1)

Este transecto se compone por 19 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-13). La riqueza registrada en la campaña actual alcanza los 8 taxa, mismo valor que se registró en la Línea Base del Proyecto, levantada en el año 2006 (Figura 6-13).

Respecto a la composición de especies, ambas campañas difieren en 4 taxa: *Lycium humile*, *Puccinellia frígida*, *Tiquilia atacamensis* y *Exodeconus integrifolius*. Las dos primeras fueron registradas en la línea base del Proyecto. *L. humile* únicamente en el año 2006 y 2014, mientras que *P. frígida* y *E. integrifolius* en 5 y 3 de los 19 años de monitoreo respectivamente.

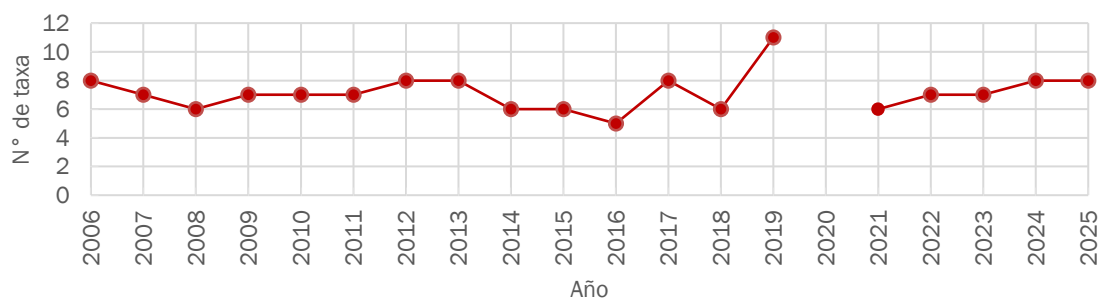
El mínimo se registró en el 2016 con 5 taxa, mientras que el máximo se registró en el 2019 con 11. Se estima que estas fluctuaciones guardan relación con el régimen de precipitaciones, ya que el aumento de taxa registrados coincide con eventos de lluvias estivales (Figura 6-12[Error! No se encuentra el origen de la referencia.]). En particular, en 2019 se registraron especies que han sido poco frecuentes en el salar, tales como *Ambrosia artemisioides*, *Cistanthe celosioides*, *Cistanthe salsoloides*, *Exodeconus integrifolius*, *Tiquilia atacamensis* y *Triglochin concinna*.

En particular, en los años 2017 y 2019 la frecuencia promedio fue mayor a lo observado históricamente, en estos periodos también se registraron altos niveles de precipitaciones durante la época estival (Figura 6-12[Error! No se encuentra el origen de la referencia.]), producto del invierno altiplánico, llegando en 2019 al máximo histórico de los últimos 25 años con 212 mm. Las especies que aumentan el promedio de la riqueza durante los años lluviosos son mayoritariamente hiervas perennes y anuales, comúnmente denominadas pastos de lluvias. Los datos indicarían que esta proliferación de especies está ligada a las precipitaciones estivales. Según Gutiérrez (2008), los periodos cortos e infrecuentes de intensas lluvias aumentan la humedad del suelo, lo que regula el patrón de productividad de la biota del desierto. Por su parte, Holmgren *et al.* (2001) reportan que la fertilidad del suelo puede ser extremadamente alta posterior a eventos de precipitaciones abundantes, pudiendo sustentar una comunidad biótica rica, pero de corta duración. Por otra parte, diversos autores indican que las especies de plantas que responden a este tipo de eventos son en primer lugar hierbas anuales que se reproducen mediante semillas; en segundo lugar, hierbas perennes, que se reproducen a partir de estructuras morfológicas como bulbos, rizomas y cormos, y finalmente arbustos que se reproducen mediante el rebrote de tallos nuevos (Montesinos y Lazo, 2020).

Las especies más frecuentes en este transecto son *Distichlis spicata* y *Tessaria absinthioides*.

De acuerdo con los datos recopilados en terreno, se estima que la riqueza registrada en el TF-1 se encuentra dentro de los rangos históricos

Figura 6-13 Riqueza florística en el transecto 1, periodo 2006 – 2025



* En el año 2020 producto de la pandemia se prohibió el ingreso a áreas silvestres protegidas, por lo que el transecto de flora 1 no pudo ser monitoreado¹⁶

Fuente: geobiota, 2025.

¹⁶ En el marco de la situación de emergencia sanitaria que enfrentó el país en el 2020, mediante Res. N° 160 y 162 de 2020, CONAF dispuso el cierre de las áreas silvestres protegidas bajo su administración, incluyendo la Reserva Nacional Los Flamencos. Dado lo anterior la campaña de monitoreo de ese año (2020) no se ejecutó en su totalidad. (Informe N° 14, PSAB abril 2020).

6.1.3.1.2.2 Transecto 2 (TR-2)

El TF-2, se compone de 14 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-14), la riqueza registrada en la campaña actual 2025, alcanza los 8 taxa, un taxa menos que lo reportado en la Línea Base del año 2006 (Figura 6-14).

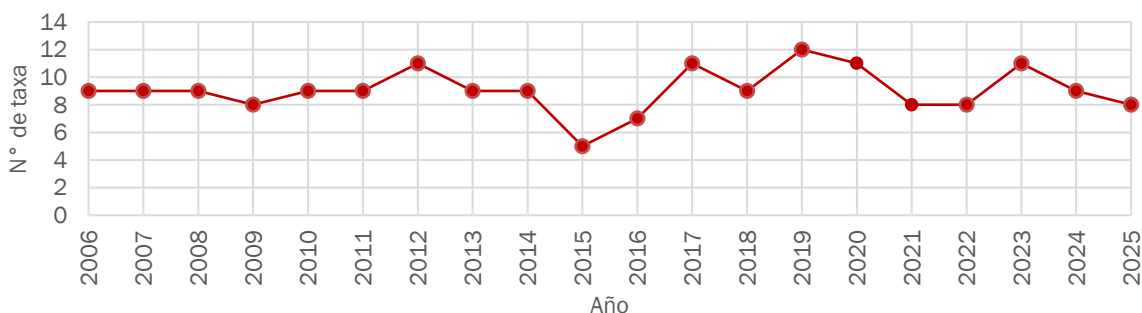
En cuanto a la composición de especies, esta difiere en un taxa respecto a la línea base, donde se registró *Ephedra multiflora*, la cual no fue registrada en la campaña actual.

El mínimo se registró en el 2015 con 5 taxa, mientras que el máximo se registró en el 2019 donde se catastraron 12 taxa. Al igual que en el TF-1, se cree que estas fluctuaciones guardan relación con el régimen de precipitaciones presente la zona. En particular, en el 2019 se registraron especies que han sido poco frecuentes en el salar, tales como *Cristaria dissecta* var. *Dissecta*, *Cistanthe celosioides*, *Tiquilia atacamensis* y *Urocarpidium peruvianum*.

Las especies más frecuentes en este transecto son *Tessaria absinthioides* y *Atriplex atacamensis*.

De acuerdo con los datos recopilados en terreno, se estima que la riqueza registrada en el transecto 2 se encuentra dentro de los rangos históricos (5-12 taxa).

Figura 6-14 Riqueza florística en el transecto 2, periodo 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

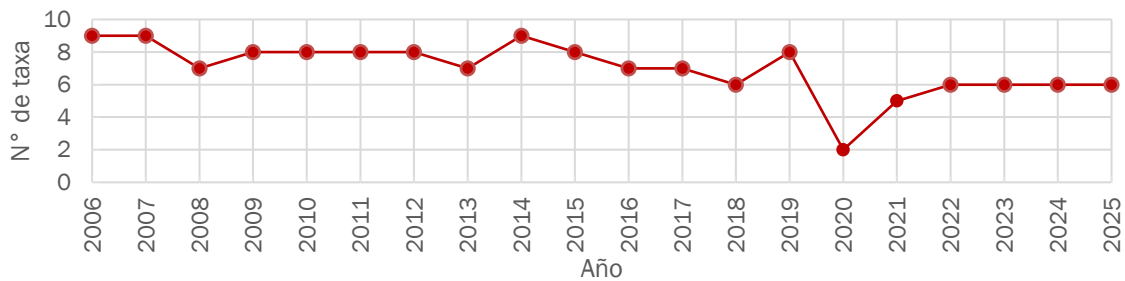
6.1.3.1.2.3 Transecto 3 (TF-3)

Más corto que los transectos anteriores, el TF-3, se compone de 10 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-15), la riqueza registrada en la campaña actual (2025) alcanza los 6 taxa, lo que equivale a 3 especies menos que las reportadas en la Línea Base del Proyecto levantada en el 2006 (Figura 6-15).

La composición de especies ha variado entre los años de monitoreo, dejando de registrarse la especie *Aloysia desertícola*, *Sarcocornia andina*, *Festuca rigescens* y *Lycium humile*. Las últimas dos, con registros en años esporádicos en el periodo de monitoreo. Mientras que *A. desertícola*, deja de ser registrada dentro de parcela en el año 2014, pero con registros fuera de parcela en todos los años de monitoreo.

El mínimo se registró en el 2020 con 2 taxa, mientras que el máximo se catastró en los años 2006, 2007 y 2014, donde se registraron 9 taxa. Las especies más frecuentes en este transecto son *Tessaria absinthioides* y *Distichlis spicata*.

Figura 6-15 Riqueza florística en el transecto 3, PERIODO 2006 – 2025



Durante el monitoreo de 2020 solo se evaluaron 5 de los 10 puntos del transecto TF3, debido a restricciones de acceso en sectores de la Reserva Nacional Los Flamencos por la pandemia de COVID-19, específicamente en el área de Aguas de Quelana donde se ubica este transecto.

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.1.2.4 Transecto 4 (TF-4)

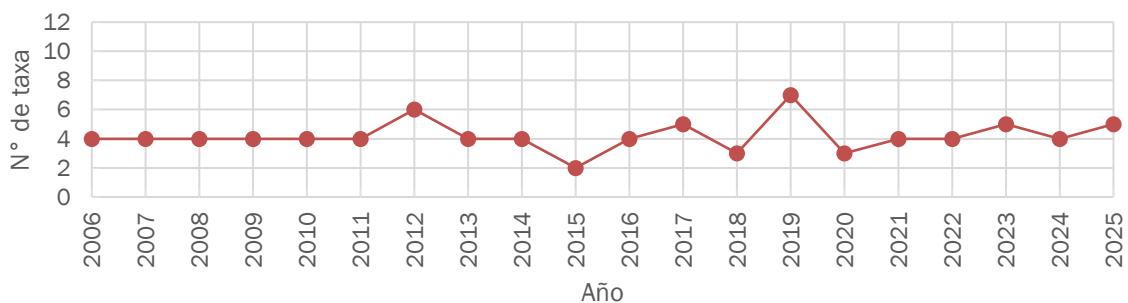
El TF-4, se compone de 9 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-16), la riqueza registrada en la campaña actual (2025) alcanza los 5 taxa, equivalente a un taxa más que los registrados en la Línea Base del Proyecto levantada en el año 2006 (Figura 6-16).

Respecto a la composición de especies, ambas campañas difieren en 1 taxa. En la campaña actual se registra *Tiquilia paronychioides*, especie no registrada en la campaña de Línea Base.

El mínimo se registró en el 2015 con 2 taxa, mientras que el máximo se catastró en el 2019 donde se registraron 7 taxa. Al igual que los transectos descritos anteriormente, las fluctuaciones podrían estar relacionadas al régimen de precipitaciones presente la zona. Ya que, se registra el máximo en 2019, año en que las precipitaciones estivales fueron particularmente altas (Figura 6-12). La especie más frecuente en este transecto es *Tessaria absinthioides*.

De acuerdo con los datos recopilados en terreno, se estima que la riqueza registrada en este transecto se encuentra dentro de los rangos históricos.

Figura 6-16 Riqueza florística en el transecto 4, periodo 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.1.2.5 Transecto 5 (TF-5)

El TF-5, se compone de 14 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-17), la riqueza registrada en la campaña actual alcanza los 5 taxa, lo que equivale a 2 especies menos que las reportadas en la Línea Base del Proyecto levantada en el año 2006 (Figura 6-17).

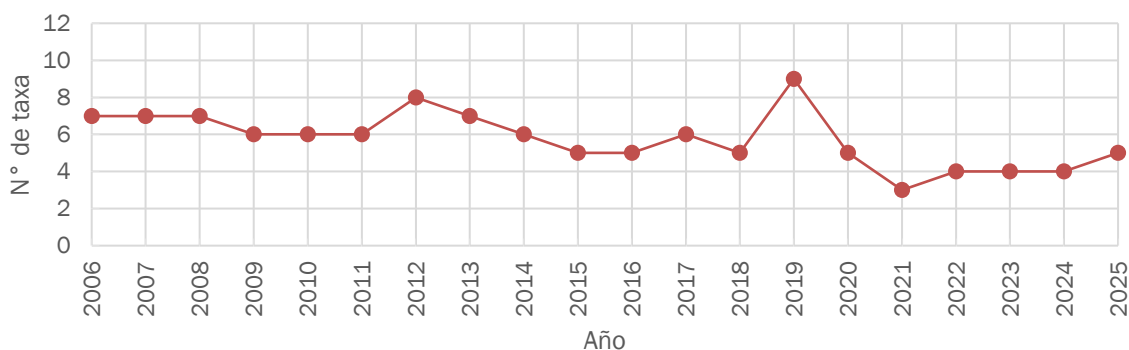
Respecto a la composición de especies, se observa que aquellas ausentes en el monitoreo actual (2025) corresponden a *Nitrophila atacamensis* y *Juncus balticus*.

El mínimo fue registrado en el 2021 con 3 taxa registrados, mientras que el máximo se catastró en el 2019 donde se registraron 9 taxa. Tal como los transectos antes descritos muestran, las fluctuaciones estarían estrechamente relacionadas con las precipitaciones, ya que se observa una proliferación de especies posterior a eventos de fuertes lluvias, tal como ocurrió en el 2019 (Figura 6-12).

Las especies más frecuentes en este transecto son *Tessaria absinthioides* y *Distichlis spicata*.

Aunque la riqueza de la campaña 2025 es baja, los registros fuera de parcela indican la presencia de algunas taxa ausentes.

Figura 6-17 Riqueza florística en el transecto 5, periodo 2006 – 2025



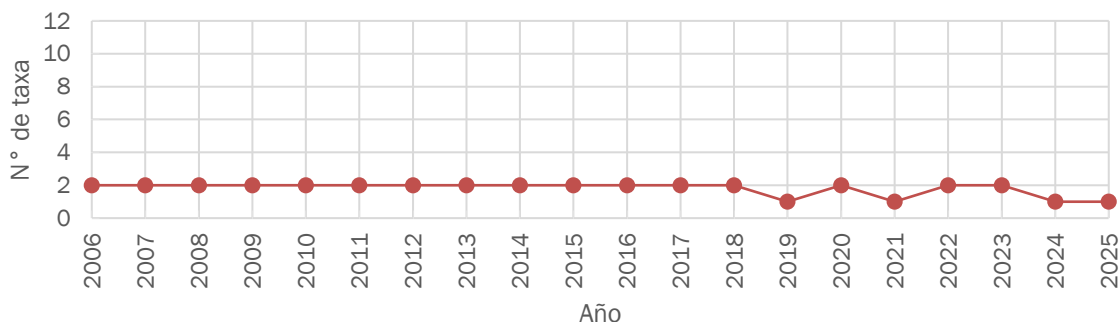
Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.1.2.6 Transecto 6 (TF-6)

El TF-6, se compone de 3 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-18), la riqueza registrada en la campaña actual corresponde a un solo taxa, registrando una especie menos respecto de la Línea Base del Proyecto del 2006 (Figura 6-18), por lo que se encuentra dentro de los rangos históricos.

El mínimo se registró el año 2019, 2021, 2024 y 2025 con 1 taxa, mientras que el máximo se mantiene en 2 taxa (registrado en resto de campañas). La especie presente en este transecto es *Tessaria absinthioides*.

Figura 6-18 Riqueza florística en el transecto 6, periodo 2006 – 2025



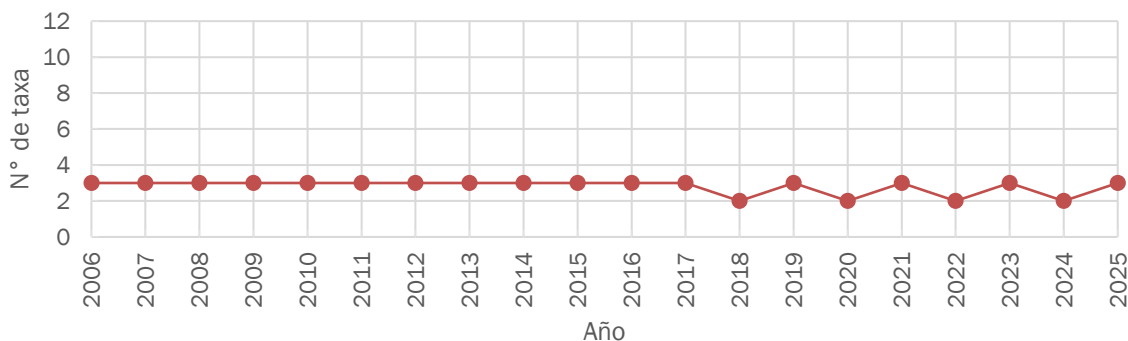
Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.1.2.7 Transecto 7 (TF-7)

El TF-7, se compone de 6 puntos de muestreo distribuidos en la flanja de vegetación este – oeste del margen oriental del Salar de Atacama (Figura 6-19), la riqueza registrada en la campaña actual alcanza los 3 taxa, registrando la misma cantidad de especies respecto de la Línea Base del Proyecto del 2006 (Figura 6-19), por lo que se encuentra dentro de los rangos históricos.

El mínimo se registró el año 2018, 2020, 2022 y 2024 con 2 taxa. mientras que el máximo se mantiene en 3 taxa (registrado en resto de campañas). Las 3 especies presentes en este transecto son *Tessaria absinthioides*, *Distichlis spicata* y *Nitrophila atacamensis*.

Figura 6-19 Riqueza florística en el transecto 7, periodo 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.1.3 Protocolo de análisis de tendencias de variables ambientales

Este análisis responde al protocolo de análisis de tendencias ambientales diseñado por ECOS Consultores, que forma parte del Programa de Cumplimiento aprobado mediante Res. Ex. N°38/Rol F-041-2016, de la Superintendencia del Medio Ambiente, detallado en el Anexo 9 del presente informe.

a. Comparación del monitoreo actual con la serie histórica

Para evaluar si las observaciones de la campaña actual se comportan según lo observado históricamente, se llevarán a cabo los siguientes análisis:

a1. Análisis de rangos

Dado que la riqueza y abundancia se evalúan por transecto de flora (7 transectos), la metodología propuesta en el Protocolo de Tendencias de Variables Ambientales (Anexo 9), para evaluar la riqueza y frecuencia de flora, no es aplicable a una muestra de siete datos.

a2. Análisis de distribución

Considerando en conjunto, todos los puntos de monitoreo, se evalúa si el set de datos del monitoreo actual posee la misma distribución de aquella observada durante los años anteriores (2006 – 2024).

Tanto para la riqueza como para la abundancia de flora se realizó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, la cual verifica si las distribuciones de dos muestras son iguales o no, bajo un nivel de confianza del 95%. Este análisis plantea como hipótesis nula (H0) que la distribución de las dos muestras es la misma. Mientras que, la hipótesis alternativa (H1) asume si las distribuciones de las dos muestras son diferentes. Los resultados de esta prueba para la riqueza y frecuencia de flora se muestran en la Tabla 6-10.

Tabla 6-10. Prueba de Kolmogorov-Smirnov sobre dos muestras para las variables riqueza y abundancia de flora

Riqueza			Abundancia		
Año	KS	p-value	Año	KS	p-value
2006 – 2025	0,29	0,963	2006 – 2025	0,43	0,575
2007 – 2025	0,29	0,963	2007 – 2025	0,43	0,575
2008 – 2025	0,14	1,000	2008 – 2025	0,43	0,575
2009 – 2025	0,14	1,000	2009 – 2025	0,43	0,575
2010 – 2025	0,14	1,000	2010 – 2025	0,43	0,575
2011 – 2025	0,14	1,000	2011 – 2025	0,43	0,575
2012 – 2025	0,29	0,963	2012 – 2025	0,43	0,575
2013 – 2025	0,29	0,963	2013 – 2025	0,43	0,575
2014 – 2025	0,29	0,963	2014 – 2025	0,43	0,575
2015 – 2025	0,14	1,000	2015 – 2025	0,14	1,000
2016 – 2025	0,29	0,963	2016 – 2025	0,14	1,000
2017 – 2025	0,14	1,000	2017 – 2025	0,43	0,575
2018 – 2025	0,14	1,000	2018 – 2025	0,43	0,575
2019 – 2025	0,43	0,575	2019 – 2025	0,57	0,212
2020 – 2025	-	-	2020 – 2025	-	-
2021 – 2025	0,29	0,963	2021 – 2025	0,29	0,963

Tabla 6-10. Prueba de Kolmogorov-Smirnov sobre dos muestras para las variables riqueza y abundancia de flora

Riqueza			Abundancia		
Año	KS	p-value	Año	KS	p-value
2022 - 2025	0,29	0,963	2022 - 2025	0,14	1,000
2023 - 2025	0,14	1,000	2023 - 2025	0,43	0,575
2024 - 2025	0,29	0,963	2024 - 2025	0,14	1,000

“-” Año donde no se pudo hacer la medición del transecto de flora N°1 debido al cierre de la reserva Nacional Los Flamencos producto del COVID.

Fuente: geobiota, 2025.

Puesto que el valor-p calculado para todas las muestras, tanto para la riqueza como para la abundancia de flora, es mayor que el nivel de significación $\alpha=0,05$, no se puede rechazar la hipótesis nula H_0 , por lo tanto, se puede considerar que las distribuciones de las muestras son las mismas. Consecuentemente, no se requiere un estudio adicional según lo establecido en el Protocolo de Tendencias. Tendencias.

b. Evaluación de tendencias

Respecto a las variables Riqueza y Abundancia de flora, es posible observar en la Tabla 6-11, que para la riqueza de flora los transectos N°3, N° 5, N°6 y N°7 muestran una tendencia significativa en el tiempo, según la prueba de significancia de la pendiente. Mientras que, para la abundancia, el transecto N°3 y N°5 muestran tendencias significativas en el tiempo.

Tabla 6-11. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006-2025 para riqueza y abundancia de flora

Transectos de flora	Riqueza				Transectos de flora	Abundancia			
	R ²	m	valor p	Resultado		R ²	m	valor p	Resultado
TRF-1	1,9%	0,030	0,576	No significativo	TRF-1	9,1%	-0,137	0,209	No significativo
TRF-2	0,8%	0,025	0,701	No significativo	TRF-2	8,8%	-0,155	0,203	No significativo
TRF-3	44,5%	-0,186	0,001	Significativo	TRF-3	28,2%	-0,372	0,016	Significativo
TRF-4	1,8%	0,024	0,571	No significativo	TRF-4	0,5%	-0,034	0,775	No significativo
TRF-5	37,8%	-0,154	0,004	Significativo	TRF-5	29,5%	-0,363	0,013	Significativo
TRF-6	34,3%	-0,041	0,007	Significativo	TRF-6	1,7%	-0,014	0,585	No significativo
TRF-7	22,7%	-0,033	0,033	Significativo	TRF-7	3,2%	-0,035	0,454	No significativo

Fuente: geobiota, 2025.

Dada la existencia de tendencias estadísticamente significantes en algunos de los transectos, es que se deben complementar estos resultados con un análisis de convergencia de datos, para estimar si esta tendencia continúa al momento del monitoreo actual.

b1-Evaluación de convergencia de datos

Dado que el análisis de significancia de la pendiente para cada uno de los siete transectos de flora concluyó que más del 10% de ellos poseen tendencia (cuatro transectos para la riqueza, equivalentes al 57,1% del total y dos para la abundancia, equivalente a un 28,6%), es que se evalúa si esta tendencia continúa al momento del monitoreo, mediante un análisis de convergencia de datos.

Este análisis se realiza sobre los datos de los transectos que presentaron tendencia, y consiste en suavizar los datos anuales de la riqueza del transecto N°3, N°5, N°6 y N°7 y abundancia de los transectos N°3 y N°5 desde 2006 a 2025, mediante un promedio móvil común, para luego obtener una curva de tendencia ajustada. Con esto, se calculan los residuos, es decir, la diferencia entre los datos observados y la curva de tendencia ajustada. Con los residuos calculados, se evalúa la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, que indica si la varianza de los residuos se mantiene constante en el tiempo (Tabla 6-12), para ello se utilizó la prueba de White (1980). Esto último tiene por objetivo aplicar correctamente el rango [Riqueza (2025) ajustado $\pm 1,64$ veces la desviación estándar], aplicable solo si los datos son homogéneos. Finalmente, se evalúa si los datos reales del año 2025 se encuentran dentro del rango calculado Figura 6-20.

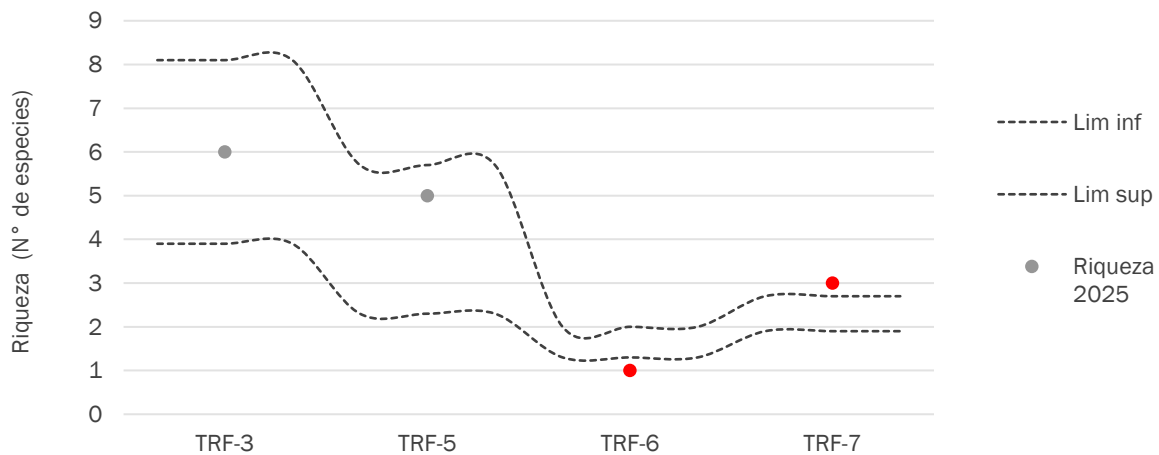
Tabla 6-12. Resultado de la prueba de White para los transectos con tendencia estadística

Parámetro	Transecto	LM (Valor crítico)	LM (Valor observado)	Valor p	Resultado
Riqueza	3	5,99	0,18	0,53	Los residuos son homocedásticos
	5	5,99	0,12	0,91	Los residuos son homocedásticos
	6	5,99	0,12	0,88	Los residuos son homocedásticos
	7	5,99	0,44	0,64	Los residuos son homocedásticos
Abundancia	3	5,99	0,42	0,81	Los residuos son homocedásticos
	5	5,99	0,37	0,83	Los residuos son homocedásticos

Fuente: geobiota, 2025.

De acuerdo con el análisis de convergencia de datos, tanto la riqueza (TR 3, 5, 6 y 7) como la abundancia (TR 3 y 5), no presentan tendencia al momento del monitoreo al compararlo con la serie histórica (Figura 6-20 y Figura 6-21), por lo que no se debe realizar un estudio adicional de causalidad de tendencia.

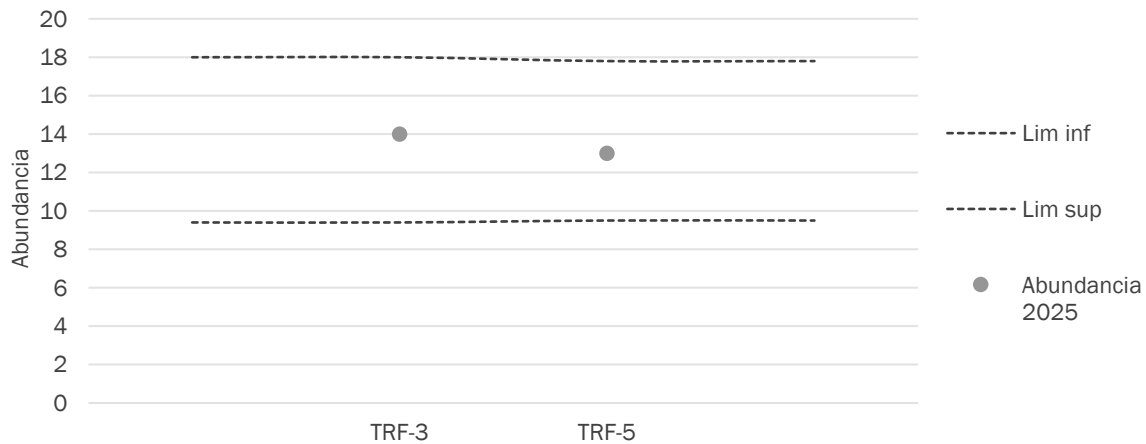
Figura 6-20 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de riqueza en 2025



Puntos rojos indican que la riqueza en los transectos está fuera del rango calculado.

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-21 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de abundancia en 2025



Fuente: geobiota, 2025.

En resumen, la aplicación del Protocolo de análisis de Tendencias de variables ambientales indicó que al comparar el monitoreo 2025 con la serie histórica, la Riqueza se comporta según lo observado históricamente en 3 de los 7 transectos evaluados, mientras que, en la abundancia, en 5 de los 7 transectos medidos. Y mediante la evaluación de convergencias, se confirmó que la tendencia de la riqueza y abundancia de los transectos N° 3, y N° 5 no continuó en el monitoreo actual. Por su parte, la tendencia en la riqueza de los transectos N° 6 y N° 7 sí se mantuvo en el monitoreo actual (Figura 6-20), aunque ubicándose levemente fuera de los límites calculados. Este comportamiento podría estar relacionado con la baja cantidad de

individuos registrados históricamente en estos transectos (entre 1 y 3 taxones). Para más detalles sobre la aplicación de esta metodología consultar Anexo 10.

6.1.3.2 pH del sustrato

Se obtuvo valores de pH según los laboratorios de 1) ALS Life Sciences Chile S.A. (ETFA) y 2) Agroanálisis UC.

Las muestras se analizan en dos laboratorios dado que a partir del 1° de octubre de 2016 la Superintendencia del Medio Ambiente exige que las actividades de muestreo, medición y análisis sujetas a instrumentos de gestión ambiental sean realizadas por una Entidad Técnica de Fiscalización Ambiental (ETFA) autorizada.

Los análisis del laboratorio Agroanálisis UC se han utilizado desde el año 2012 hasta la fecha¹⁷, y se realizan para dar continuidad histórica al monitoreo ya que las metodologías empleadas por las dos entidades de análisis son distintas.

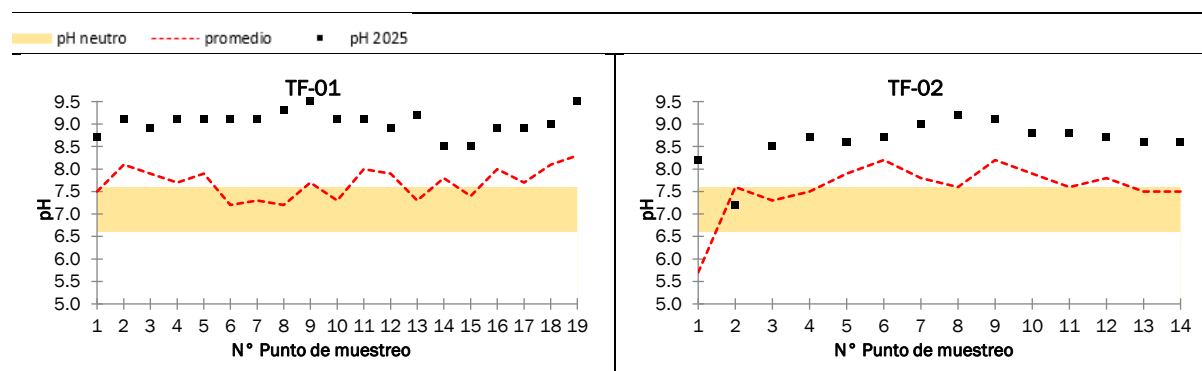
Con el objeto de verificar las consistencias y/o diferencias entre análisis, se comparan a continuación las mediciones de cada laboratorio.

6.1.3.2.1 pH según la ETFA ALS Life Sciences Chile S.A.

A continuación, se presentan los resultados de pH analizados por ALS Life Sciences Chile S.A. Cabe destacar que el periodo de análisis con metodologías ETFA comenzó en 2018, por lo que se dispone de 8 años de monitoreo (2018 – 2025). En la Figura 6-22 se ilustra el valor del pH para el año 2025, así como el valor promedio de los registros 2018 – 2025.

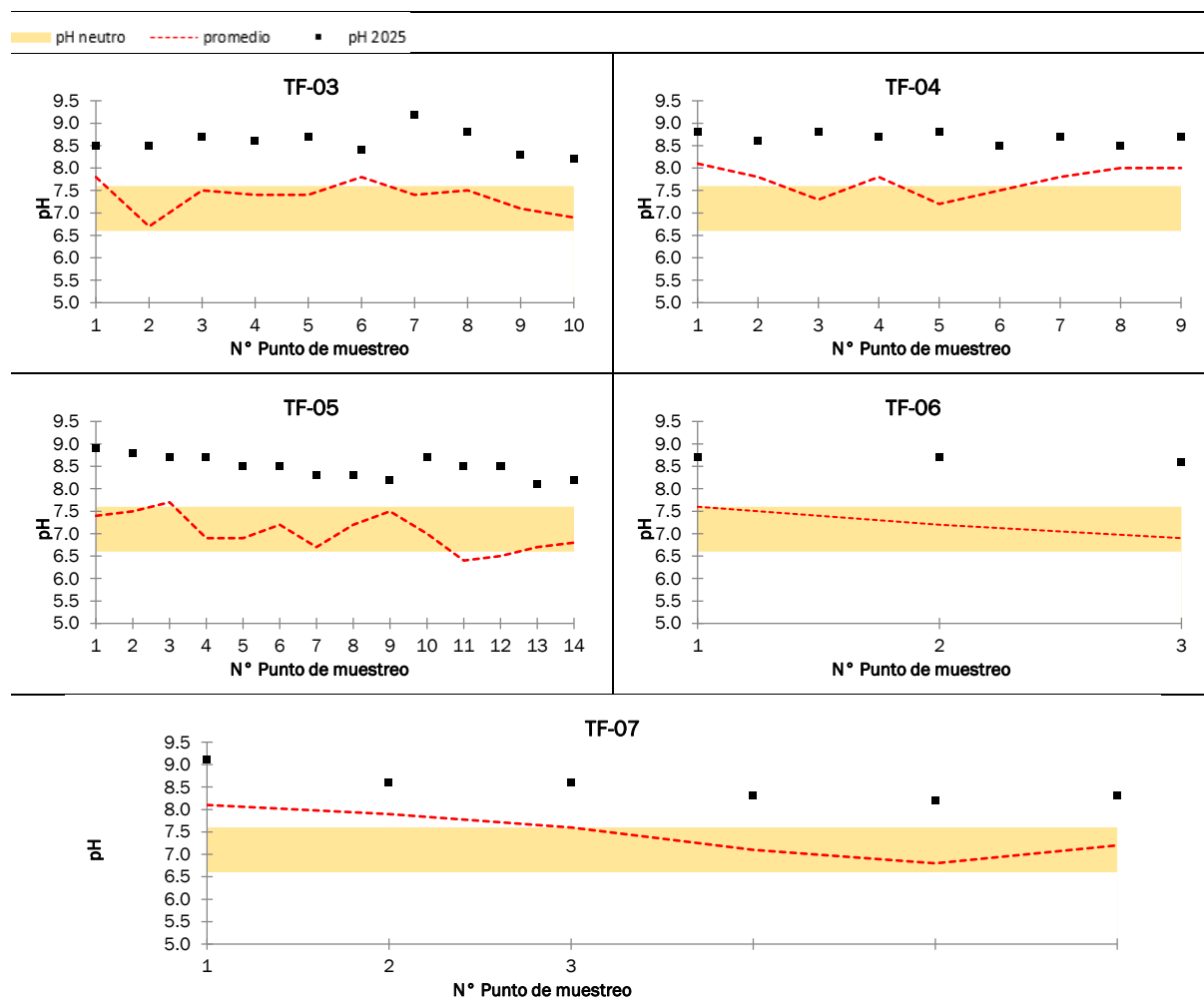
Las muestras del año 2025 poseen un pH alcalino en todos los puntos monitoreados, además se encuentran por sobre el promedio en todos los casos. En el salar de Atacama es posible encontrar una alta variabilidad en el pH del suelo y aguas, la que podría estar relacionada a variados factores, entre ellos la concentración de sales, composición mineral de los suelos, la evaporación y la interacción materiales volcánicos (comúnmente presentes en los suelos del sector aluvial del salar (Álvarez-Amado., et al. 2022).

Figura 6-22 pH según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025



¹⁷ Los datos utilizados entre el 2006 y el 2011 corresponden a datos estandarizados, los que están disponibles en el Informe: Análisis Metodologías de Monitoreo de Conductividad Eléctrica y pH, realizado por M. Adriana Carrasco Rimassa, Químico MSc. Especialista en Química de Suelos. 2017.

Figura 6-22 pH según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

6.1.3.2.2 pH del sustrato según Agroanálisis UC (Complementario)

Respecto del monitoreo de pH del sustrato en los transectos de flora, en la Figura 6-23 se representan gráficamente los resultados 2025 junto a los valores máximos, mínimos y promedios obtenidos en los años anteriores (2006 – 2024). Las muestras están organizadas desde el Borde Este del salar hacia el núcleo (Este – Oeste).

La caracterización fisicoquímica de las muestras analizadas se encuentra dentro de una condición normal para el suelo en las parcelas de flora, dado que el 100% de las muestras están dentro de los rangos calculados (máximo y mínimo histórico).

En el Borde Este del Salar de Atacama abundan los suelos formados a partir de depósitos evaporativos, que representan condiciones extremas en términos de características y propiedades del suelo (Casanova *et al.*, 2013). En los análisis realizados a muestras de suelo en otros salares han detectado valores de pH alcalinos,

con valores que han variado entre 8,5 a 8,9 aumentando con la profundidad hasta valores de 9,8 (Luzio *et al.*, 2010).

El comportamiento estable del pH en el tiempo no parece tener una directa relación con los resultados de la riqueza y frecuencia de la flora vascular. Ya que las variaciones anuales de la flora, como por ejemplo los momentos donde se registran los máximos históricos, coinciden con periodos de mayor disponibilidad hídrica en la zona, como años más lluvioso. Mientras que el pH del suelo se presenta relativamente estable en el tiempo y con valores dentro de la variabilidad natural de un salar. Las variaciones del pH se asocian principalmente a factores como la composición de los cationes intercambiables, la naturaleza de los materiales de intercambio iónico, la composición y la concentración de las sales solubles y la presencia o ausencia de yeso y carbonatos alcalinotérreos (carbonatos de calcio y magnesio) (Luzio y Casanova, 2006). En la sección siguiente (6.1.3.2.2.1), se profundiza en el análisis de la variación histórica del pH en el Salar de Atacama.

Figura 6-23 Comparación del pH actual según laboratorio Agroanálisis UC con el obtenido en años anteriores

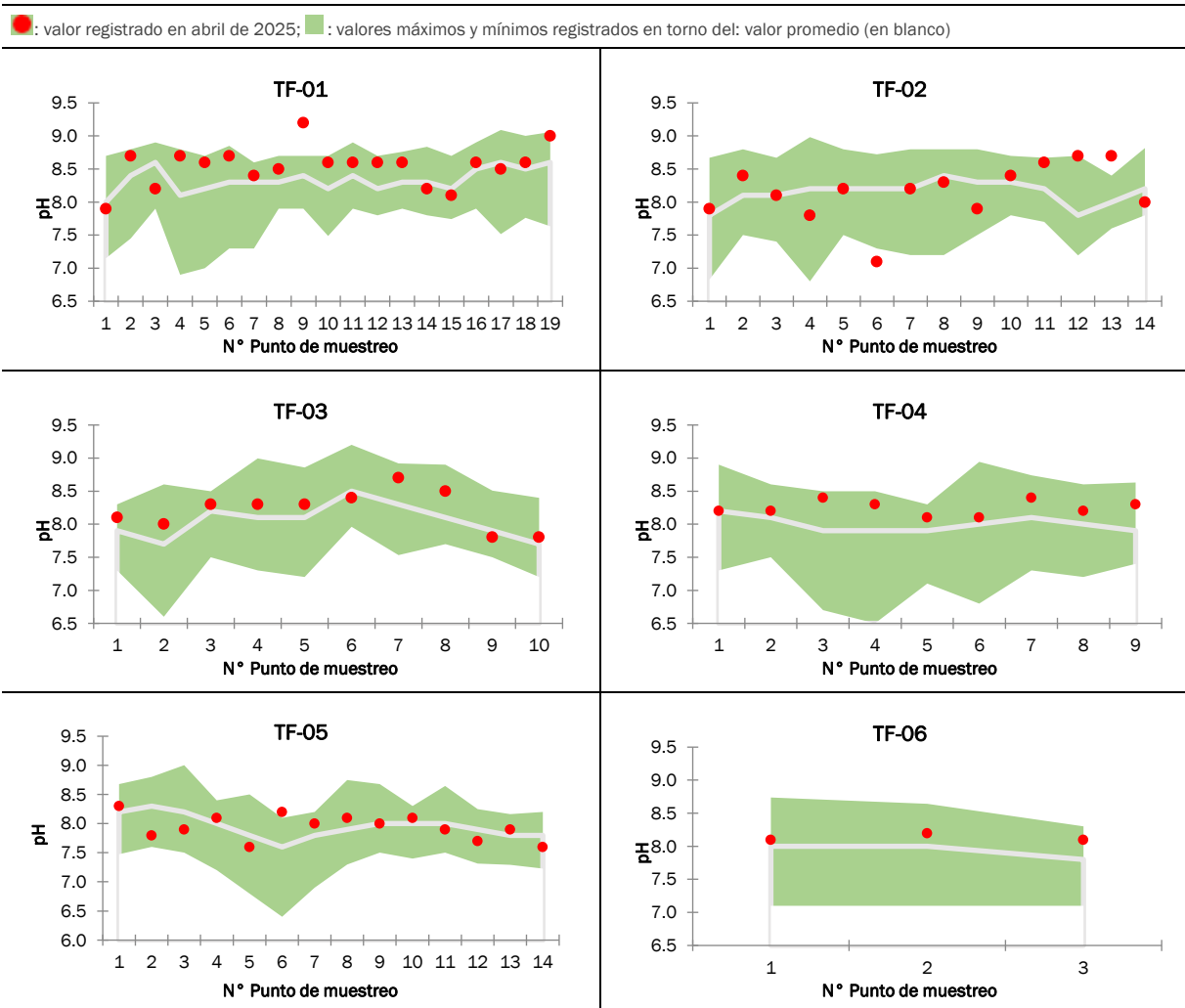
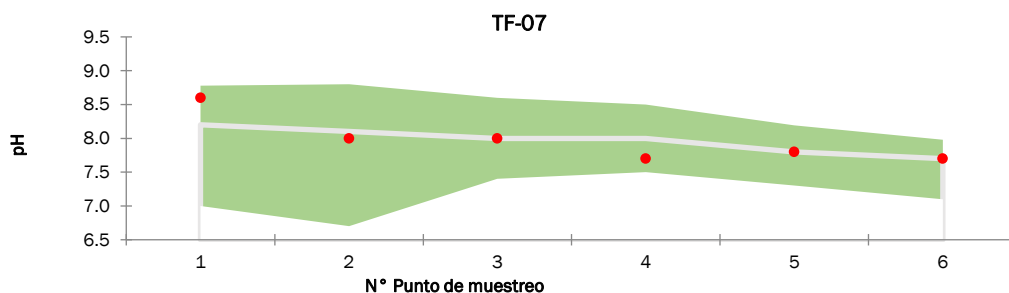


Figura 6-23 Comparación del pH actual según laboratorio Agroanálisis UC con el obtenido en años anteriores

■ : valor registrado en abril de 2025; ■ : valores máximos y mínimos registrados en torno del: valor promedio (en blanco)



Fuente: Elaboración propia, Geobiota 2025.

6.1.3.2.2.1 Protocolo de análisis de tendencias de variables ambientales

Este análisis responde al protocolo de análisis de tendencias ambientales diseñado por ECOS Consultores, para subsanar las faltas imputables al cargo N° 5 (Res. Ex. N° 1/ ROL F- 041-2016), detallado en el Anexo 9 del presente informe.

a. Comparación del monitoreo actual con la serie histórica

Para evaluar si las observaciones de la campaña actual se comportan según lo observado históricamente, se avalúan los datos de pH entregados por el laboratorio Agroanálisis UC, ya que el set de datos posee un tiempo mayor de monitoreo. Con ellos se llevarán a cabo los siguientes análisis:

a1- Análisis de rangos

Este análisis es realizado para evaluar si los datos del pH durante el año 2025 representan un cambio respecto a las observaciones previas, esto mediante una desagregación del monitoreo actual y comportamiento pasado.

Este análisis contempla el cálculo de un umbral para la variable pH para cada punto de monitoreo (UpH-TF), el cual se calculó según la siguiente formula:

$$\bar{X} \mp 1,64485 * \sigma$$

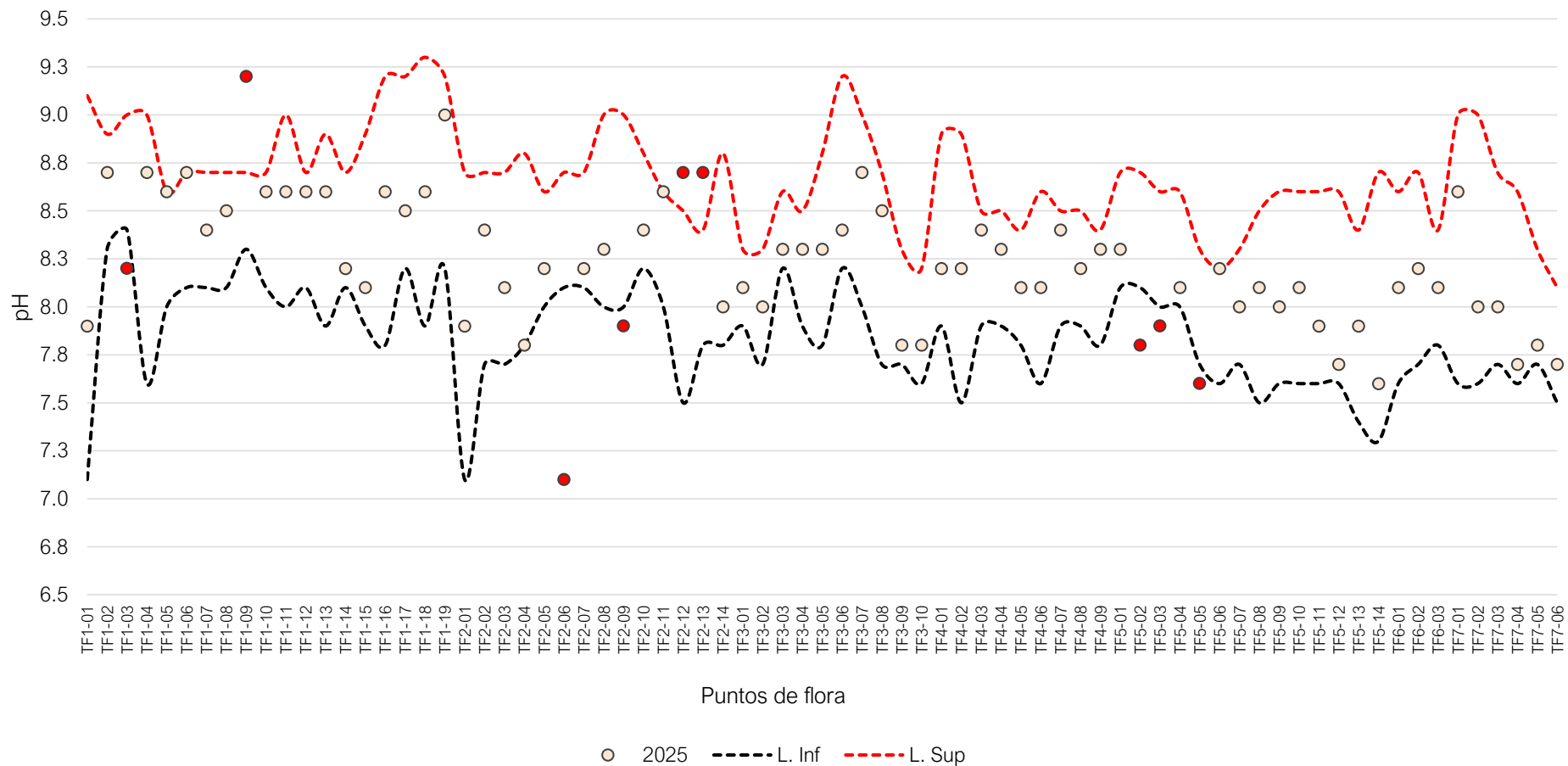
Donde:

$\bar{X}$ = Promedio del periodo 2006 - 2024

σ = Desviación estándar periodo 2006 - 2024

Luego se compara el valor del pH para el 2025, estimando si se ubica dentro o fuera de los límites establecidos. La Figura 6-24, muestra gráficamente los límites construidos para el pH y el valor 2025.

Figura 6-24 Rangos históricos de pH versus valor reportado en 2025



Puntos rojos indican que pH en los puntos de transectos de flora están fuera del rango calculado.

Fuente: geobiota, 2025.

En 66 muestras de las 75 monitoreadas, correspondiente 88% del total, se observa que los valores se encuentran dentro de los límites, comportándose dentro de los rangos históricos. Mientras que, sólo nueve (9) muestras (12% del total) se encuentran levemente fuera de los rangos establecidos.

Tabla 6-13. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo

Punto de muestreo	UCE-TF		Valor 2025
	L. Inferior	L. Superior	
TF1-3	8,4	9	8,2
TF1-09	8,3	8,7	9,2
TF2-06	8,1	8,7	7,1
TF2-09	8	9	7,9
TF2-12	7,5	8,5	8,7
TF2-13	7,8	8,4	8,7
TF5-02	8,1	8,7	7,8
TF5-03	8	8,6	7,9
TF5-05	7,7	8,3	7,6

Fuente: geobiota, 2025.

El protocolo establece que, existirá diferencia con la serie histórica si la cantidad de muestras fuera de rango es superior a 12 elementos. Dado que, sólo nueve (9) elementos se ubican fuera de los rangos, es posible concluir que las mediciones de pH realizadas en el periodo 2025 no difieren a las observaciones históricas.

a2- Análisis de distribución

Este análisis es realizado para evaluar si los datos de pH durante las campañas 2006 – 2024 representan un cambio previo al comportamiento del año 2025, evaluando si el set de datos del monitoreo actual posee la misma distribución de aquella observada durante los años anteriores (comparación del año 2025 con cada año anterior de manera separada). Para esto, se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual detecta si hay diferencias significativas entre las distribuciones de dos muestras, bajo un nivel de confianza del 95%, de acuerdo con las siguientes hipótesis:

H0= La distribución de las dos muestras es la misma,

H1= Las distribuciones de las dos muestras son diferentes.

Esta prueba calcula un valor p bilateral, el que al ser mayor al nivel de confianza establecido (0,05), determina que no se puede rechazar la hipótesis nula H0 de igualdad de distribuciones. Mientras que, al ser menor a 0,05, se debe rechazar la hipótesis nula H0 y aceptar la hipótesis alternativa H1, por lo que las distribuciones de los años comparados son diferentes.

Los resultados de esta prueba, comparado el monitoreo actual con cada uno de los años anteriores se muestra a continuación:

Tabla 6-14. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior

Año	KS	p-value
2006 - 2025	0,25	0,016
2007 - 2025	0,08	0,972
2008 - 2025	0,31	0,002
2009 - 2025	0,25	0,016
2010 - 2025	0,25	0,016
2011 - 2025	0,16	0,294
2012 - 2025	0,19	0,147
2013 - 2025	0,13	0,520
2014 - 2025	0,08	0,972
2015 - 2025	0,09	0,903
2016 - 2025	0,07	0,997
2017 - 2025	0,24	0,026
2018 - 2025	0,11	0,791
2019 - 2025	0,17	0,211
2020 - 2025	0,12	0,656
2021 - 2025	0,09	0,903
2022 - 2025	0,08	0,972
2023 - 2025	0,17	0,211
2024 - 2025	0,17	0,211

Fuente: geobiota, 2025.

Dado que el Protocolo establece que: “Si la totalidad de los pares de años analizados mostraran diferencias significativas con el período actual, será necesaria la elaboración de un estudio que profundice las causas”, y en vista que, sólo 5 de los 19 pares de años analizados muestran diferencias, es que no se requiere un estudio adicional.

a. Evaluación de tendencia

Se evaluó en cada punto de monitoreo, si la serie de tiempo de pH queda representada por una recta de pendiente cero, mediante un análisis lineal con significancia estadística de la pendiente. Los resultados de la variable pH se presentan en la Tabla 6-15.

Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 - 2025 para el pH

ID	Parcela	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
1	TF1-01	0,50	-0,07	0,000	Significativo

Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para el pH

ID	Parcela	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
2	TF1-02	0,18	0,01	0,064	No significativo
3	TF1-03	0,00	0,00	0,789	No significativo
4	TF1-04	0,64	0,05	0,000	Significativo
5	TF1-05	0,05	0,01	0,327	No significativo
6	TF1-06	0,01	0,00	0,618	No significativo
7	TF1-07	0,01	0,00	0,630	No significativo
8	TF1-08	0,10	-0,01	0,179	No significativo
9	TF1-09	0,07	0,01	0,257	No significativo
10	TF1-10	0,11	-0,01	0,163	No significativo
11	TF1-11	0,04	-0,01	0,413	No significativo
12	TF1-12	0,00	0,00	0,857	No significativo
13	TF1-13	0,15	-0,02	0,089	No significativo
14	TF1-14	0,13	-0,01	0,118	No significativo
15	TF1-15	0,40	-0,03	0,003	Significativo
16	TF1-16	0,37	-0,04	0,005	Significativo
17	TF1-17	0,04	-0,01	0,392	No significativo
18	TF1-18	0,47	-0,04	0,001	Significativo
19	TF1-FIN	0,18	0,02	0,061	No significativo
20	TF2-01	0,15	-0,03	0,088	No significativo
21	TF2-02	0,24	-0,02	0,029	Significativo
22	TF2-03	0,00	0,00	0,974	No significativo
23	TF2-04	0,02	-0,01	0,590	No significativo
24	TF2-05	0,00	0,00	0,773	No significativo
25	TF2-06	0,04	-0,01	0,383	No significativo
26	TF2-07	0,00	0,00	0,945	No significativo
27	TF2-08	0,00	0,00	0,838	No significativo
28	TF2-09	0,00	0,00	0,794	No significativo
29	TF2-10	0,01	0,00	0,610	No significativo
30	TF2-11	0,02	-0,01	0,565	No significativo
31	TF2-12	0,09	-0,02	0,196	No significativo
32	TF2-13	0,04	-0,01	0,385	No significativo
33	TF2-FIN	0,28	-0,03	0,017	Significativo

Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para el pH

ID	Parcela	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
34	TF3-01	0,21	-0,01	0,043	Significativo
35	TF3-02	0,03	0,01	0,501	No significativo
36	TF3-03	0,08	-0,01	0,214	No significativo
37	TF3-04	0,22	-0,01	0,035	Significativo
38	TF3-05	0,21	0,02	0,044	Significativo
39	TF3-06	0,30	-0,02	0,013	Significativo
40	TF3-07	0,01	0,00	0,723	No significativo
41	TF3-08	0,00	0,00	0,990	No significativo
42	TF3-09	0,19	-0,02	0,056	No significativo
43	TF3-FIN	0,33	-0,02	0,009	Significativo
44	TF4-01	0,21	-0,02	0,040	Significativo
45	TF4-02	0,04	0,01	0,392	No significativo
46	TF4-03	0,27	0,02	0,018	Significativo
47	TF4-04	0,40	0,03	0,003	Significativo
48	TF4-05	0,03	0,00	0,496	No significativo
49	TF4-06	0,01	0,00	0,749	No significativo
50	TF4-07	0,00	0,00	0,848	No significativo
51	TF4-08	0,12	-0,01	0,141	No significativo
52	TF4-FIN	0,00	0,00	0,879	No significativo
53	TF5-01	0,10	-0,01	0,175	No significativo
54	TF5-02	0,25	-0,02	0,025	Significativo
55	TF5-03	0,46	-0,02	0,001	Significativo
56	TF5-04	0,07	-0,01	0,267	No significativo
57	TF5-05	0,02	0,00	0,588	No significativo
58	TF5-06	0,18	0,02	0,059	No significativo
59	TF5-07	0,13	-0,01	0,123	No significativo
60	TF5-08	0,37	-0,03	0,004	Significativo
61	TF5-09	0,30	-0,03	0,012	Significativo
62	TF5-10	0,36	-0,03	0,005	Significativo
63	TF5-11	0,51	-0,03	0,000	Significativo
64	TF5-12	0,43	-0,03	0,002	Significativo
65	TF5-13	0,59	-0,04	0,000	Significativo

Tabla 6-15. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para el pH

ID	Parcela	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
66	TF5-FIN	0,68	-0,05	0,000	Significativo
67	TF-6-01	0,11	0,01	0,154	No significativo
68	TF-6-02	0,08	0,01	0,216	No significativo
69	TF-6-FIN	0,04	0,01	0,391	No significativo
70	TF-7-01	0,49	0,04	0,001	Significativo
71	TF-7-02	0,00	0,00	0,829	No significativo
72	TF-7-03	0,33	-0,02	0,008	Significativo
73	TF-7-04	0,67	-0,04	0,000	Significativo
74	TF-7-05	0,35	-0,02	0,006	Significativo
75	TF-7-FIN	0,46	-0,03	0,001	Significativo

Fuente: geobiota, 2025.

Las parcelas sin tendencia llegan al 61% (46 muestras), mientras que el 39% restante (29 muestras) presenta alguna tendencia. Dado que más del 10% de la muestra presenta tendencia significativa, se debe evaluar si estas continúan al momento del monitoreo mediante un análisis de convergencia de datos.

b1-Evaluación de convergencia de datos

El análisis de convergencia se realiza sobre los 29 puntos de monitoreo que presentaron tendencia. Este análisis consiste en suavizar los datos anuales de pH, desde 2006 a 2025, mediante un promedio móvil común, para luego obtener una curva de tendencia ajustada. Con esta nueva curva, se calculan los residuos, es decir, la diferencia entre los datos observados y la curva de tendencia ajustada. Para luego, evaluar la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, que indica si la varianza de los residuos se mantiene constante en el tiempo (Tabla 6-16), con la finalidad de utilizar correctamente el rango [pH del 2025 ajustado $\pm 1,64$ veces la desviación estándar], aplicable solo si los datos son homogéneos. Finalmente, se evalúa si los datos reales del año 2025 se encuentran dentro del rango calculado.

Tabla 6-16. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 29 puntos con tendencia significativa

Parcela	LM (Valor crítico)	LM (Valor observado)	Valor p	Resultado
TF1-01	5,99	0,03	0,98	Los residuos son homocedásticos
TF1-04	5,99	0,19	0,91	Los residuos son homocedásticos
TF1-15	5,99	0,40	0,82	Los residuos son homocedásticos
TF1-16	5,99	0,64	0,73	Los residuos son homocedásticos
TF1-18	5,99	0,41	0,81	Los residuos son homocedásticos
TF2-02	5,99	0,11	0,95	Los residuos son homocedásticos

Tabla 6-16. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 29 puntos con tendencia significativa

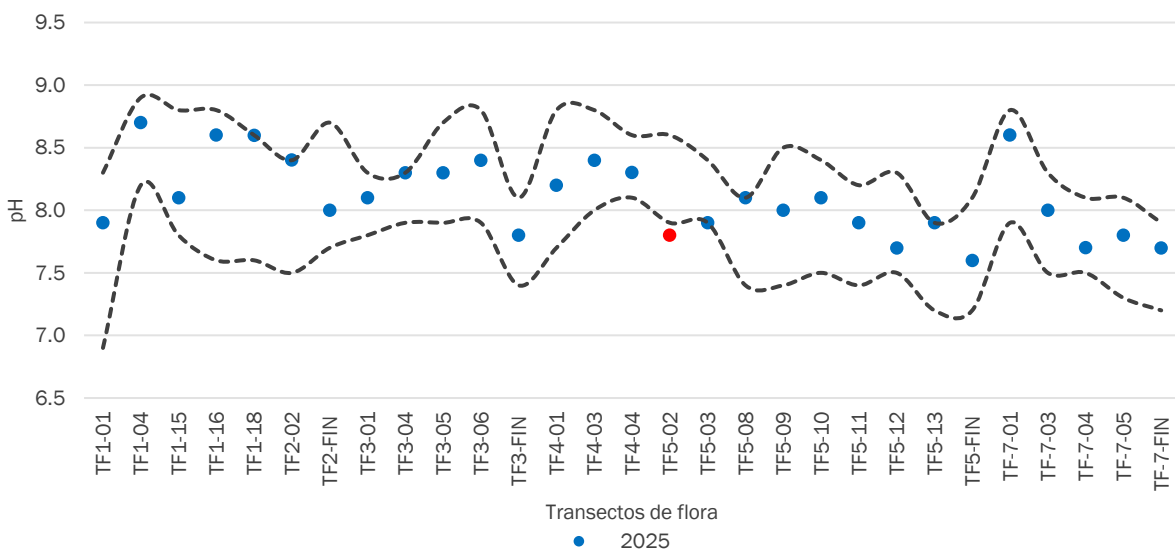
Parcela	LM (Valor crítico)	LM (Valor observado)	Valor p	Resultado
TF2-FIN	5,99	0,08	0,96	Los residuos son homocedásticos
TF3-01	5,99	0,12	0,94	Los residuos son homocedásticos
TF3-04	5,99	0,74	0,69	Los residuos son homocedásticos
TF3-05	5,99	0,12	0,94	Los residuos son homocedásticos
TF3-06	5,99	0,39	0,82	Los residuos son homocedásticos
TF3-FIN	5,99	0,33	0,85	Los residuos son homocedásticos
TF4-01	5,99	0,25	0,88	Los residuos son homocedásticos
TF4-03	5,99	0,44	0,80	Los residuos son homocedásticos
TF4-04	5,99	0,28	0,87	Los residuos son homocedásticos
TF5-02	5,99	0,17	0,92	Los residuos son homocedásticos
TF5-03	5,99	0,34	0,85	Los residuos son homocedásticos
TF5-08	5,99	0,03	0,98	Los residuos son homocedásticos
TF5-09	5,99	0,25	0,88	Los residuos son homocedásticos
TF5-10	5,99	0,03	0,98	Los residuos son homocedásticos
TF5-11	5,99	0,16	0,92	Los residuos son homocedásticos
TF5-12	5,99	0,04	0,98	Los residuos son homocedásticos
TF5-13	5,99	0,07	0,97	Los residuos son homocedásticos
TF5-FIN	5,99	0,10	0,95	Los residuos son homocedásticos
TF-7-01	5,99	0,11	0,95	Los residuos son homocedásticos
TF-7-03	5,99	0,02	0,99	Los residuos son homocedásticos
TF-7-04	5,99	0,37	0,83	Los residuos son homocedásticos
TF-7-05	5,99	0,08	0,96	Los residuos son homocedásticos
TF-7-FIN	5,99	0,32	0,85	Los residuos son homocedásticos

Fuente: geobiota, 2025.

Los resultados indican que sólo 1 de los 29 puntos de monitoreo, correspondiente al TF5-02, continuó mostrando tendencia en el monitoreo 2025 (Figura 6-25). Dado que este punto equivale a menos del 10% del total de muestras del plan de seguimiento, es que no se debe realizar un estudio adicional de causalidad de tendencia para el pH, ya que existe un estudio previo¹⁸.

¹⁸ INFORME: Análisis Metodologías de Monitoreo de Conductividad Eléctrica y pH, realizado por M. Adriana Carrasco Rimassa, Químico MSc. Especialista en Química de Suelos. 2017. INFORME: Correlaciones pH y Salinidad, realizado por SQM, en 2017.

Figura 6-25 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de pH en 2025



Puntos rojos, indican que el valor se encuentra fuera de los rangos calculados.

Fuente: geobiota, 2025.

La aplicación del Protocolo de análisis de Tendencias de variables ambientales indicó que, al comparar el monitoreo 2025 con la serie histórica, el pH se comportó según lo observado históricamente. Mediante la evaluación de convergencias se detectó que sólo en 1 muestra la tendencia continuó en el monitoreo actual. Esta tendencia fue a la baja, sin embargo, los valores de pH siempre se mantuvieron en la alcalinidad del sustrato, lo que concuerda con lo reportado para otros salares según Luzio (2010).

El comportamiento del pH en el tiempo no tendrían una relación directa con los resultados de la riqueza y frecuencia de la flora vascular, ya que los resultados sugieren que esta última se encuentra ligada a la disponibilidad hídrica (régimen de precipitaciones locales y a la napa subterránea), y no a los cambios observados en las variables microambientales del suelo, dado que las plantas que crecen en el Borde Este del Salar de Atacama se encuentran adaptadas a condiciones extremas, logrando desarrollarse a pesar de los niveles de excesiva alcalinidad del sustrato.

6.1.3.3 Salinidad del sustrato (Conductividad eléctrica)

Tal como se explica en el capítulo 4.4.3, se obtuvo valores de Conductividad eléctrica según una entidad ETF A ALS Life Sciences Chile S.A. y según el laboratorio con el cual se han realizado los ensayos desde el año 2012 en adelante (Agroanálisis UC). Esto debido a que la metodología de análisis utilizada por ambos es distinta, implicando que los datos no sean comparables.

Con el objeto de verificar las consistencias y/o diferencias entre análisis, se comparan a continuación las mediciones de cada laboratorio

6.1.3.3.1 Conductividad eléctrica del sustrato según la ETFA ALS Life Sciences Chile S.A.

A continuación, se presentan los resultados de la conductividad eléctrica analizada por ALS. Cabe destacar que el periodo de análisis con metodologías ETFA comenzó en 2018, por lo que se dispone 8 años de monitoreo (2018 – 2025). En la Figura 6-26 se ilustra el valor de la CE para el año 2025, así como el valor promedio de los registros 2018 – 2025.

Las muestras del año 2025 en la mayoría de los transectos de flora poseen una conductividad eléctrica que da cuenta de un sustrato Fuertemente salino y Moderadamente salino (81,4% del total), y en menor medida llegan a ser Ligeramente salinos (16% del total) y Muy ligeramente salinos (2,7% del total), concordando con los resultados esperados para suelos en un salar.

Tal como muestra la Figura 6-26, los valores registrados en 2025 difieren del promedio correspondiente a los siete años anteriores, especialmente en los transectos TF-01, TF-02, TF-05, TF-06 y TF-07. En la mayoría de los casos, se presentan valores de conductividad eléctrica inferiores al promedio histórico. Dado que la conductividad eléctrica del suelo es un indicador directo de su salinidad, una disminución en esta sugiere una menor concentración de sales. Cambios en la salinidad pueden modificar la composición vegetal, favoreciendo especies con distinta tolerancia a condiciones salinas (Mata-Fernández *et al.*, 2014). Esta variación podría estar relacionada con la cantidad limitada de años considerados en el análisis, el evento de lluvias intensas ocurrido en 2019 y la alta variabilidad propia de la categoría "Fuertemente salino", que incluye valores superiores a 6,08 mS/cm.

La muestra muy ligeramente salina (CE entre 0,98 y 1,71 dS/m) se presenta en el transecto de flora N°2, específicamente en el punto TF2-1., donde anteriormente se habían registrados suelos fuertemente salinos (CE >6,07 dS/m). Las muestras Ligeramente salinas (CE entre 1,71 y 3,16 dS/m); Moderadamente salinas (CE entre 3,16 y 6,07 dS/m) y Fuertemente salinas (CE mayor a 6,07 dS/m), son las más abundantes en todos los años de monitoreo.

Figura 6-26 Conductividad Eléctrica según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025

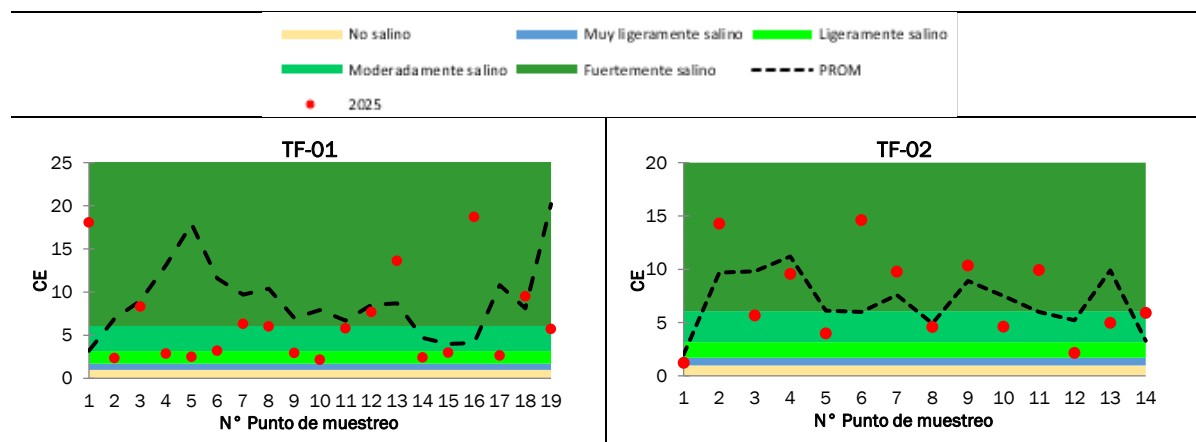
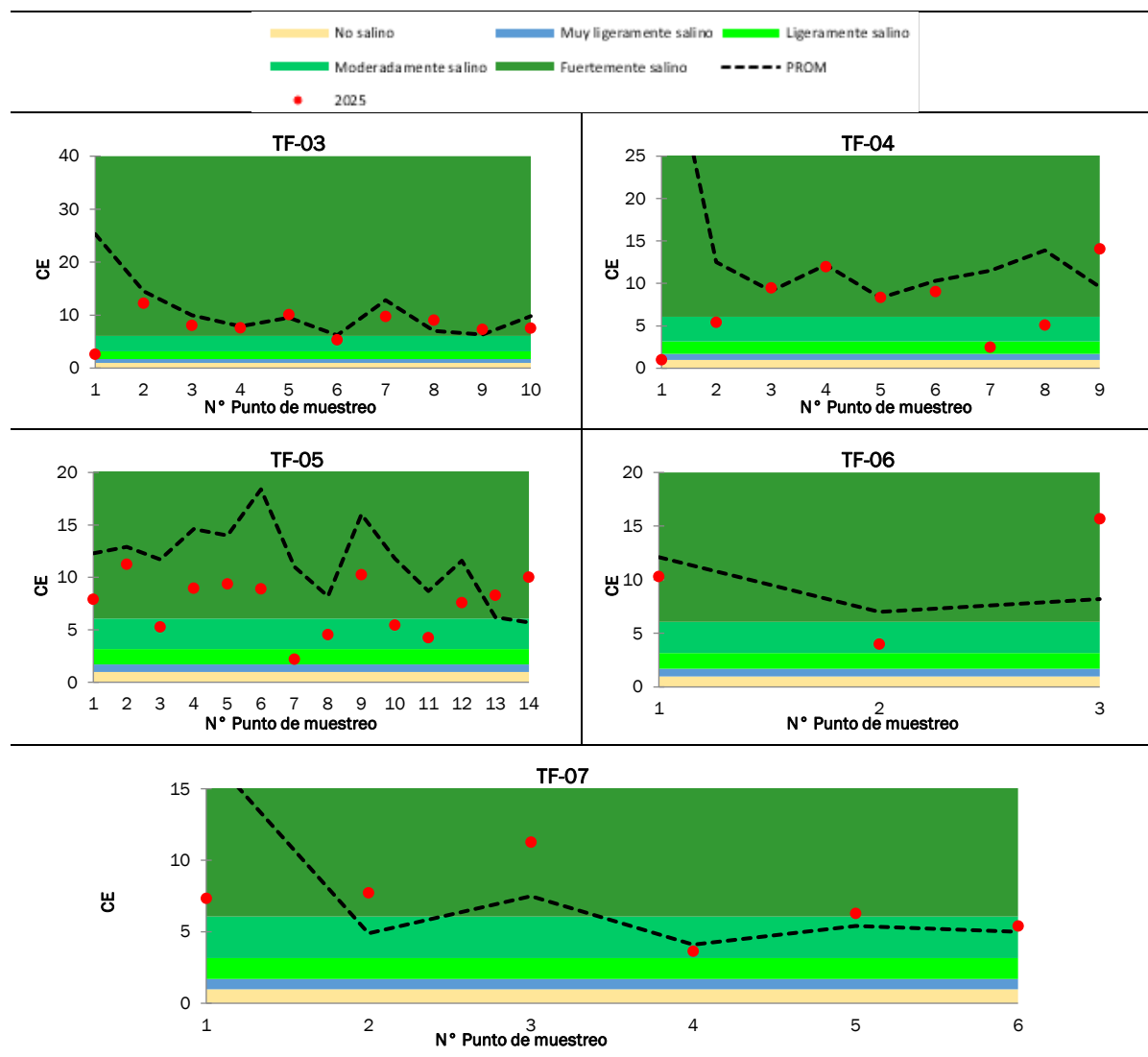


Figura 6-26 Conductividad Eléctrica según ALS Life Sciences Chile S.A. en el periodo 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.3.3.2 Conductividad eléctrica del sustrato según Agroanálisis UC (Complementario)

De acuerdo con la Figura 6-27 se observa que, del total de muestras obtenidas en la campaña de 2025 (75 muestras), el 92% se encuentran dentro de los valores máximo y mínimo observados entre abril de 2007 a abril de 2024.

De las muestras fuera de rango, la totalidad de estas (6 muestras) presentaron un valor sobre los rangos establecidos, equivalente al 8% del total.

Por otra parte, la conductividad eléctrica del presente año demostró las condiciones de alta salinidad esperables para un salar; donde el 93,3% de muestras estuvieron distribuidas en la categoría fuertemente salina, validando lo observado en otros salares donde los valores pueden alcanzar hasta los 500 dS/m en superficie (Luzio, 2010).

La presencia de flora en sectores con altos valores de salinidad permite inferir que esta variabilidad no afectaría a la riqueza y frecuencia de especies de plantas observadas en la temporada y en los años anteriores. En este contexto, la persistencia de la vegetación se explicaría por los mecanismos de adaptación de las especies a condiciones de extrema salinidad y probablemente, su expresión en el Borde Este del Salar de Atacama, estaría relacionada en primer lugar con la disponibilidad de agua.

En la Figura 6-27 se muestra la comparación de la conductividad eléctrica del año 2025 con el promedio de todos los años anteriores. Las parcelas en los gráficos están organizadas desde el Borde Este del salar hacia el núcleo (Este – Oeste).

Figura 6-27 Comparación de la conductividad eléctrica (dS/m) actual con la obtenida en años anteriores

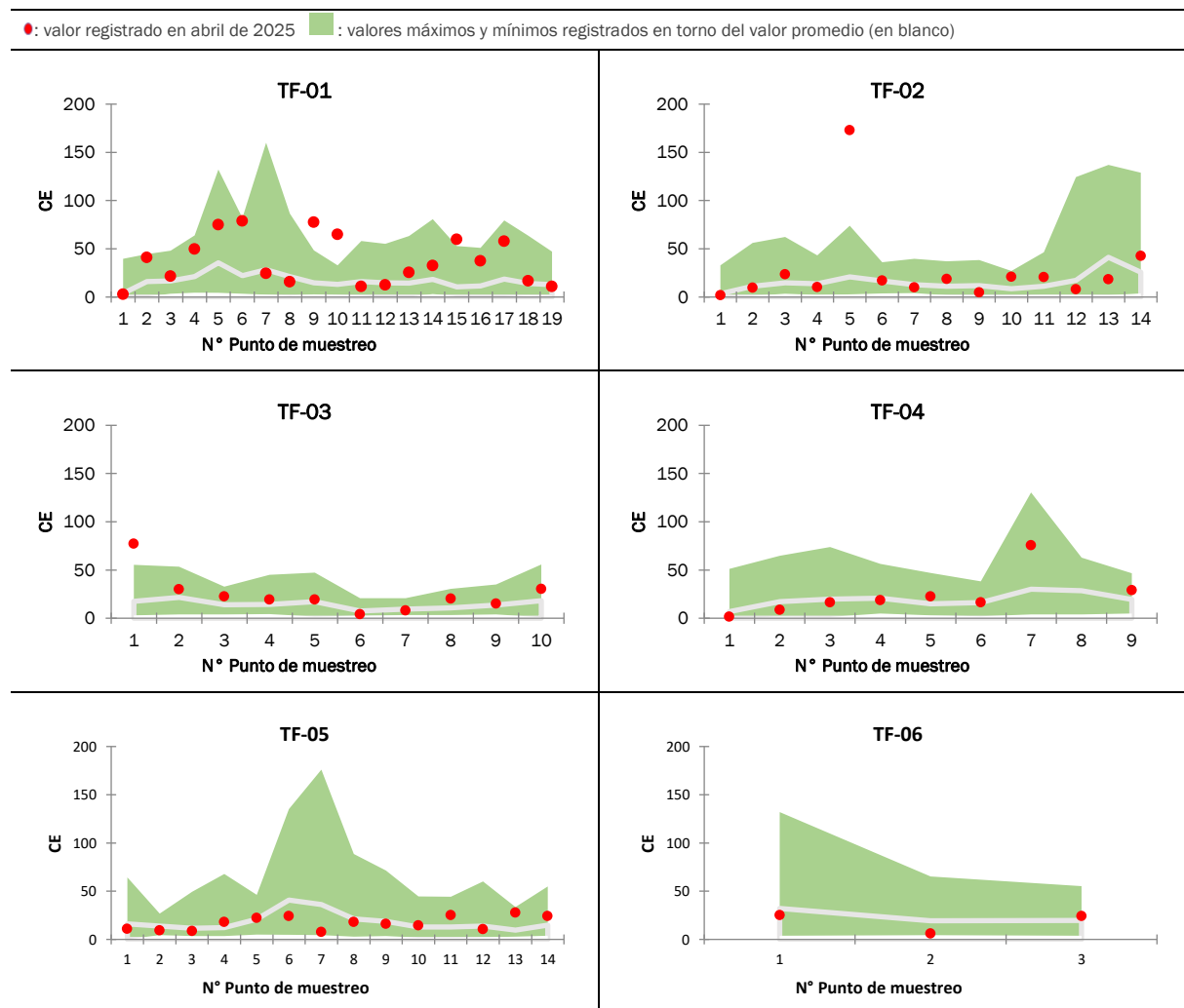
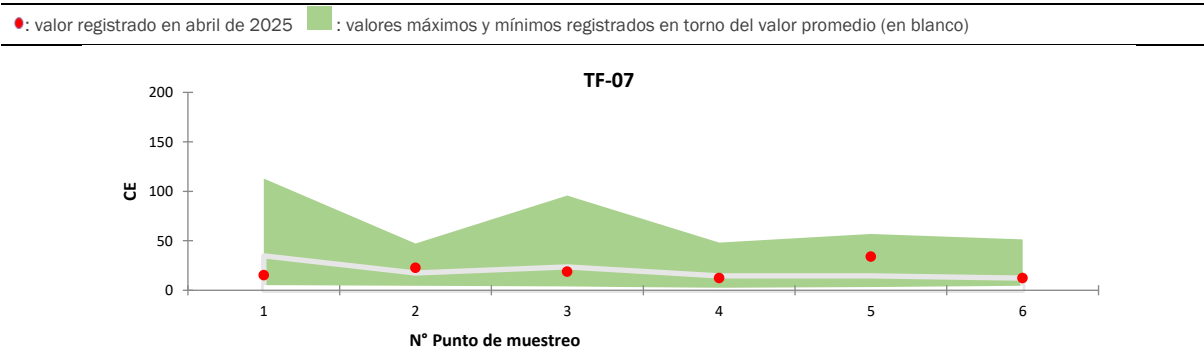


Figura 6-27 Comparación de la conductividad eléctrica (dS/m) actual con la obtenida en años anteriores



Fuente: geobiota 2025.

6.1.3.3.2.1 Protocolo de análisis de tendencias de variables ambientales

Este análisis responde al protocolo de análisis de tendencias ambientales diseñado por ECOS Consultores, que forma parte del Programa de Cumplimiento aprobado mediante Res. Ex. N° 38/Rol F-041-2016, de la Superintendencia del Medio Ambiente, detallado en el Anexo 9 del presente informe.

a. Comparación del monitoreo actual con serie histórica

Para evaluar si las observaciones sobre la conductividad eléctrica en la campaña actual (2025) se comportan según lo observado históricamente se evalúan los datos entregados por el laboratorio Agroanálisis UC, dado que el set de datos abarca un mayor tiempo de monitoreo.

a1-Análisis de rangos históricos

Este análisis es realizado para evaluar si los datos del CE durante el año 2025 representan un cambio respecto a las observaciones previas, esto mediante una desagregación del monitoreo actual y comportamiento pasado.

Este análisis contempla el cálculo de un umbral para la variable CE para cada punto de monitoreo, el cual se calculó según la siguiente formula:

$$\text{Umbral CE} = \bar{X} \mp 1,64485 * \sigma$$

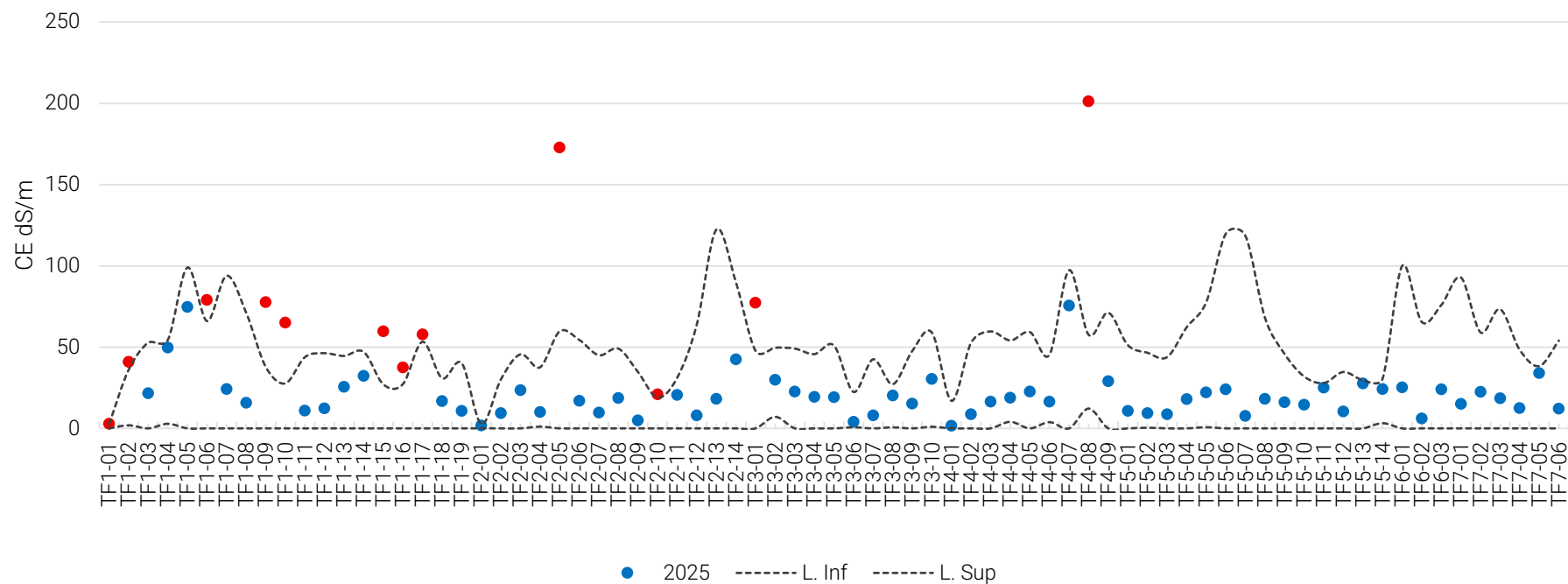
Donde:

$\bar{X}$ = Promedio del CE del periodo 2006 – 2024

σ = Desviación estandar de CE del periodo 2006 – 2024

Luego se comparó el valor de la conductividad eléctrica para el 2025, evaluando si la muestra se ubica dentro o fuera de los límites establecidos. La Figura 6-28, muestra gráficamente los límites construidos para la CE y los valores medidos en la temporada 2025, observándose que en 12 puntos de monitoreo el valor registrado en 2025 se ubicó fuera de los límites establecidos (16% del total). Así, en 63 muestras, correspondiente 84% del total, se observa que los valores se encuentran dentro de los límites, comportándose dentro de los rangos históricos.

Figura 6-28 Rangos históricos de conductividad eléctrica y las mediciones reportado en 2025



Puntos rojos, indican que el valor se encuentra fuera de los rangos calculados.

Fuente: geobiota, 2025.

Tabla 6-17. Puntos fuera del UCE-TF para cada punto de muestreo

Punto de muestreo	UCE-TF		Valor 2025
	L. Inferior ¹	L. Superior	
TF1-01	0,0	2,6	2,71
TF1-02	1,9	36,0	40,90
TF1-06	0,0	66,0	78,90
TF1-09	0,0	37,8	77,55
TF1-10	0,0	27,7	65,00
TF1-15	0,0	27,0	59,60
TF1-16	0,0	27,3	37,40
TF1-17	0,0	53,3	57,70
TF2-05	0,0	59,7	172,80
TF2-10	0,0	19,0	20,86
TF3-01	0,0	47,7	77,25
TF4-08	12,2	57,6	201,30

Matemáticamente los límites inferiores pueden tomar valores negativos, sin embargo, se restringieron a valores a la realidad física de la variable, cuyo límite es 0.

Fuente: geobiota, 2025.

De acuerdo con lo establecido en el protocolo de tendencia, no es necesario realizar un estudio adicional para determinar causalidad de tendencias, dado que no se superó el número de casos fuera del rango definido (mayor a 12 elementos¹⁹).

a2- Análisis de distribución

Este análisis es realizado para evaluar si los datos de la Salinidad, evaluado como conductividad eléctrica, durante las campañas 2006 - 2024 representan un cambio previo al comportamiento del año 2025, esto evaluando si el set de datos del monitoreo actual posee la misma distribución observada durante los años anteriores (comparación del año 2025 con cada año anterior de manera separada). Para esto se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual detecta si hay diferencias significativas entre las distribuciones de dos muestras, considerando un nivel de confianza del 95%, de acuerdo con las siguientes hipótesis:

H0= La distribución de las dos muestras es la misma,

H1= Las distribuciones de las dos muestras son diferentes.

¹⁹ Para un conjunto de 75 elementos en donde se define el rango $[media \pm 1,64485 * desviación]$, se tiene que, si la variable se distribuye normal, la probabilidad de que a lo más 12 elementos estén fuera del rango es de 96,7%. Así, se escoge 12 elementos como la cantidad crítica cumpliéndose que, sin presencia de tendencias, menos del 4% de las veces habrá más de 12 elementos fuera del rango.

Esta prueba calcula un valor p bilateral, el que, al ser mayor al nivel de confianza establecido, determina que no se puede rechazar la hipótesis nula H_0 de igualdad de distribuciones. Mientras que, al ser menor a 0,05, se debe rechazar la hipótesis nula H_0 y aceptar la hipótesis alternativa H_1 , por lo que las distribuciones de los años comparados son diferentes.

Los resultados de esta prueba, comparado el monitoreo actual con cada uno de los años anteriores se muestran a continuación:

Tabla 6-18. Resultados de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la comparación de distribuciones de la pH de 2025 con cada año anterior

Año	KS	p-value
2006 - 2025	0,45	0,000
2007 - 2025	0,20	0,100
2008 - 2025	0,17	0,211
2009 - 2025	0,23	0,042
2010 - 2025	0,25	0,016
2011 - 2025	0,44	0,000
2012 - 2025	0,19	0,147
2013 - 2025	0,23	0,042
2014 - 2025	0,29	0,003
2015 - 2025	0,15	0,397
2016 - 2025	0,32	0,001
2017 - 2025	0,29	0,003
2018 - 2025	0,32	0,001
2019 - 2025	0,19	0,147
2020 - 2025	0,44	0,000
2021 - 2025	0,33	0,000
2022 - 2025	0,19	0,147
2023 - 2025	0,23	0,042

Fuente: geobiota, 2025.

Dado que el Protocolo establece que: “Si la totalidad de los pares de años analizados mostraran diferencias significativas con el período actual, será necesaria la elaboración de un estudio que profundice las causas”, y en vista que, 13 de los 19 pares de años analizados no muestran diferencias, es que no se requiere un estudio adicional.

a. Evaluación de tendencias

Por otra parte, el protocolo indica que se debe evaluar para cada punto de monitoreo si su serie temporal queda representada por una recta de pendiente cero, esto para determinar si existen tendencias sostenidas en el tiempo.

En la Tabla 6-19, se presentan los análisis de tendencia de la Salinidad medida como Conductividad Eléctrica. Los resultados indican que el 93,3% de las muestras (70 de 75 muestras) no presentan significancia estadística en su serie temporal. Mientras que, el 6,7% de las observaciones (cinco muestras), presentan alguna tendencia. En vista que las observaciones del periodo 2022 se encuentran bajo del 10% de las parcelas muestran tendencias, no se requiere de un estudio adicional, tal como lo indica el Protocolo.

Tabla 6-19. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para la Salinidad (CE)

ID	Transecto de flora	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
1	TF1-01	0,17	0,06	0,067	No significativo
2	TF1-02	0,03	0,33	0,464	No significativo
3	TF1-03	0,01	-0,26	0,710	No significativo
4	TF1-04	0,00	-0,12	0,851	No significativo
5	TF1-05	0,01	0,47	0,727	No significativo
6	TF1-06	0,01	0,43	0,640	No significativo
7	TF1-07	0,01	-0,46	0,746	No significativo
8	TF1-08	0,04	0,86	0,421	No significativo
9	TF1-09	0,10	1,01	0,167	No significativo
10	TF1-10	0,24	1,17	0,029	Significativo
11	TF1-11	0,04	0,49	0,401	No significativo
12	TF1-12	0,00	-0,11	0,867	No significativo
13	TF1-13	0,00	-0,15	0,824	No significativo
14	TF1-14	0,01	0,33	0,632	No significativo
15	TF1-15	0,20	1,13	0,048	Significativo
16	TF1-16	0,01	0,21	0,678	No significativo
17	TF1-17	0,05	0,82	0,342	No significativo
18	TF1-18	0,00	-0,04	0,919	No significativo
19	TF1-19	0,06	0,58	0,301	No significativo
20	TF2-01	0,10	0,04	0,170	No significativo
21	TF2-02	0,04	-0,36	0,378	No significativo
22	TF2-03	0,00	-0,04	0,952	No significativo

Tabla 6-19. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para la Salinidad (CE)

ID	Transecto de flora	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
23	TF2-04	0,11	-0,59	0,162	No significativo
24	TF2-05	0,09	1,87	0,208	No significativo
25	TF2-06	0,07	-0,76	0,245	No significativo
26	TF2-07	0,10	-0,82	0,169	No significativo
27	TF2-08	0,02	-0,47	0,534	No significativo
28	TF2-09	0,01	-0,21	0,638	No significativo
29	TF2-10	0,01	0,11	0,685	No significativo
30	TF2-11	0,00	0,02	0,971	No significativo
31	TF2-12	0,02	-0,62	0,572	No significativo
32	TF2-13	0,01	-0,50	0,760	No significativo
33	TF2-14	0,06	-1,42	0,291	No significativo
34	TF3-01	0,12	1,13	0,142	No significativo
35	TF3-02	0,09	0,63	0,197	No significativo
36	TF3-03	0,02	-0,38	0,535	No significativo
37	TF3-04	0,00	-0,05	0,931	No significativo
38	TF3-05	0,03	-0,43	0,487	No significativo
39	TF3-06	0,22	-0,50	0,039	Significativo
40	TF3-07	0,07	-0,61	0,268	No significativo
41	TF3-08	0,03	0,24	0,434	No significativo
42	TF3-09	0,03	-0,43	0,475	No significativo
43	TF3-10	0,00	-0,16	0,814	No significativo
44	TF4-01	0,01	0,13	0,633	No significativo
45	TF4-02	0,00	0,16	0,836	No significativo
46	TF4-03	0,04	-0,61	0,409	No significativo
47	TF4-04	0,14	-0,91	0,108	No significativo
48	TF4-05	0,08	-1,00	0,213	No significativo
49	TF4-06	0,23	-1,03	0,031	Significativo
50	TF4-07	0,00	-0,32	0,822	No significativo
51	TF4-08	0,16	2,67	0,079	No significativo
52	TF4-09	0,30	-2,15	0,013	Significativo

Tabla 6-19. Análisis lineal con significancia de la pendiente en la serie de tiempo 2006 – 2025 para la Salinidad (CE)

ID	Transecto de flora	R ²	Pendiente de la recta	p - valor	Significancia de la pendiente
53	TF5-01	0,12	-1,00	0,129	No significativo
54	TF5-02	0,18	-0,99	0,066	No significativo
55	TF5-03	0,36	-1,50	0,006	Significativo
56	TF5-04	0,31	-2,11	0,010	Significativo
57	TF5-05	0,28	-2,07	0,016	Significativo
58	TF5-06	0,09	-1,94	0,203	No significativo
59	TF5-07	0,13	-2,60	0,119	No significativo
60	TF5-08	0,05	-0,86	0,358	No significativo
61	TF5-09	0,01	0,28	0,672	No significativo
62	TF5-10	0,08	0,51	0,225	No significativo
63	TF5-11	0,10	0,53	0,172	No significativo
64	TF5-12	0,11	0,69	0,161	No significativo
65	TF5-13	0,05	0,41	0,340	No significativo
66	TF5-14	0,00	-0,08	0,803	No significativo
67	TF6-01	0,03	-1,00	0,435	No significativo
68	TF6-02	0,14	-1,31	0,102	No significativo
69	TF6-03	0,13	-1,39	0,124	No significativo
70	TF7-01	0,33	-2,81	0,008	Significativo
71	TF7-02	0,11	-1,05	0,157	No significativo
72	TF7-03	0,14	-1,52	0,106	No significativo
73	TF7-04	0,05	0,65	0,339	No significativo
74	TF7-05	0,00	0,13	0,812	No significativo
75	TF7-06	0,15	-1,32	0,090	No significativo

Fuente: geobiota, 2025.

Las parcelas sin tendencia llegan al 88% (66 muestras), mientras que el 12% restante (9 muestras) presenta alguna tendencia. Dado que más del 10% de la muestra presenta tendencia significativa, se debe evaluar si estas continúan al momento del monitoreo mediante un análisis de convergencia de datos.

b1-Evaluación de convergencia de datos

El análisis de convergencia se realiza sobre los 9 puntos de monitoreo que presentaron tendencia. Este análisis consiste en suavizar los datos anuales de CE, desde 2006 a 2025, mediante un promedio móvil común, para luego obtener una curva de tendencia ajustada. Con esta nueva curva, se calculan los residuos, es decir,

la diferencia entre los datos observados y la curva de tendencia ajustada. Para luego, evaluar la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, que indica si la varianza de los residuos se mantiene constante en el tiempo (Tabla 6-16), con la finalidad de utilizar correctamente el rango [CE del 2025 ajustado $\pm 1,64$ veces la desviación estándar], aplicable solo si los datos son homogéneos. Finalmente, se evalúa si los datos reales del año 2025 se encuentran dentro del rango calculado.

Tabla 6-20. Evaluación de la homogeneidad (heterocedasticidad) de la varianza, en los residuos de los 9 puntos con tendencia significativa

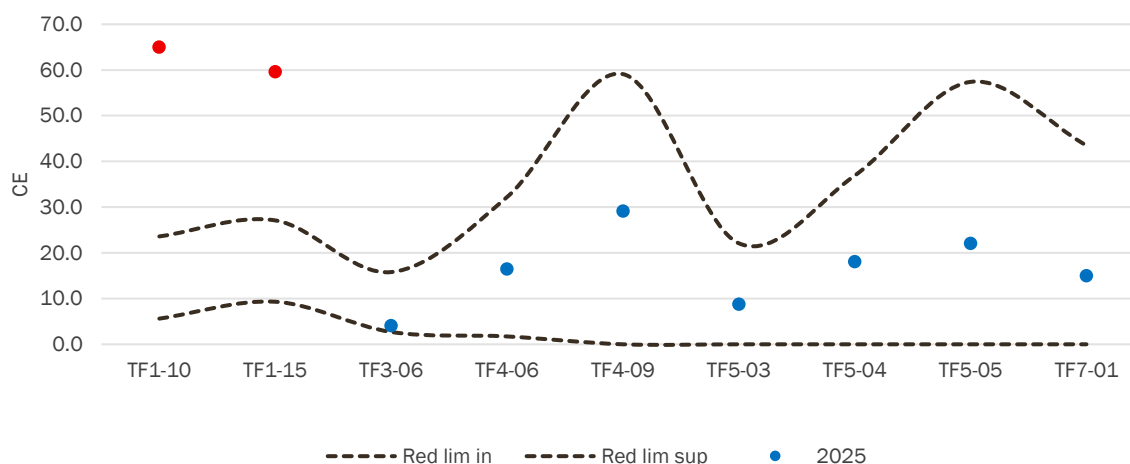
Parcela	LM (Valor crítico)	LM (Valor observado)	Valor p	Resultado
TF1-10	5,99	0,48	0,79	Los residuos son homocedásticos
TF1-15	5,99	0,08	0,96	Los residuos son homocedásticos
TF3-06	5,99	0,10	0,95	Los residuos son homocedásticos
TF4-06	5,99	0,34	0,84	Los residuos son homocedásticos
TF4-09	5,99	0,16	0,92	Los residuos son homocedásticos
TF5-03	5,99	0,56	0,76	Los residuos son homocedásticos
TF5-04	5,99	0,36	0,84	Los residuos son homocedásticos
TF5-05	5,99	0,21	0,90	Los residuos son homocedásticos
TF7-01	5,99	0,24	0,89	Los residuos son homocedásticos

Fuente: geobiota, 2025.

Los resultados indican que sólo 2 de los 9 puntos de monitoreo, correspondiente al TF1-10 y TF1-15, continúan mostrando tendencia en el monitoreo 2025. Dado que estos puntos equivalen a menos del 10% del total de muestras del plan de seguimiento, es que no se debe realizar un estudio adicional de causalidad de tendencia para el pH, ya que existe un estudio previo²⁰.

²⁰ INFORME: Análisis Metodologías de Monitoreo de Conductividad Eléctrica y pH, realizado por M. Adriana Carrasco Rimassa, Químico MSc. Especialista en Química de Suelos. 2017. INFORME: Correlaciones pH y Salinidad, realizado por SQM, en 2017.

Figura 6-29 Rango calculado para evaluar la convergencia de las mediciones de CE en 2025



Puntos rojos, indican que el valor se encuentra fuera de los rangos calculados. Fuente: geobiota, 2025.

La aplicación del Protocolo de análisis de Tendencias de variables ambientales indicó que, al comparar el monitoreo 2025 con la serie histórica, la CE se comportó según lo observado históricamente. Mediante la evaluación de convergencias se detectó que sólo en dos (2) muestras la tendencia continuó en el monitoreo actual.

El comportamiento de la CE en el tiempo no evidencia una relación clara con los resultados de la riqueza y frecuencia de la flora vascular, ya que los últimos parecen estar principalmente asociados a la disponibilidad hídrica (régimen de precipitaciones locales y a la napa subterránea), más que a los cambios observados en las variables microambientales del suelo. Esto es consistente con el hecho de que las plantas que crecen en el Borde Este del Salar de Atacama se encuentran adaptadas a condiciones extremas, logrando desarrollarse a pesar de los niveles de alta salinidad del sustrato.

6.1.4 Monitoreo de Algarrobos

6.1.4.1 Ejemplares de algarrobo ubicados en el área del pozo Camar 2

La población de algarrobos objeto de estudio ha sufrido los efectos de aluviones a través del tiempo, registrándose individuos desaparecidos o desprendidos por efecto de ello desde el año 2012 en adelante. Tal como se mencionó en la sección anterior, durante la temporada estival del 2019 se produjo un evento aluvial²¹ de gran envergadura, que arrasó con 8 ejemplares. Posterior a eso, durante el monitoreo de 2023 se reportó el desprendimiento de 2 nuevos individuos que se encontraban secos desde el levantamiento de la línea base del proyecto (2006) y desde el año 2008, respectivamente. En el monitoreo de 2024 se reportó el desprendimiento de un individuo que se encontraba seco desde 2019. Para el periodo actual no se

²¹ Comprobante de reporte de aviso/contingencia/incidente. Cod: RIA4549

registran nuevos individuos desaparecidos. El desprendimiento de estos últimos podría atribuirse tanto a la presencia de burros dentro de la quebrada o a la acción humana.

Lo anterior da cuenta de un total de 15 individuos que han sido desprendidos a lo largo de los periodos de monitoreo, y que se catalogan como desaparecidos. En vista de que se ha producido una variación en el universo de individuos, generando imprecisiones en la evaluación temporal y distorsión en la comparación histórica, es que los ejemplares desaparecidos no son considerados para los análisis de vitalidad, copa viva, fenología y daño, a pesar de que sí se visita el sitio de desprendimiento durante las prospecciones realizadas.

6.1.4.1.1 Vitalidad

Los resultados históricos de las mediciones de la vitalidad de los algarrobos y las tendencias asociadas a cada categoría (período 2006 – 2025) se muestran en la Tabla 6-21 y Figura 6-30.

- **Seco**: En la línea base del año 2006 se identificaron 12 individuos secos, los que fueron incorporados al monitoreo con el fin de evaluar la dinámica de los algarrobos del sector. Los registros reflejan una tendencia al aumento en el número de individuos secos con el pasar de los años (Coeficiente de determinación $R^2 = 0,79$), alcanzando un máximo de 30 individuos entre los años 2020 y 2022 (Figura 6-30 (1)). Durante el 2025, se observó un aumento de 10 individuos en la categoría secos.
- **Muy débil**: La cantidad histórica de ejemplares catalogados con vitalidad Muy débil ha variado a lo largo del tiempo, sin embargo, nunca ha superado los 9 individuos (máximo presentado en 2016). Durante el presente monitoreo (2025) solo se presentaron individuos con vitalidad Seca (37) y Crecimiento normal (19), quedando por sobre el valor mínimo histórico (0) se había presentado en los años 2013, 2019 y 2023. A lo largo de los años monitoreados no se observa una tendencia con respecto a esta categoría ($R^2 = 0,11$; Figura 6-30 (2)).
- **Débil**: La cantidad histórica de ejemplares catalogados con vitalidad Débil ha variado desde un mínimo de 0 registros, en este año 2025, hasta un máximo de 24 registros, en el año 2011. Respecto de la línea base (año 2006), en el 2025 se reportan 6 individuos menos en esta categoría, coincidiendo con el mínimo histórico (0 ejemplares). Dada la variación en el número de registros dentro de esta categoría a lo largo del monitoreo, no se observa una tendencia significativa ($R^2 = 0,20$, Figura 6-30 (3)).
- **Crecimiento normal**: El número de ejemplares en esta categoría ha presentado variabilidad en el tiempo (promedio de 25 ± 10 registros), con un máximo de 48 registros al comienzo del monitoreo (2006) y un mínimo de 9 registros en el año 2021. En el 2025, se registraron 24 individuos con Crecimiento normal, encontrándose dentro de los rangos históricos y ubicándose cerca del promedio. A pesar de la variabilidad de los registros, para esta categoría sí es posible observar una tendencia hacia la baja en el número de registros ($R^2 = 0,49$; Figura 6-30 (4)).
- **Excepcionalmente vigoroso**: En la mayor parte de los años de monitoreo la cantidad de ejemplares pertenecientes a esta categoría corresponde a cero, con un máximo de cuatro individuos observados en el año 2012. Durante el periodo de monitoreo actual (2025), no se registró

ningún individuo Excepcionalmente vigoroso, coincidiendo con el mínimo histórico. No se observa una tendencia de aumento o disminución en la frecuencia de esta categoría ($R^2 = 0,001$; Figura 6-30 (5)).

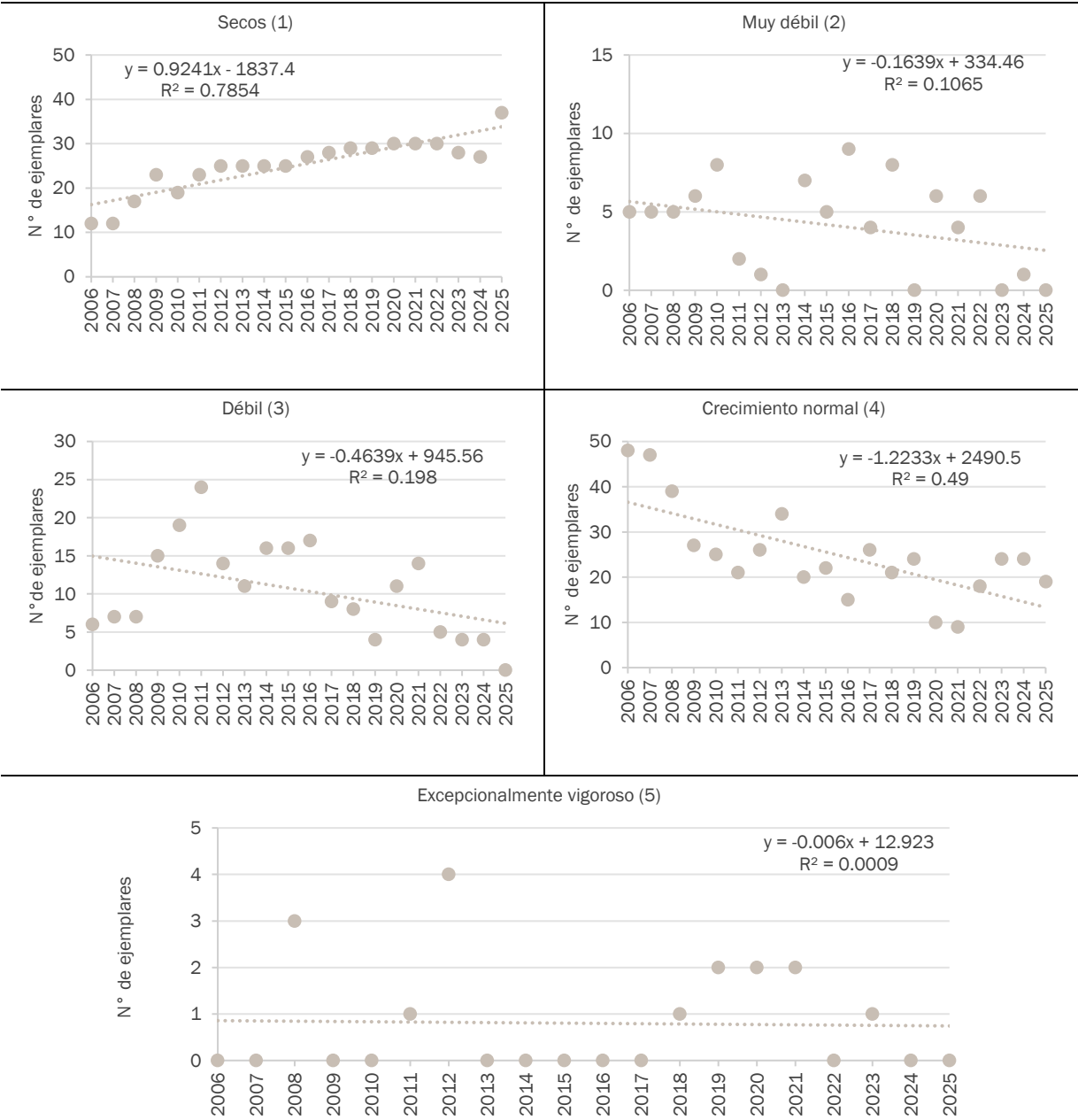
- Individuos desaparecidos: En la campaña de 2024 se identificó solo 1 nuevo individuo que se desprendió durante el transcurso del año 2023.

Tabla 6-21. Vitalidad de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025

Año	Vitalidad								
	Seco	Muy Débil	Débil	Crecimiento normal	Excepcionalmente Vigoroso	Desaparecidos		Total	
						año	Acumulado	año	Muestra
2006	12	5	6	48	0	0	0	71	71
2007	12	5	7	47	0	0	0	71	71
2008	17	5	7	39	3	0	0	71	71
2009	23	6	15	27	0	0	0	71	71
2010	19	8	19	25	0	0	0	71	71
2011	23	2	24	21	1	0	0	71	71
2012	25	1	14	26	4	1	1	70	71
2013	25	0	11	34	0	0	1	70	71
2014	25	7	16	20	0	2	3	68	71
2015	25	5	16	22	0	0	3	68	71
2016	27	9	17	15	0	0	3	68	71
2017	28	4	9	26	0	1	4	67	71
2018	29	8	8	21	1	0	4	67	71
2019	29	0	4	24	2	8	12	59	71
2020	30	6	11	10	2	0	12	59	71
2021	30	4	14	9	2	0	12	59	71
2022	30	6	5	18	0	0	12	59	71
2023	28	0	4	24	1	2	14	57	71
2024	27	1	4	24	0	1	15	56	71
2025	37	0	0	19	0	0	15	56	71
Máx	37	9	24	48	4	-	-	-	-
Mín	12	0	0	9	0	-	-	-	-
Prom	24	4	11	25	1	-	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-30 Tendencia de la Vitalidad de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.4.1.2 Porcentaje de copa viva

Los resultados de las mediciones del porcentaje de copa viva realizadas sobre los algarrobos durante las campañas de monitoreo (período 2006 a 2025), se muestran en la Tabla 6-9 y Figura 6-31. Al respecto, se observa:



- Copa viva 0%: En la línea base del año 2006 se identificaron 12 individuos secos (sin follaje verde), los que fueron incorporados al monitoreo con el fin de evaluar la dinámica natural de la población de algarrobos. Al igual que los resultados de vitalidad expuestos en la sección anterior, los registros reflejan una tendencia al aumento en el número de individuos sin follaje (coeficiente de determinación $R^2 = 0,80$), alcanzando un máximo de 37 individuos el presente año 2025 (Figura 6-31 (1)). Durante el 2025, se observó un aumento de 10 individuos en el total de esta categoría.
- Copa viva <5%: La cantidad histórica de ejemplares con copa viva inferior al 5% ha variado a lo largo del tiempo, sin embargo, nunca ha superado los 8 individuos (máximo presentado en 2010 y 2018). Durante el presente monitoreo (2025) no se presentaron individuos dentro de esta categoría, lo que significa una disminución de 2 individuos con respecto al año anterior. A lo largo de los años monitoreados no se observa una tendencia con respecto a esta categoría ($R^2 = 0,11$; Figura 6-31 (2)).
- Copa viva 5 – 25%: Al igual que la categoría anterior, la cantidad de individuos que presentan entre 5 y 25% de copa viva ha variado a lo largo del tiempo, con un mínimo de 2 ejemplares (en el presente año 2025) y un máximo de 14, al comienzo del monitoreo (2006). En el monitoreo actual, se registraron 2 ejemplares, coincidiendo con el mínimo histórico. Como se observa en la Figura 6-31 (3), esta categoría no presenta una tendencia significativa ($R^2 = 0,08$).
- Copa viva 25 – 50%: La cantidad histórica de ejemplares que presentan entre 25 y 50% de copa viva ha variado entre un mínimo de 2 individuos registrados en el presente año 2025 y un máximo de 22, registrados al comienzo del monitoreo (2006). Durante el monitoreo del 2025, se reportaron 2 individuos dentro de esta categoría, posicionándose bajo el promedio (9 árboles) y coincidiendo con el mínimo histórico. Con respecto a la evolución de la cantidad de ejemplares en el tiempo, se observa una leve tendencia a la disminución ($R^2 = 0,35$) (Figura 6-31 (4)).
- Copa viva 50 – 75%: El número de individuos en esta categoría ha variado entre un mínimo de 5 ejemplares, registrados en el 2021 y 2022, y un máximo de 17 en el año 2011. En el presente monitoreo se reportaron 10 individuos en esta categoría, 1 más que lo reportado en la campaña inicial del año 2006. Dada la variación en el número de ejemplares catalogados con 50 – 75% de copa viva, no es posible observar una tendencia con respecto a la evolución de los datos en el tiempo ($R^2 = 0,12$) (Figura 6-31 (5)).
- Copa viva 75 – 100%: Finalmente, respecto de la categoría de mayor copa viva (75 – 100%), la cantidad de ejemplares ha variado desde un máximo histórico de 31 ejemplares, en el año 2008, hasta un mínimo de 2 ejemplares, en el año 2011. Durante el monitoreo del 2025, se reportaron 5 individuos dentro de esta categoría, lo que corresponde a 8 menos que lo que se reportó en la campaña inicial (2006). La evolución histórica de la cantidad de ejemplares dentro

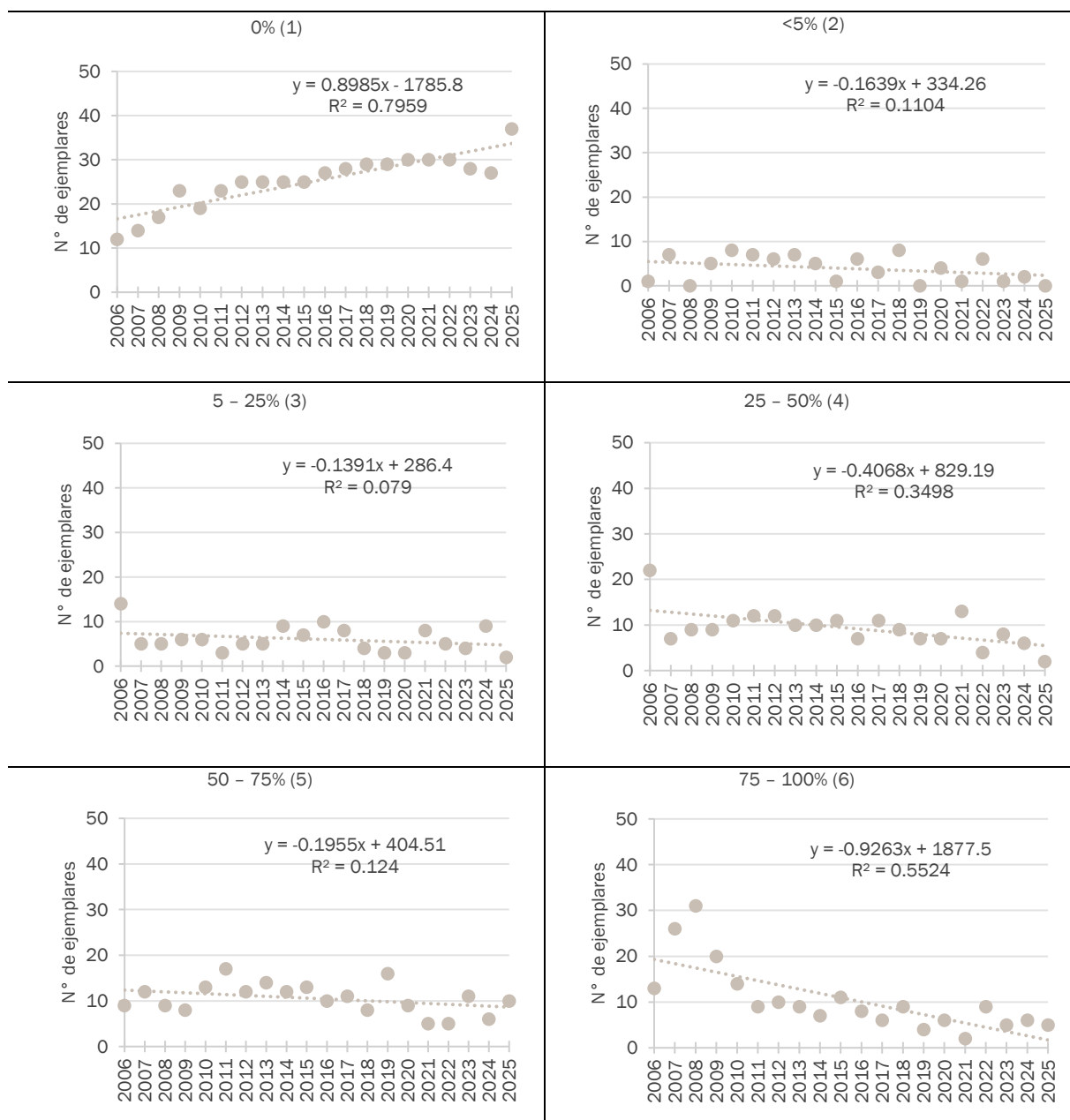
de esta categoría muestra una tendencia a la disminución, la cual se observa a partir del 2009 en adelante ($R^2 = 0,55$) (Figura 6-31 (6)).

Tabla 6-22. Copa viva (%) de la población de algarrobos. Campañas 2006 – 2025

Año	Porcentaje de copa viva									
	0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	Desaparecidos		Total	
							año	Acumulado	año	Muestra
2006	12	1	14	22	9	13	0	0	71	71
2007	14	7	5	7	12	26	0	0	71	71
2008	17	0	5	9	9	31	0	0	71	71
2009	23	5	6	9	8	20	0	0	71	71
2010	19	8	6	11	13	14	0	0	71	71
2011	23	7	3	12	17	9	0	0	71	71
2012	25	6	5	12	12	10	1	1	70	71
2013	25	7	5	10	14	9	0	1	70	71
2014	25	5	9	10	12	7	2	3	68	71
2015	25	1	7	11	13	11	0	3	68	71
2016	27	6	10	7	10	8	0	3	68	71
2017	28	3	8	11	11	6	1	4	67	71
2018	29	8	4	9	8	9	0	4	67	71
2019	29	0	3	7	16	4	8	12	59	71
2020	30	4	3	7	9	6	0	12	59	71
2021	30	1	8	13	5	2	0	12	59	71
2022	30	6	5	4	5	9	0	12	59	71
2023	28	1	4	8	11	5	2	14	57	71
2024	27	2	9	6	6	6	1	15	56	71
2025	37	0	2	2	10	5	0	15	56	71
Máximo	30	8	14	22	17	31	-	-	-	-
Mínimo	12	0	3	4	5	2	-	-	-	-
Promedio	25	4	6	10	11	11	-	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-31 Tendencia de la copa viva (%) de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.4.1.3 Fenología

Respecto al estado fenológico de los individuos, la Tabla 6-23 y Figura 6-32 muestran los resultados de lo largo de los años de monitoreo, a partir de lo cual se observa:

Senescente (Figura 6-32 (1)): La cantidad de individuos dentro de esta categoría ha variado entre un mínimo de 17 individuos, en el año 2008, a un máximo de 37 individuos, registrados en el presente año 2025.

Con respecto al monitoreo de línea base, actualmente se hay 17 individuos más que lo reportado en el año 2006. Al observar la evolución en el tiempo de esta categoría, se observa una tendencia al aumento del número de ejemplares senescentes con un coeficiente de determinación $R^2=0,78$.

Crecimiento vegetativo (Figura 6-32 (2)): La cantidad histórica de ejemplares en esta categoría, ha variado entre un máximo de 53 individuos, en el año 2008, y un mínimo de 19 individuos registrados en el presente año 2025. En el monitoreo actual, se registraron 19 individuos dentro de esta categoría, lo que corresponde a 30 individuos menos que reportado en el monitoreo de línea base del Proyecto (2006). En efecto, es posible observar una tendencia hacia la disminución de individuos en esta categoría ($R^2=0,76$).

Floración (Figura 6-32 (3)): Durante los años que se ha monitoreado la fenología de la población de algarrobos, no se han registrado individuos en floración durante el mes en el que se realiza el monitoreo (abril) Esto debido a que, de acuerdo con el ciclo fenológico de la especie, los procesos de floración ocurren entre los meses de octubre a diciembre. Cabe mencionar, que el ciclo fenológico completo de la población de algarrobos de Camar sí se ha podido reflejar en el marco de los informes semestrales del Programa de Seguimiento de Flora y Vegetación de la quebrada de Camar, que se realizan como parte del Programa de Cumplimiento (PdC).

Fructificación (Figura 6-32 (4)): La cantidad de ejemplares con presencia de frutos durante el mes de abril es variable en el tiempo, pudiendo encontrar años en donde no hay signos de fructificación (cero) y años en donde, excepcionalmente, se han presentado una gran cantidad de ejemplares con frutos (ej. 16 registros en el año 2012). Lo anterior, debido a que los meses con mayor producción de frutos corresponden a diciembre, enero y febrero, luego de los cuales comienza a disminuir fuertemente la producción, según lo que se ha reportado en los informes semestrales del Programa de Seguimiento de Flora y Vegetación de la quebrada de Camar, que se realizan como parte del PdC.

Tabla 6-23. Fenología de los ejemplares de la población de algarrobos en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025

Año	Estado fenológico							
	Senescente	Crecimiento vegetativo	Floración	Fructificación	Desaparecidos		Total	
					año	Acumulado	año	Muestra
2006	20	49	0	2	0	0	71	71
2007	20	46	0	5	0	0	71	71
2008	17	53	0	1	0	0	71	71
2009	23	48	0	0	0	0	71	71
2010	19	52	0	0	0	0	71	71
2011	22	48	0	1	0	0	71	71
2012	26	28	0	16	1	1	70	71
2013	25	45	0	0	0	1	70	71
2014	24	44	0	0	2	3	68	71
2015	25	43	0	0	0	3	68	71
2016	29	34	0	5	0	3	68	71

Tabla 6-23. Fenología de los ejemplares de la población de algarrobos en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025

Año	Estado fenológico							
	Senescente	Crecimiento vegetativo	Floración	Fructificación	Desaparecidos		Total	
					año	Acumulado	año	Muestra
2017	28	39	0	0	1	4	67	71
2018	30	37	0	0	0	4	67	71
2019	29	29	0	1	8	12	59	71
2020	31	28	0	0	0	12	59	71
2021	31	28	0	0	0	12	59	71
2022	30	29	0	0	0	12	59	71
2023	28	29	0	0	2	14	57	71
2024	27	29	0	0	1	15	56	71
2025	37	19	0	0	0	15	56	71
Máximo	31	53	0	16	-	-	-	-
Mínimo	17	28	0	0	-	-	-	-
Promedio	25	39	0	2	-	-	-	-

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-32 Tendencia del estado fenológico de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025

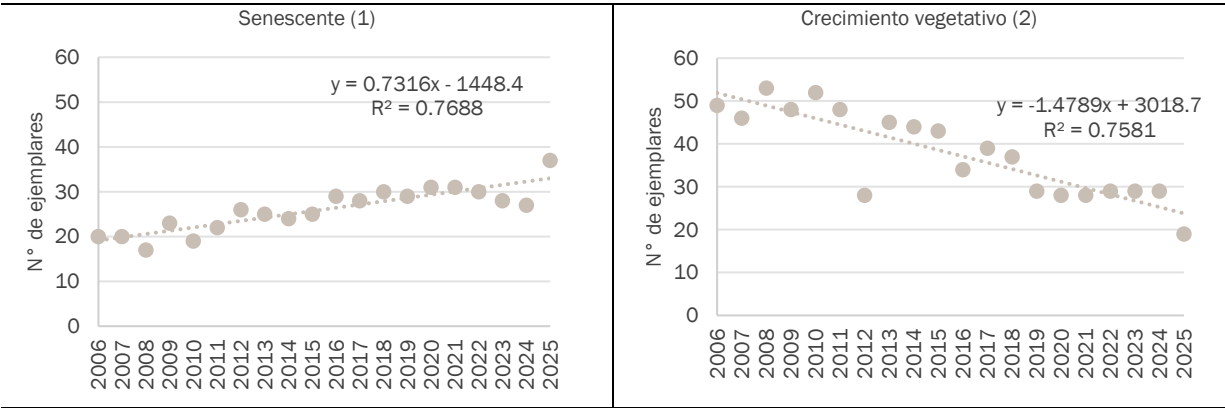
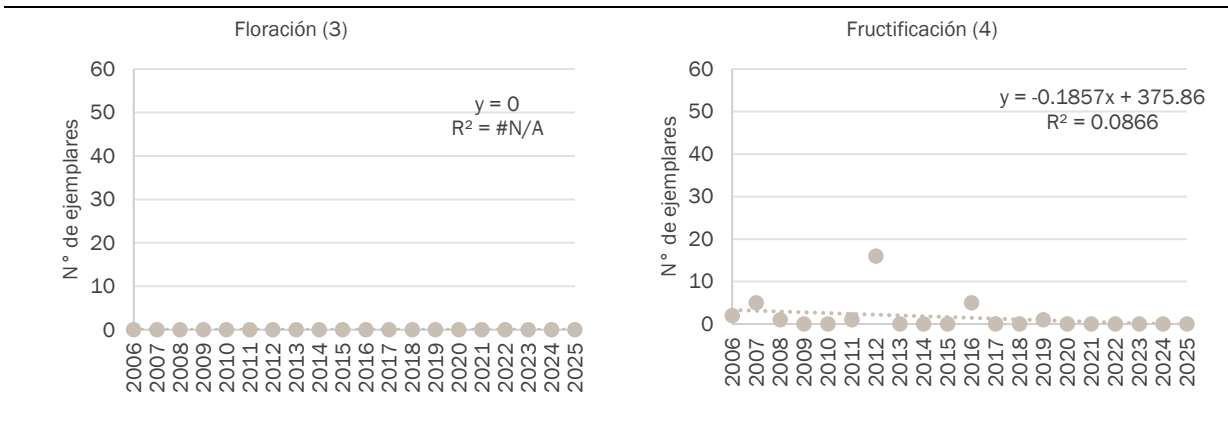


Figura 6-32 Tendencia del estado fenológico de ejemplares de Algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

6.1.4.1.4 Daño por agentes externos

Tal como se mencionó en los análisis anteriores, durante el monitoreo del 2025 la cantidad de ejemplares secos aumento a 37 (66,07% del total de individuos en pie). Del resto de individuos que sí presentaron vitalidad (33,93%), solo 5 no presentaron daño animal ni antrópico (7,46% del total en pie), y 14 (25,00% del total) evidenciaron signos de daño por ramoneo. Cabe mencionar, que los individuos catalogados como desaparecidos no son incluidos dentro de estos análisis.

Respecto a los nueve años analizados (2017 a 2025), se observa que el daño animal predomina en los ejemplares vivos (Tabla 6-24, Figura 6-33), siendo este tipo de daño el que posee mayor incidencia en la vitalidad y follaje verde de la población. Lo anterior debido a que los animales tienden a alimentarse de frutos, hojas y ramillas con poca lignificación, reduciendo la superficie fotosintética del follaje, generando una degradación en la vitalidad de los algarrobos.

Por su parte, el daño antrópico ha sido observado en pocos individuos a través del tiempo, siendo el corte de ramas el más común de visualizar.

Tabla 6-24. Individuos de algarrobos con presencia de daño en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025

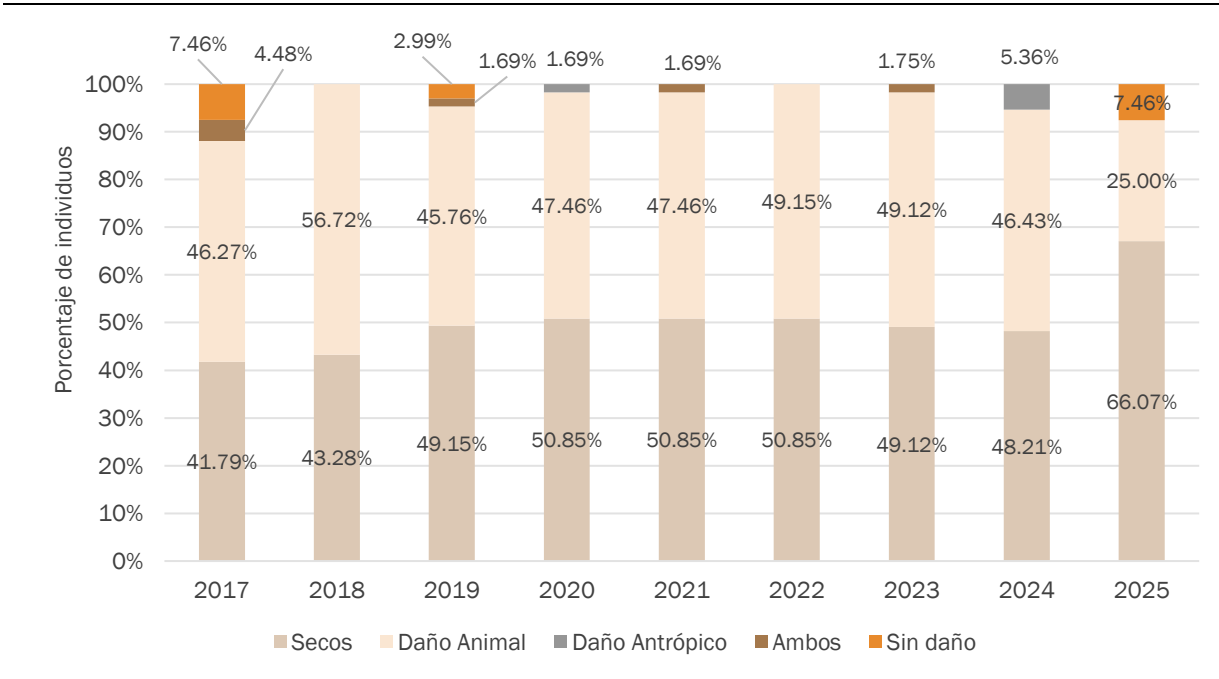
Año	Daño			Sin daño	Secos	Desaparecidos	Total	
	Animal	Antrópico	Ambos				Por año	Muestra
2017	31	0	3	5	28	4	67	71
2018	38	0	0	0	29	4	67	71
2019	27	0	1	2	29	12	59	71
2020	28	1	0	0	30	12	59	71
2021	28	0	1	0	30	12	59	71

Tabla 6-24. Individuos de algarrobos con presencia de daño en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025

Año	Daño			Sin daño	Secos	Desaparecidos	Total	
	Animal	Antrópico	Ambos				Por año	Muestra
2022	29	0	0	0	30	12	59	71
2023	28	0	1	0	28	14	57	71
2024	26	0	0	3	27	15	56	71
2025	14	0	0	5	37	15	56	71

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-33 Proporción (%) del tipo de daño en individuos de algarrobo en el área del pozo Camar 2. Campaña 2017 - 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Fotografía 6-1 Efectos de ramoneo en individuo A-48. Fotografías tomadas en los monitoreos de PSAB en abril 2022 y abril 2025

Árbol 48 (7.410.129N, 598.519E)	
	
Fecha: abril 2022 Vitalidad: Crecimiento normal Porcentaje copa verde: 75-100%	Fecha: abril 2024 Vitalidad: Crecimiento normal Porcentaje copa verde: 5 – 25%

Fuente: geobiota, 2025.

6.1.4.1.5 Análisis de la dinámica de los algarrobos

Recientemente las especies nativas y endémicas del género *Prosopis* en Chile, conocidas como algarrobos y tamarugos, han modificado su nomenclatura tradicional propuesta por Burkart (1976) siendo reemplazados por los géneros *Neltuma* y *Strombocarpa*, según estudios actuales de Hughes *et al.* (2022), presentando la justificación de la desintegración del género *Prosopis* L. Las especies que componen estos géneros se distribuyen principalmente en ambientes áridos y semiáridos de Sudamérica, conformando poblaciones vinculadas históricamente con los habitantes del desierto (Álvarez y Villagra, 2009).

En Chile, *Neltuma alba* se distribuye en el extremo norte, específicamente en las quebradas costeras de la región de Arica y Parinacota (Luebert & Plissock, 2018), en la Pampa del Tamarugal y siguiendo la quebrada del río Loa hasta su desembocadura (Rodríguez *et al.* 1983; Altamirano & Donoso, 2006; Luebert & Plissock, 2006).

Al igual que la mayoría de las especies de su género, *N. alba* desarrolla un sistema de raíces dimórfico, con una raíz vertical pivotante que profundiza varios metros y una corona de raíces superficiales que se extienden lateralmente y que facilita el acceso al agua ubicada tanto en profundidad como superficial; lo que, además, permite redistribuir el agua dentro del perfil de suelo (Villagra *et al.*, 2010; Villagra *et al.*, 2011; Cisneros & Moglia, 2017).

Si bien se desconoce la profundidad máxima de enraizamiento de esta especie, existen evidencias de que puede llegar a desarrollar raíces superficiales laterales de más de 30 metros que absorberían principalmente agua de lluvia infiltrada en el suelo (Villagra *et al.*, 2010). Además, existen evidencias directas (análisis isotópico) e indirectas que muestran que puede acceder a la napa freática si ésta se encuentra entre los 13 y 17 metros de profundidad (Jobbágy *et al.*, 2008; Villagra *et al.*, 2010).

En el caso de los ejemplares de algarrobo de la quebrada de Camar, éstos aprovecharían el agua subsuperficial almacenada en el horizonte arcilloso del suelo, independizándose de los aportes directos de las precipitaciones y de la napa freática, ya que esta última en el sector de Camar se ubica a más de 50 m. Dicha afirmación se basa en el estudio isotópico de fuentes de agua y agua xilemática de algarrobo realizado por el CRICYT (2018), al verificar que los algarrobos de Camar estarían consumiendo principalmente agua de horizontes subsuperficiales del suelo, considerando que el agua xilemática de los ejemplares medidos presenta firmas isotópicas distintas a la del agua subterránea y al agua superficial.

Por lo anteriormente indicado, es que se analiza la relación de la vitalidad con dos factores que afectan directamente el balance hídrico en la Quebrada de Camar: Las precipitaciones y las temperaturas medias de los meses cálidos en los últimos años en el Salar de Atacama.

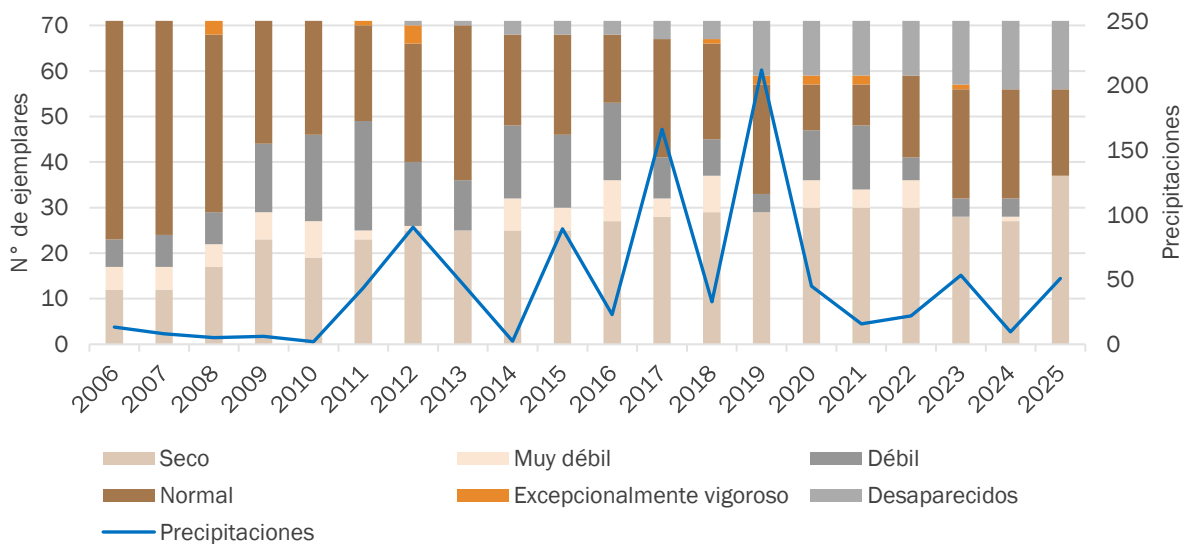
- Régimen de precipitaciones

Tal como se indicó previamente, los algarrobos objeto de monitoreo se ubican en el cono aluvial de la quebrada de Camar. Estos se originaron posiblemente mediante el depósito de semillas provenientes del sector alto de la quebrada y cuyo principal aporte hídrico proviene de las escorrentías esporádicas que se producen como consecuencia de las lluvias estivales altoandinas, las que se infiltran por los horizontes superficiales arenosos hasta el horizonte arcilloso (CRICYT, 2018).

Como se observa en la Figura 6-34, la precipitación anual en el sector de la quebrada ha presentado gran variabilidad a lo largo del periodo de monitoreo (2006 – 2024), con un promedio de $46,66 \pm 57,26$ mm. En efecto, durante los primeros 5 años de monitoreo (2006 – 2010) se presentó un periodo de sequía, con montos de precipitaciones muy escasos (<15 mm anuales) y llegando a valores mínimos de tan sólo 2 mm de precipitación durante el año 2010. Durante este periodo se observa un aumento paulatino en la cantidad de individuos secos y con vitalidad Débil, en desmedro del número de ejemplares con Crecimiento normal (48 ejemplares en 2006 vs 25 ejemplares en 2010).

Luego, entre los años 2011 y 2019, se observa una tendencia alcista de la precipitación, pero con oscilaciones interanuales importantes. A partir del año 2020, se ha observado una disminución en el monto de las precipitaciones. A pesar de lo anterior, el número de ejemplares con Crecimiento normal y Excepcionalmente vigorosos no ha aumentado ni se ha estabilizado, a diferencia de la cantidad de ejemplares secos que sí ha evidenciado cierta estabilización a partir del año 2019.

Figura 6-34 Precipitación anual acumulada vs número de ejemplares de algarrobo por categoría de vitalidad en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 - 2025



Fuente: geobiota, 2025. En base a datos recopilados desde DGA – Estación Camar (2006 – 2020) y Red Agrometeorológica de INIA – Estación Camar (2021 – 2025).

Por otra parte, Hidroestudios (2020), a partir de imágenes satelitales, identificó una modificación de la red de drenaje en la quebrada de Camar, la cual generó una reactivación de un(os) cauce(s) en el lóbulo sur del abanico y un progresivo abandono del sistema de cauces en el sector norte y centro de la población de algarrobos (Figura 6-35). Es así como, previo al año 2008, el escurrimiento desbordaba principalmente hacia el norte. Posteriormente, producto de un desborde del cauce principal producido 1.200 metros aguas arriba del pozo Camar-2, el escurrimiento se dirige con mayor flujo hacia el sur.

Figura 6-35 Modificación de los escurrimientos superficiales en el sector de Camar

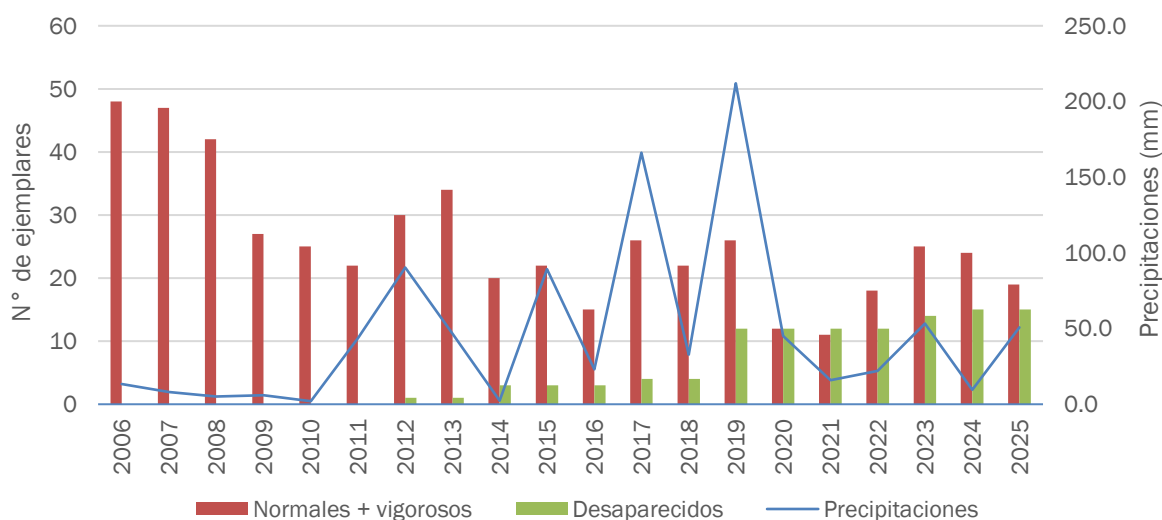


Fuente: Hidroestudios, 2020.

Esta modificación de cauces sería una de las causas principales del detrimento de la vitalidad y la disminución del porcentaje de copa viva en los algarrobos ubicados en el sector norte durante los primeros años de monitoreo, debido a la disminución del aporte hídrico relacionado a escurrimientos superficiales y subsuperficiales en esa zona. En particular, se observa que los individuos secos comienzan a aumentar por primera vez en 2008 (Figura 6-34), coincidente con el año en que se observa la modificación de cauces.

Por otra parte, los aluviones producto de precipitaciones han sido una de las causas del descepaado y posterior desaparición de algunos de los ejemplares de algarrobos. En efecto, a lo largo del monitoreo se han visualizado ejemplares de algarrobo enterrados y/o desprendidos del suelo por efecto de la activa dinámica aluvial en el sector, asociada a las intensas precipitaciones estivales que han ocurrido especialmente en los años 2012, 2015, 2017 y 2019. El fenómeno de mayor incidencia se produjo en 2019, donde precipitaron 212 mm (de acuerdo con lo reportado en la estación Camar de la DGA) provocando un evento aluvial de gran volumen, el cual provocó el desprendimiento de ocho ejemplares (Figura 6-36). Durante los años siguientes, el monto de las precipitaciones fue disminuyendo, presentando un leve aumento en las lluvias estivales recién pasadas (verano 2023; 53,3 mm en comparación a 15,8 mm en 2021 y 22,0 mm en 2022). Entre los años 2020 y 2022 no se registraron nuevos individuos desprendidos, mientras que en 2023 se reportan dos nuevos individuos desaparecidos que se encontraban secos desde 2006 y 2008.

Figura 6-36 Número de ejemplares en la categoría Crecimiento normal y Excepcionalmente vigoroso, desaparecidos por año de monitoreo y su relación con las precipitaciones en la zona



Fuente: geobiota, 2025. En base a datos recopilados desde DGA – Estación Camar (2006 – 2020) y Red Agrometeorológica de INIA – Estación Camar (2021 – 2025).

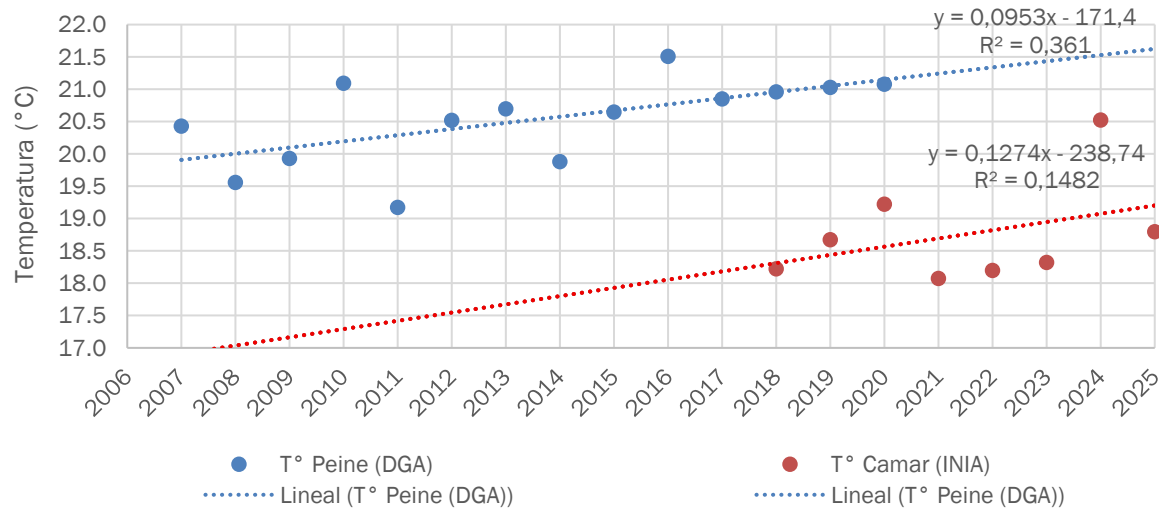
Cabe mencionar, que no sólo los eventos aluviales han sido responsables del desprendimiento de ejemplares catalogados como desaparecidos. Por ejemplo, en el año 2014 las precipitaciones fueron muy escasas (2,4 mm), pero sí se presentaron dos nuevos individuos desaparecidos, de los cuales no se tienen antecedentes de su causalidad.

- Cambios en la temperatura media de los meses cálidos

La temperatura se considera un factor que, junto a otros mencionados anteriormente, influiría en la vitalidad de las plantas que habitan el Borde Este del Salar de Atacama, incluida la población de algarrobos de la quebrada de Camar.

Utilizando como referencia las estaciones meteorológicas ubicadas en Peine de la DGA (2007 – 2020), se observa que la temperatura media de los meses cálidos (diciembre a marzo) ha evidenciado una leve tendencia al aumento desde 2007 hasta el 2020 (Figura 6-37), con un promedio de $20,53 \pm 0,66$ °C. Sin embargo, luego del 2020 no se tienen registros de temperatura para la Estación Peine de la DGA, por lo que, desde el 2021, se muestran los datos de la Estación Camar de Red Meteorológica del INIA, cuyos registros comienzan desde el año 2018. Lo anterior, dificulta el establecimiento de tendencias con respecto a la evolución de la temperatura con el paso de los años debido al bajo número de registros ($N = 8$). Si bien, en el gráfico de la Figura 6-37, se observa una línea de tendencia que aumenta, esta relación no es estadísticamente significativa al tener un bajo valor del coeficiente de correlación ($R^2 = 0,1482$).

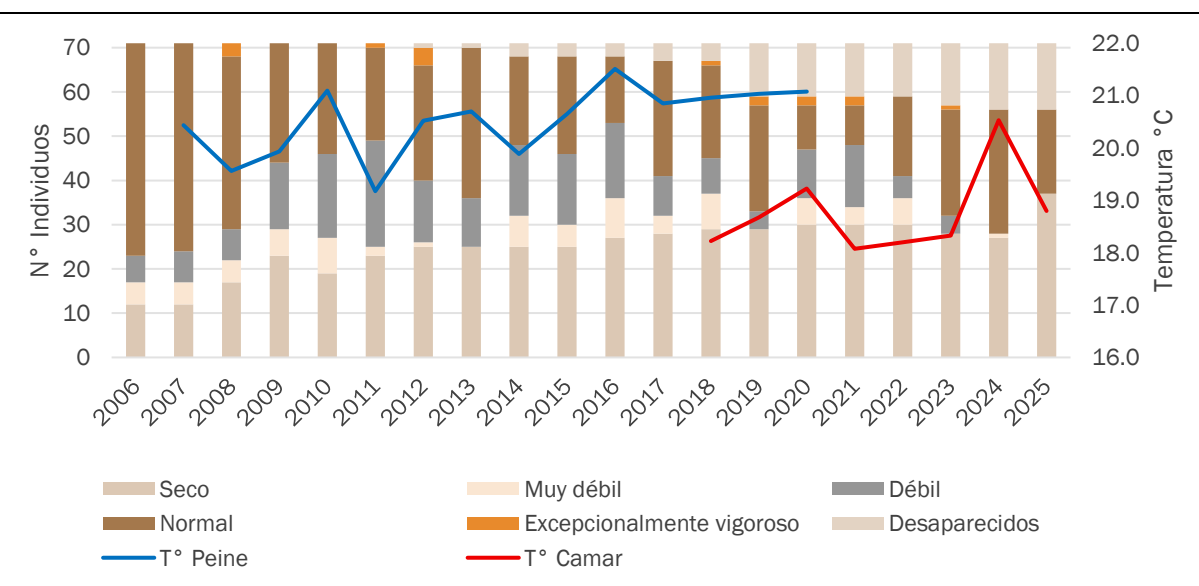
Figura 6-37 Temperatura media de los meses de verano (diciembre – marzo) en las estaciones Peine – DGA (azul) y Camar – INIA (rojo)



Fuente: geobiota, 2025. En base a datos recopilados desde DGA – Estación Peine (2007 – 2020) y Red Agrometeorológica de INIA – Estación Camar (2018 – 2025).

Con respecto al efecto que podría tener la temperatura sobre la población de algarrobos de la quebrada de Camar, en la Figura 6-38 se gráfica el número de ejemplares pertenecientes a cada categoría de vitalidad a lo largo del periodo de monitoreo (2006 – 2025) y la temperatura media del aire de los meses cálidos. De ella, se observa que en años con una mayor temperatura del aire se ha observado una mayor cantidad de ejemplares dentro de la categoría de vitalidad Débil (años 2010 y 2016).

Figura 6-38 Temperatura media de los meses de verano (diciembre – marzo) y número de ejemplares de algarrobos según vitalidad en el área del pozo Camar 2. Campañas 2006 - 2025



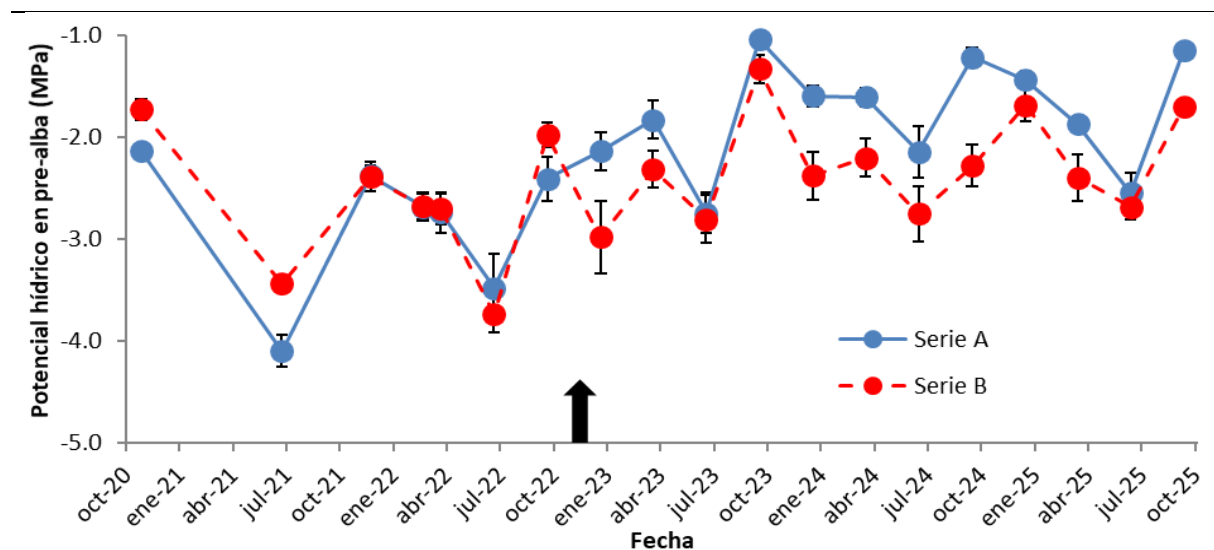
Fuente: geobiota, 2025. En base a datos recopilados desde DGA – Estación Peine (2007 – 2020) y Red Agrometeorológica de INIA – Estación Camar (2018 – 2025).

6.1.4.2 Fisiología

En la Figura 6-39 y Figura 6-40 se observa la evolución en el tiempo del potencial hídrico en los árboles de la serie A y B (pre-alba y mediodía, respectivamente), desde noviembre de 2020 a octubre de 2025. En estas figuras se observa comportamientos similares en ambas mediciones, con valores más altos en potencial de pre-alba. En todos los meses de octubre se alcanzaron los valores más altos de potenciales hídricos de pre-alba de cada año, tanto en la serie A como en la serie B, siendo más notorio en la serie A (regada). Por otra parte, en las campañas de julio se observaron los valores más bajos de potencial hídrico de pre-alba de cada año, tanto en la serie A como en la serie B. Este comportamiento en el potencial hídrico también se presentó en las mediciones realizadas al mediodía en los primeros dos años (2021 y 2022) y en 2025, sin embargo, en 2023 y 2024 este patrón temporal no es tan evidente.

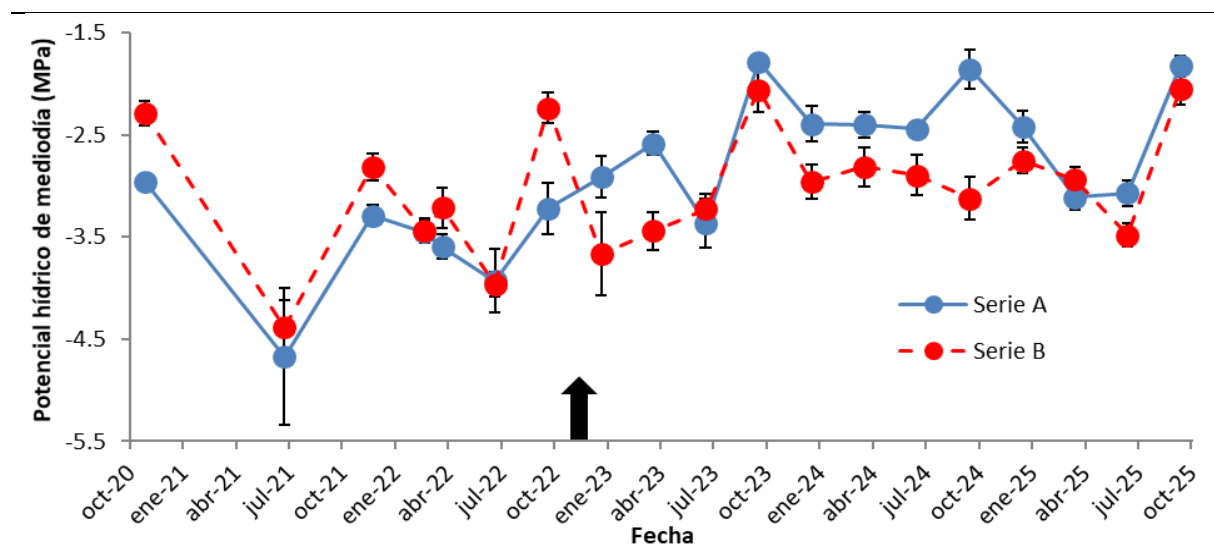
Por otro lado, antes de la aplicación de riego (diciembre 2022) la serie B tuvo valores de potencial hídrico (pre-alba y mediodía) superiores o similares a los de la serie A, lo que se da por el mejor estado hídrico de los árboles B11, B17, B20 y B21. Estos árboles se encuentran distribuidos cercanos a la ruta CH-23, donde los árboles B20 y B21 reciben diariamente agua liberada desde el poblado de Camar, lo que ha sido observado desde el inicio de las mediciones en 2020. Al iniciar el riego de los árboles de la serie A, estos alcanzaron valores superiores a los de la serie B en todas las campañas posteriores, excepto en las mediciones de mediodía de julio de 2023 y abril de 2025, lo que fue provocado por condiciones ambientales de mayor humedad relativa y menor temperatura del aire.

Figura 6-39 Evolución temporal, potencial hídrico en pre-alba en las series A y B, desde 2020 a 2025



Las barras verticales representan el error estándar de la media. La flecha representa el inicio de la aplicación de riego en los árboles de la serie A. Fuente: Fundación, Facultad de Ciencias Agronomicas. Uchile, 2025.

Figura 6-40 Evolución temporal, potencial hídrico de mediodía de las series A y B, desde 2020 a 2025

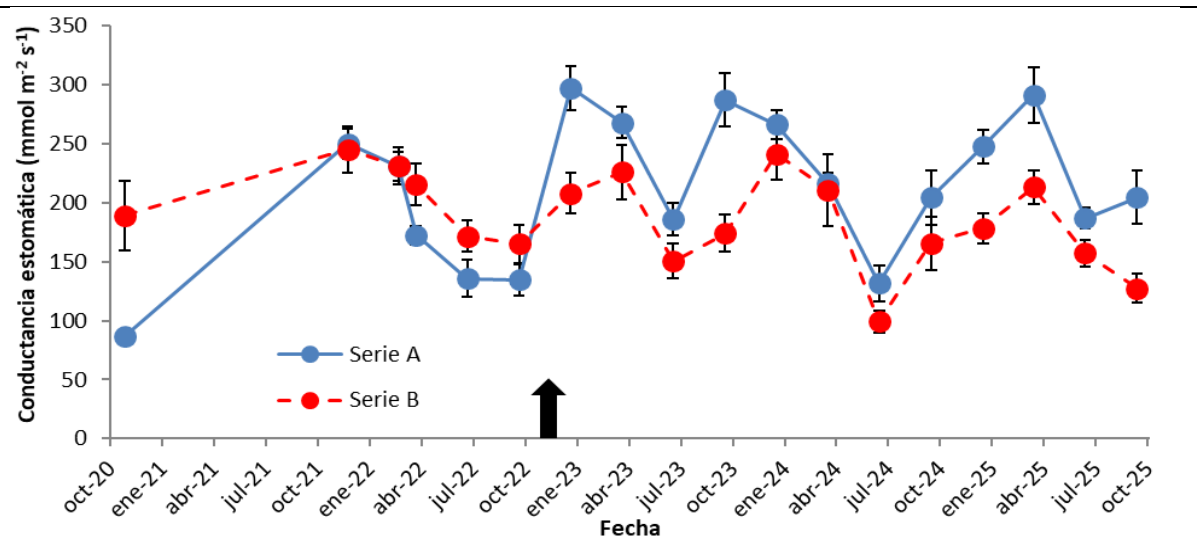


Las barras verticales representan el error estándar de la media. La flecha representa el inicio de la aplicación de riego en los árboles de la serie A. Fuente: Fundación, Facultad de Ciencias Agronomicas. Uchile, 2025.

En la Figura 6-41 se observa la evolución de la conductancia estomática en los árboles de la serie A y B. Se aprecia que antes de la aplicación de riego, la serie B alcanzó valores superiores o similares (dic21 y mar22) a los de la serie A, mientras que, en las últimas doce campañas, con la aplicación del riego en la serie A, esta alcanza valores superiores o similares (abr24) a los de la serie B. Los valores de la serie A de enero y octubre de 2023 y abril 2025, son los valores más altos del seguimiento. En 2024 se redujo la diferencia entre la serie A y B, manteniendo la tendencia de mayor conductancia en la serie A, y en 2025 se vuelven a diferenciar.

Se observa la tendencia de menor conductancia estomática en las campañas de julio (excepto en 2025 en la serie B), alcanzando los valores más bajos de cada año.

Figura 6-41 Evolución temporal, conductancia estomática para las series A y B, desde 2020 a 2025



Las barras verticales representan el error estándar de la media. La flecha representa el inicio de la aplicación de riego en los árboles de la serie A. Fuente: Fundación, Facultad de Ciencias Agronómicas. Uchile, 2025.

En las tres variables medidas, se observó un cambio en su tendencia después del inicio de la aplicación de riego, observándose que la serie regada (serie A) aumenta su potencial hídrico y su conductancia estomática. Estas diferencias son consistentes con lo observado por Giordano *et al.* (2011), donde árboles de algarrobo con mayor acceso al agua (ubicados en zona de valle) presentan valores más altos de potencial hídrico y de conductancia estomática, diferenciándose de árboles con menor acceso al agua (ubicados sobre duna).

La ficha de clasificación de estado de conservación de *N. alba* y *N. flexuosa*, describen estas especies como de hojas caducas, es decir, que pierden gran parte de sus hojas en invierno (MMA, 2012a; MMA, 2012b). Así mismo, *N. chilensis*, también ha sido descrito como caducifolio en su distribución sur en Latinoamérica, lo que se produce como resultado del efecto de las heladas (FAO, 1997). Esto explicaría la falta de hojas observadas en algarrobos en los meses de julio, pero no en los meses de la época estival, lo que podría estar asociado a otros factores, como la escases hídrica o la muerte de los ejemplares.

Al poner atención a la dinámica temporal, se observan los valores más bajos y más altos de cada año, tanto en potencial hídrico y conductancia estomática, en los meses de julio y octubre, respectivamente (Figura 6-39, Figura 6-40 y Figura 6-41). Este cambio temporal es similar al observado en otras especies freatófitas del Desierto de Atacama *Strombocarpa tamarugo* (SAP, 2024) y *Strombocarpa burkartii* (Carevic *et al.*, 2017). El bajo potencial hídrico de julio puede deberse a las bajas temperaturas a las que están sometidos los árboles ese mes, generando alteraciones en el grado de control estomático (Allen y Ort, 2001) como también mostrar una caída en el potencial hídrico (Vernieri *et al.*, 2001). Las bajas temperaturas también podrían provocar una disminución de la conductividad hidráulica de las raíces (Allen y Ort, 2001), y una caída en el contenido relativo de agua (Vernieri *et al.*, 2001), además puede provocar cavitación del xilema (Hacke y Sauter, 1996) y cambios en la fluidez y permeabilidad de las membranas (Sellin y Kupper, 2007) y/o cambios

en la viscosidad del agua (López y Nobel, 1990), que pueden provocar pérdidas en el porcentaje de conductividad hidráulica de la planta (Carevic *et al.*, 2017).

6.1.4.3 Biomasa

La Tabla 6-25 presenta la biomasa Total según vitalidad y medición, para la población estudiada del género *Neltuma* (ex *Prosopis*) emplazada en el sector de Camar, borde este del Salar de Atacama.

Tabla 6-25. Biomasa acumulada Total (kg)

Medición		Serie	Vivos		Secos		Total (Vivos+Secos)	
Fecha	N°							
Nov 2020	1	A+B+C+D	-		-		-	
Abr 2022	2	A+B+C+D	4.478,89	a	277,90	ab	4.756,79	a
Ene 2023	3	A+B+C+D	4.424,70	a	264,58	ab	4.689,28	a
Abr 2023	4	A+B+C+D	4.721,87	b	241,29	a	4.963,16	b
Jul 2023	5	A+B+C+D	4.823,68	b	381,77	a	5.205,45	b
Oct 2023	6	A+B+C+D	5.118,38	b	469,86	a	5.588,24	b
Ene 2024	7	A+B+C+D	7.997,37	cd	360,59	cd	8.357,96	cd
Abr 2024	8	A+B+C+D	7.512,39	ac	335,47	abc	7.847,86	a
Jul 2024	9	A+B+C+D	8.331,70	ac	127,12	abc	8.458,82	ae
Oct 2024	10	A+B+C+D	6.733,32	cd	323,42	d	7.056,74	c
Ene 2025	11	A+B+C+D	6.153,58	acd	400,07	bcd	6.553,65	cd
Abr 2025	12	A+B+C+D	7.734,28	cd	425,09	cd	8.159,37	cd
Jul 2025	13	A+B+C+D	8.539,01	d	415,51	abcd	8.954,52	cd
Oct 2025	14	A+B+C+D	8.434,95	c	171,79	cd	8.606,74	de

(-) No se registra medición. Letras diferentes al costado derecho de cada valor, indican diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Wilcoxon $p < 0.05$).

Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género *Neltuma* (ex *Prosopis*) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

La biomasa de los individuos de la población (Series A, B, C y D) clasificados como “Vivos”, “Secos” y Total, en el periodo comprendido entre abril de 2022 y octubre de 2025 presenta diferencias estadísticamente significativas entre mediciones (valores p en el Anexo 14). Si se compara la primera y la última medición registrada (abril de 2022 y octubre de 2025), se observa un aumento en la biomasa de individuos “Vivos” de 3.956,06 kg (88,3%), una disminución en la biomasa de individuos “Secos” de 106,11 kg (38,2%) y un aumento de la biomasa Total de 3.849,95 kg (80,9%), presentando diferencias estadísticamente significativas entre las mediciones (valores p en el Anexo 14).

A nivel de componente, la Tabla 6-26 presenta la biomasa de Fustes según vitalidad y medición, para la población estudiada.

Tabla 6-26. Biomasa acumulada de Fustes (kg)

Medición		Serie	Vivos		Secos		Total (Vivos+Secos)	
Fecha	N°							
Nov 2020	1	A+B+C+D	-	-	-	-	-	-
Abr 2022	2	A+B+C+D	782,91	a	63,51	a	846,42	a
Ene 2023	3	A+B+C+D	738,52	a	60,98	a	799,50	a
Abr 2023	4	A+B+C+D	679,51	b	55,57	a	735,08	b
Jul 2023	5	A+B+C+D	834,84	b	77,99	a	912,83	b
Oct 2023	6	A+B+C+D	789,20	b	93,13	a	882,33	b
Ene 2024	7	A+B+C+D	728,97	c	64,99	bc	793,96	cde
Abr 2024	8	A+B+C+D	773,91	c	61,16	bc	835,07	cf
Jul 2024	9	A+B+C+D	812,90	c	33,06	ab	845,96	f
Oct 2024	10	A+B+C+D	684,25	cd	77,64	c	761,89	d
Ene 2025	11	A+B+C+D	663,21	cd	91,60	bc	754,81	ce
Abr 2025	12	A+B+C+D	833,38	cd	83,55	bc	916,93	cde
Jul 2025	13	A+B+C+D	863,02	d	76,92	abc	939,94	de
Oct 2025	14	A+B+C+D	819,22	c	45,67	bc	864,89	cf

(-) No se registra medición. Letras diferentes al costado derecho de cada valor, indican diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Wilcoxon $p < 0.05$).

Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Bordo Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

La biomasa acumulada de fustes de los individuos de la población (Series A, B, C y D) clasificados como “Vivos”, “Secos” y Total, en el periodo comprendido entre abril de 2022 y octubre de 2025, presenta diferencias estadísticamente significativas entre mediciones (valores p en el Anexo 14). Si se compara la primera y la última medición registrada (abril de 2022 y octubre de 2025), se observa un aumento en la biomasa acumulada de fustes de individuos vivos de 36,31 kg (4,6%), una disminución en la biomasa acumulada de fustes de individuos secos de 17,84 kg (28,1%) y un aumento de la biomasa acumulada de fustes Total de 18,47 kg (2,2%). Observándose diferencias significativas entre las mediciones (valores p en el Anexo 14).

La Tabla 6-27 presenta la biomasa de Ramas según vitalidad y medición, para la población estudiada.

Tabla 6-27. Biomasa acumulada de Ramas (kg)

Medición		Serie	Vivos		Secos		Total (Vivos+Secos)	
Fecha	N°							
Nov 2020	1	A+B+C+D	-	-	-	-	-	-
Abr 2022	2	A+B+C+D	1.527,19	a	58,26	ab	1.585,45	a

Tabla 6-27. Biomasa acumulada de Ramas (kg)

Medición		Serie	Vivos		Secos		Total (Vivos+Secos)	
Fecha	N°							
Ene 2023	3	A+B+C+D	1.557,44	a	59,15	ab	1.616,59	ab
Abr 2023	4	A+B+C+D	1.970,91	b	53,32	ab	2.024,23	c
Jul 2023	5	A+B+C+D	1.560,96	ab	76,90	a	1.637,86	bc
Oct 2023	6	A+B+C+D	1.605,75	a	66,47	ab	1.672,22	abc
Ene 2024	7	A+B+C+D	6.402,59	cd	40,41	cd	6.443,00	def
Abr 2024	8	A+B+C+D	5.151,20	cd	39,90	cd	5.191,10	dg
Jul 2024	9	A+B+C+D	6.031,63	c	22,97	abc	6.054,60	g
Oct 2024	10	A+B+C+D	4.275,50	d	60,47	d	4.335,97	e
Ene 2025	11	A+B+C+D	4.935,18	cde	60,97	cd	4.996,15	df
Abr 2025	12	A+B+C+D	6.095,66	cde	76,19	cd	6.171,85	df
Jul 2025	13	A+B+C+D	6.374,83	e	78,55	bcd	6.453,38	ef
Oct 2025	14	A+B+C+D	7.193,42	cde	42,59	cd	7.236,01	dfg

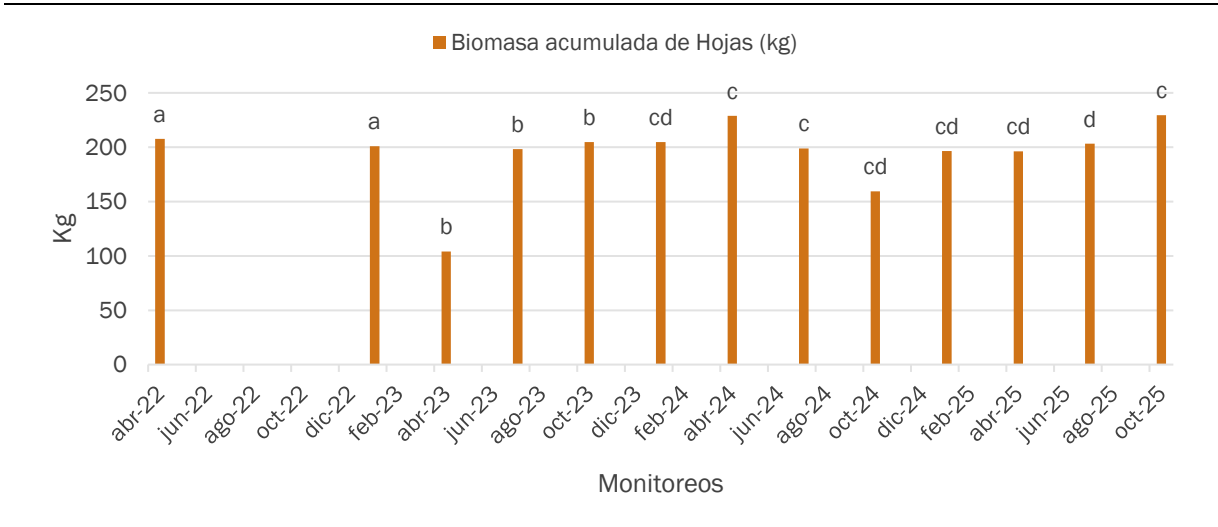
(-) No se registra medición. Letras diferentes al costado derecho de cada valor, indican diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Wilcoxon $p < 0.05$).

Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

Se observa que los individuos catalogados como “Vivos”, “Secos” y Total, presentan diferencias estadísticamente significativas entre mediciones (valores p en el Anexo 14). Si se compara la primera y la última medición registrada (abril de 2022 y octubre de 2025), se observa un aumento en la biomasa acumulada de Ramas de individuos “Vivos” de 5.666,23 kg (371,0%), una disminución en la biomasa acumulada de Ramas de individuos “Secos” de 15,67 kg (26,9%) y un aumento de la biomasa acumulada Total de Ramas de 5.650,56 kg (356,4%). Para todos estos casos, se observan diferencias significativas entre las mediciones (valores p en el Anexo 14).

La Figura 6-42 presenta el promedio de la biomasa del componente Hojas (kg) según monitoreo, para la población estudiada. Es importante señalar que, solo se consideraron los individuos vivos para determinar esta proporción de biomasa, ya que los individuos secos no presentan hojas.

Figura 6-42 Promedio de la biomasa de Hojas (kg) por monitoreo



Años vacíos no registran mediciones. Letras diferentes arriba de las barras, indican diferencias estadísticamente significativas (Prueba de Wilcoxon $p < 0.05$).

Fuente: geobiota, 2025. En base a los informes trimestrales del año 2025: “Estimación biomasa de una población del género Neltuma (ex Prosopis) (algarrobo) emplazada en la quebrada de Camar, Borde Este del Salar de Atacama”. Anexo 14.

La biomasa acumulada de Hojas de los individuos del total de la población (Series A, B, C, D), clasificados como “Vivos”, en el periodo comprendido entre abril de 2022 y enero de 2025, presenta diferencias estadísticamente significativas entre mediciones (valores p en Anexo 14). Si se compara la primera y la última medición registrada (abril de 2022 y octubre de 2025), se observa un aumento en la biomasa acumulada de Hojas de 21,67 kg (10,4%), presentando también diferencias estadísticamente significativas entre las mediciones.

6.2 Fauna

En el Anexo 17 se presenta el catastro de especies con la composición de fauna en el área de estudio, registrada en las campañas realizadas a lo largo de los 20 años de monitoreo. Entre estas se incluyen la campaña de Línea Base, realizada el año 2006, una campaña en etapa preoperacional efectuada el año 2007, y dieciocho campañas de monitoreo en etapa operacional, realizadas desde el año 2008 hasta el 2025. De acuerdo con las prospecciones de terreno efectuadas desde abril de 2006 hasta la campaña realizada en 2025, el listado de fauna silvestre del Borde Este del Salar de Atacama está compuesto por un total de 73 especies. Estas corresponden a 1 anfibio, 3 reptiles, 60 aves (20 Passeriformes y 40 no Passeriformes) y 9 mamíferos. Durante la campaña de abril 2023 y 2024, se incorporó en el listado a *Rhopospina fruticeti* (yal), especie no registrada en años anteriores.

Se debe mencionar que, a partir de la revisión de los antecedentes de la literatura, así como a la revisión del registro correspondiente a la especie *Liolaemus paulinae* cf., se descartó definitivamente su presencia en el Borde Este del Salar²². De esta forma, no hay un incremento neto en la riqueza de la clase reptiles.

De las 73 especies descritas en el catastro del PSAB, todas corresponden a especies nativas, de las cuales una es endémica del territorio nacional, perteneciendo exclusivamente a la clase Reptilia. En términos de sus categorías de conservación, 23 especies se encuentran clasificadas según el Reglamento de Clasificación de Especies, aumentando respecto al año anterior debido a la incorporación de *Phalaropus tricolor* (pollito de mar tricolor) a la clasificación Preocupación Menor (LC) en el proceso N° 19, de enero 2024 D.S N° 2/2024.

Como se mencionó anteriormente, durante el periodo 2020 no se obtuvo acceso al sector Cruce Camar (hábitats de Brea-Cachiyuyo, Pajonal y marginal salar), Aguas de Quelana (ambientes de pajonal y marginal salar), y sector de Peine (laguna Interna), en el ambiente de Salar, tal como fue justificado e indicado en el Informe Anual PSAB N° 14 (periodo de reporte 2020²³). Como consecuencia, los resultados evidencian una baja abundancia para ese periodo, producto de un muestreo incompleto. Durante los años posteriores, el monitoreo se desarrolló con normalidad a excepción de la presente campaña, donde se realizó la metodología de trampas Sherman en el mes de mayo y la gran mayoría de las lagunas pertenecientes al sistema Soncor fueron prospectadas durante el mes de julio (Puilar, Chaxa y Barros Negros), sin poder realizarse las metodologías en el sistema Peine (lagunas Salada, Saladita e Interna) (ver Anexo 2).

6.2.1 Abundancia de aves terrestres

Durante el periodo de monitoreo del Plan de Seguimiento Ambiental (PSA 2006-2025), en el Borde Este del Salar de Atacama, las aves terrestres se han caracterizado por exhibir bajas abundancias, independiente de

22 Las especies *Liolaemus puna* y *Liolaemus paulinae* son confundidas debido a similitudes en su morfología y en la coloración, diferenciándose solo por su rango de distribución geográfica: *L. paulinae* se encuentra principalmente en los alrededores del Río Loa (Donoso-Barros, 1961; Pincheira-Donoso & Nuñez, 2005; Demangel, 2016; Mella, 2017), mientras que *L. puna* se encuentra descrita para las regiones de Tarapacá y Antofagasta, donde habita en ambientes arbustivos en las inmediaciones de San Pedro de Atacama, entre otras. Por lo anterior, el registro de *L. paulinae* se modifica, estableciendo el ejemplar como *Liolaemus puna*, con lo cual se establece la presencia de solo 3 especies de reptiles en el área de estudio (Borde Este del Salar de Atacama).

23 Entrada en vigencia del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N° 64/2020 (ver [Error! No se encuentra el origen de la referencia.2](#)).

la cobertura y composición de la vegetación predominante en los distintos hábitats (Anexo 17). En la campaña correspondiente al monitoreo de abril de 2025, se registró 1 especie de ave asociada a transectos en ambientes terrestres. La abundancia fue baja, existiendo concordancia con los registros históricos (un promedio de 0,28 individuos por transecto). Considerando las distintas campañas del PSAB, se pueden observar fluctuaciones en el tiempo en cuanto al registro de las distintas especies, detectándose en algunos casos especies en forma intermitente, e incluso periodos sin avistamientos (Tabla 6-28). De las 52 especies de aves registradas en ambientes terrestres (incluyendo a especies registradas fuera de transectos, como registros circunstanciales), 35 fueron catastradas mediante la metodología de transectos y son consideradas para el cálculo de abundancia. De estas, 13 tienen registros en solo 1 de los dieciocho años de seguimiento (periodo correspondiente de 2007 a 2025). En contraparte, 3 especies (*Charadrius alticola*, *Geranoaetus polyosoma* y *Anthus correndera*) mostraron el mayor grado de presencia, siendo detectadas en 11, 9 y 9 de los dieciocho años de monitoreo, respectivamente.

En cuanto al número de especies identificadas anualmente a lo largo del PSAB, este parámetro ha fluctuado entre cero [0] y 12 especies, con un promedio de 6,16 especies por año (mediante la metodología de transectos). Los años con menor número de especies registradas mediante esta metodología corresponden al 2008, donde solo fueron avistas fuera de transecto, no siendo posible estimar su abundancia, el 2017 con un registro de 3 especies y finalmente la presente campaña de 2025, con solo el avistamiento de 1 especie. Por otra parte, los mayores registros fueron obtenidos en los años 2016, 2013, 2014 y 2019, con 12, 11, 10 y 10 especies respectivamente (Tabla 6-28).

Tabla 6-28. Abundancia total de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025

Especies observadas	Abundancia (**)																				Promedio (***)
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
<i>Agriornis micropterus</i>	0	0	0	1	0,67	0,33	0	0,67	0,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0,66	0,33	0	0,23
<i>Agriornis montanus</i>	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	2,33	0	0	0	0,33	0	0,67	0	0	0	0,21
<i>Anthus correndera</i>	1,33	0,33	0	0	0,33	0,33	0,33	0,33	0	0,33	1,67	0	0	2	0	0,33	0	0	0	0	0,37
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,07
<i>Bartramia longicauda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0,02
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Calidris bairdii</i>	0	0	0	0	0	0	3	2,34	6,67	0	0,66	0,67	0,66	0	0	0	0	0	0,67	0	0,77
<i>Charadrius alticola</i>	0	0	0	0	0	0	4	3,67	5,67	2	4,01	2	0,33	0	0	1	0	1,67	3,33	0,67	1,49
<i>Circus cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0,03
<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0,02
<i>Geositta punensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	0	0	0	0	0,33	0	0	0,33	0,33	0,33	0	0	0	0	0,66	0,99	1	1	1	0	0,31
<i>Hirundo rustica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0,33	0	0	0	0,03
<i>Leistes superciliaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	0	0,33	0	0	0,33	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05
<i>Lessonia oreas</i>	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0,03
<i>Metriopelia aymara</i>	0	0	0	0,33	0	0	0	0,67	10,67	0	8,67	0	1	0,5	0	0	0	0	0	0	1,15
<i>Metriopelia melanoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	0,67	0	0	0	0	0	0,17

Tabla 6-28. Abundancia total de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025

Especies observadas	Abundancia (**)																				Promedio (***)
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
<i>Muscisaxicola cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Muscisaxicola flavinucha</i>	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1	0	0	0	0	0	0,1
<i>Muscisaxicola frontalis</i>	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	0	0,33	0	0,67	0,66	1,66	0	0,33	0,66	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28
<i>Oreopholus ruficollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,67	0	0	0	0	0	0	0,14
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0,02
<i>Phalaropus tricolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7
<i>Phalcoboenus megalopterus</i>	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0,33	0	1	0	0,66	0	0,14
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1,33	5	0,66	5,66	1,33	0	5	0	0,33	0	1,33	0	0	1,09
<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,33	0	14	4	0	0	0	0	0	0	1,12
<i>Phoenicopterus chilensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0,67	0	0	0,07
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0,07
<i>Recurvirostra andina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Rhoposopina fruticeti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	2	0	0,12
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Upucerthia dumetaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0,33	0	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0,22
Número de especies	4	5	0	4	4	4	3	11	10	9	12	3	5	10	8	6	5	7	6	1	6,16

Tabla 6-28. Abundancia total de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025

Especies observadas	Abundancia (**)																				Promedio (***)
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	
Abundancia acumulada	2,32	1,65	0	2,33	2,32	2,65	7,33	11	30,65	6,31	40,98	4	16,32	22	3,65	3,31	3,33	5,99	7,99	0,67	9,2

(*) Año 2008 sin registros de aves dentro de los transectos, solo registros circunstanciales. (**) Número promedio de ejemplares registrados en 3 transectos de 300 m. (1 transecto por 3 días). (***) El cálculo del promedio se realizó considerando todos los años evaluados, incluyendo aquellos en los que no se observaron ejemplares. *Asthenes modesta* (2009), *Chroicocephalus serranus* (2013) y *Sicalis auriventris* (2006) fueron eliminadas de la tabla histórica, ya que son especies que fueron avistadas fuera de la metodología de transecto de aves y no se han registrado nuevamente. Estos ejemplares no fueron incluidos en el cálculo de abundancia.

Fuente: geobiota, 2025.

Históricamente, el sector que registra la mayor riqueza de especies es Cruce SQM con 20 especies, seguida de Vega de Carvajal y Cruce Camar con 17 especies cada una. Por otro lado, Aguas de Quelana y Peine presentan la menor riqueza, con 15 y 5 especies, respectivamente. En el caso del Sector Peine, su riqueza se caracteriza por estar compuesta por especies acuáticas (*Calidris bairdii*, *Charadrius alticola*, *Lessonia oreas*, *Phalaropus tricolor* y *Phoenicopterus chilensis*), encontrándose asociadas a ambientes acuáticos y salobres. La baja riqueza de especies en este sector se puede explicar por la baja representatividad de muestreo para este grupo, en particular si se considera la realización de un único transecto en este ambiente (Salar), asociado a la presencia de especies de ambientes acuáticos (Tabla 6-29), y donde la cobertura vegetal en el sector es baja o nula.

A partir de 2024, se ha decidido excluir aquellas especies que, en años anteriores, no formaban parte de la metodología de transectos. Aunque estas especies contribuían al registro de riqueza en cada sector, no lo hacían a la estimación de abundancia. Esta medida implica una disminución en los valores de riqueza por sector y hábitat, sin afectar los resultados de abundancia, y tiene como objetivo evitar confusiones al reportar un mayor número de especies detectadas mediante transectos que no son consideradas en los cálculos de abundancia.

Las 2 especies de mayor abundancia durante el transcurso del PSAB corresponden, en primer lugar, a *Charadrius alticola* (chorlo de la puna), con un total de 85 avistamientos en transecto asociados principalmente a los ambientes de salar y salar marginal. En segundo lugar, *Metriopelia aymara* (tortolita de la puna), con un total de 66 avistamientos en transectos, distribuidos ampliamente en el Borde Este del Salar, encontrándose en todos los sectores menos el ambiente de salar.

Una especie que destaca por su amplia distribución en el área de estudio es *Calidris bairdii* (playero de Baird), especie acuática detectada en ambientes marginal salar en los 5 sectores y en el ambiente de salar en laguna Interna. El mayor número de registros acumulados en transectos a lo largo del PSAB son del ambiente marginal salar, con 44 individuos. Otras especies relevantes en los diferentes sectores y/o ambientes son *Muscisaxicola maculirostris*, *Anthus correndera*, *Geranoaetus polyosoma*, *Agriornis montanus*, *Metriopelia aymara*, *Phalcoboenus megalopterus*, y *Phoenicoparrus andinus*. Si bien estas especies presentan una amplia distribución en el área de estudio (i.e. en los distintos ambientes), han presentado un bajo número de ejemplares.

Respecto a las especies observadas en un único sector y/o ambiente en las distintas campañas de monitoreo, aquellas con valores de abundancia altos como como *Phalaropus tricolor* (pollito de mar), registrados en el ambiente de salar en laguna Interna, corresponde a ejemplares observados durante un día de prospección, avistando hasta 40 individuos. Esta especie, al igual que el playero de Baird, es migratoria boreal. De manera similar, el registro de 64 ejemplares de *Phoenicoparrus jamesi* (parina chica) en el ambiente marginal de salar en el sector de Vegas de Carvajal se obtuvo en 3 oportunidades, con registros de 10, 42 y 12 individuos en los años 2016, 2018 y 2019, respectivamente. En conclusión, estas especies no son consideradas como indicadoras del sector o ambiente en que se observaron, pues son registros esporádicos y además correspondientes a especies evaluadas en la metodología de censo de aves en ambientes acuáticos. Hasta la fecha no se ha encontrado ninguna especie de ave presente en los 5 ambientes y sectores de estudio (Tabla 6-29).

Tabla 6-29. Indicadores generales de aves registradas a través de transectos en ambientes terrestres por sector. Campañas 2006-2025

Indicador	Vega de Carvajal	N° ind.	Cruce Camar	N° ind.	Aguas de Quelana	N° ind.	Cruce SQM	N° ind.	Peine – Laguna Interna	N° ind.
Riqueza acumulada	17	-	17	-	15	-	20	-	5	-
Abundancia promedio*	0,6	-	0,3	-	0,34	-	0,5	-	1,08	-
Especies con mayor número de registros (N° de individuos**)	<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	64	<i>Metriopelia aymara</i>	22	<i>Charadrius alticola</i>	33	<i>Metriopelia aymara</i>	27	<i>Phalaropus tricolor</i>	40
	<i>Phoenicoparrus andinus</i>	38	<i>Metriopelia melanoptera</i>	10	<i>Calidris bardii</i>	25	<i>Charadrius alticola</i>	24	<i>Charadrius alticola</i>	24
Especies registradas en sólo un sector	<i>Circus cinereus</i>	2	<i>Athene cunicularia</i>	4	<i>Falco peregrinus</i>	1	<i>Bubulcus ibis</i>	1	<i>Phalaropus tricolor</i>	40
(N° de individuos**)	<i>Hirundo rustica</i>	2	<i>Bartramia longicauda</i>	1	<i>Parabuteo unicinctus</i>	1	<i>Geositta punensis</i>	2		
	<i>Oreopholus ruficollis</i>	8	<i>Muscisaxicola cinereus</i>	1	<i>Muscisaxicola frontalis</i>	1	<i>Recurvirostra andina</i>	1		
	<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	64	<i>Metriopelia melanoptera</i>	10			<i>Thinocorus rumicivorus</i>	1		
			<i>Leistes superciliaris</i>	1			<i>Upucerthia dumetaria</i>	1		
Especies compartidas	<i>Agriornis montanus</i> ; <i>Geranoaetus polyosoma</i> ; <i>Metriopelia aymara</i> ; <i>Muscisaxicola maculirostris</i> .									
	<i>Phalcoboenus megalopterus</i> ; <i>Phoenicoparrus andinus</i> (presentes en 4 sectores, excepto Laguna Interna)									
	<i>Calidris bardii</i> ; <i>Charadrius alticola</i> *** (presentes en los 5 sectores)									

*Este valor se obtuvo a partir del promedio total en los transectos de las campañas del 2006 al 2025. **Total de ejemplares registrados en transecto en las campañas del 2006 al 2025. Se eliminaron especies que no presentaban abundancia por ser avistamientos fuera de transecto (*Asthenes modesta*, *Chroicocephalus serranus* y *Sicalis auriventris*).

Fuente: geobiota, 2025.

6.2.2 Censos de aves en ambientes acuáticos

En la Tabla 6-30 se presenta la abundancia de las aves acuáticas durante el periodo 2006 a 2025. El listado de aves registradas a través de censos en ambientes acuáticos incluye en su mayoría a especies acuáticas y semiacuáticas. No obstante, también incorpora algunas aves de hábitos terrestres que fueron observadas durante los censos, como *Anthus correndera* (Bailarín chico), *Lessonia oreas* (colegial del norte), *Muscisaxicola maculirostris* (Dormilona chica) y *Pygochelidon cyanoleuca* (golondrina), entre otras. Esto se debe a que, durante las actividades de terreno, se registran todas las especies presentes al momento del conteo, independientemente de su afinidad ecológica con ambientes acuáticos. Por lo tanto, su inclusión responde a su presencia circunstancial en el área de muestreo.

Como se mencionó anteriormente, durante la campaña del año 2020 no se tuvo acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, por lo cual no se cuenta con resultados para esa temporada, en el marco de la Resolución N° 64/2020 emitida por CONAF, que instruyó el cierre de todas las áreas silvestres protegidas del estado administradas por CONAF (Anexo 2). Sin embargo, los análisis para el sector de Peine se utilizando de manera referencial los datos del Informe del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico – PMB Proyecto: “Modificaciones y Mejoramiento del Sistema de Pozas de Evaporación Solar en el Salar de Atacama (RCA N° 21/2016)” Informe Semestral N° 9 Monitoreo Invierno 2020 (datos de septiembre) los cuales fueron incorporados en la base de datos histórica. Cabe señalar que esta información no presenta el detalle de registros por cada laguna del sistema Peine, por lo que fue empleada para el análisis del sistema en su conjunto (lagunas Interna, Salada y Saladita).

Por otra parte, durante abril 2025 se tuvo acceso a las lagunas del sistema Aguas de Quelana, y al Canal Burro Muerto, perteneciente al sistema Soncor, siendo las demás lagunas de este sistema (Chaxa, Barros Negros, Puilar) monitoreadas durante julio de ese año. Además, las lagunas Salada, Saladita e Interna del sistema Peine quedaron excluidas del monitoreo.

En base a los resultados, y considerando lo mencionado, la especie más abundante durante la campaña del 2025 fue la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*), alcanzando un total de 570 individuos, seguida de flamencos no determinados (*Phoenicopteridae* sp.) con 477 individuos contabilizados (Tabla 6-30), mientras que las especies menos abundantes durante el año 2025 fueron *Lessonia oreas*, *Pygochelidon cyanoleuca* y *Tringa melanoleuca* con 2 individuos cada una (Tabla 6-30).

Tabla 6-30. Número de aves registradas a través de censos en ambientes acuáticos en los monitoreos 2006 – 2025

Especie	Número de individuos																			
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020 (*)	2021	2022	2023	2024(**)	2025(***)
<i>Anas flavirostris</i>	0	1	9	2	4	0	0	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Anas georgica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthus correndera</i>	10	41	14	30	31	33	30	11	12	1	20	4	0	0	0	0	1	3	0	0
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris bairdii</i>	222	167	241	205	192	218	117	176	235	321	246	83	90	0	0	90	284	33	94	76
<i>Calidris melanotos</i>	27	97	18	0	0	4	8	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Charadrius alticola</i>	128	130	97	117	77	108	88	101	206	149	130	61	26	156	0	191	111	126	146	57
<i>Chroicocephalus serranus</i>	13	3	8	2	7	9	2	6	0	1	3	5	22	27	0	3	46	0	11	30
<i>Fulica ardesiaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fulica cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gallinula galeata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirundo rustica</i>	26	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Lessonia oreas</i>	24	8	6	11	11	18	4	1	9	7	9	13	1	0	0	1	0	3	3	2
<i>Lophonetta specularioides</i>	13	10	4	14	18	8	13	11	21	7	9	5	0	3	0	0	4	2	2	3
<i>Muscisaxicola maculirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalaropus tricolor</i>	178	284	96	186	121	263	179	280	656	302	728	552	1	0	0	217	40	170	118	0
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	2101	722	879	618	610	544	1113	887	989	1348	1184	340	921	966	105	609	859	834	629	570
<i>Phoenicoparrus jamesi</i>	184	632	473	341	457	366	389	1026	477	155	397	95	37	769	29	135	337	84	101	223
<i>Phoenicopterus chilensis</i>	762	395	314	211	459	491	269	386	248	650	336	516	350	943	41	849	517	722	278	398

Tabla 6-30. Número de aves registradas a través de censos en ambientes acuáticos en los monitoreos 2006 – 2025

Especie	Número de individuos																			
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020 (*)	2021	2022	2023	2024(**)	2025(***)
<i>Pluvialis dominica</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoenicopteridae sp</i>	0	36	0	211	0	60	10	10	262	200	0	14	0	0	0	0	228	330	419	477
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pollos de flamencos</i>	0	491	563	1	0	0	1122	699	1114	1251	709	13	0	62	0	0	0	0	0	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	30	4	0	0	0	0	1	2
<i>Recurvirostra andina</i>	286	96	95	142	129	143	170	120	87	173	66	113	178	158	0	78	196	310	135	122
<i>Spatula cyanoptera</i>	0	0	0	2	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spatula puna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	10	0	0	0	0	0	1	5	0	21	0	0	190	0	0	0	2	48	1	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	0	7	20	130	6	28	5	33	18	13	5	10	4	0	0	0	1	4	20	2
<i>Tringa sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0

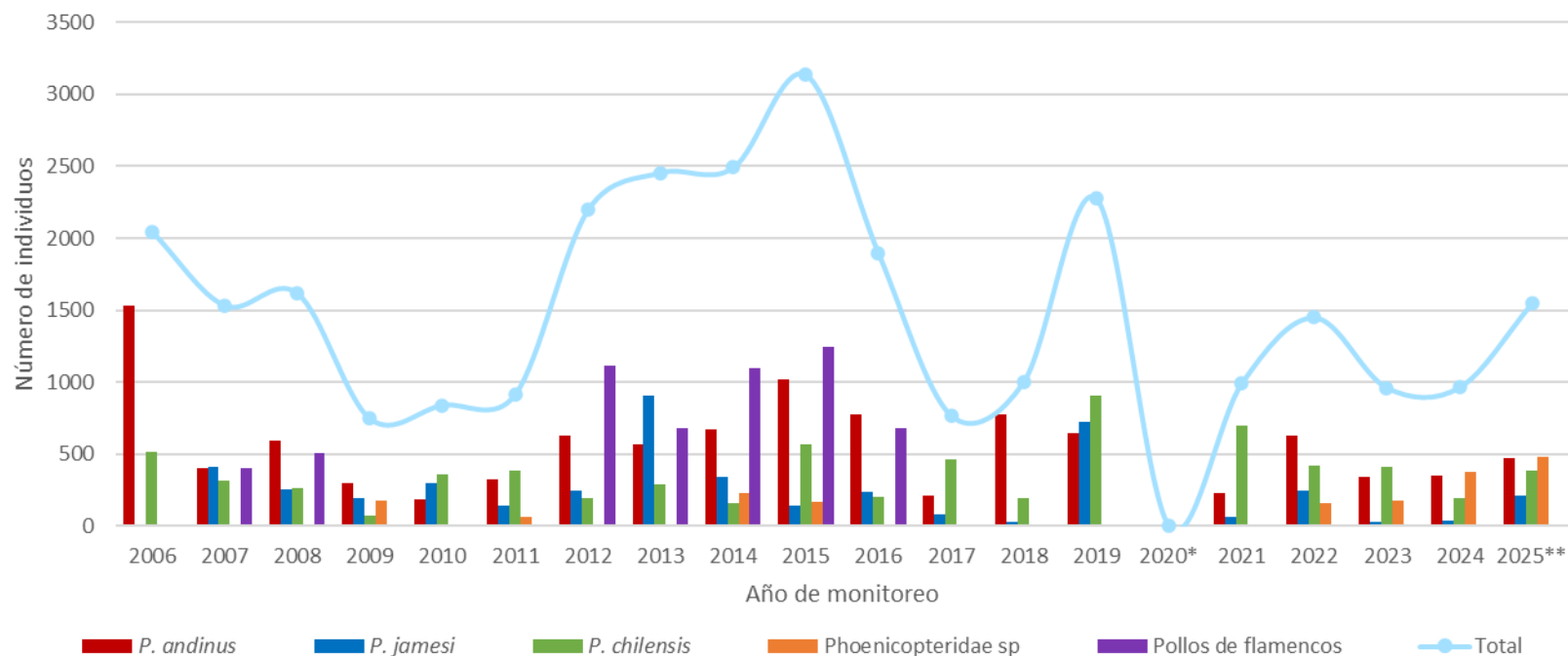
(*) Datos 2020 provienen del Informe del Plan de Seguimiento Ambiental Biótico – PMB Proyecto: “Modificaciones y Mejoramiento del Sistema de Pozas de Evaporación Solar en el Salar de Atacama (RCA N°21/2016)”. Informe Semestral N°9 Monitoreo invierno 2020. Noviembre 2020. (**) Durante el 2024, la comunidad/CONAF encontró 31 polluelos de parina grande (*P. andinus*), estos datos no considerados en los cálculos de abundancia debido a que fueron obtenidos con diferentes metodologías y temporalidad. (***) Muestreo incompleto de los sistemas lacustres, teniendo solo datos del Sistema Soncor y lagunas de Aguas de Quelana.

Fuente: geobiota, 2025.

Con relación a las especies de flamencos, durante la campaña 2025 se registraron 1.550 individuos de flamencos en el Sistema lacustre Soncor. La mayor abundancia correspondió a flamencos indeterminados (*Phoenicopteridae* sp.) con 477 individuos, seguido de la parina grande (*Phoenicopus andinus*) con un total de 476 individuos, y el flamenco chileno (*P. chilensis*) con 288 individuos. La menor abundancia fue registrada por la parina chica (*P. jamesi*) con 209 individuos. Los valores registrados en este sector durante la campaña de 2025 son significativamente mayores en comparación a las dos últimas campañas, aproximándose a los valores obtenidos durante el 2022 (Figura 6-43). Cabe destacar que este sistema corresponde a un sitio de congregación de individuos reproductivos, lo que se ve reflejado en la abundancia de pollos registrada durante los años 2007, 2008 y durante el periodo 2012 – 2016. Sin embargo, durante las campañas más recientes no se ha registrado la presencia de polluelos, detectándose solo individuos juveniles.

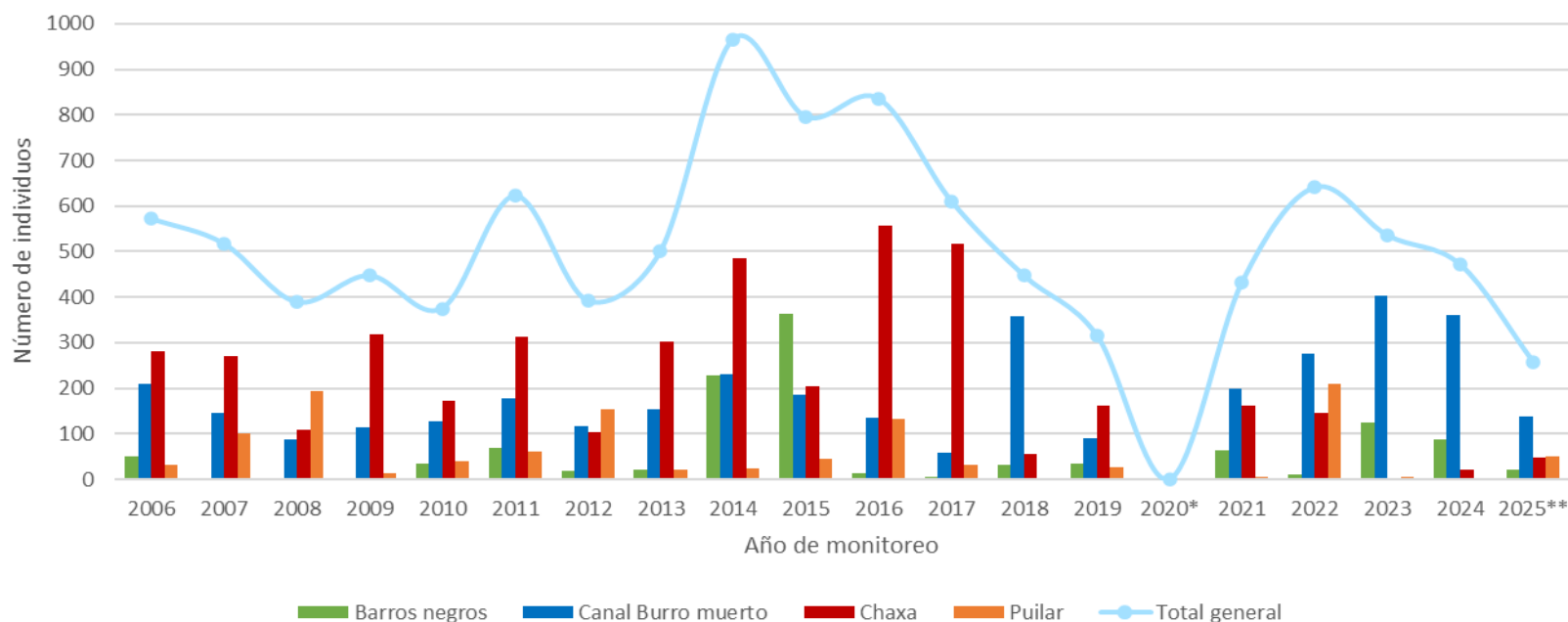
Con respecto al resto de las especies de aves presentes en el sistema lacustre Soncor (Figura 6-44), se observó una disminución en el total general de aves (descartando a flamencos) en el periodo 2025. Posiblemente esto se debería a que la mayor parte de estas lagunas fueron prospectadas en una fecha distinta a lo realizado en otras campañas (julio 2025). Las distintas especies de aves migratorias presentes en la Reserva Nacional los Flamencos comienzan sus procesos de tránsito hacia el hemisferio norte al acercarse el invierno austral (desde abril), por lo que el desarrollo del monitoreo durante una fecha donde las temperaturas medias comienzan a descender puede generar un sesgo en la información recopilada debido al abandono del sector por parte de algunas de estas especies migratorias.

Figura 6-43. Abundancia de especies de flamencos en el Sistema lacustre Soncor. Campañas 2006 – 2025 (año 2020 no censado)



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-44. Abundancia de otras especies de aves (no flamencos) en el Sistema lacustre Soncor. Campañas 2006 – 2025 (año 2020 no censado)



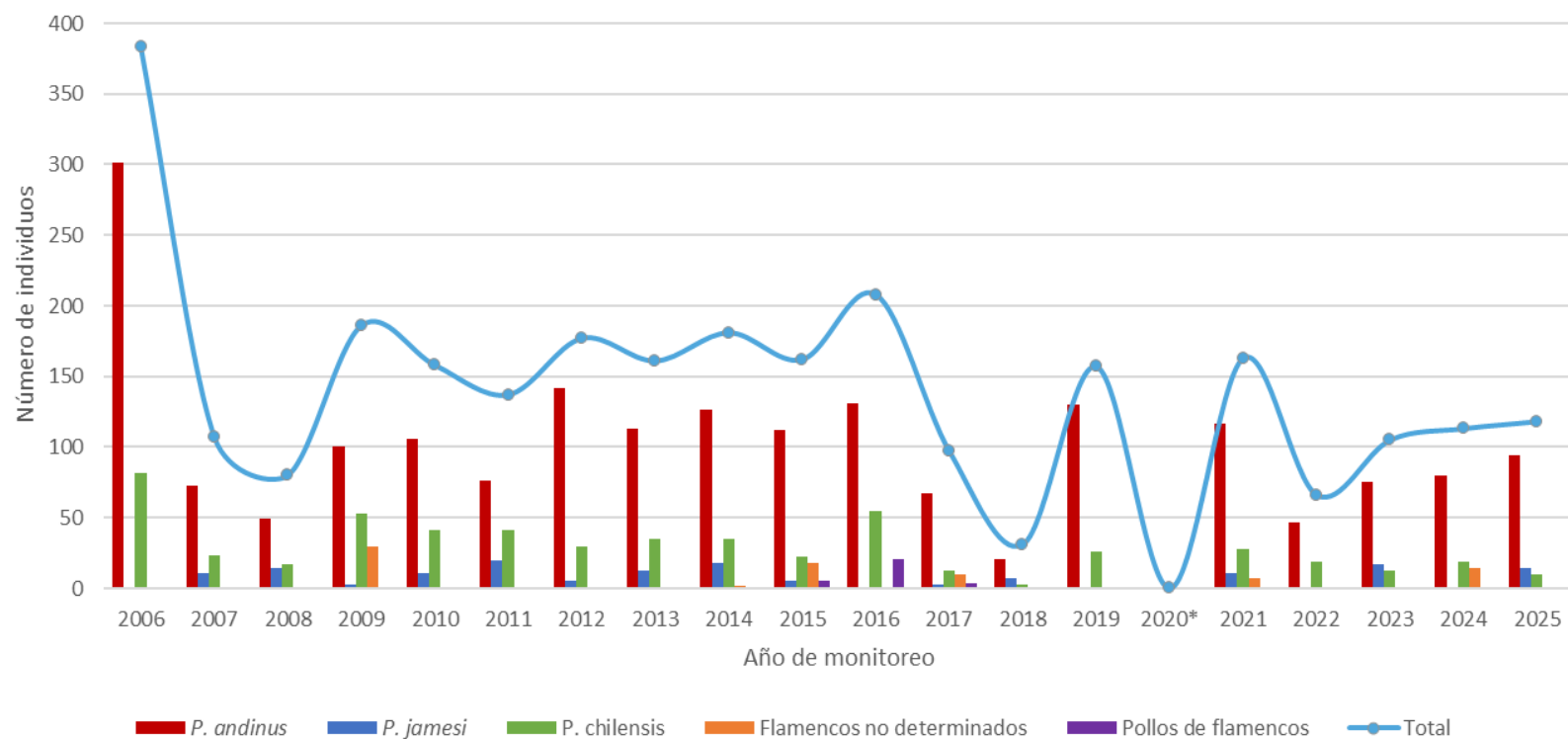
(*) En el caso excepcional de la temporada 2020, no se pudo acceder a las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar, dada la entrada en vigor del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N° 64/2020 (ver Anexo 2). (**) Temporada 2025 se tuvo acceso a lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar durante julio 2025 (ver Anexo 2).

Fuente: geobiota, 2025.

Los resultados obtenidos durante la presente campaña en el Sistema lacustre de Aguas de Quelana (Figura 6-45) demuestra que la abundancia de flamencos tiende a la oscilación. Durante todas las campañas de monitoreo, la especie que siempre ha mantenido las mayores abundancias corresponde a la parina grande (*P. andinus*), alcanzando en la actual campaña, la cantidad de 94 individuos (Tabla 5-24). Con respecto al resto de las especies de aves presentes en Aguas de Quelana (Figura 6-46), se puede observar que durante los últimos 8 años existe una tendencia a la disminución de estas especies en el sistema.

Es importante mencionar que el comportamiento de las oscilaciones observadas en la abundancia responde principalmente a cambios en la dinámica de movimiento de las especies entre salares dentro de su área de distribución.

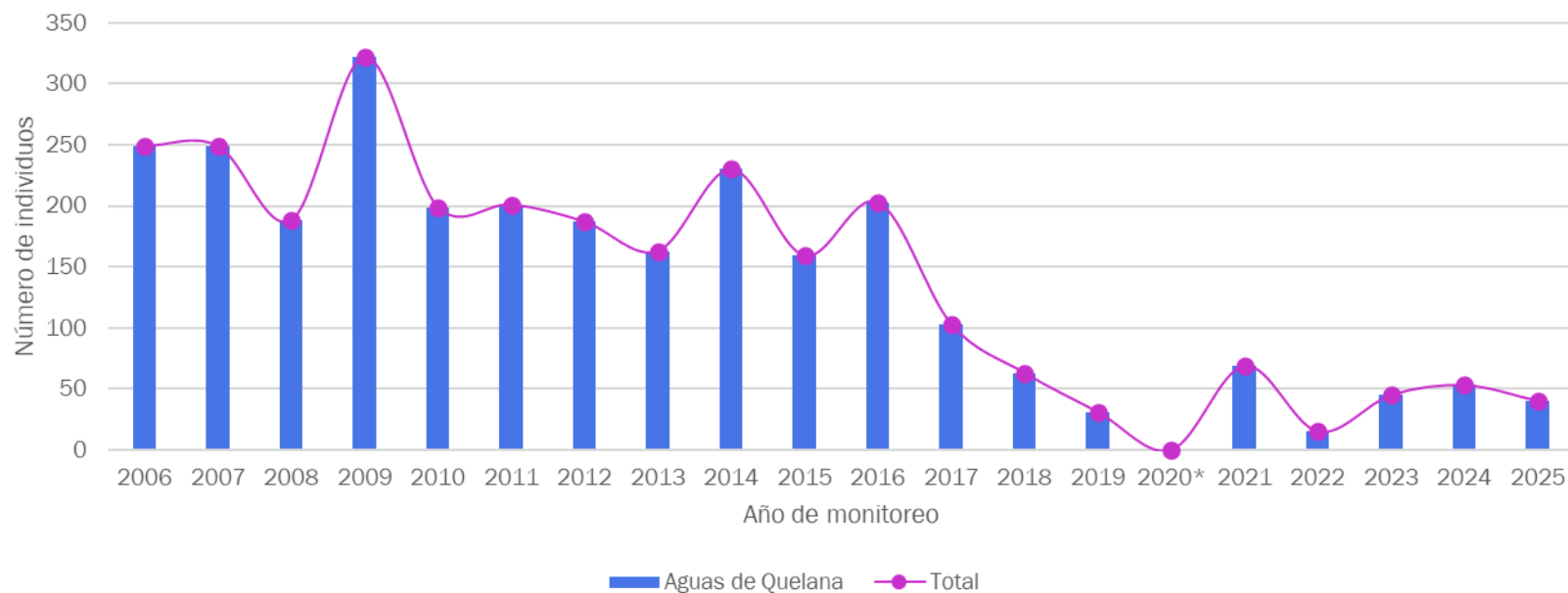
Figura 6-45. Abundancia de flamencos en el sistema lacustre Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025. (Año 2020 no censado)



(*) En el caso excepcional de la temporada 2020, no se pudo acceder a las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar, dada la entrada en vigor del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N° 64/2020 (Anexo 2).

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-46. Abundancia de aves acuáticas (no flamencos) en el sistema lacustre Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025.



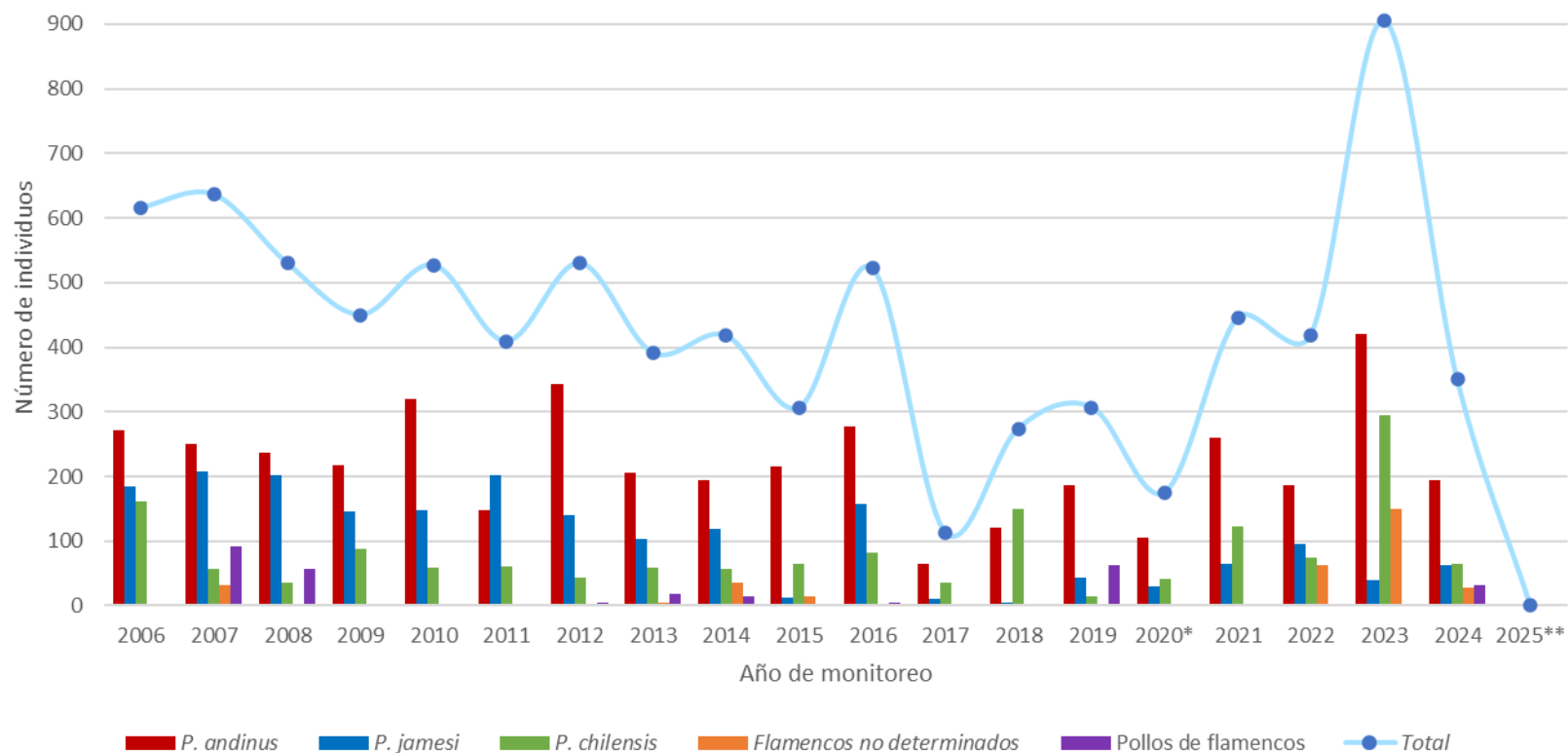
(*) En el caso excepcional de la temporada 2020, no se pudo acceder a las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puilar, dada la entrada en vigor del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N° 64/2020 (Anexo 2).

Fuente: geobiota, 2025.

En el Sistema lacustre Peine, la tendencia de los datos muestran fluctuaciones en la abundancia de flamencos, destacándose una disminución en los años 2017 y 2020. Tras estos periodos, se ha observado un aumento en su número, especialmente en 2023. Sin embargo, durante la campaña de 2024 se observa una disminución en la abundancia con tan solo 350 individuos avistados en el Sistema Lacustre Peine. Es importante señalar que los registros de 2024 corresponden a la temporada de invierno, lo que podría influir en la abundancia detectada para las diferentes especies presentes en este sistema (Figura 6-47). Cabe destacar, que en la presente campaña no se realizó el censo en este sistema lacustre, por lo que los registros con valor cero no deben interpretarse como ausencia de individuos, ya que no se cuenta con un esfuerzo de muestreo que respalde dicha conclusión. Por lo tanto, estos valores no son representativos y no permiten inferencias sobre la presencia o ausencia real de las especies en el sitio.

Con respecto al resto de las especies de aves presentes en los Sistemas lacustres de Peine (Figura 6-48), al igual que en el caso de los flamencos, evidencian una oscilación en su abundancia. Se puede observar que históricamente, la laguna Salada es el sector que ha congregado el mayor número de individuos, seguido por laguna Interna, y finalmente laguna Saladita (Figura 6-48). Cabe destacar que los datos bibliográficos del año 2020 no fueron incorporados a la Figura 6-48, dado que no se cuenta con la información por laguna, sino del sistema en su totalidad.

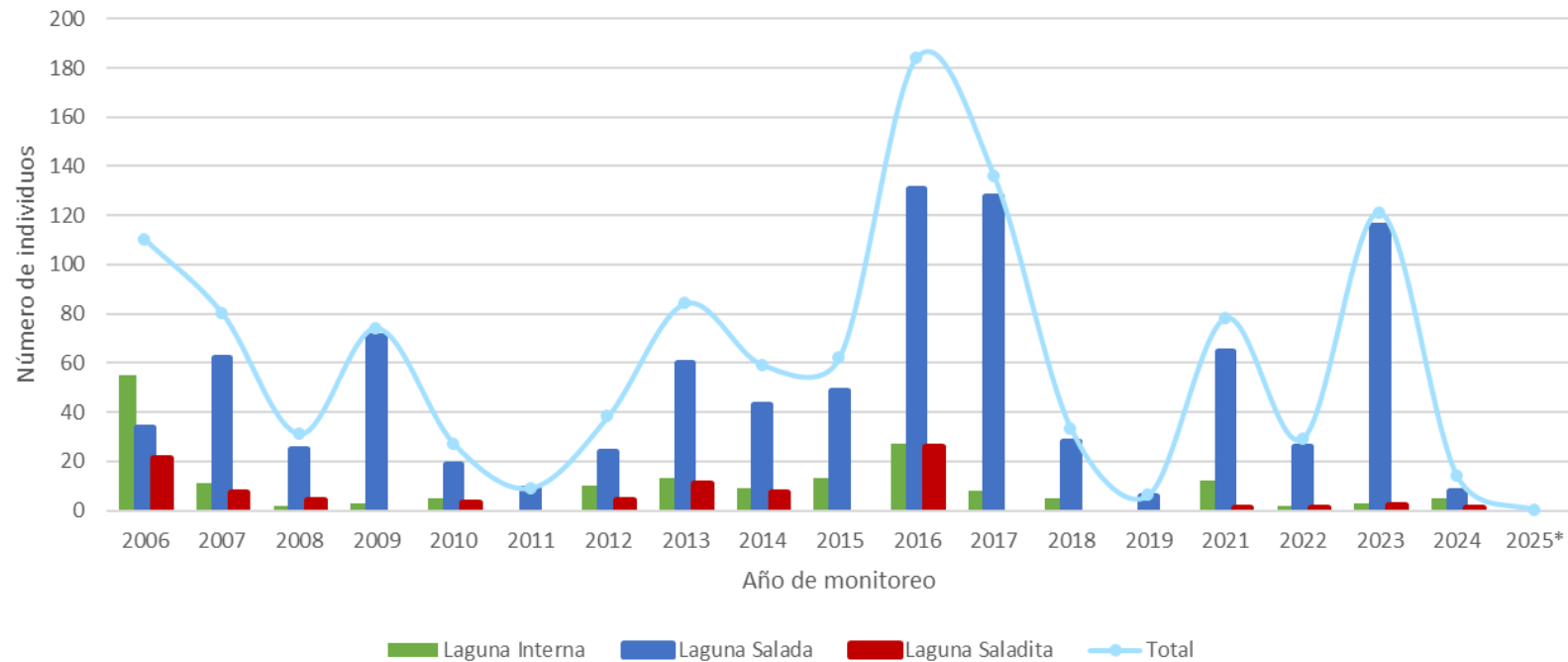
Figura 6-47. Abundancia de flamencos en Sistema lacustre Peine. Campañas 2006 – 2025



(*) En el caso excepcional de la temporada 2020, se complementó la información de los datos recopilados de terreno con los resultados del Plan de Manejo Biótico de los compromisos ambientales, asociados a la RCA N°21/2016. Esto debido a que durante ese año no se pudo acceder a las lagunas Chaxa, Barros Negros y Puillar, dada la entrada en vigor del protocolo de acceso a la Reserva Nacional Los Flamencos, aprobado por la Resolución N°64/2020 (Anexo 2). (**) Temporada 2025 no se tuvo acceso a lagunas Salada, Saladita e interna (ver Anexo 2).

Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-48. Abundancia de especies diferentes a los flamencos en el Sistema Peine. Campañas 2006 – 2025



(*) Temporada 2025 no se tuvo acceso a lagunas del sistema Peine: Salada, Saladita e Interna (ver Anexo 2).

Fuente: geobiota, 2025.

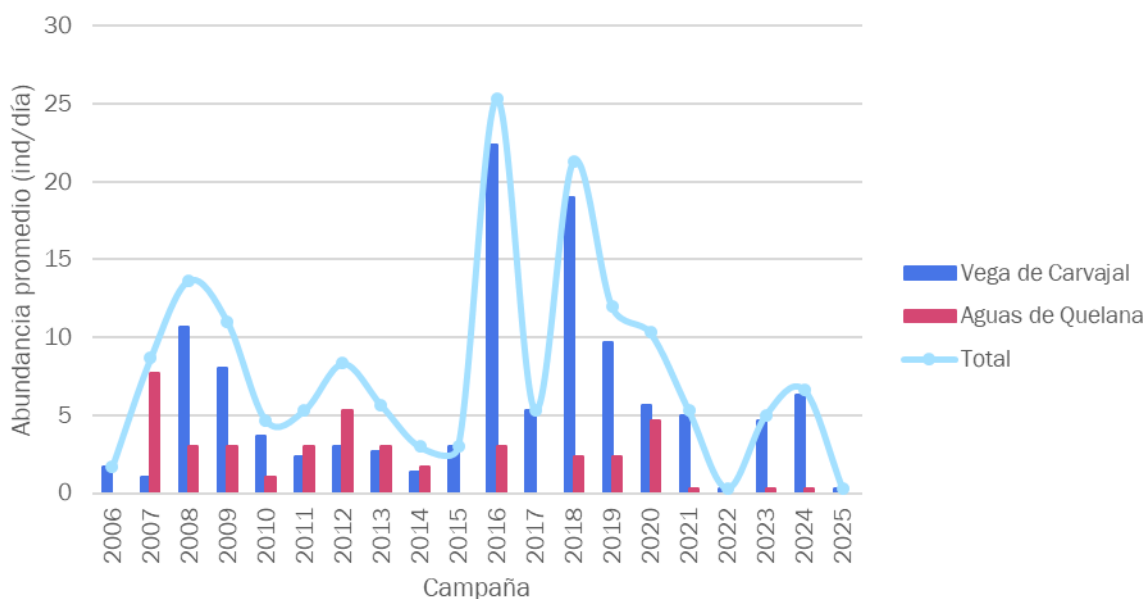
6.2.3 Abundancia de micromamíferos

Durante la campaña de monitoreo correspondiente al periodo 2025, se obtuvo 1 registro de *Abrothrix andinus* (ratón andino) en el sector Vegas de Carvajal, específicamente en el ambiente pajonal. Desde la temporada de 2019 se ha evidenciado una disminución en las abundancias de micromamíferos (Figura 6-49), fenómeno que podría explicarse por las fluctuaciones naturales en la dinámica poblacional de cada especie.

Al comparar los valores promedio de abundancia por sector, se observa que las mayores abundancias tienden a registrarse en el sector Vegas de Carvajal, alcanzando su máximo durante el año 2016, con 22,34 individuos capturados por día de trampeo. Por su parte, el sector Aguas de Quelana registró su mayor valor en el año 2007 con 7,67 individuos/sector (Figura 6-49).

Respecto a la abundancia total, los monitoreos de los años 2016 y 2018 muestran un incremento en comparación con campañas anteriores. Este aumento puede atribuirse tanto a las fluctuaciones naturales propias de la dinámica poblacional de este grupo de especies, así como un posible incremento en la oferta trófica del ambiente. Esta situación se relaciona con un desfase en la disponibilidad de recursos, característica común en poblaciones de roedores, en las que las fluctuaciones están influenciadas por factores como la oferta alimentaria, la producción primaria y las precipitaciones (Brown & Zeng, 1989).

Figura 6-49. Abundancia de micromamíferos en los sectores de estudio. Campañas 2006 – 2025

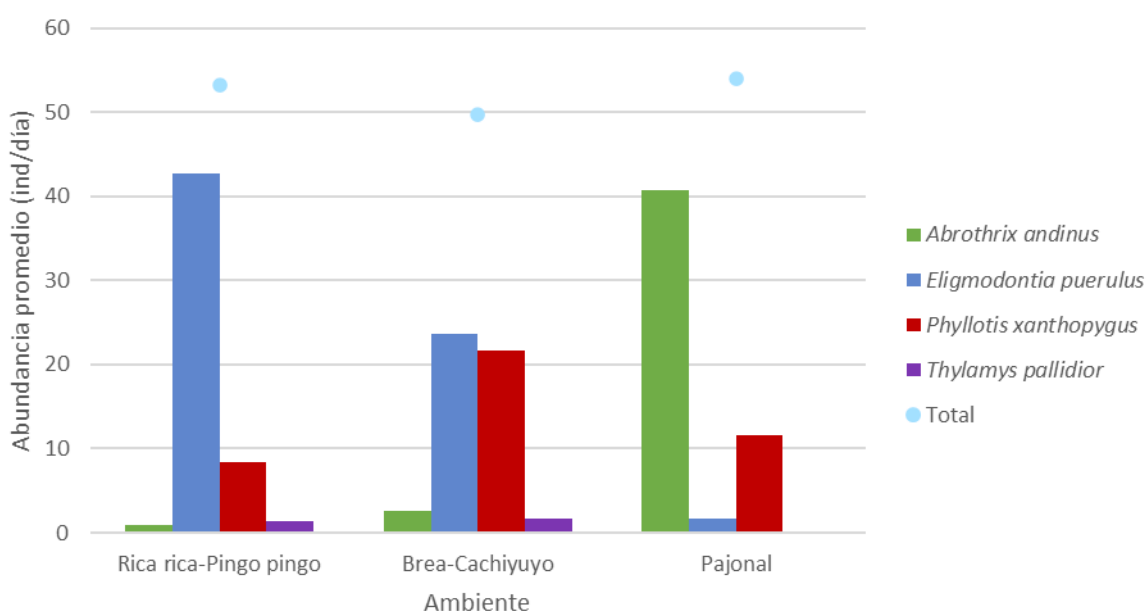


Fuente: geobiota, 2025.

El análisis de los registros históricos del seguimiento ambiental desde el año 2006-2025 en el Borde Este del Salar de Atacama, muestra un predominio de 3 especies de clase Mammalia, las que se distribuyen en función del ambiente en que viven (Figura 6-50): *A. andinus* se encuentra predominantemente en ambientes de Pajonal (40,66 ind/hábitat), mientras que *Eligmodontia puerulus* se encuentra principalmente en ambientes de Rica rica-Pingo pingo (42,65 ind/hábitat). Por otra parte, *Phyllotis xanthopygus* ha presentado una

abundancia homogénea en los 3 ambientes, con la mayor abundancia promedio en el ambiente Brea – Cachiuyo con 21,67 ind/hábitat. Por último, *Thylamys pallidior* registra los menores valores de captura, dando cuenta de sus bajas densidades poblacionales, así como su difícil captura. De esta forma, el ensamble de roedores varía en los distintos ambientes prospectados, en función de sus características, en donde el ratón andino (*A. andinus*) se encuentra asociado principalmente a sectores con humedad, en tanto que la lauchita de pie sedoso (*E. puerulus*) presenta preferencia por sitios de arbustos bajos y sectores más abiertos. En el caso del ambiente de características intermedias presenta una simpatría entre *P. xanthopygus* y *E. puerulus*.

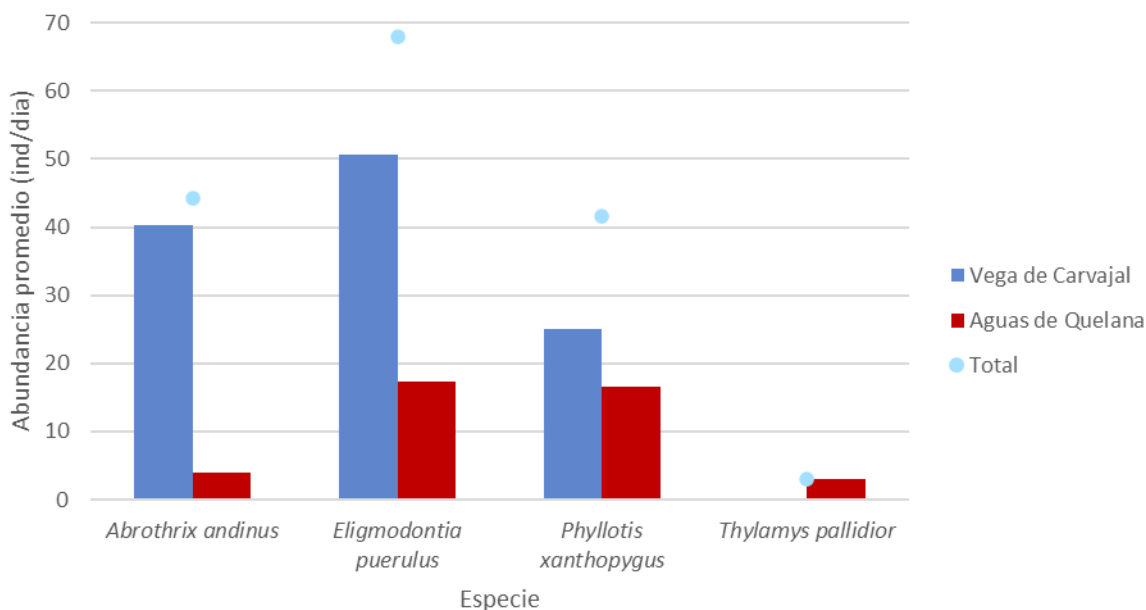
Figura 6-50. Abundancia de micromamíferos por tipo de hábitat. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

En cuanto a los sectores Aguas de Quelana y Vega de Carvajal correspondientes al estudio (Figura 6-51), la riqueza de especies es mayor en Aguas de Quelana en donde, hasta la fecha se han registrado 4 especies capturadas durante los monitoreos, mientras que en Vega de Carvajal solo se han registrado 3 de las 4 especies que se han detectado históricamente en el Borde Este del Salar de Atacama a través de trampas Sherman, no existiendo a la fecha registros de *T. pallidior* en el sector de Vegas de Carvajal. Sin embargo, se observa que la abundancia de micromamíferos es mayor en el este último sector.

Figura 6-51. Abundancia de micromamíferos en los sectores de estudio. Campañas 2006 – 2025



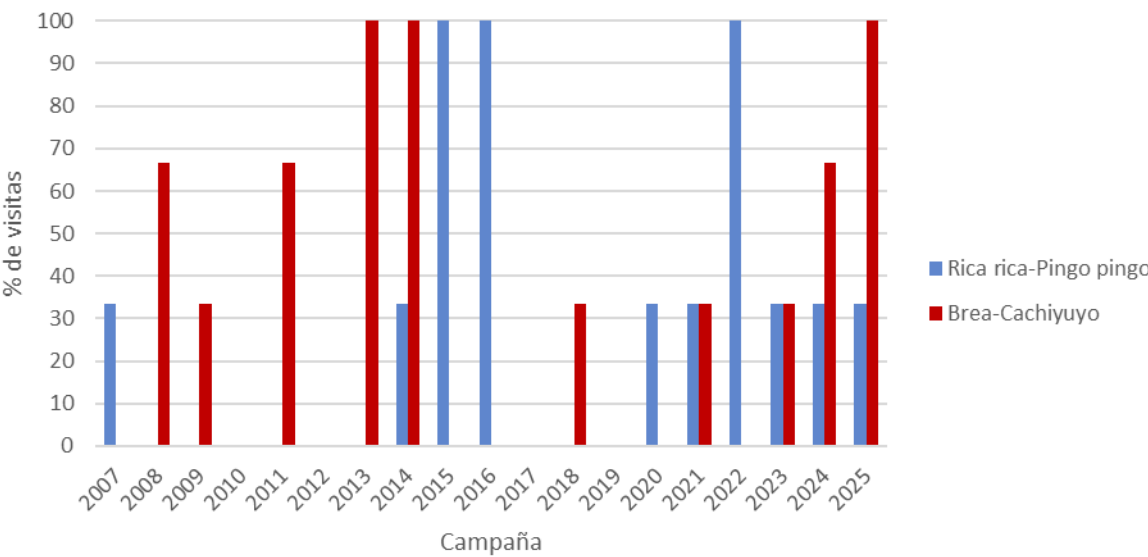
Fuente: geobiota, 2025.

6.2.4 Abundancia de macromamíferos

En el presente monitoreo, hubo registro en las 4 estaciones olfativas, lo que fue complementado con la metodología de trampas cámara en las mismas estaciones, a través de las cuales fue posible identificar la presencia de las 2 especies presentes en el área de estudio: el zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) y el zorro chilla (*Lycalopex griseus*). Así mismo, la presencia de zorro se pudo verificar mediante el registro de evidencia indirecta (huellas y fecas) en otros ambientes y sectores dentro del área de estudio.

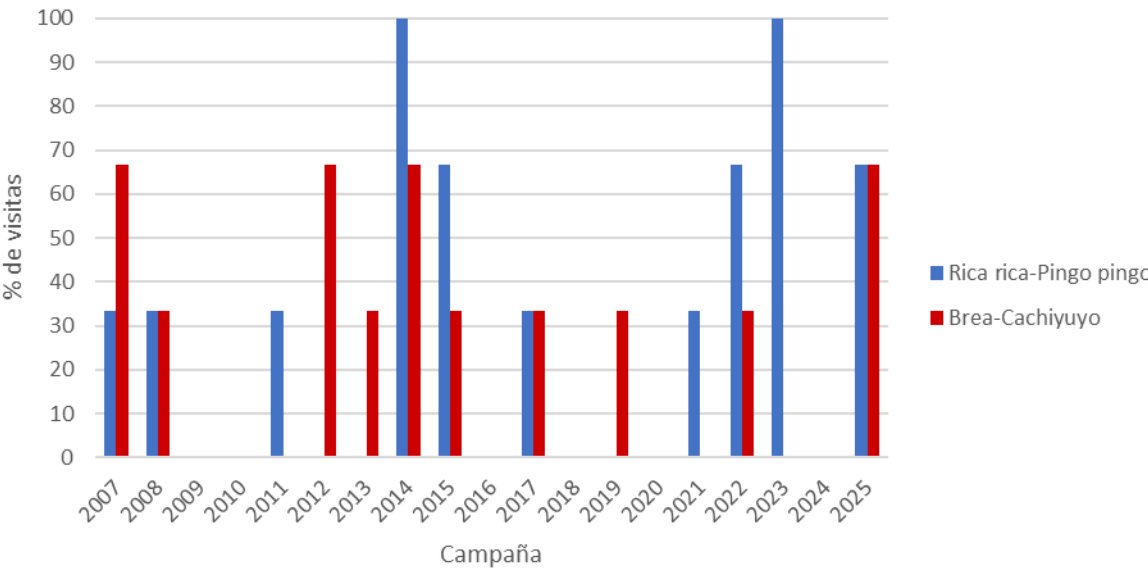
Durante los años de monitoreo (Figura 6-52, Figura 6-53), ha sido posible determinar la presencia de zorros en todos estos, a excepción de la campaña 2010, donde no hubo registros en ningún sector prospectado. Para el resto de las temporadas, ha sido posible detectarlas en al menos uno de los dos sectores prospectados (Vega de Carvajal y Aguas de Quelana). Al comparar la cantidad de registros positivos acumulados hasta la fecha (Figura 6-54), se observa una equivalencia entre los distintos ambientes (33 registros en el ambiente Rica rica – Pingo pingo, y 33 registros en el ambiente de Brea - Cachiyuyo). Sin embargo, la comparación entre sectores evidencia que ambos poseen un número de registros positivos diferente, con 35 registros en el sector Vega de Carvajal y 31 registros positivos en el sector de Aguas de Quelana. La ocupación regular de ambos ambientes y sectores dan cuenta del amplio ámbito de hogar de estas especies.

Figura 6-52. Porcentaje de visitas de macromamíferos en el sector Vega de Carvajal. Campañas 2006 – 2025.



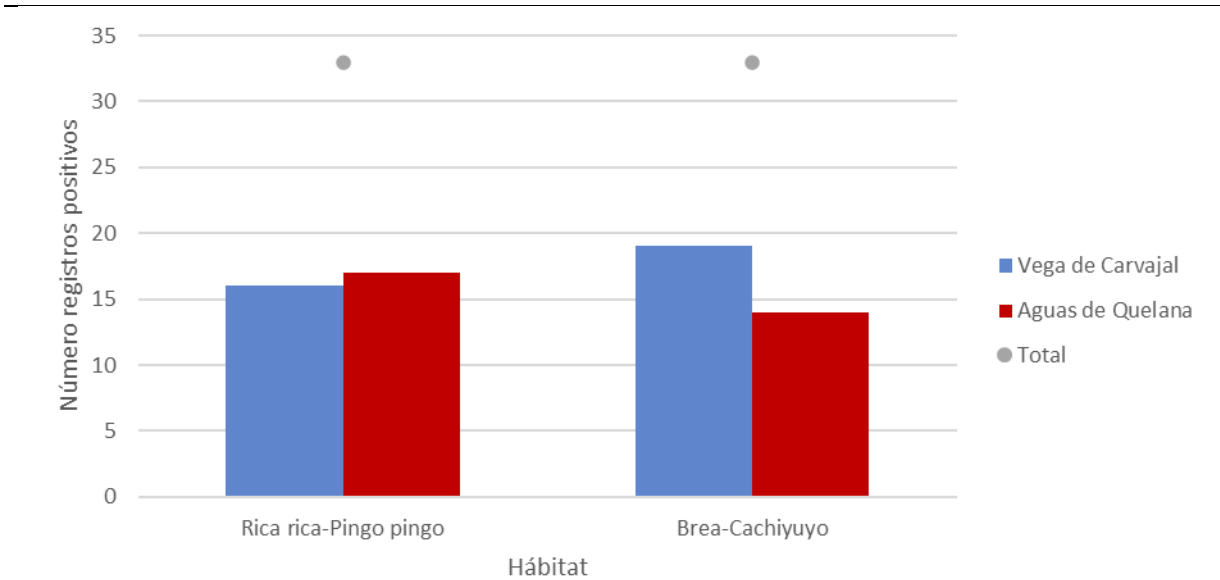
Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-53. Porcentaje de visitas de macromamíferos en el sector Aguas de Quelana. Campañas 2006 – 2025.



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-54. Registros positivos en los diferentes ambientes. Campañas 2006 – 2025.



Fuente: geobiota, 2025.

6.2.5 Abundancia de reptiles

Con relación a los resultados obtenidos durante las distintas campañas de monitoreo, se aprecia una disminución en la abundancia de reptiles para la campaña 2025 respecto a los diecinueve años anteriores (2006 a 2024), siendo superada solo por las campañas realizadas en el año 2020 (3,01 individuos/transecto) y 2010 (3,32 individuos/transectos). Sin embargo, es un valor que se encuentra por sobre los valores mínimos registrados durante todos los años de monitoreo. En la presente campaña, se registró una de las 3 especies registradas históricamente, la cual tuvo una abundancia de 4,33 individuos/transecto, lo que se encuentra dentro de los rangos históricos (Figura 6-55).

Tabla 6-31. Abundancia promedio de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025

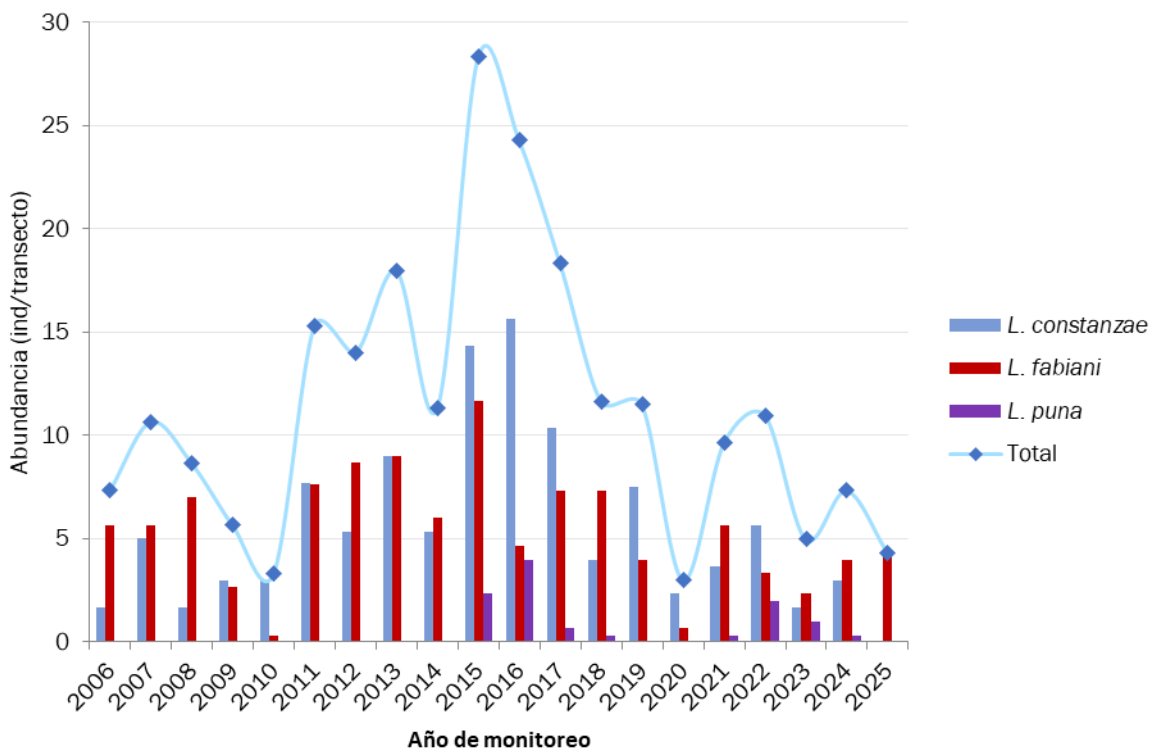
Año	Abundancia			
	<i>Liolaemus constanzae</i>	<i>Liolaemus fabiani</i>	<i>Liolaemus puna</i>	Total
2006	1,67	5,66	0	7,33
2007	5	5,66	0	10,66
2008	1,67	6,99	0	8,66
2009	3	2,66	0	5,66
2010	2,99	0,33	0	3,32
2011	7,67	7,66	0	15,33

Tabla 6-31. Abundancia promedio de reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama. Campañas 2006 – 2025

Año	Abundancia			
	<i>Liolaemus constanzae</i>	<i>Liolaemus fabiani</i>	<i>Liolaemus puna</i>	Total
2012	5,34	8,67	0	14,01
2013	8,99	8,99	0	17,98
2014	5,33	6	0	11,33
2015	14,34	11,67	2,33	28,34
2016	15,66	4,66	3,99	24,31
2017	10,34	7,33	0,67	18,34
2018	3,99	7,34	0,33	11,66
2019	7,53	3,96	0	11,49
2020	2,34	0,67	0	3,01
2021	3,65	5,65	0,33	9,63
2022	5,66	3,33	2	10,99
2023	1,65	2,33	1	4,98
2024	3	4	0,33	7,33
2025	0	4,33	0	4,33
Abundancia promedio	5,49	5,39	0,55	11,43

Fuente: geobiota, 2025.

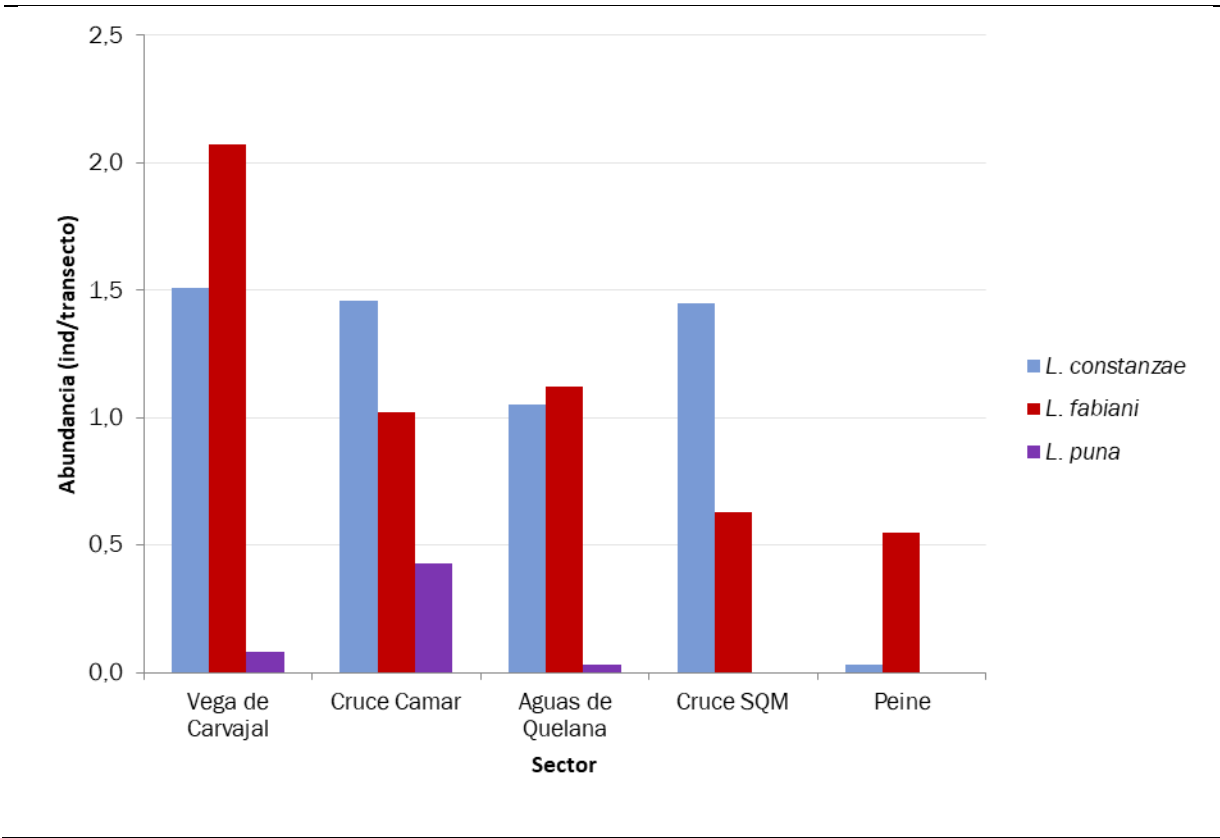
Figura 6-55. Abundancia de reptiles en el área de estudio. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

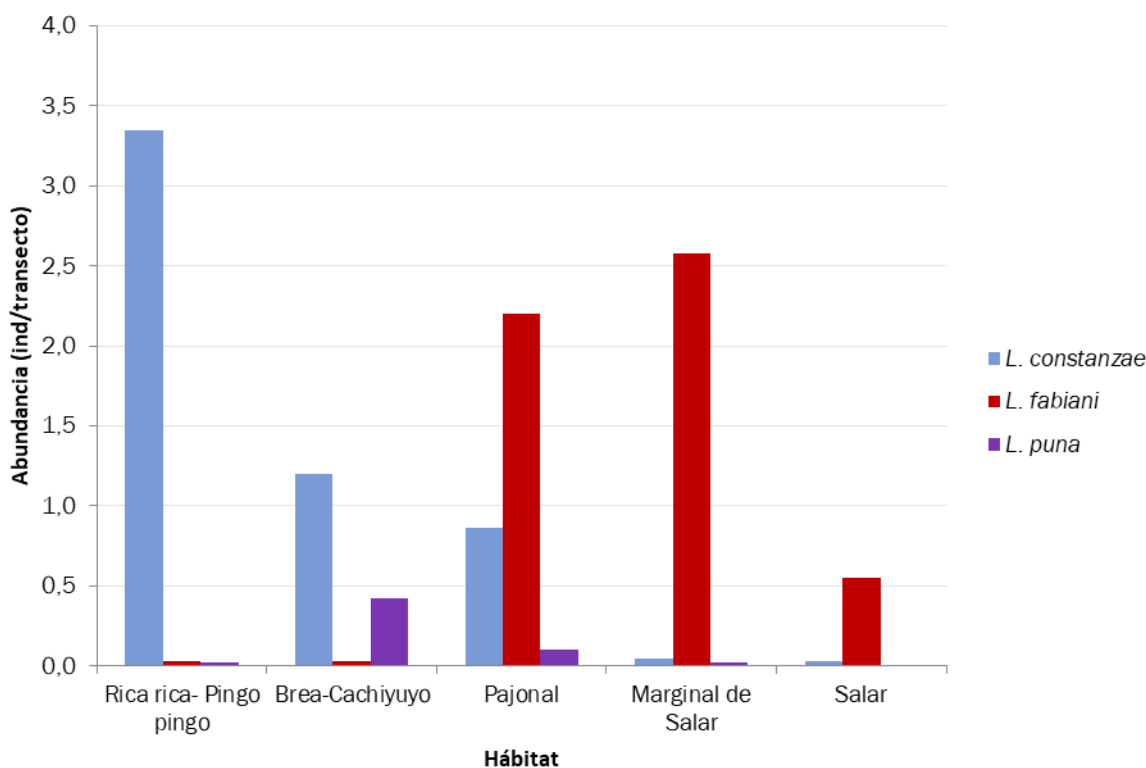
En términos generales, las especies más abundantes durante las campañas de monitoreo realizadas desde el 2006 corresponden a *L. constanzae* y *L. fabiani*, con una abundancia promedio de 5,49 y 5,39 individuos por transecto, respectivamente (Tabla 6-31). Ambas especies han sido registradas durante los distintos años de monitoreo (a excepción de la presente campaña) encontrándose presentes en los 5 sectores de estudio (Figura 6-56). Con respecto a la abundancia promedio de reptiles por hábitat, se pudo detectar una diferenciación importante en la preferencia de hábitat de ambas especies. Por un lado, *L. constanzae* es la especie dominante en los hábitats de Rica rica - Pingo pingo y de Brea y Cachiyuyo (i.e. sectores más alejados de ambientes salinos y lacustres), mientras que *L. fabiani* predomina en el ambiente marginal salar y salar. Por su parte, en el ambiente Pajonal ambas especies se encuentran en simpatría, siendo más abundante *L. fabiani* (Figura 6-57).

Figura 6-56. Abundancia promedio de reptiles por sector de estudio. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Figura 6-57. Abundancia promedio de reptiles por hábitat en el área de estudio. Campañas 2006 – 2025



Fuente: geobiota, 2025.

Estas variaciones en el ensamble de especies de reptiles dan cuenta del alto grado de especialización que pueden llegar a mostrar las especies de baja movilidad. Considerando las restricciones fisiológicas y/o ecológicas que presenta este taxón, con ámbitos de hogar reducidos, promueven el desarrollo de especializaciones para optimizar la utilización de los recursos disponibles en su ambiente, y evitar la competencia entre ellos (Pérez-García y Paz-Quevedo, 2021). Este es el caso de *L. fabiani*, que habita en costras y suelos más salinos del Salar de Atacama, mientras que *L. constanzae* habita en ambientes con vegetación, de suelos pedregosos o arenosos, siendo especialmente abundante en el ambiente de Rica rica – Pingo pingo. Por su parte, *L. puna* ha sido registrada desde el año 2015 en adelante (exceptuando los años 2019, 2020 y 2025), principalmente en el ambiente de Brea – Cachiyuyo, siendo detectada también en los ambientes de marginal salar, pajonal. Los únicos sectores donde no se ha registrado su presencia corresponde a Cruce SQM y Peine (Figura 6-56), siendo en términos generales, la especie menos abundante con un promedio de 0,55 ind/transecto (Tabla 6-31).

6.3 Biota acuática

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para la campaña 2025 en relación con los registros del monitoreo histórico (2006 a la actualidad) asociados al Plan de Seguimiento Ambiental (RCA N° 226/2006). Cabe señalar que, para la comparación histórica, se excluye el año 2020, dado que no se realizaron muestreos debido a contingencias asociadas a la pandemia de COVID-19.

6.3.1 Medio Abiótico

Los registros de los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* en la columna de agua evidencian variaciones interanuales dentro de cada sector. Estas fluctuaciones se encuentran asociadas a las variaciones naturales de las condiciones ambientales generales del Salar de Atacama, así como a las características estructurales propias de cada sistema hidrológico (sector), las cuales en conjunto regulan los procesos de recarga y descarga de los sistemas acuáticos.

Los sistemas hídricos en estudio corresponden a Soncor, Aguas de Quelana y Peine, ubicados en el margen oriental del Salar de Atacama, los cuales constituyen vías de recarga del salar, transportando aguas desde las zonas altas de la cordillera de los Andes al salar. El escurrimiento en estos sistemas ocurre principalmente de manera subsuperficial, con afloramientos localizados en el margen este del salar, asociados a zonas de depresión del paisaje, los cuales explican en gran medida la presencia de cuerpos de agua superficiales, tales como lagunas y canales. Estos afloramientos, junto con el relieve, son favorecidos por el encuentro del agua de escurrimiento con la salmuera contenida en el salar y por los procesos de evaporación superficial (Ortiz *et al.*, 2014; Marazuela *et al.*, 2018; Marazuela *et al.*, 2019; Munk *et al.*, 2021). Antecedentes previos indican una variación estacional significativa en la superficie y nivel de los cuerpos de agua como resultado de la interacción entre los procesos de recarga (caudal y precipitaciones) y evaporación, modulados por las características estructurales de cada sistema, lo que se traduce en diferencias en la sensibilidad hidrológica y fisicoquímica frente a las variaciones climáticas y del acuífero (Ortiz *et al.*, 2014; Boutt *et al.*, 2016; Fernández-Turiel *et al.*, 2005; Farías *et al.*, 2020; Salazar *et al.*, 2020; Vignale *et al.*, 2021; Munk *et al.*, 2021).

En términos generales, los valores registrados durante la campaña 2025 se encuentran dentro del rango de variación histórica de los parámetros fisicoquímicos evaluados. El pH promedio en los distintos sistemas hidrológicos se mantuvo dentro de valores neutros a levemente alcalinos, con registros históricos comprendidos mayoritariamente entre 7 y 8,3 unidades. Los valores estimados en la campaña 2025 se ubicaron dentro de este rango para los tres sistemas, siendo consistente con la baja variabilidad interanual observada para este parámetro, lo cual es esperable en ambientes salinos caracterizados por una elevada concentración de sales disueltas.

Respecto al oxígeno disuelto, los registros históricos muestran una alta variabilidad temporal dentro de los sistemas, con valores que oscilan aproximadamente entre 1 y 12 mg/L. Esta amplitud es consistente con las características fisicoquímicas de los sistemas salinos, en los cuales la solubilidad del oxígeno se ve reducida por la elevada carga iónica del medio (Green y Carritt, 1967). Los valores observados en la campaña 2025 se mantienen dentro del rango histórico registrado para cada sistema. La variabilidad interanual observada podría estar influenciada por condiciones locales al momento del muestreo, en donde factores mecánicos exógenos al ecosistema acuático podrían incidir en las condiciones de mezcla de la columna de agua (i.e. viento) y como consecuencia en la concentración de oxígeno disuelto registrada al momento.

En concordancia con lo anterior, los registros históricos de conductividad eléctrica en la columna de agua presentan una amplia variabilidad interanual, con valores promedio que oscilaron aproximadamente entre 25 y 162 mS/cm. En el sistema Soncor, los valores medios se mantuvieron generalmente en torno a 60-120 mS/cm, con máximos registrados en campañas recientes. En Aguas de Quelana y Peine, los valores promedio se concentraron mayoritariamente en rangos cercanos a 50-80 mS/cm, con incrementos puntuales en ciertos años, particularmente en Aguas de Quelana durante el período 2013-2017. Los valores estimados para la campaña 2025 en los tres sistemas se encuentran dentro de los rangos históricos previamente observados.

La salinidad presentó, al igual que la conductividad, una amplia variabilidad interanual dentro de cada sistema, con valores históricos comprendidos aproximadamente entre 10 y 180 g/L. Durante la campaña 2025, los valores de salinidad estimados para los tres sistemas se ubicaron dentro del rango de variación histórica.

Finalmente, los registros históricos de temperatura del agua evidencian una amplia variabilidad temporal. En los sistemas Soncor y Aguas de Quelana, los valores promedio se concentraron mayoritariamente en torno a 20 °C, mientras que en Peine los valores fueron, en general, inferiores, cercanos a 16 °C. La campaña 2025 presenta valores de temperatura que se encuentran dentro del rango histórico observado para cada sistema. Estas variaciones estarían asociadas, entre otros factores, al momento del muestreo y a las marcadas diferencias térmicas diurnas y nocturnas características del área de estudio.

A continuación, se presenta una descripción detallada de los registros abióticos históricos por sistema hidrológico, incorporando la campaña 2025, desagregada por parámetro.

6.3.1.1 Temperatura

La temperatura promedio estimada para cada sector registra variabilidad interanual a lo largo del período histórico analizado (Figura 6-58). El mayor rango de variación se observa en el sector Peine, seguido por Soncor, mientras que Aguas de Quelana presenta el menor rango de variabilidad interanual.

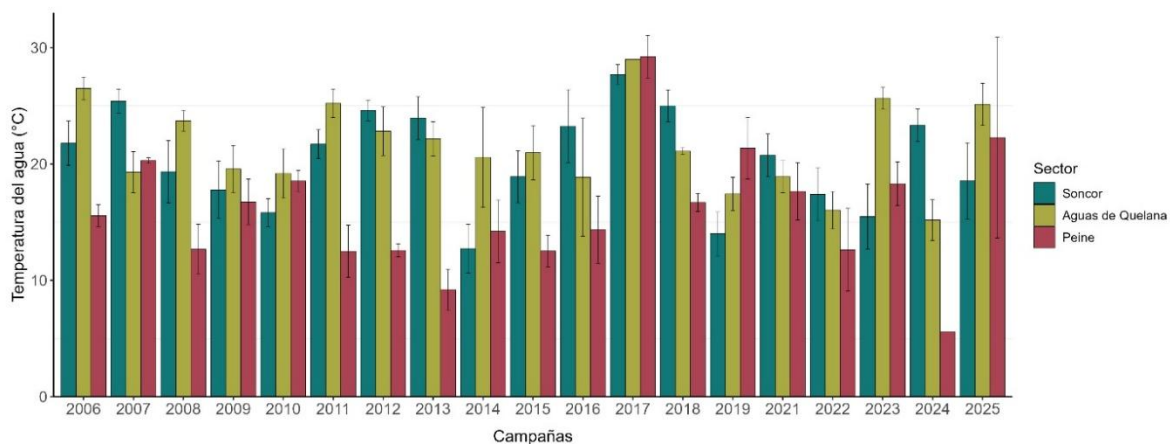
En Soncor, los valores promedio anuales de temperatura del agua fluctuaron entre $12,72 \pm 2,08$ °C (año 2014) y $27,68 \pm 0,86$ °C (año 2017). Durante los primeros años del registro (2006-2009) se observan valores promedio entre 17,77 y 25,39 °C, seguidos por un descenso hacia el año 2014. Posteriormente, entre 2016 y 2018 se registran nuevamente valores más elevados, con promedios superiores a 23 °C, mientras que entre 2019 y 2023 se observa una disminución, con valores comprendidos entre 14,01 y 20,75 °C. En la campaña 2024, la temperatura promedio se estimó en $23,32 \pm 1,40$ °C, y en 2025 en $18,55 \pm 3,27$ °C, ambos dentro del rango histórico observado para el sector (Figura 6-58).

En Aguas de Quelana, la variabilidad interanual es comparativamente menor. Los valores promedio históricos oscilaron entre un mínimo de $15,18 \pm 1,75$ °C registrado en 2024 y un máximo de 29,00 °C en 2017. Entre 2006 y 2013, las temperaturas medias se mantuvieron mayoritariamente entre 19 y 26 °C, con descensos progresivos hacia el período 2019-2022, donde se registraron promedios entre 16,03 y 18,91 °C. Posteriormente, en 2023 se observó un incremento del promedio ($25,65 \pm 0,95$ °C), seguido por una disminución en 2024 y un nuevo aumento en la campaña 2025 ($25,13 \pm 1,81$ °C). El valor registrado en la campaña actual se encuentra dentro del rango de variación histórica del sistema (Figura 6-58).

En el sector Peine, se evidencia la mayor amplitud en el rango de variación interanual. El valor promedio máximo se registró en 2017, con $29,23 \pm 1,83$ °C, mientras que el mínimo histórico corresponde al año 2024, con un promedio de $5,60$ °C. Entre 2006 y 2012, los valores se concentraron principalmente entre $12,5$ y $18,5$ °C, seguidos por un mínimo en 2013 ($9,20 \pm 1,76$ °C). Posteriormente, se observa un aumento hacia 2017, y luego una disminución progresiva en los años siguientes, con valores generalmente inferiores a 20 °C (Figura 6-58).

Comparando la campaña actual (2025) con los promedios históricos de temperatura del agua, para los tres sectores (Soncor, Aguas de Quelana y Peine) los valores estimados se encuentran dentro del rango de variación histórica. Al evaluar los resultados de temperatura del agua, se debe considerar que factores como la hora de muestreo y la profundidad del cuerpo de agua influyen directamente en el registro de este parámetro y, por consiguiente, en la variabilidad interanual observada.

Figura 6-58. Temperaturas históricas promedio ($\pm ee$) por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.1.2 pH

El pH promedio estimado para cada sector muestra una baja variabilidad interanual a lo largo del período histórico analizado, con valores que se mantienen mayoritariamente dentro de rangos levemente alcalinos (Figura 6-59).

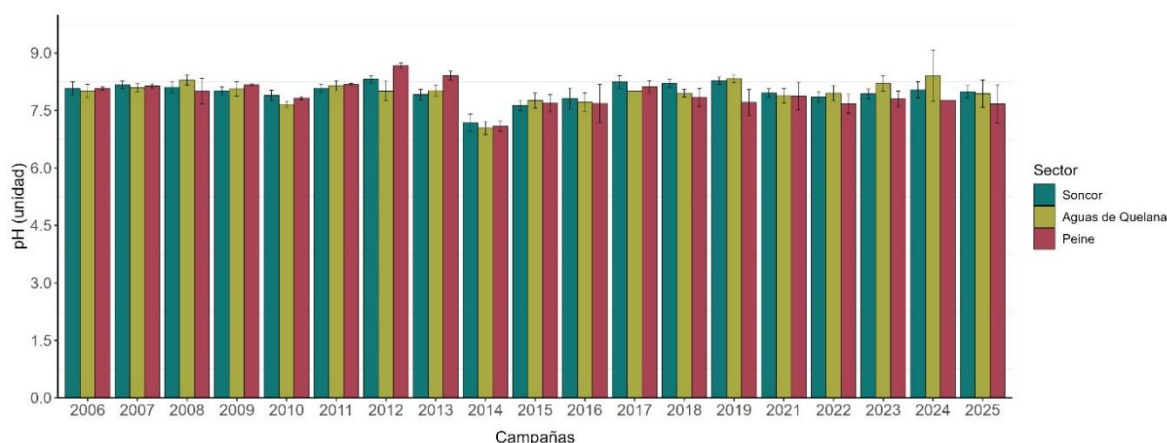
En el sector Peine, los valores promedio de pH fluctuaron entre $7,09 \pm 0,13$ en el año 2014 y $8,67 \pm 0,07$ en 2012. Durante el período inicial (2006-2009), los valores se mantuvieron cercanos a $8,0$, seguidos por un incremento hacia 2012-2013. Posteriormente, se observa una disminución entre 2014 y 2016, con valores entre $7,69$ y $7,09$. Desde 2017 en adelante, el pH promedio presenta oscilaciones moderadas, con registros entre $7,68$ y $8,12$ (Figura 6-59).

En Aguas de Quelana, el pH promedio varió entre $7,04 \pm 0,17$ en 2014 y $8,40 \pm 0,67$ en 2024. Entre 2006 y 2013, los valores se mantuvieron mayoritariamente entre $8,01$ y $8,29$, con una disminución puntual en 2010 ($7,66 \pm 0,09$). Posteriormente, se observa una caída más marcada en 2014, seguida por un aumento gradual hasta 2025, con valores que fluctúan entre $7,88$ y $8,33$ (Figura 6-59).

En Soncor, los valores promedio de pH oscilaron entre $7,18 \pm 0,23$ en el año 2014 y $8,28 \pm 0,09$ en 2019. Durante los primeros años del registro (2006-2012), el pH se mantuvo cercano a 8,0-8,3, seguido por una disminución entre 2013 y 2016. Posteriormente, entre 2017 y 2019 se registran nuevamente valores más elevados, mientras que desde 2021 en adelante los promedios se mantienen cercanos a la neutralidad-alcalinidad (Figura 6-59).

Comparando la campaña actual (2025) con los promedios históricos de pH, los valores estimados para los sectores Soncor ($7,99 \pm 0,16$), Aguas de Quelana ($7,94 \pm 0,36$) y Peine ($7,67 \pm 0,50$) se encuentran dentro del rango de variación histórica observado para cada sistema.

Figura 6-59. pH histórico promedio ($\pm ee$) por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.1.3 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto promedio estimado para cada sector presenta una variabilidad interanual a lo largo del período histórico analizado, con amplios rangos de fluctuación entre años (Figura 6-60). En términos generales, los mayores rangos de variación se observan en los sectores Peine y Aguas de Quelana.

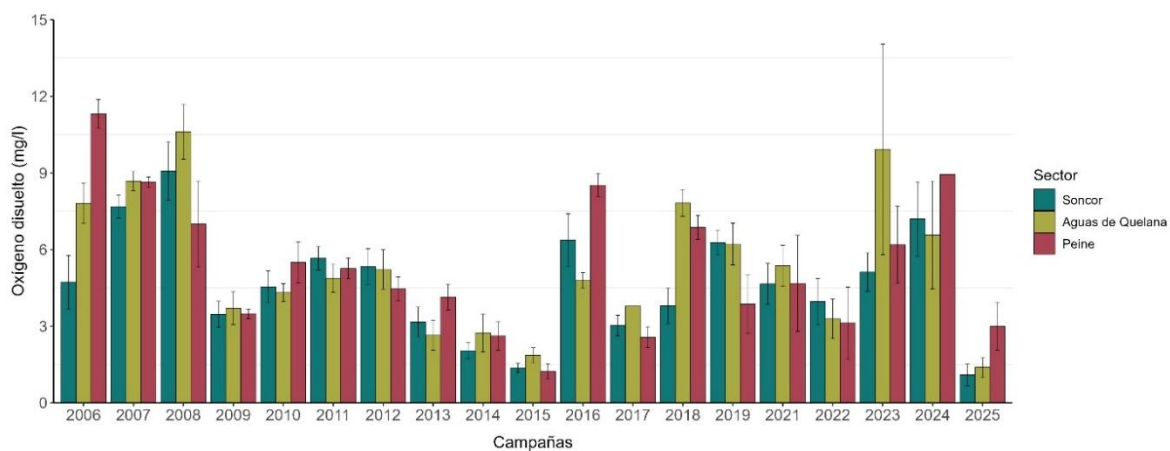
En Soncor, los valores promedio de oxígeno disuelto fluctuaron entre un máximo de $9,08 \pm 1,14$ mg/L en 2008 y un mínimo de $1,38 \pm 0,18$ mg/L en 2015. Durante los primeros años del registro (2006-2008), los valores se mantuvieron relativamente altos, seguidos por una disminución entre 2009 y 2015. Posteriormente, se observa un aumento en 2016 ($6,38 \pm 1,03$ mg/L), con oscilaciones interanuales hasta 2024. En la campaña 2025, el valor promedio registrado ($1,09 \pm 0,43$ mg/L) se ubica en el extremo inferior del rango histórico observado para el sector (Figura 6-60).

En Peine, los valores promedio de oxígeno disuelto variaron entre un máximo de $11,31 \pm 0,56$ mg/L registrado en 2006 y un mínimo de $1,24 \pm 0,30$ mg/L en 2015. Durante el período inicial (2006-2008) se registran valores relativamente altos, seguidos por una disminución progresiva entre 2009 y 2015. Posteriormente, en 2016 se observa un aumento ($8,52 \pm 0,46$ mg/L), seguido por una baja hasta el 2022 y luego nuevamente un aumento hasta 2024 (Figura 6-60).

En Aguas de Quelana, el oxígeno disuelto promedio osciló entre un máximo de $10,61 \pm 1,08$ mg/L en 2008 y un mínimo de $1,87 \pm 0,29$ mg/L en 2015. Entre 2006 y 2008 se registran los valores más elevados del período, seguidos por una disminución hasta 2015. A partir de 2016 se observa un aumento, con valores variables entre 3,29 y 7,82 mg/L. Destaca el valor registrado en 2023 ($9,92 \pm 4,12$ mg/L), seguido por una disminución en la campaña 2025, donde el promedio estimado fue $1,39 \pm 0,38$ mg/L, cercano a los valores mínimos históricos del sector (Figura 6-60).

Comparando la campaña actual (2025) con los promedios históricos de oxígeno disuelto, se observa que en los sectores Aguas de Quelana y Soncor los valores estimados corresponden a los rangos inferiores de variación histórica.

Figura 6-60. Oxígeno disuelto histórico promedio ($\pm ee$) por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.1.4 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica promedio estimada para cada sector presenta variabilidad interanual a lo largo del período histórico analizado (Figura 6-61). En términos generales, el sector Soncor presenta los valores promedio más altos de conductividad, seguido por Aguas de Quelana y Peine, los cuales exhiben rangos de variación más acotados, aunque igualmente variables en el tiempo.

En Soncor, los valores promedio de conductividad eléctrica oscilaron entre un mínimo de $58,99 \pm 12,79$ mS/cm en 2019 y un máximo de $122,47 \pm 7,44$ mS/cm en 2023. Durante gran parte del período histórico (2006-2018) los valores se mantuvieron entre 80 y 105 mS/cm. Posteriormente, se observa una disminución en 2019, seguida de un nuevo incremento hacia 2023. En la campaña 2025, el valor promedio registrado ($87,02 \pm 26,15$ mS/cm) se encuentra dentro del rango histórico observado para el sector (Figura 6-61).

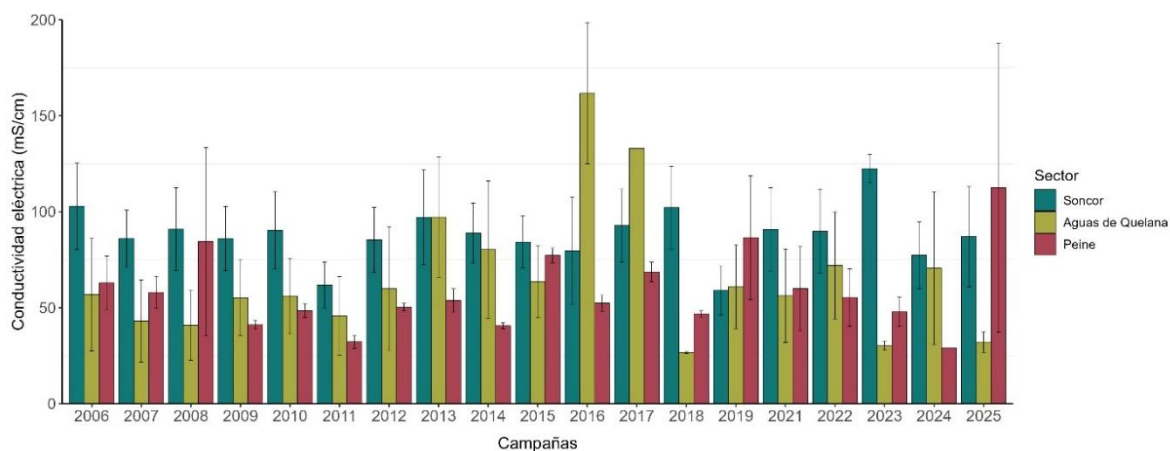
En el sector Aguas de Quelana, los valores promedio de conductividad eléctrica oscilaron entre un mínimo de $26,69 \pm 0,60$ mS/cm registrado en 2018 y un máximo de $161,70 \pm 36,81$ mS/cm en 2016. Durante el período 2006-2012, los valores se mantuvieron mayoritariamente entre 40 y 60 mS/cm, con incrementos a partir de 2013 ($97,12 \pm 31,47$ mS/cm) y un máximo en 2016. Posteriormente, se observa una disminución

en 2018. En la campaña 2025, el valor promedio estimado fue $32,13 \pm 5,35$ mS/cm, ubicado dentro del rango histórico observado y próximo a los valores mínimos registrados en el sector (Figura 6-61).

En Peine, la conductividad eléctrica promedio varió entre un mínimo de 29,10 mS/cm registrado en 2024 y un máximo de $112,55 \pm 75,25$ mS/cm en 2025. A lo largo del período 2006-2014, los valores se mantuvieron mayoritariamente entre 40 y 60 mS/cm, con incrementos puntuales en 2008 y 2015 ($77,28 \pm 3,86$ mS/cm). Entre 2016 y 2023 se observa una variabilidad interanual moderada, con valores que oscilan entre aproximadamente 47 y 69 mS/cm (Figura 6-61).

Comparando la campaña actual (2025) con los promedios históricos de conductividad eléctrica, se observa que los valores registrados en Peine, Aguas de Quelana y Soncor se encuentran dentro de los rangos de variación histórica de cada sector.

Figura 6-61. Conductividad eléctrica histórica promedio ($\pm ee$) por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.1.5 Salinidad

La salinidad promedio estimada para cada sector evidencia una variabilidad interanual a lo largo del período histórico analizado, con amplitudes de fluctuación diferenciadas entre sectores (Figura 6-62). En términos generales, Aguas de Quelana y Soncor presentan los rangos más amplios de variación, mientras que Peine muestra una menor variabilidad, aunque persistente en el tiempo.

En Aguas de Quelana, los valores promedio de salinidad oscilaron entre un mínimo de $11,92 \pm 2,08$ g/L registrado en 2007 y un máximo de $174,17 \pm 83,39$ g/L en 2016. Durante el período 2006-2008, la salinidad se mantuvo en valores inferiores a 20 g/L, incrementándose de forma sostenida entre 2009 y 2016, con valores mayores en 2012 ($85,14 \pm 50,88$ g/L), 2013 ($98,23 \pm 43,31$ g/L) y 2015 ($126,00 \pm 76,60$ g/L). Posteriormente, en 2018 se observa una disminución ($16,40 \pm 0,39$ g/L). En la campaña 2025, el valor promedio estimado fue $20,14 \pm 6,21$ g/L, ubicado dentro del rango histórico observado y cercano a los valores mínimos registrados en el sector (Figura 6-62).

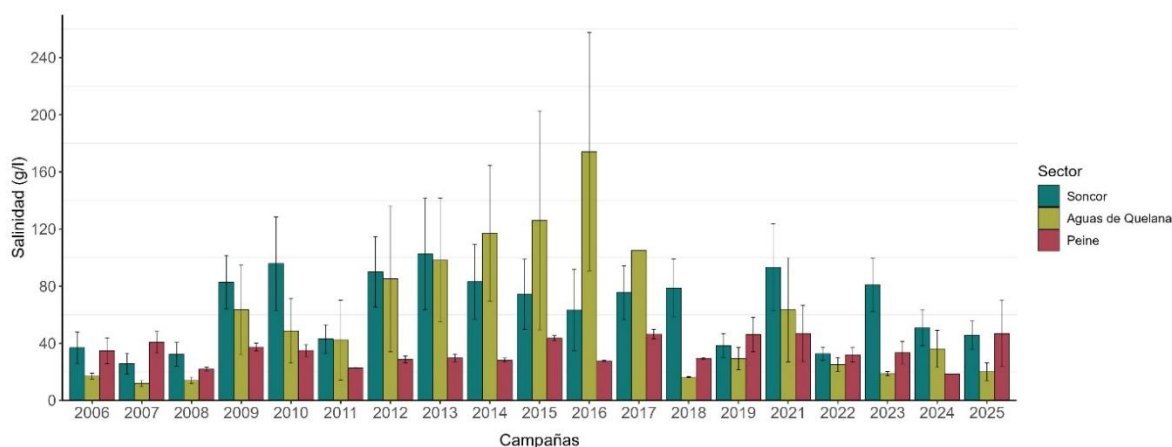
En Peine, la salinidad promedio varió entre un mínimo de 18,62 g/L registrado en 2024 y un máximo de $46,93 \pm 19,70$ g/L en 2021. A lo largo del período histórico, los valores se mantuvieron mayoritariamente

entre 20 y 40 g/L, con incrementos puntuales en 2007, 2015, 2017, 2019, 2021 y 2025. Durante los años más recientes, la salinidad presenta valores intermedios dentro del rango histórico, sin alcanzar los máximos observados previamente (Figura 6-62).

En Soncor, los valores promedio de salinidad oscilaron entre un mínimo de $25,81 \pm 7,33$ g/L en 2007 y un máximo de $102,48 \pm 39,01$ g/L en 2013. Entre 2009 y 2015 se registran valores mayores, con promedios superiores a 70 g/L en varios años consecutivos. Posteriormente, se observa una disminución en 2019 ($38,43 \pm 8,38$ g/L). En la campaña 2025, el valor promedio registrado fue $45,63 \pm 9,94$ g/L, el cual se encuentra dentro del rango histórico del sector (Figura 6-62).

Comparando la campaña actual (2025) con los promedios históricos de salinidad, se observa que los valores registrados en Peine, Aguas de Quelana y Soncor se sitúan dentro de los rangos de variación histórica de cada sector.

Figura 6-62. Salinidad histórica promedio ($\pm ee$) por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2 Medio Biótico

A nivel histórico, en general, se observa un dominio de las diatomeas (clase Bacillariophyceae) en los ensambles de las microalgas planctónicas y bentónicas en los tres sectores (2006-2025). En fitoplancton, junto a Bacillariophyceae, se registran aumentos episódicos de clases secundarias, principalmente Cyanophyceae y, en menor medida, Trebouxiophyceae, con mayor expresión en Aguas de Quelana y Peine durante periodos específicos del registro histórico. En las campañas más recientes se refuerza el predominio de Bacillariophyceae, particularmente en 2025, donde su contribución alcanza más del 90% en los tres sectores. En el caso del fitobentos, la estructura histórica se caracteriza por una dominancia sostenida de Bacillariophyceae en todos los sectores, con incrementos puntuales de Cyanophyceae en algunos años, especialmente en el tramo reciente del registro.

A diferencia de lo observado para las microalgas, en la fauna acuática planctónica y bentónica la dominancia no está exclusivamente asociada a una sola clase, sino que se distribuye entre grupos recurrentes. En zooplancton, los taxa de ocurrencia frecuente a lo largo del registro corresponden principalmente a Copepoda,

Ostracoda, Branchiopoda, Insecta y Malacostraca, con incorporaciones puntuales (p. ej., Gastropoda en algunos años). En zoobentos, se observa una composición recurrente dominada por combinaciones variables de Insecta, Copepoda, Ostracoda, Gastropoda y, en años específicos, Arachnida y otros grupos, reflejando alternancias interanuales en la(s) clase(s) dominante(s) según sector.

En términos de riqueza de taxa y abundancia total media, los ensambles de microalgas (fitoplancton y fitobentos) exhiben variaciones interanuales en los tres sectores, con eventos puntuales de mayor riqueza en el fitoplancton y el fitobentos. Para el fitoplancton, la riqueza histórica por sector fluctúa aproximadamente entre 2 y 18 taxa, observándose en 2025 valores altos en los tres sectores (destaca Peine con 18,67 taxa, máximo del registro sectorial), mientras que la abundancia presenta una variabilidad de varios órdenes de magnitud, con máximos recientes en Soncor ($\approx 3,0 \times 10^7$ cel/L en 2025) y Aguas de Quelana ($\approx 6,9 \times 10^6$ cel/L en 2025). Para Peine, el mayor pico de abundancia se concentra en 2023. Un factor por considerar al momento de evaluar la fluctuación en la riqueza de taxa corresponde a la potencial incertidumbre taxonómicas asociada a la identificación de las diatomeas, la que se encuentra en desarrollo, particularmente para los taxa altoandinos. Por otra parte, como fue mencionado, las condiciones fisicoquímicas de los cuerpos de agua muestran amplios rangos de variación interanuales, ligados a variaciones naturales de los factores ambientales determinantes para los procesos de recarga y descarga. Estas variaciones ambientales condicionan la ocurrencia cambios en las condiciones de hábitat para los organismos que habitan los cuerpos de agua, lo que puede redundar en la composición de los ensambles, su riqueza y su abundancia.

La riqueza de los ensambles de zooplancton y zoobentos muestra, en general, una variación interanual acotada, con rangos promedio bajos (del orden de pocos taxa y máximos cercanos a 5). En términos de abundancia, se observa mayor variabilidad temporal, especialmente en zoobentos, donde se registran fluctuaciones que pueden abarcar varios órdenes de magnitud entre campañas. Esta combinación de baja variabilidad de riqueza con variaciones marcadas en abundancia sugiere que los cambios estarían asociados principalmente a pulsos de abundancia (p. ej., eventos reproductivos), cuya ocurrencia y magnitud dependen de condiciones ambientales locales; en este contexto, incrementos en condiciones de estrés pueden afectar negativamente el éxito reproductivo y/o la sobrevivencia de juveniles (larvas) (Lambret *et al.*, 2021; Souissi *et al.*, 2022).

En el caso de los índices de diversidad, para todos los ensambles se observan variaciones interanuales en los valores medios, influenciadas principalmente por cambios en la distribución de abundancias relativas entre taxa, particularmente cuando la riqueza se mantiene relativamente estable. En el fitoplancton, los valores históricos del índice de Shannon se sitúan aproximadamente entre 0,2 y 2,5, con máximos recurrentes hacia 2011. En fitobentos, la diversidad de Shannon presenta también fluctuaciones interanuales comparables, con solapamientos frecuentes entre sectores. En el caso de la fauna planctónica y bentónica, el índice de diversidad oscila entre 0,25 y 0,75.

El índice de dominancia de Simpson en fitoplancton muestra un rango de 0,1 a 0,9, evidenciando periodos de mayor dominancia en campañas específicas, consistentes con estructuras donde pocas unidades taxonómicas concentran gran parte de la abundancia. En fitobentos, la dominancia presenta rangos comparables (0,4-1,0) y con fuerte solapamiento entre sectores a lo largo del tiempo. Para la fauna, los índices tienden a rangos más acotados, variando entre 0,2 y 0,6, con episodios de dominancia elevada en campañas donde se registra un solo taxón o una concentración de abundancia en pocos grupos.

En cuanto al índice de equitatividad de Pielou, el fitoplancton presenta un rango histórico aproximado entre 0,22 y 0,99, mientras que el fitobentos oscila en torno a 0,4 a 0,8, reflejando variaciones asociadas a la uniformidad en la distribución de abundancias. Para zooplancton y zoobentos, los valores pueden variar desde 0 (cuando se registra un único taxón) hasta máximos cercanos a 0,78 (zooplancton) y 0,9 (zoobentos).

A continuación, se muestra una discusión detallada de los registros bióticos históricos por sector, incluyendo la campaña actual (2025), así como los valores estimados para los descriptores comunitarios de diversidad.

6.3.2.1 Fitoplancton

6.3.2.1.1 Composición taxonómica histórica (Clase)

En términos generales, el análisis histórico de la composición taxonómica del ensamble de fitoplancton, a nivel de clase, muestra un predominio de Bacillariophyceae en los tres sistemas hidrológicos a lo largo del período de monitoreo (2006-2025), aunque con variaciones interanuales en la contribución relativa de otras clases, particularmente Cyanophyceae y Trebouxiophyceae, dependiendo del sistema y del año evaluado (Figura 6-63).

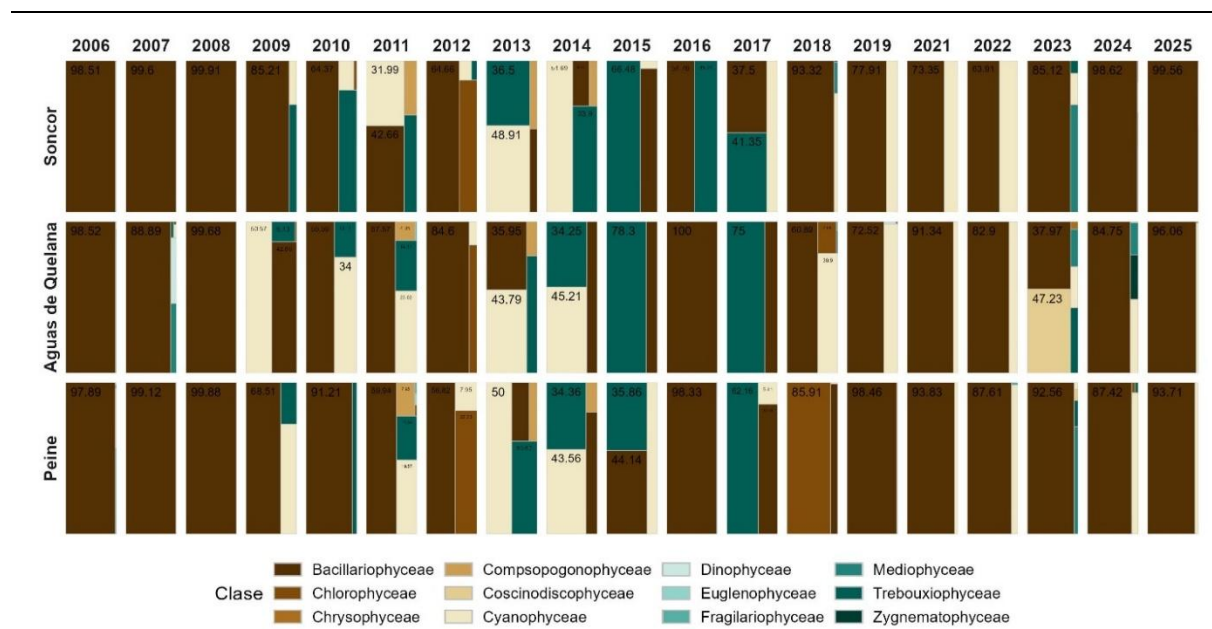
En Soncor, la composición del ensamble presentó un predominio de Bacillariophyceae durante la mayor parte del período histórico. Se registran años con incrementos relativos de Cyanophyceae y Trebouxiophyceae, particularmente entre 2011 y 2015, alcanzando hasta un 60% de dominancia en algunos casos (2015). En las campañas más recientes, especialmente desde 2018 en adelante, la dominancia de Bacillariophyceae se acentúa, alcanzando en 2025 un 99,6%, mientras que las restantes clases presentan contribuciones inferiores al 1% de la abundancia total (Figura 6-63).

En Aguas de Quelana, la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada mayoritariamente por Bacillariophyceae, con porcentajes superiores al 80-90 % en la mayoría de los años analizados. Se identifican períodos con una mayor contribución relativa de Cyanophyceae y Trebouxiophyceae, particularmente entre los años 2009 y 2011, así como en 2013 y 2014, donde estas clases alcanzaron proporciones entre 30-40 % respecto del total. En años más recientes, especialmente desde 2018 en adelante, se observa un retorno a un predominio de Bacillariophyceae, alcanzando en 2025 un 96,1 %, con una participación secundaria de Cyanophyceae (3,9 %) y una contribución marginal de Chlorophyceae (Figura 6-63).

En Peine, la composición histórica también estuvo caracterizada por el predominio de Bacillariophyceae, generalmente con porcentajes elevados y consistentes entre campañas. Sin embargo, al igual que en Aguas de Quelana, se observan años con una mayor representación relativa de Cyanophyceae y Trebouxiophyceae, especialmente entre 2009 y 2015. Posteriormente, la composición tendió nuevamente a una dominancia marcada de Bacillariophyceae, situación que se mantiene en la campaña 2025, donde esta clase representó el 93,7% del total, seguida por Cyanophyceae (6,3%) (Figura 6-63).

Los tres sistemas hidrológicos comparten un patrón general de dominancia de Bacillariophyceae, aunque difieren en la magnitud y frecuencia de las fluctuaciones interanuales de las clases secundarias. La campaña 2025 se enmarca en estos patrones históricos en cada sistema.

Figura 6-63. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.1.2 Riqueza y abundancia histórica

La riqueza taxonómica del ensamble de fitoplancton presentó variabilidad interanual en los tres sistemas hidrológicos, con valores promedio que fluctuaron entre 2 y 18 taxa a lo largo del período histórico de monitoreo (2006-2025) (Figura 6-64).

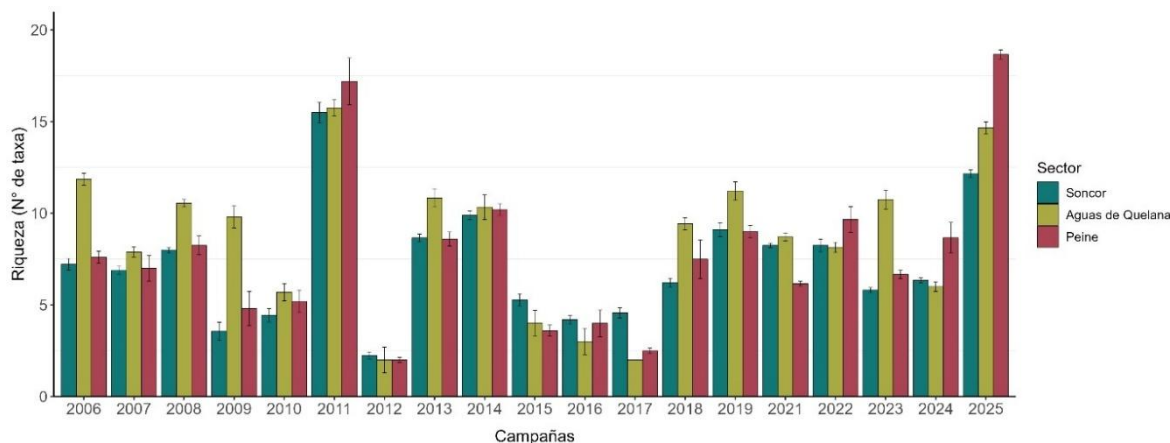
En el sistema Soncor, la riqueza promedio fluctuó entre 2,25 taxa y 15,5 taxa. El valor mínimo se registró en 2012 ($2,25 \pm 0,19$ taxa), mientras que el máximo se observó en 2011, con $15,5 \pm 0,55$ taxa. Posterior a este máximo, la riqueza presentó variaciones interanuales, con valores generalmente comprendidos entre 5 y 9 taxa entre 2013 y 2024. En la campaña 2025, el valor promedio fue de $12,17 \pm 0,20$ taxa, situándose dentro del rango alto de la variabilidad histórica del sistema (Figura 6-64).

En Aguas de Quelana, la riqueza promedio osciló entre 2 taxa y 15,75 taxa. El valor mínimo se registró en los años 2012 y 2017, ambos con un promedio de 2 taxa, mientras que el máximo se observó en 2011, con $15,75 \pm 0,44$ taxa. Posteriormente, la riqueza mostró fluctuaciones interanuales, con valores generalmente entre 8 y 11 taxa entre 2013 y 2023. En la campaña 2025, la riqueza promedio fue de $14,67 \pm 0,32$ taxa, ubicándose dentro del rango superior de variabilidad histórica observado para este sistema (Figura 6-64).

En Peine, la riqueza promedio presentó un rango de variación entre 2 taxa y 18,67 taxa. Los valores mínimos se registraron en 2012 ($2,0 \pm 0,14$ taxa) y 2017 ($2,5 \pm 0,14$ taxa), mientras que el máximo histórico se observó en la campaña 2025, con $18,67 \pm 0,25$ taxa. Entre los años 2006 y 2011, los valores oscilaron mayoritariamente entre 7 y 17 taxa, seguidos por una disminución entre 2012 y 2017, y posteriormente un aumento gradual hacia los años más recientes (Figura 6-64).

Los tres sistemas mostraron rangos de variabilidad similares en términos de riqueza máxima y se observa un patrón común de disminuciones marcadas en la riqueza alrededor del período 2012 y 2017, seguido por un incremento en los años posteriores. Los valores de la campaña 2025 se encuentran dentro de los rangos de variación histórica.

Figura 6-64. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

La abundancia del ensamble de fitoplancton presentó una alta variabilidad interanual en los tres sistemas evaluados, con valores promedio que abarcaron varios órdenes de magnitud a lo largo del período histórico (2006-2025) (Figura 6-65).

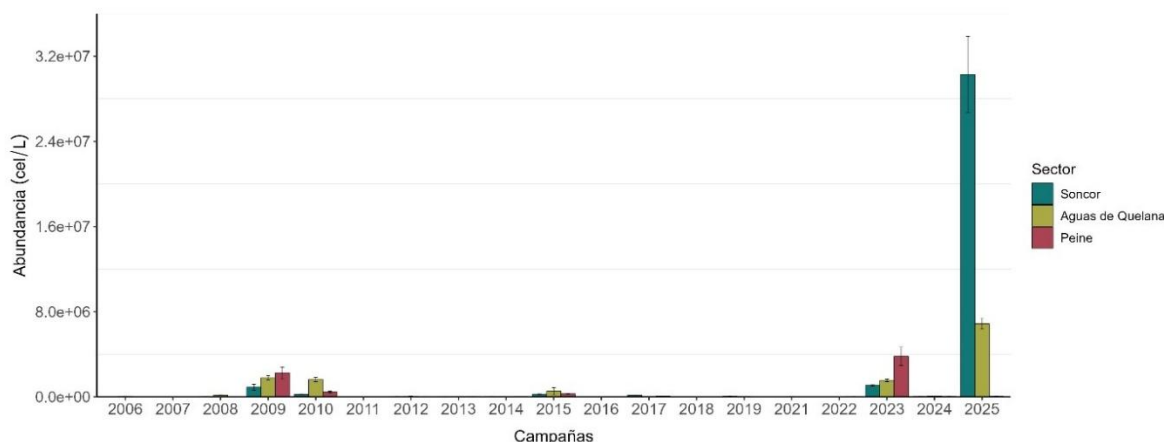
En Soncor, la abundancia promedio presentó el rango de variación más amplio, con valores entre 296 cel/L y 30.285.043 cel/L. El mínimo se registró en 2018 (296 ± 32 cel/L), mientras que el máximo de toda la serie se observó en 2025, con $30.285.043 \pm 3.586.185$ cel/L. Durante los primeros años (2006-2008), las abundancias se mantuvieron bajo 3×10^4 cel/L, seguidas por un incremento en 2009-2010. Posteriormente, se observó una disminución en 2011 y valores variables durante la década siguiente, con un aumento progresivo hacia los años 2023-2025, alcanzando en este último año el valor más alto registrado para el sistema (Figura 6-65).

En el sistema Aguas de Quelana, la abundancia promedio fluctuó entre 450 cel/L y 6.875.972 cel/L. El valor mínimo se registró en 2016 (450 ± 177 cel/L), mientras que los valores máximos se observaron en 2025, con $6.875.972 \pm 515.604$ cel/L, y previamente en 2009-2010, con abundancias superiores a $1,6 \times 10^6$ cel/L. Durante los primeros años del período (2006-2008), las abundancias se mantuvieron generalmente bajo 2×10^5 cel/L, seguidas por un aumento en 2009-2010, y una disminución en 2011. En los años más recientes, se observa nuevamente un incremento, culminando en el máximo registrado en la serie durante 2025 (Figura 6-65).

En Peine, la abundancia promedio varió entre 654 cel/L y 3.811.667 cel/L. El valor mínimo se registró en 2011 (654 ± 112 cel/L), mientras que el máximo histórico ocurrió en 2023, con $3.811.667 \pm 862.110$ cel/L. Durante el período 2006-2008, las abundancias fueron relativamente bajas, generalmente inferiores a 2×10^4 cel/L, seguidas por un aumento en 2009 y un descenso posterior entre 2011 y 2012. A partir de

2013, la abundancia mostró fluctuaciones interanuales, con incrementos marcados en 2015 y especialmente en 2023, seguido por valores inferiores en 2024-2025 (Figura 6-65).

Figura 6-65. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.1.3 Diversidad histórica

La diversidad de Shannon del ensamble de fitoplancton registró variabilidad interanual en los tres sistemas evaluados durante el período histórico analizado (2006-2025), con valores promedio que reflejan fluctuaciones 0,2 y 2,4 (Figura 6-66).

En Soncor, la diversidad de Shannon fluctuó entre 0,50 y 2,41. El valor mínimo se registró en 2012 ($0,50 \pm 0,06$), mientras que el máximo histórico ocurrió en 2011, con un promedio de $2,41 \pm 0,03$. Durante los primeros años del período (2006-2008), la diversidad se mantuvo en torno a valores cercanos a 1,3-1,4, seguida por una disminución en 2009. Al igual que en los otros sistemas, se observó un incremento en 2011, una caída en 2012, y posteriormente valores entre 0,9 y 1,5 entre 2013 y 2024. En 2025, la diversidad aumentó nuevamente, alcanzando $1,60 \pm 0,04$ (Figura 6-66).

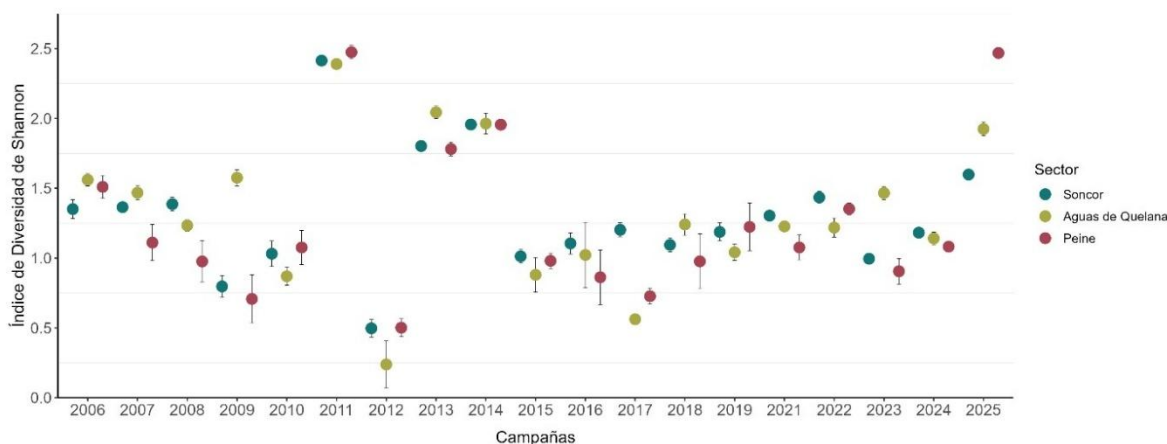
En Aguas de Quelana, los valores promedio de diversidad de Shannon oscilaron entre 0,24 y 2,39. El valor mínimo se registró en 2012 ($0,24 \pm 0,17$), mientras que el máximo histórico se observó en 2011, con un promedio de $2,39 \pm 0,03$. Durante los primeros años del período (2006-2009), la diversidad se mantuvo en rangos cercanos a 1,2-1,6, seguido por una disminución en 2010 y un aumento marcado en 2011. Posteriormente, se observó una caída en 2012, seguida de un aumento en 2013-2014, una nueva disminución en 2015-2017, y valores intermedios a moderados entre 2018 y 2024. En la campaña 2025, la diversidad aumentó nuevamente, alcanzando un valor promedio de $1,92 \pm 0,05$ (Figura 6-66).

En Peine, la diversidad de Shannon presentó valores entre 0,50 y 2,47. El valor mínimo se registró en 2012 ($0,50 \pm 0,06$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2011, con $2,47 \pm 0,05$, seguido por un valor similar en 2025 ($2,47 \pm 0,02$). Durante los años 2006-2008, la diversidad mostró valores entre 1,0 y 1,5, con una disminución en 2009, seguida de un incremento progresivo hasta alcanzar el máximo en 2011. Al igual que en otros sistemas, en 2012 se registró una disminución marcada ($< 0,5$), seguida por valores

intermedios dentro del rango (0,7 – 1,5) en 2013-2023. En los años más recientes, la diversidad mostró un incremento observado en 2025 (Figura 6-66).

Los tres sistemas presentaron patrones temporales similares, con valores máximos de diversidad concentrados principalmente en 2011 y mínimos coincidentes en 2012. Asimismo, Peine y Aguas de Quelana mostraron los valores máximos más altos hacia el final de la serie histórica.

Figura 6-66. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

La dominancia de Simpson del ensamble de fitoplancton reflejó variabilidad interanual en los tres sistemas evaluados durante el período histórico 2006-2025, con valores que oscilaron entre 0,1 y 0,9 (Figura 6-67).

En Soncor, la dominancia de Simpson osciló entre 0,29 y 0,89. El valor mínimo se registró en 2012 ($0,29 \pm 0,03$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2011, con un promedio de $0,89 \pm 0,00$. Durante el período 2006-2008, la dominancia se mantuvo relativamente estable en valores entre 0,63-0,65, seguida por una disminución en 2009-2010. Al igual que en los otros sistemas, en 2011 se registró un incremento, seguido por una caída en 2012. Posteriormente, la dominancia presentó valores intermedios relativamente estables entre 2013 y 2024 (0,5-0,6), con un aumento moderado en la campaña 2025, alcanzando $0,67 \pm 0,02$ (Figura 6-67).

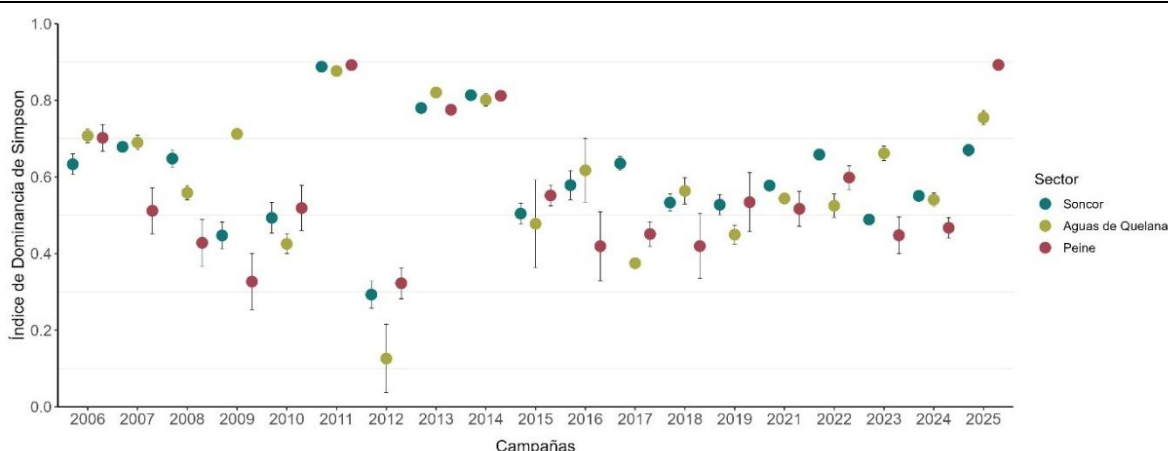
En Aguas de Quelana, los valores promedio de dominancia oscilaron entre 0,13 y 0,88. El valor mínimo se registró en el año 2012 ($0,13 \pm 0,09$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2011, con un promedio de $0,88 \pm 0,00$. Durante los primeros años del período (2006-2009), la dominancia se mantuvo en valores cercanos a 0,69-0,71, seguida de una disminución en 2010. Posteriormente, se observó un incremento en 2011, una caída en 2012 (0,1), y valores cercanos a 0,8 en 2013-2014. Entre 2015 y 2024, se estimaron valores de dominancia entre 0,4 y 0,7, con oscilaciones moderadas. En la campaña 2025, la dominancia aumentó nuevamente, alcanzando un valor de $0,75 \pm 0,02$ (Figura 6-67).

En Peine, la dominancia de Simpson varió entre 0,32 y 0,89 a lo largo del período analizado. El valor mínimo se registró en 2009 ($0,33 \pm 0,07$), mientras que el máximo histórico se observó en 2011 ($0,89 \pm 0,00$), valor que se repite en la campaña 2025 ($0,89 \pm 0,00$). Durante los años 2006-2008, la dominancia presentó una tendencia decreciente, alcanzando valores bajos en 2009. Posteriormente, se observó un aumento en 2010-

2011, seguido de una disminución marcada en 2012 (0,3). En los años posteriores, la dominancia fluctuó en valores cercanos a 0,4-0,5, destacando nuevamente un incremento hacia 2025 (Figura 6-67).

Los tres sistemas presentaron patrones temporales similares, con máximos coincidentes de dominancia en 2011 y mínimos concentrados en 2012. En la campaña 2025, Peine presentó el valor de dominancia más alto.

Figura 6-67. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

La equitatividad de Pielou del ensamble de fitoplancton registró variabilidad interanual en los tres sistemas evaluados durante el período 2006-2025, fluctuando entre 0,2 y 1 (Figura 6-68).

En Soncor, la equitatividad osciló entre 0,49 y 0,90. El valor mínimo se registró en 2012 ($0,49 \pm 0,05$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2011, con un promedio de $0,90 \pm 0,00$. Durante el período 2006-2008, la equitatividad presentó valores entre 0,67-0,71, seguidos por una leve disminución en 2009-2010. Al igual que en los otros sistemas, en 2011 se registró un aumento marcado, seguido por una caída en 2012. Posteriormente, la equitatividad se mantuvo en un rango de 0,4-0,8 entre 2013 y 2024. En la campaña 2025, el valor promedio fue de $0,67 \pm 0,02$ (Figura 6-68).

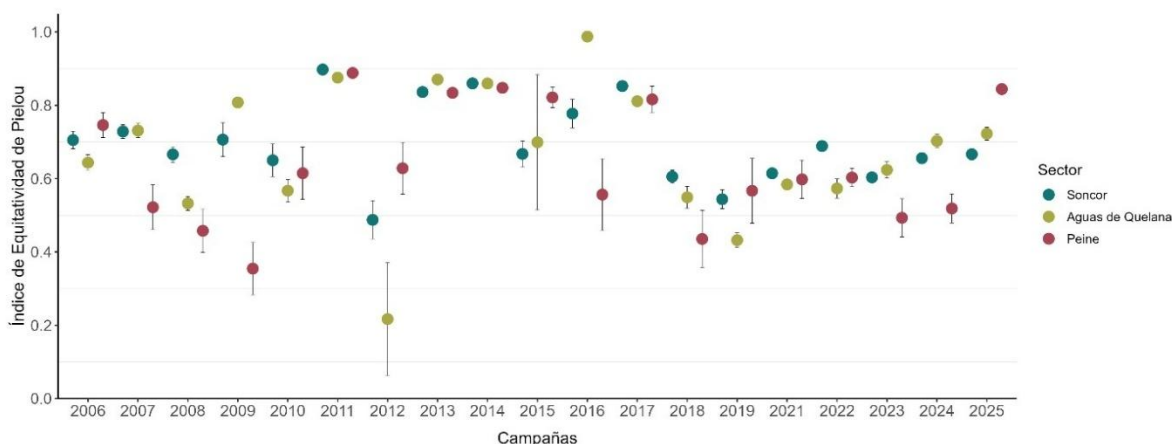
En Aguas de Quelana, los valores promedio de equitatividad oscilaron entre 0,22 y 0,99. El valor mínimo se registró en el año 2012 ($0,22 \pm 0,15$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2016, con un promedio de $0,99 \pm 0,01$. Durante los primeros años del período (2006-2009), la equitatividad presentó valores entre 0,64 y 0,81, seguida de una disminución en 2010. En 2011 se observó un aumento, mientras que en 2012 se registró una caída. Posteriormente, los valores aumentaron nuevamente en 2013-2014 a valores cercanos a 0,8, fluctuaron en rangos de 0,4-0,8 entre 2015 y 2019, y se mantuvieron relativamente estables en los años más recientes (2021-2024). En la campaña 2025, la equitatividad alcanzó un valor de $0,72 \pm 0,02$ (Figura 6-68).

En Peine, la equitatividad de Pielou varió entre 0,35 y 0,89 a lo largo del período analizado. El valor mínimo se registró en 2009 ($0,35 \pm 0,07$), mientras que el valor máximo histórico se observó en 2011 ($0,89 \pm 0,01$), valor que se aproxima nuevamente en la campaña 2025 ($0,84 \pm 0,01$). Durante los años 2006-2008, la equitatividad mostró una tendencia decreciente, alcanzando valores bajos en 2009. Posteriormente, se

observó un incremento en 2010-2011, seguido de una disminución en 2012. Entre 2013 y 2017, los valores se mantuvieron cercanos a 0,8, mientras que en los años posteriores se observaron fluctuaciones entre 0,4 y 0,6, con un nuevo aumento hacia 2025 (Figura 6-68).

Los tres sistemas presentaron patrones temporales similares, con máximos de equitatividad concentrados en 2011 y mínimos registrados en 2012. En la campaña 2025, Peine presentó el valor más alto de equitatividad.

Figura 6-68. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitoplancton por sector



Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.2 Fitobentos

6.3.2.2.1 Composición taxonómica histórica (Clase)

En términos generales, el ensamble de fitobentos a lo largo del período de monitoreo histórico (2006–2025) se ha caracterizado por una marcada dominancia de la clase Bacillariophyceae, la cual ha representado consistentemente el mayor porcentaje de abundancia en todos los sectores evaluados, con variaciones interanuales puntuales asociadas a la incorporación de otras clases, principalmente Cyanophyceae, y en menor medida Mediophyceae, Chlorophyceae, entre otras (Figura 6-69).

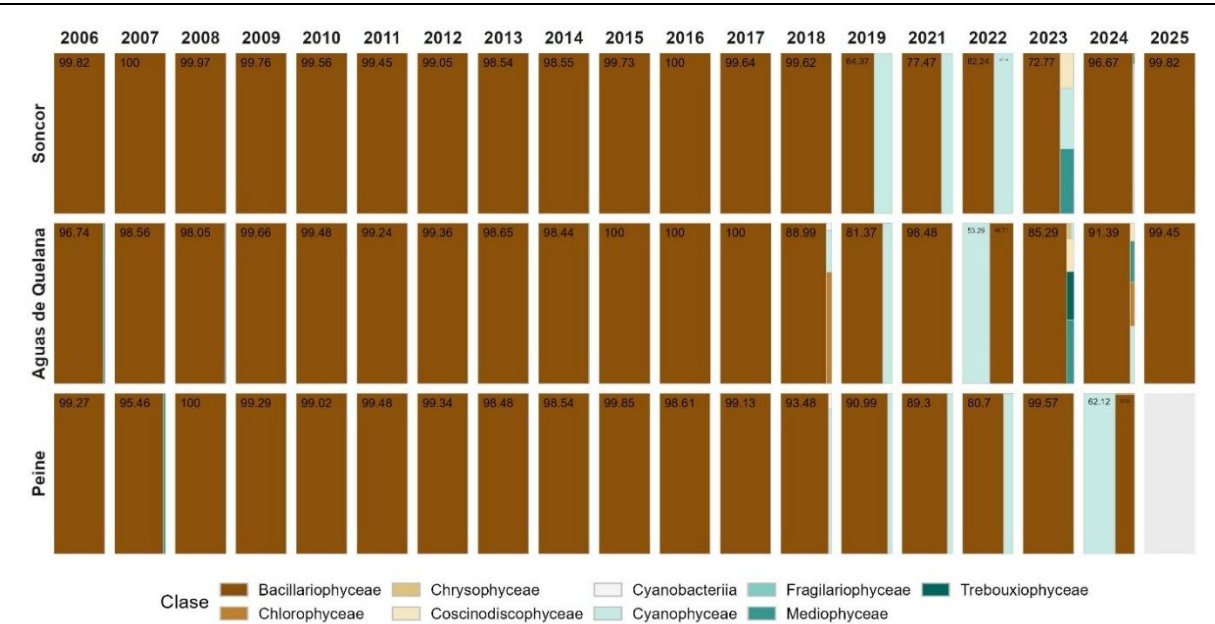
Históricamente, el sector Soncor ha estado dominado de manera casi exclusiva por Bacillariophyceae, con porcentajes superiores al 98% durante la mayor parte del período 2006–2017. A partir de 2018, se identifican individuos de Cyanophyceae, alcanzando valores de 35,6% en 2019 y manteniéndose presentes en los años posteriores, en proporciones variables. En años recientes (2023–2024) se registró además la presencia de Mediophyceae, Coscinodiscophyceae y Chlorophyceae, aunque con contribuciones menores (Figura 6-69).

El sector Aguas de Quelana presentó una dominancia sostenida de Bacillariophyceae durante gran parte del período histórico, con porcentajes generalmente superiores al 95% entre 2006 y 2017. A partir de 2018 y, de manera más marcada en 2019 y 2022, se evidenció un aumento en la contribución de Cyanophyceae, llegando a representar hasta un 53% en 2022. En 2023 y 2024 se registró una mayor diversidad de clases, incluyendo Mediophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Trebouxiophyceae y Chrysophyceae, aunque con abundancias menores (Figura 6-69).

En Peine, la composición histórica del fitobentos ha estado dominada por Bacillariophyceae en prácticamente todo el período de monitoreo, con porcentajes usualmente superiores al 90%. Se ha identificado una mayor abundancia de individuos Cyanophyceae, particularmente desde 2018 en adelante, alcanzando valores cercanos o superiores al 10% en varios años y destacando especialmente en 2024, donde Cyanophyceae superó el 60% de la abundancia. Otras clases, como Mediophyceae, Chlorophyceae y Trebouxiophyceae, han sido registradas de manera ocasional y con contribuciones menores (Figura 6-69).

De manera comparativa, los tres sectores comparten una estructura histórica del fitobentos dominada por Bacillariophyceae. No obstante, Aguas de Quelana y Soncor presentan una mayor variabilidad interanual, evidenciada por incrementos episódicos de Cyanophyceae y una mayor diversidad de clases en ciertos años (Figura 6-69).

Figura 6-69. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de fitobentos por sector



* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

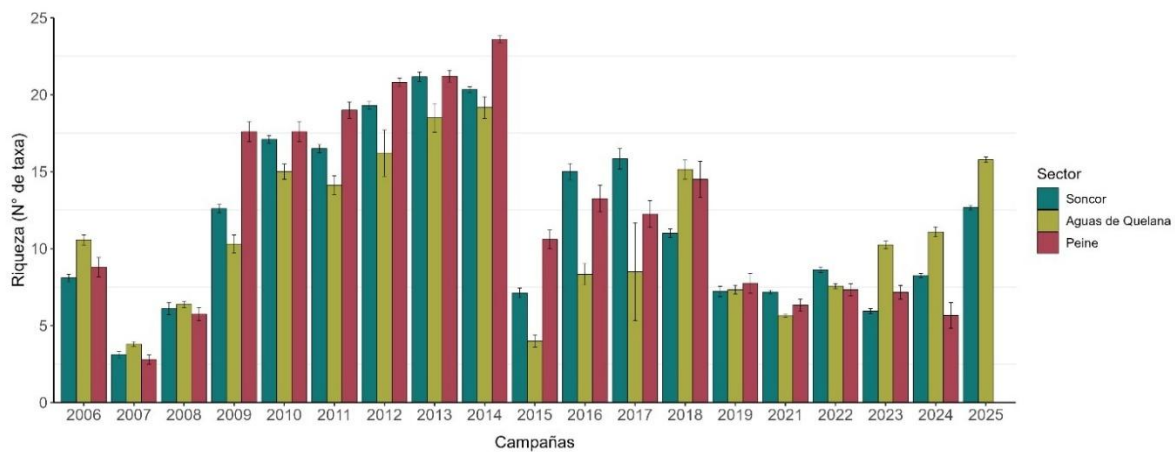
6.3.2.2.2 Riqueza y abundancia histórica

En términos generales, la riqueza del ensamble de fitobentos mostró una variabilidad interanual, con diferencias entre sectores (Figura 6-70). En Soncor, la riqueza promedio histórica presenta valores entre 3 y 21 taxa, destacando máximos durante los años 2012-2014, donde se registraron valores superiores a 19 taxa. En los últimos años del período analizado, la riqueza registró una disminución, alcanzando en 2025 un promedio de 12,67 ± 0,15 taxa. En Aguas de Quelana, la riqueza registrada presenta valores bajos en algunos años iniciales (≤4 taxa) y aumentos progresivos hacia períodos intermedios, alcanzando máximos cercanos a 19 taxa entre 2013 y 2014. En 2025, este sector registró una riqueza promedio cercana a 16 taxa, situándose entre los valores más altos del período histórico reciente. Por su parte, el sector Peine presentó los

valores más altos de riqueza, con registros que alcanzaron hasta 23,6 taxa en 2014. Se observa una disminución posterior, registrando valores entre 5,7 y 7,8 taxa en años recientes.

En comparación entre sectores, Peine ha presentado históricamente la mayor riqueza del ensamble de fitobentos, seguido por Aguas de Quelana, mientras que Soncor exhibe valores más variables y, en los años recientes, ligeramente inferiores.

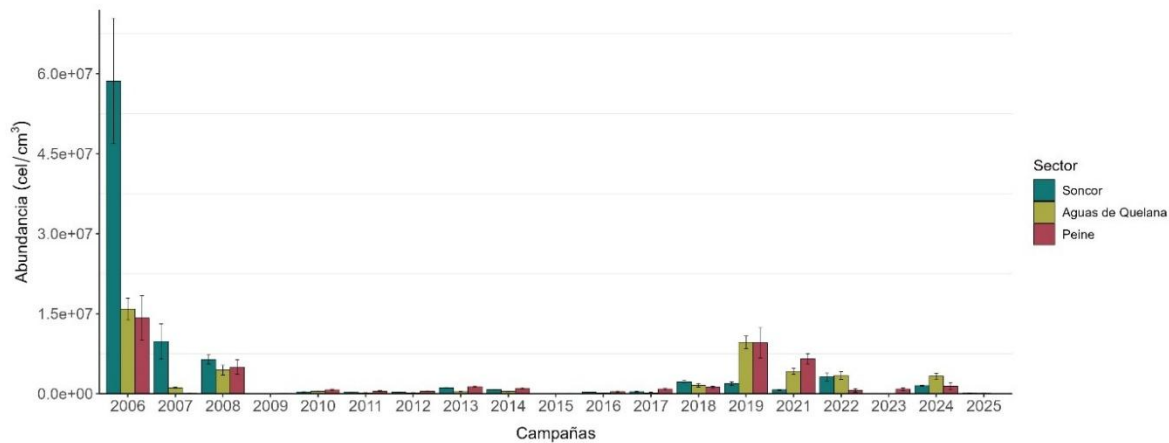
Figura 6-70. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector



* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

La abundancia del fitobentos evidenció variabilidad temporal, con valores altos durante los primeros años del monitoreo y una tendencia a menores abundancias en períodos recientes (Figura 6-71). En Soncor, se registraron las mayores abundancias históricas, alcanzando valores superiores a $5,8 \times 10^7$ cel/cm³ en 2006. Posteriormente, la abundancia disminuyó de forma progresiva, con fluctuaciones interanuales, registrando en 2025 un promedio de 121.458 ± 10.733 cel/cm³, lo que representa uno de los valores más bajos del período analizado. En Aguas de Quelana, la abundancia también presentó valores elevados en años iniciales, superando $1,5 \times 10^7$ cel/cm³ en 2006. La abundancia muestra valores generalmente inferiores a los observados en Soncor. El sector Peine mostró un patrón comparable, con abundancias altas durante los primeros años del monitoreo y descensos progresivos. Al comparar entre sectores, Soncor presenta valores promedio de abundancia mayores que Aguas de Quelana y Peine durante gran parte del período analizado.

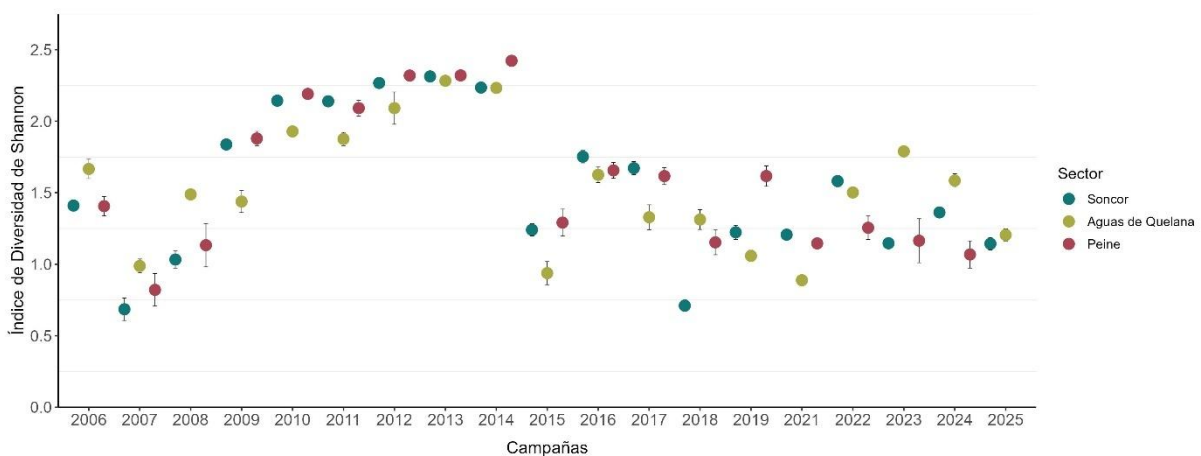
Figura 6-71. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector

* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.2.3 Diversidad histórica

El índice de diversidad de Shannon del fitobentos presenta fluctuaciones interanuales en los tres sectores evaluados (Figura 6-72). En Soncor, los valores promedio de diversidad varían entre 0,69 (2007) y 2,31 (2013), con los valores más altos estimados entre 2012 y 2014. En Aguas de Quelana, la diversidad muestra un rango similar, la diversidad oscila entre 0,89 (2021) y 2,28 (2013), mostrando una amplitud de variación similar a la observada en Soncor. En Peine, el índice de Shannon presenta un rango entre 0,82, registrado en 2007, y 2,42, registrado en 2014. En la comparación entre sectores, Peine y Soncor presentan, en general, valores de diversidad similares entre sí y ligeramente mayores que los observados en Aguas de Quelana durante varios años, aunque con solapamientos frecuentes entre sectores.

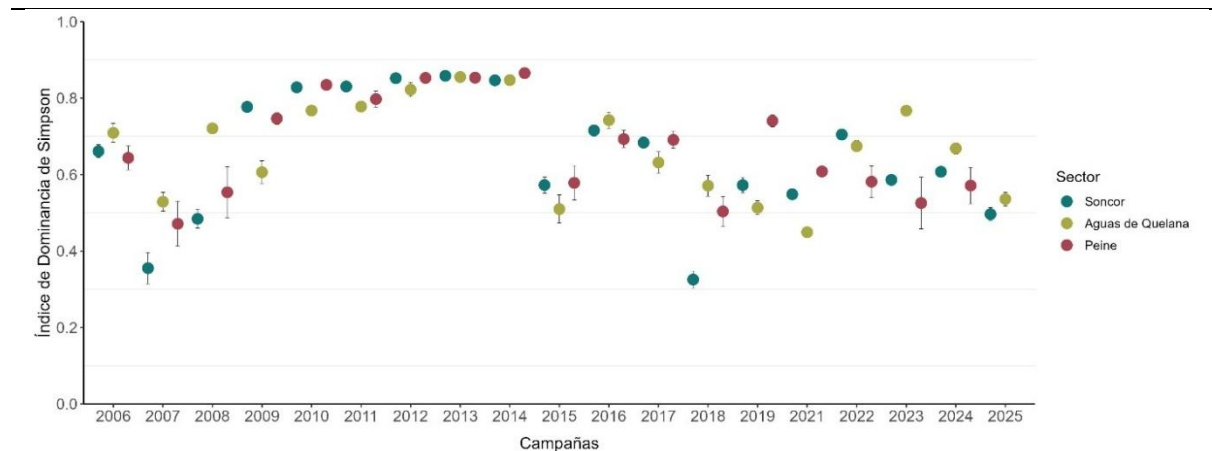
Figura 6-72. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector

* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

El índice de dominancia de Simpson muestra un patrón similar para los tres sectores, evidenciando una variabilidad interanual (Figura 6-73). En Soncor, los valores de dominancia fluctúan entre 0,33 (2018) y 0,86 (2013). En Aguas de Quelana, la dominancia presenta un rango entre 0,45 y 0,86, mientras que en Peine los valores oscilan entre 0,47 y 0,87. Comparativamente, los tres sectores presentan rangos de dominancia muy similares, con un alto grado de solapamiento tanto en los valores mínimos como máximos.

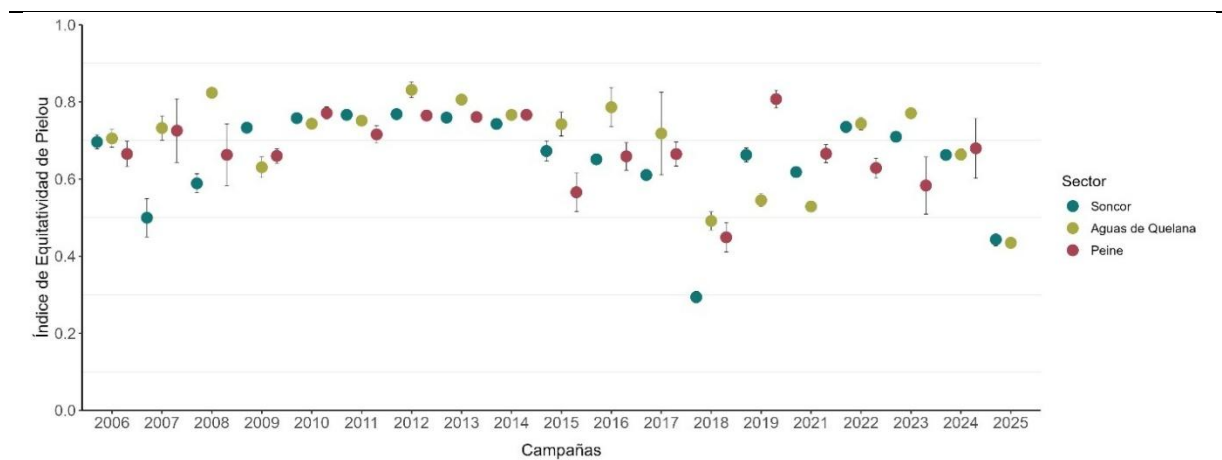
Figura 6-73. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector



* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

De manera general, la equitatividad del ensamble de fitobentos muestra variaciones entre campañas en los tres sectores evaluados, con valores que fluctúan dentro de un rango similar entre sectores (Figura 6-74). En Soncor, los valores de equitatividad varían aproximadamente entre 0,29 y 0,77, registrado en 2018 y 2011 respectivamente. En Aguas de Quelana, la equitatividad oscila entre aproximadamente 0,43 y 0,83. En Peine, los valores de equitatividad se sitúan entre aproximadamente 0,45 y 0,81, mostrando una dispersión similar a la observada en los otros sectores. En la comparación entre sectores, Aguas de Quelana y Peine presentan, en general, valores de equitatividad similares y levemente mayores que Soncor en varios años.

Figura 6-74. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de fitobentos por sector

* En 2025, las muestras de fitobentos de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.3 Zooplancton

6.3.2.3.1 Composición taxonómica histórica (Clase)

En términos generales, el ensamble de zooplancton histórico (2006 – 2025) muestra una composición variable entre años y sectores, caracterizada por cambios en la(s) clase(s) dominante(s) y por la presencia recurrente de Copepoda, Ostracoda, Branchiopoda, Insecta y Malacostraca, con incorporaciones puntuales de otras clases (p. ej., Gastropoda, Arachnida, Chromadorea y Hexanauplia) en años específicos (Figura 6-75).

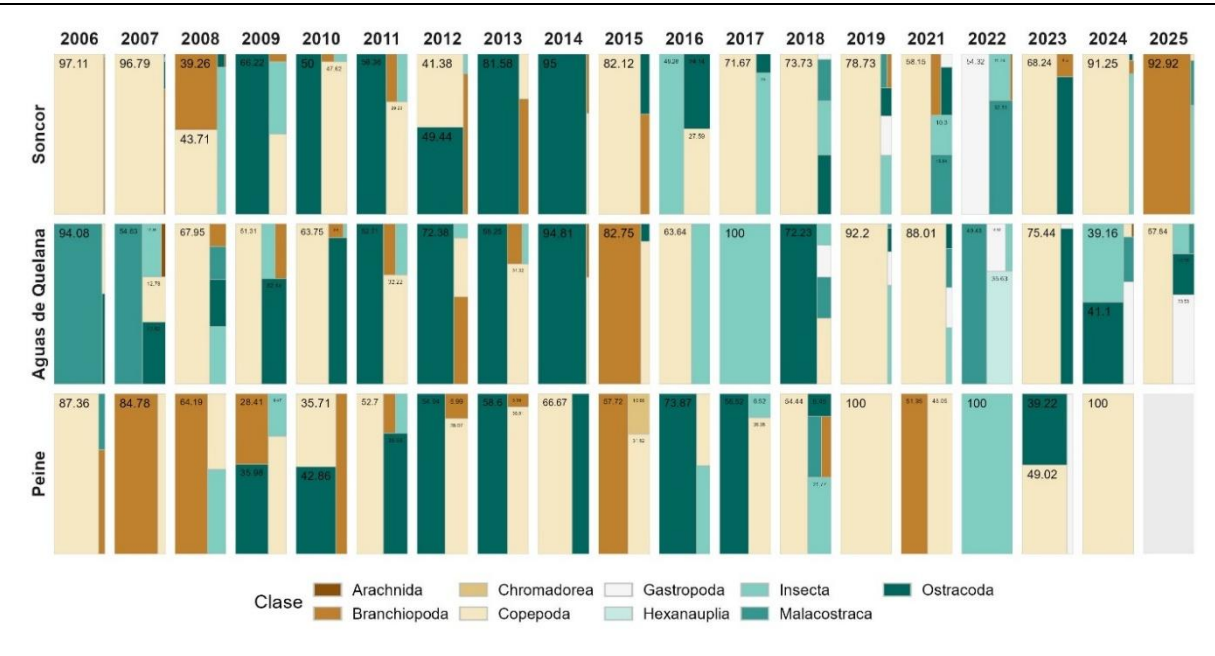
En Soncor, el ensamble estuvo dominado por Copepoda en varios años del período histórico, particularmente entre 2006-2007 ($\approx 97\%$) y con valores elevados nuevamente en 2015, 2017 a 2021 y, 2023 y 2024. Se observan cambios en la dominancia en otros años: Ostracoda fue predominante en 2009-2014 (superando el 50% en 2009-2013 y alcanzando 95% en 2014), mientras que en 2016 se registró una composición compartida entre Insecta, Copepoda y Ostracoda. La composición en 2022 destacó por una mayor contribución de Gastropoda y Malacostraca; y en 2025 se registró una dominancia marcada de Branchiopoda ($>90\%$) (Figura 6-75).

En Aguas de Quelana se registró una variabilidad interanual de taxa mayor que Soncor. En 2006 y 2007 el ensamble estuvo dominado por Malacostraca, mientras que entre 2008-2010 predominó Copepoda ($>50\%$). Entre 2011 y 2014 se observaron dominancias de Ostracoda y Copepoda, con un dominio de Ostracoda. En 2015 predominó Branchiopoda ($>80\%$), en 2016 se registró presencia relevante de Insecta junto con Copepoda, y en 2017 el registro correspondió exclusivamente a Insecta (100%). Desde 2018 en adelante se observa una mayor diversidad de clases presentes (incluyendo Gastropoda y Malacostraca con aportes variables), con dominancia de Copepoda en 2019 y 2021, aparición de Hexanauplia y Malacostraca en 2022, y un ensamble repartido entre Ostracoda e Insecta en 2024 (Figura 6-75).

En Peine, la composición histórica alternó principalmente entre Branchiopoda, Copepoda y Ostracoda. En 2006 dominó Copepoda (87%), mientras que en 2007-2008 la dominancia correspondió a Branchiopoda (85% en 2007 y 64% en 2008). Entre 2009 y 2013 se observó una estructura con predominio de Ostracoda (36-59%) acompañada por Copepoda y aportes menores de Branchiopoda e Insecta. En 2014 predominó Copepoda (67%), en 2015 la clase Branchiopoda volvió a ser mayoritaria (58%) y se registró la presencia puntual de Chromadorea. En 2016-2017 se observó un dominio de Ostracoda (74% en 2016 y 57% en 2017), mientras que en 2018 la estructura fue más repartida entre Copepoda, Insecta y otras clases. En años recientes, 2019 y 2024 muestran dominancia total de Copepoda (100%), 2021 presenta una distribución cercana al 50/50 entre Copepoda y Branchiopoda, 2022 corresponde solo a Insecta (100%), y en 2023 se observó una composición mixta con participación importante de Copepoda y Ostracoda, además de Gastro-poda (Figura 6-75).

Comparativamente, los tres sectores comparten la presencia recurrente de Copepoda, Ostracoda y Branchio-poda como clases principales del zooplancton. Soncor exhibe alternancias entre periodos dominados por Copepoda y Ostracoda, y un cambio marcado hacia Branchiopoda en 2025. Aguas de Quelana destaca por su mayor variabilidad histórica, incluyendo años con dominancia de Malacostraca, Branchiopoda o registros exclusivos de Insecta, y una mayor diversidad de clases en años recientes. Peine muestra alternancias entre Branchiopoda, Ostracoda y Copepoda, con casos de dominancia total por una sola clase en años puntuales (Figura 6-75).

Figura 6-75. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de zooplancton por sector



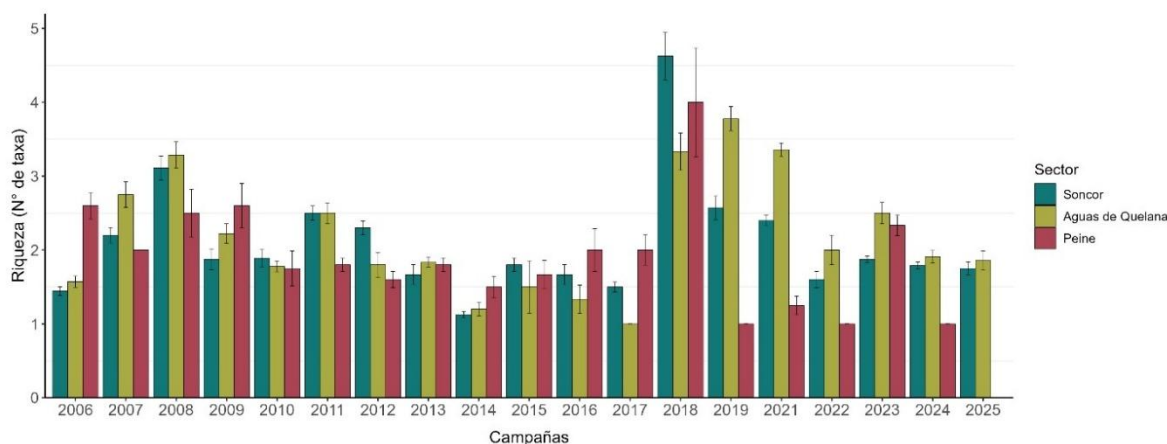
* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.3.2 Riqueza y abundancia histórica

La riqueza promedio del zooplancton muestra fluctuaciones interanuales en los tres sectores a lo largo del periodo monitoreado (Figura 6-76). En Soncor, la riqueza varía entre 1,1 taxa (2014) y 4,6 taxa (2018). Los valores más altos se registran entre 2008 y 2019, mientras que en los años posteriores se observan valores más bajos. En Aguas de Quelana, la riqueza oscila entre 1,0 taxa (2017) y 3,8 taxa (2019). Se observan valores relativamente mayores entre 2008 y 2013, seguidos por una disminución entre 2014 y 2017, y un aumento posterior. En Peine, la riqueza varía entre 1,0 taxa (registrado en 2019, 2022 y 2024) y 4,0 taxa (2018). Los valores más altos se concentran en 2018. Soncor y Aguas de Quelana presentan rangos de riqueza similares. Peine muestra valores menores, con incrementos puntuales concentrados en años específicos.

Figura 6-76. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector

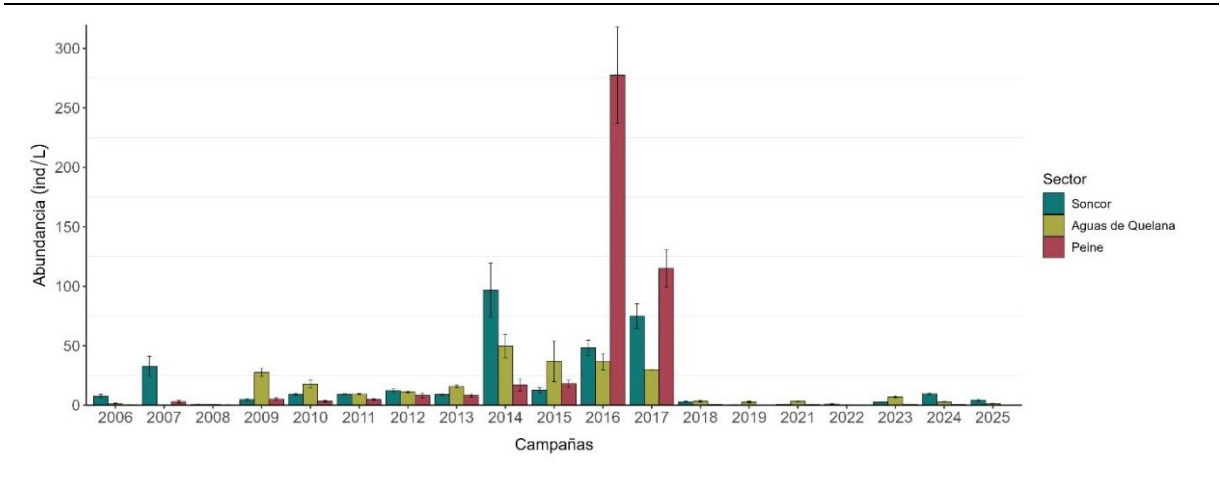


* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

Se registran diferencias entre campañas respecto a la abundancia del ensamble de zooplancton, registrándose picos de abundancia en algunos sectores (Figura 6-77). En Soncor, la abundancia promedio varía entre 0,38 ind/L (2019) y 96,8 ind/L (2014). Se observan valores mayores principalmente entre 2007 y 2016, con máximos en 2007, 2014 y 2016. Posteriormente, entre 2018 y 2022, los valores disminuyen, registrándose mínimos relativos, seguidos por fluctuaciones interanuales hacia los años más recientes. En Aguas de Quelana, la abundancia oscila entre 0,28 ind/L (2007) y 49,7 ind/L (2014). Los valores más altos se concentran entre 2009 y 2017, mientras que entre 2018 y 2024 se observa una disminución en la abundancia. En Peine, la abundancia presenta el rango más amplio, con valores mínimos de 0,05 ind/L (2019) y un máximo de 277,5 ind/L (2016). Se identifica un período de valores mayores entre 2014 y 2017, seguido por una disminución marcada desde 2018 en adelante. Peine presenta la mayor amplitud de variación en abundancia, con máximos superiores al resto de los sectores.

Figura 6-77. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector

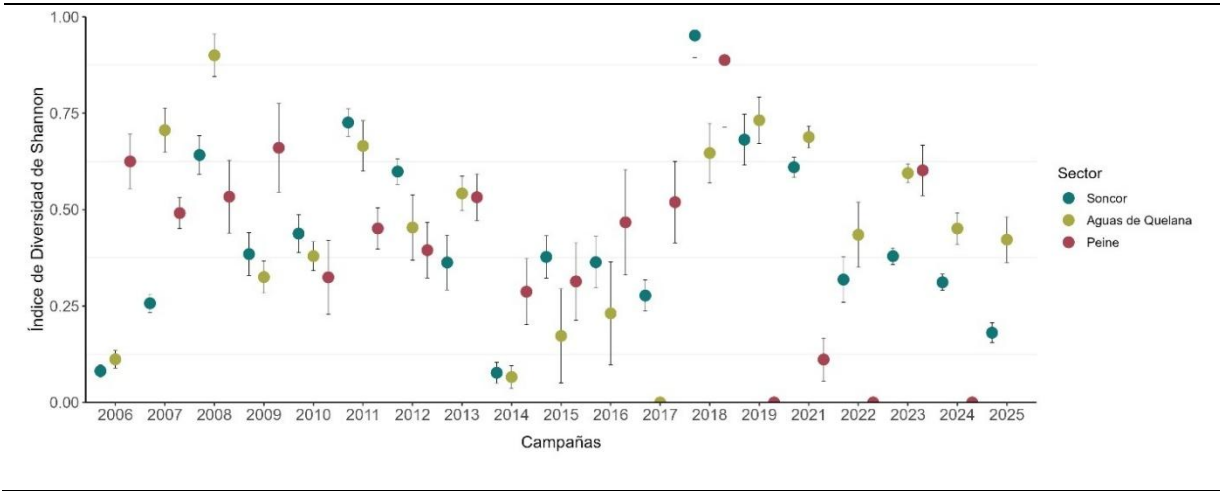


* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.
Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.3.3 Diversidad histórica

La diversidad de Shannon del zooplancton presenta variaciones interanuales, con diferencias en los períodos de mayor y menor diversidad entre sectores (Figura 6-78). En Soncor, el índice de diversidad varía entre 0,08 (2006) y 0,95 (2018). Los valores más altos se registran entre 2011 y 2019, con un máximo en 2018, seguidos por una disminución en los años posteriores. En Aguas de Quelana, la diversidad oscila entre 0,07 (2014) y 0,90 (2008). Los valores mayores se concentran entre 2008 y 2013, mientras que a partir de 2014 se observan valores menores y una mayor variabilidad interanual. En Peine, la diversidad de Shannon varía entre 0,00 (registrado en 2019, 2022 y 2024) y 0,89 (2018). El máximo se concentra en 2018, seguido por valores menores o nulos en años posteriores.

Figura 6-78. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector

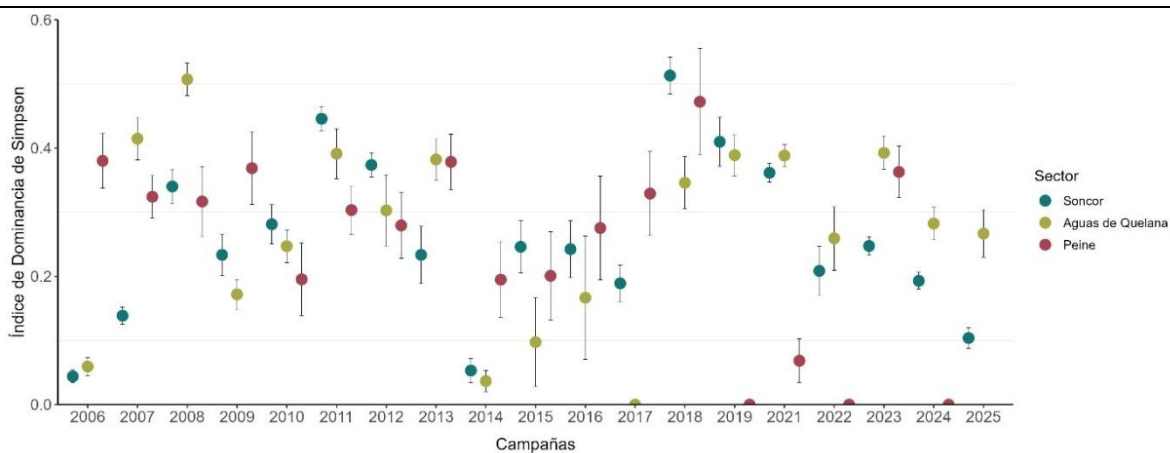


* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

El índice de dominancia de Simpson presenta un patrón similar al de la diversidad de Shannon, registrándose variaciones interanuales para los tres sectores monitoreados (Figura 6-79). En Soncor, la dominancia promedio varía entre 0,04 (2006) y 0,51 (2018), con valores mayores entre 2018 y 2019 y valores menores en los primeros años del monitoreo. En Aguas de Quelana, la dominancia oscila entre 0,00 (2017) y 0,51 (2008), con valores relativamente mayores entre 2008 y 2012, seguidos por una disminución posterior. En Peine, el índice de Simpson varía entre 0,00 (2019, 2022 y 2024) y 0,47 (2018). Soncor y Aguas de Quelana presentan rangos de dominancia similares, aunque con máximos en años distintos.

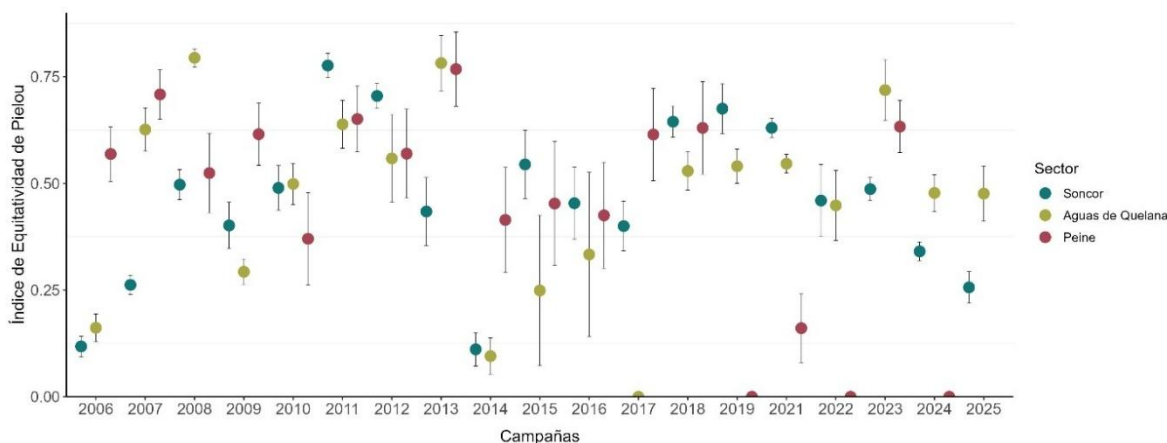
Figura 6-79. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector.



* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

El índice de equitatividad de Pielou muestra variabilidad interanual en los tres sectores (Figura 6-80). En Soncor, la equitatividad varía entre 0,11 (2014) y 0,78 (2011). Los valores más altos se concentran entre 2011 y 2013, mientras que los valores más bajos se registran en 2006 y 2014. En Aguas de Quelana, la equitatividad oscila entre 0,10 (2014) y 0,79 (2008). Los valores mayores se observan entre 2008 y 2013, seguidos por una disminución. En Peine, la equitatividad promedio varía entre 0,00 (2019, 2022 y 2024) y 0,71 (2007). Los valores más altos se concentran en los primeros años del monitoreo.

Figura 6-80. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zooplancton por sector.

* En 2025, las muestras de zooplancton de las estaciones PE-1 y SA-2 no fueron analizadas debido a condiciones inadecuadas de las muestras (organismos muertos), atribuibles a una probable alteración de la cadena de custodia.

Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.4 Zoobentos

6.3.2.4.1 Composición taxonómica histórica (Clase)

En términos generales, el ensamble histórico de zoobentos (2006-2025) presenta diferencias en la dominancia de clases a lo largo de los años, con cambios frecuentes en la(s) clase(s) predominante(s) y una composición recurrente que incluye principalmente las clases Gastropoda, Copepoda, Ostracoda, Insecta y Malacostraca, además de registros puntuales de Clitellata, Arachnida, Nematoda, Branchiopoda y Chromadorea (Figura 6-81).

En Soncor se observa una composición histórica con alternancias en la dominancia a lo largo del monitoreo. En 2006 predominan Gastropoda y Copepoda, con aportes relevantes de Clitellata y Malacostraca. En 2007-2008 domina Ostracoda, acompañada por Copepoda y, en 2008, por un aporte de Branchiopoda. En 2009 el ensamble se distribuye principalmente entre Copepoda, Ostracoda y Gastropoda. En 2010 se registra una dominancia marcada de Ostracoda (>90%). En 2011 el ensamble continúa dominado por Ostracoda, con contribuciones secundarias de Insecta, Malacostraca y Copepoda. En 2012-2014 se observa un cambio hacia una predominancia de Insecta, aunque 2014 también se registra una proporción relevante de Gastropoda. En 2015 el ensamble vuelve a estar dominado por Copepoda, con aportes secundarios de Gastropoda y otras clases. En 2016 y 2017 la composición se distribuye entre Copepoda, Gastropoda, Ostracoda e Insecta, sin una dominancia extremadamente marcada por alguna de ellas. En 2018 destaca el predominio de Arachnida. En 2019 el ensamble se reparte principalmente entre Gastropoda, Malacostraca e Insecta. En 2021 la clase dominante corresponde a Gastropoda, con contribuciones de Insecta. En 2022-2023 se observa una dominancia de Gastropoda. En 2024-2025 se registra nuevamente predominio de Copepoda, con aportes importantes de Insecta y Ostracoda (Figura 6-81).

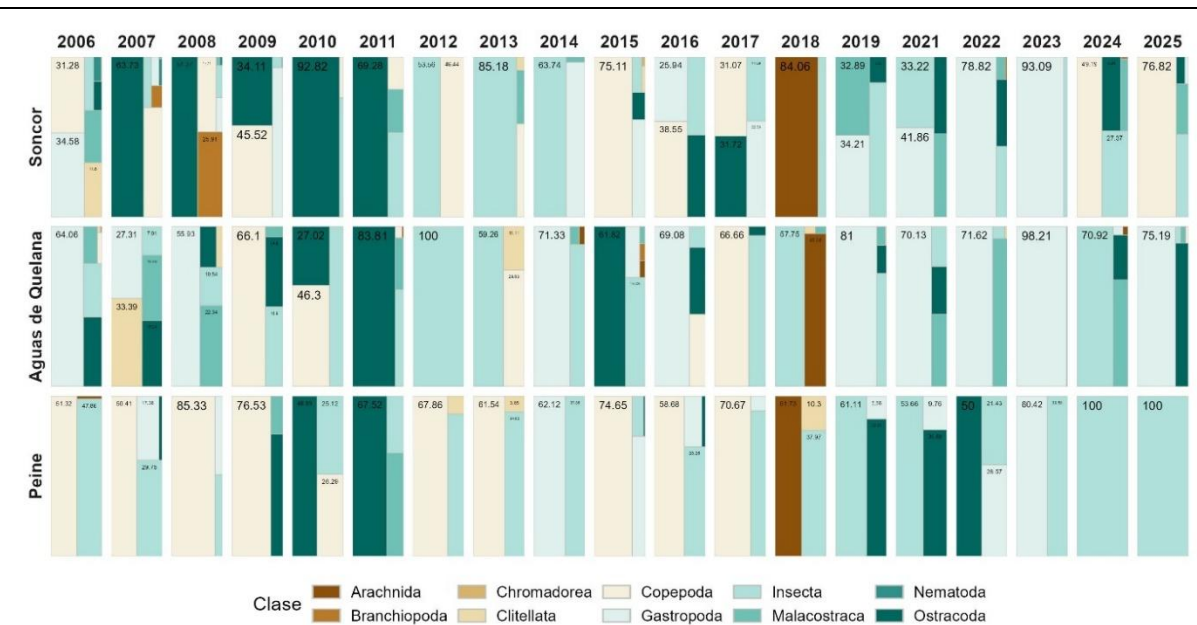
Aguas de Quelana presenta un patrón histórico con cambios en dominancia y con alta recurrencia de Gastropoda en varios años. En 2006 el ensamble está dominado por Gastropoda, seguido por Ostracoda e Insecta.

En 2007 se observa un aumento importante de Clitellata (clase dominante), junto con Gastropoda, Ostracoda y Malacostraca. En 2008 retorna la dominancia de Gastropoda, con aportes de Malacostraca e Insecta. En 2009 se registra un cambio marcado hacia Copepoda como clase dominante, acompañado por Insecta y Ostracoda. En 2010 la composición se distribuye entre Copepoda, Ostracoda e Insecta con proporciones relativamente similares. En 2011 se observa una fuerte dominancia de Ostracoda (>80%). En 2012 el registro corresponde exclusivamente a Insecta (100%). En 2013 se mantiene dominancia de Insecta, con participación de Copepoda y Clitellata. En 2014 predomina nuevamente Gastropoda (>70%), seguida por Insecta. En 2015 vuelve a dominar Ostracoda, con aportes secundarios de Insecta y Gastropoda. En 2016 y 2019-2023 se observa dominancia clara de Gastropoda, generalmente acompañada por proporciones menores de Malacostraca, Ostracoda o Insecta según el año. En 2017 domina Copepoda, con contribución secundaria de Insecta. En 2018, en contraste, se registra predominio de Insecta junto con Arachnida. En 2021 y 2022 Gastropoda continúa como clase dominante, con una contribución de Malacostraca en ambos años. En 2024, el patrón cambia hacia dominancia de Insecta (71%), seguido por Malacostraca y Ostracoda. En 2025, el ensamble vuelve a estar dominado por Gastropoda (75%), con una contribución secundaria de Ostracoda (Figura 6-81).

En Peine se observa un patrón histórico de dominancia alternante, con recurrencia de las clases Copepoda e Insecta y, en ciertos años, aportes de Gastropoda y Ostracoda. En 2006 el ensamble está compuesto mayoritariamente por Copepoda e Insecta en proporciones similares. En 2007 predomina Copepoda, con aportes de Insecta y Gastropoda. En 2008 se registra una dominancia de Copepoda (>80%). En 2009 domina Copepoda, seguido por Ostracoda y una proporción menor de Malacostraca. En 2010 se observa dominancia de Ostracoda, con contribuciones de Copepoda e Insecta. Entre 2011 y 2013 predomina Copepoda, acompañado por Insecta y aportes menores de Clitellata. En 2014 la dominancia corresponde a Gastropoda, seguida por Insecta. En 2015-2017 Copepoda vuelve a dominar, con aportes secundarios de Gastropoda e Insecta. En 2018 destaca una composición de Arachnida e Insecta, con presencia menor de Clitellata. En 2019 el registro muestra dominancia de Insecta, seguida por Ostracoda y una baja contribución de Gastropoda. En 2021 se mantiene dominancia de Insecta con participación de Ostracoda. En 2022 se observa una distribución entre Ostracoda, Gastropoda e Insecta, sin una dominancia marcada. En 2023 predominan Gastropoda e Insecta. En 2024 el registro corresponde exclusivamente a Insecta (100%), al igual que en 2025 (Figura 6-81).

Los tres sectores comparten la presencia recurrente de Insecta, Copepoda, Ostracoda, Gastropoda y Malacostraca, pero difieren en la clase dominante a lo largo de los años. Soncor muestra una alternancia entre periodos dominados por Ostracoda (2007-2011), Insecta (2012-2014), Copepoda (2015 y 2024-2025), Gastropoda (2022-2023) y Arachnida (2018). Aguas de Quelana se caracteriza por una fuerte presencia histórica de Gastropoda como componente dominante en numerosos años. Peine, por su parte, presenta una dominancia histórica frecuente de Copepoda en gran parte del período, pero en los años más recientes se observa una predominancia de Insecta (Figura 6-81).

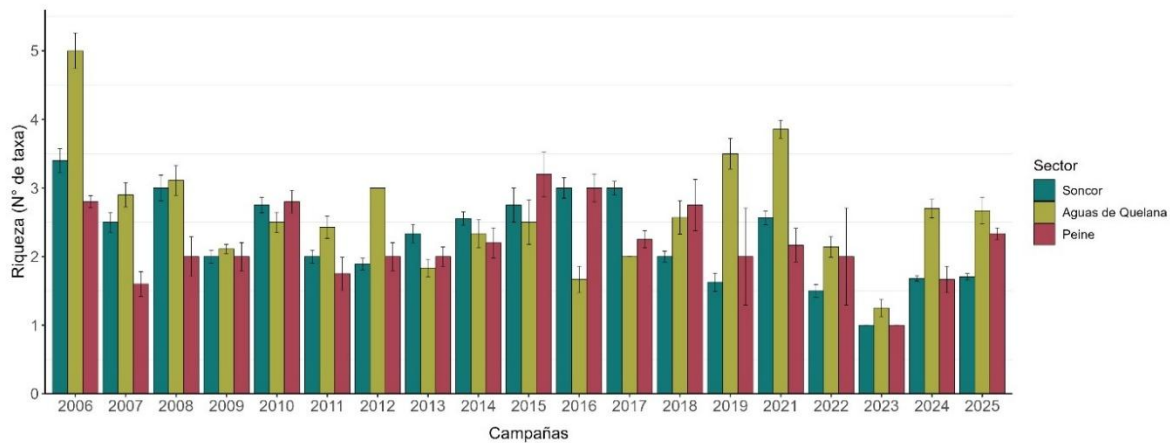
Figura 6-81. Composición taxonómica histórica a nivel de clase del ensamble de zoobentos por sector



Fuente: geobiota, 2025.

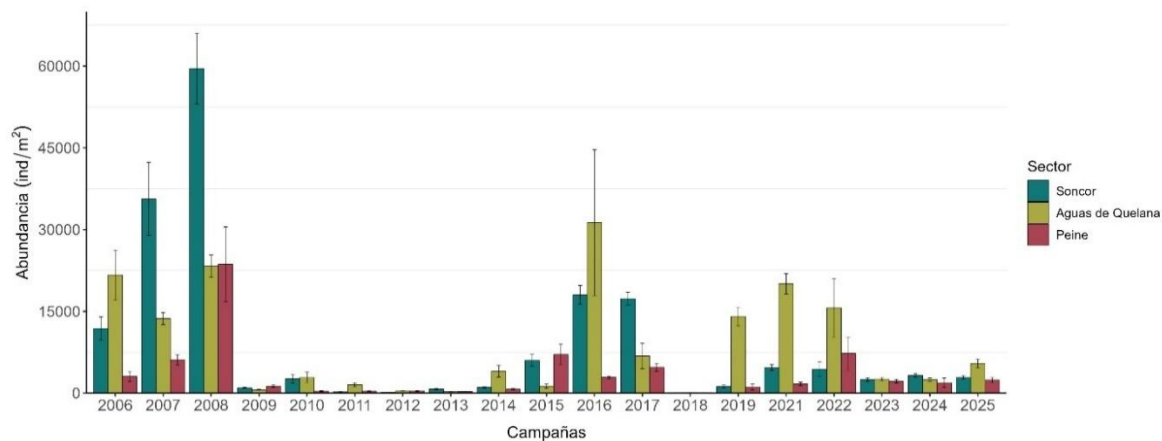
6.3.2.4.2 Riqueza y abundancia histórica

La riqueza promedio del ensamble de zoobentos presentó valores entre 1-5 taxa, con oscilaciones interanuales en los tres sectores (Figura 6-82). En Soncor, la riqueza varió entre $1,0 \pm 0,0$ taxa (2023) y $3,4 \pm 0,17$ taxa (2006). Los valores más altos se concentraron entre 2006 y 2017, mientras que a partir de 2018 se registraron valores iguales o inferiores a 2,0 en varios años. En Aguas de Quelana, la riqueza fluctuó entre $1,25 \pm 0,13$ taxa (2023) y $5,0 \pm 0,26$ taxa (2006). Se observaron valores mayores durante el período 2006-2008 y nuevamente en 2021, con una disminución hacia los años más recientes. En Peine, los valores de riqueza oscilaron entre $1,0 \pm 0,0$ taxa (2023) y $3,2 \pm 0,33$ taxa (2015). La mayor riqueza se registró entre 2014 y 2016, mientras que los valores más bajos se concentraron en los años recientes. Aguas de Quelana presentó el rango más amplio de riqueza, seguido por Soncor, mientras que Peine mostró valores similares a lo largo del período histórico.

Figura 6-82. Riqueza histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector

Fuente: geobiota, 2025.

La abundancia promedio del ensamble presentó variabilidad interanual a lo largo del período de estudio, con valores que fluctuaron ampliamente entre sectores y años (Figura 6-83). En Soncor, la abundancia promedio registró valores entre $69,8 \pm 13,2$ ind/m² (2018) y $59.545,5 \pm 6.505,9$ ind/m² (2008). Durante el período inicial (2006-2008) se registraron abundancias mayores, seguidos por una disminución entre 2009 y 2012, y posteriormente fluctuaciones interanuales. En Aguas de Quelana, los valores de abundancia oscilaron entre $85,6 \pm 9,9$ ind/m² (2018) y $31.309,3 \pm 13.366,1$ ind/m² (2016). Se observaron valores mayores durante los años 2006-2008 y 2016-2017, mientras que entre 2012-2013 y 2018 se registraron los valores más bajos del período. En el sector Peine, la abundancia presentó un rango entre $68,7 \pm 8,4$ ind/m² (2018) y $23.674,3 \pm 6.834,2$ ind/m² (2008). Al igual que en los otros sectores, se identificaron valores relativamente más altos durante los primeros años del monitoreo (2006-2008). Comparativamente, Soncor y Aguas de Quelana presentaron rangos de abundancia más amplios que Peine, con máximos más elevados. Peine, en cambio, mostró valores generalmente menores y con menor amplitud a lo largo del período analizado.

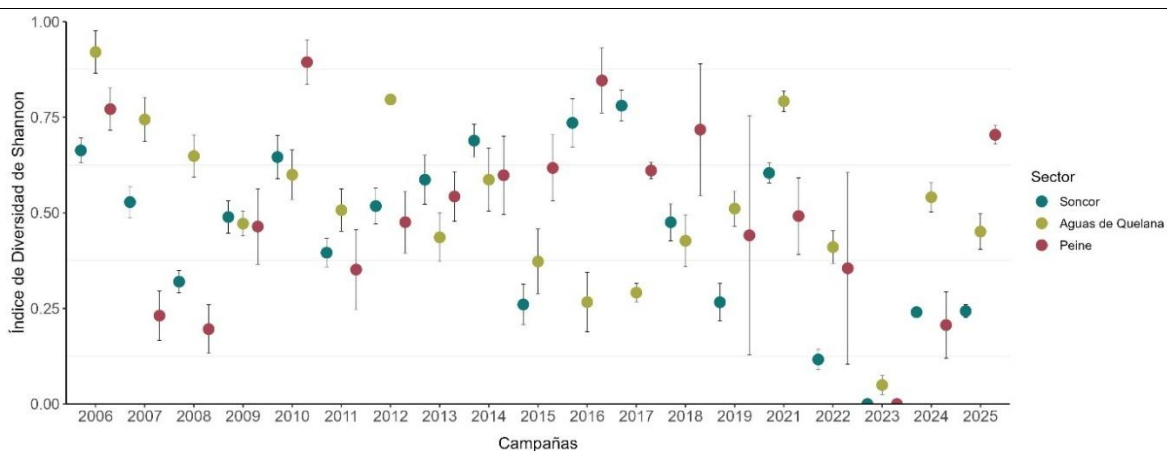
Figura 6-83. Abundancia histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector

Fuente: geobiota, 2025.

6.3.2.4.3 Diversidad histórica

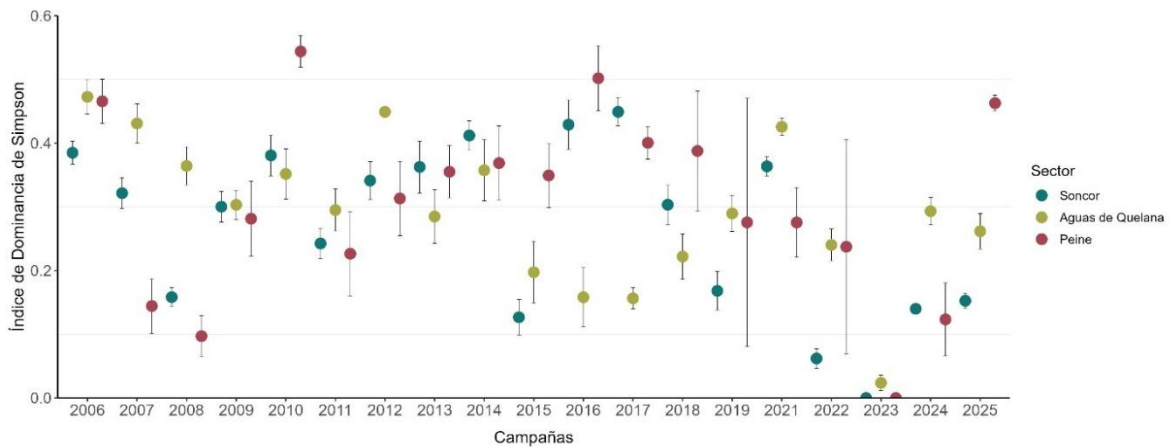
El índice de diversidad de Shannon registró valores promedio históricos entre 0,0 y 0,9, con una marcada variabilidad temporal en todos los sectores (Figura 6-84). En Soncor, los valores de diversidad fluctuaron entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,78 \pm 0,04$ (2017). Los valores más altos se concentraron entre 2010 y 2017, mientras que en los años posteriores se observaron valores más bajos. En Aguas de Quelana, la diversidad osciló entre $0,05 \pm 0,02$ (2023) y $0,92 \pm 0,06$ (2006). Se identifican valores relativamente mayores durante los primeros años del monitoreo y nuevamente en 2021, seguidos por una disminución en los años más recientes. En Peine, los valores de diversidad variaron entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,89 \pm 0,06$ (2010). Se observan valores más elevados entre 2009 y 2016, con una reducción posterior hacia los últimos años del período. Comparativamente, Soncor y Aguas de Quelana presentaron rangos de diversidad similares.

Figura 6-84. Diversidad de Shannon histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector



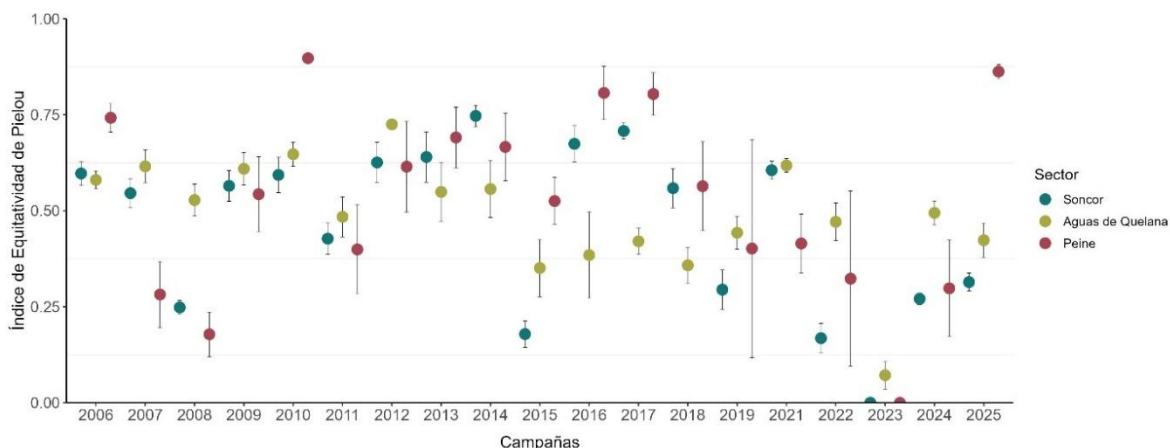
Fuente: geobiota, 2025.

El índice de dominancia presentó valores variables, reflejando un patrón similar a la diversidad de Shannon (Figura 6-85). En Soncor, la dominancia varió entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,45 \pm 0,02$ (2017). Los valores más altos se registraron principalmente entre 2010 y 2017. En Aguas de Quelana, los valores oscilaron entre $0,02 \pm 0,01$ (2023) y $0,47 \pm 0,03$ (2006). Se observaron valores relativamente mayores durante los primeros años del monitoreo y en 2021. En Peine, la dominancia fluctuó entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,54 \pm 0,03$ (2010). Los mayores valores se concentraron entre 2009 y 2016, seguidos por valores menores en los años recientes.

Figura 6-85. Dominancia de Simpson histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector

Fuente: geobiota, 2025.

El índice de equitatividad de Pielou presentó una amplia variabilidad interanual, con valores que abarcaron desde 0,0 a 0,9 (Figura 6-86). En Soncor, los valores de equitatividad oscilaron entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,75 \pm 0,03$ (2014). Se registraron valores relativamente más altos entre 2012 y 2017. En Aguas de Quelana, la equitatividad varió entre $0,07 \pm 0,04$ (2023) y $0,72 \pm 0,00$ (2012). Los valores mayores se concentraron durante el período inicial del monitoreo y en 2021. En Peine, la equitatividad fluctuó entre $0,00 \pm 0,00$ (2023) y $0,90 \pm 0,01$ (2010). Se observaron valores elevados entre 2010 y 2017, seguidos por una disminución hacia los años más recientes. Comparativamente, Peine presentó el rango más amplio de equitatividad, alcanzando los valores máximos del período, mientras que Soncor y Aguas de Quelana mostraron rangos similares y más acotados.

Figura 6-86. Equitatividad de Pielou histórica promedio ($\pm ee$) del ensamble de zoobentos por sector

Fuente: geobiota, 2025.

7. Conclusiones

7.1 Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales

El monitoreo de vegetación 2025 reporta una superficie total de 14.091,04 ha cubiertas por vegetación en el área de estudio, distribuidas en seis tipos vegetacionales. Los más representativos son el matorral de *Tessaria absinthioides* (brea) y la pradera de *Distichlis spicata* (grama salada), que abarcan 7.312,50 ha (51,89%) y 2.296,66 ha (16,30%), respectivamente.

En el margen oriental, dentro de la zona aluvial del Borde Este, predominan matorrales de *Atriplex atacamensis* – *Atriplex imbricata*, *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora* y *Tiquilia atacamensis*, con superficies de 1.801,88 ha (12,79%), 436,59 ha (3,10%) y 858,71 ha (6,09%).

Hacia el poniente, cerca del núcleo del salar, se observan áreas dominadas por la pradera hidromorfa de *Juncus balticus* - *Schoenoplectus americanus* - *Baccharis juncea*, que cubre 1.384,70 ha (9,83%).

Comparado con monitoreos anteriores, la superficie total se mantiene dentro de los rangos históricos, con variaciones mínimas por tipo vegetacional: el matorral de *Tessaria absinthioides* aumentó 0,27 ha, mientras que otros tipos presentan disminuciones menores ($\leq 0,33$ ha).

La dinámica de la vegetación del periodo reportado se encuentra dentro de las variaciones normales verificadas en todo el monitoreo. En cuanto a la caracterización del estado de la vegetación:

- La categoría de vitalidad predominante el 2025 corresponde a Crecimiento normal, con 70% de las muestras, y más del 50% de representación en todas las formaciones excepto en el matorral de *Tiquilia atacamensis* donde el único punto de muestreo de la formación se registró en categoría Muy débil. Las otras categorías tienen una representación menor al 25% en cada formación vegetacional. En cuanto a la variación histórica, todas las categorías de vitalidad se encuentran dentro de los rangos observados a excepción de la categoría muy débil que presentó su máximo de 11 puntos en la campaña actual.
- Respecto al porcentaje de copa verde, la categoría predominante el 2025 fue 25-50%, concentrando el 41,41% del total de muestras, y más del 25% de representación en cada formación vegetal, excepto en el matorral de *Tiquilia atacamensis* y el matorral de *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora*, teniendo solo un punto cada una, en categoría <5% y 50-75% respectivamente. En cuanto a la variación histórica, todas las categorías de porcentaje de copa verde se encuentran dentro de los rangos observados.
- Durante el periodo reportado, la etapa fenológica más abundante fue Crecimiento vegetativo con un 40,4% del total de muestras y más del 25% de participación en cada formación, excepto en el matorral de *Tiquilia atacamensis* y el matorral de *Aloysia deserticola* – *Ephedra multiflora*, donde la única muestra de cada formación se registró en Senescente y Floración respectivamente. La segunda categoría de mayor representación fue Fructificación con un 39,39% del total de muestras. En cuanto a la variación histórica, todas las categorías de fenología se encuentran dentro de los rangos observados.

No se observa una tendencia al aumento o disminución en alguna de las categorías de vitalidad o copa viva, sin embargo, en la fenología se observa una tendencia al aumento de unidades en crecimiento vegetativo y floración y una disminución en unidades con fructificación.

A partir de las variables medidas en este monitoreo es posible indicar que la vegetación del Borde Este se encuentra dentro de los rangos históricos y no se aprecian efectos no esperados sobre la vegetación.

7.2 Monitoreo trimestral de la vegetación

Los resultados obtenidos durante 2025 muestran que el comportamiento de la vegetación monitoreada se encuentra alineado con la dinámica estacional esperada para ecosistemas áridos, donde se observa una disminución progresiva del vigor durante el segundo semestre del año, evidenciada por el aumento de las categorías Débil, Muy débil y Seco + Sin vegetación hacia julio y octubre. Este patrón es consistente con la menor disponibilidad hídrica y las condiciones ambientales más restrictivas del periodo invernal.

Así mismo, se observa la reducción paulatina del follaje verde entre abril y julio, con un aumento de individuos en <5% y 0%, lo cual refleja un proceso de pérdida foliar estacional. La leve recuperación observada en octubre sugiere el reinicio del crecimiento vegetativo con la transición hacia condiciones más favorables.

Por otro lado, se identifica una secuencia reproductiva normal, con mayor presencia de floración y fructificación en otoño (abril), seguida de una fase de reposo durante el invierno y un repunte del crecimiento activo en primavera temprana (octubre). No se registran eventos reproductivos anómalos.

7.3 Monitoreo de la vegetación en la zona de conexión vegetación – acuífero

Del monitoreo de la vegetación presente en la zona de conexión vegetación – acuífero, correspondientes a sectores cubiertos principalmente por matorral de *Tessaria absinthioides* (brea), realizado en enero y abril de 2025, se evidenció lo siguiente:

- De acuerdo con los datos obtenidos de las campañas 2007 al 2025, las especies dominantes en los puntos de monitoreo corresponden a *Tessaria absinthioides*, *Distichlis spicata* y *Atriplex atacamensis* para ambos meses. *T. absinthioides* es la más frecuente, registrándose en la mayor parte de los puntos de monitoreo, seguido por *D. spicata* y, en menor proporción, *A. atacamensis*.
- Desde los primeros monitoreos, la cobertura vegetal se ha concentrado mayoritariamente en las categorías Muy abierta y Abierta. Los registros históricos muestran que la mayoría de las unidades vegetacionales tienden a mantener o disminuir levemente su cobertura en abril, en comparación con el monitoreo de enero. En el presente año (2025), durante enero predominaron las categorías Abierta (25–50%) y Muy abierta (10–25%), ambas con un 36,84% de participación. En abril, si bien estas categorías continúan siendo las más frecuentes, destaca la Muy abierta con un 47,37% de participación, seguida por la cobertura Abierta con un 31,58%.

- La categoría de vitalidad dominante para ambos meses de monitoreo (enero y abril) corresponde a Crecimiento normal, seguida de la categoría Débil con una menor frecuencia. En la campaña 2025, los valores se encuentran dentro de los rangos históricos.
- Respecto al porcentaje de copa viva, los registros históricos indican que el mes de enero posee una mayor expresión de copa viva al observarse mayores proporciones en las categorías más altas (50–75% y 75–100%). Los valores de la campaña 2025 se encuentran dentro de los rangos históricos.
- En cuanto a la fenología, los registros históricos muestran una mayor proporción de muestras en etapa de floración durante el mes de enero y, consecuentemente, una mayor presencia de individuos en fructificación durante abril. En la campaña de 2025, si bien en enero se registraron 11 puntos en floración, en abril la etapa de fructificación estuvo presente en solo 6, lo que podría indicar un retraso en el ciclo fenológico, evidenciado en una menor producción de frutos hacia el mes de abril.

Basado en los resultados y discusiones de este informe, la vegetación en la zona de conexión con el acuífero se encuentra dentro de los rangos observados históricamente, verificándose que no existen efectos adversos del proyecto sobre esta componente.

7.4 Monitoreo de la flora vascular

La riqueza florística del periodo 2025 se compone de 19 taxa, de estos, 15 se registraron dentro de los puntos de muestreo y 4 fuera de estos a través de colectas libres. Estas especies se agruparon en 13 familias, donde Chenopodiaceae tiene la mayor cantidad (3 taxa), seguido de Asteraceae, Boraginaceae, Poaceae y Solanaceae (2 taxa cada una). Según hábito de crecimiento, se observa que predomina, el hábito arbustivo y hierba perenne, mientras que el origen biogeográfico de las especies fue mayoritariamente nativo (en 15 taxa) y endémico (en 4 taxa).

Se detectó en los transectos a *Nitrophila atacamensis*, especie bajo la categoría de amenaza “En Peligro” conforme con el D.S. N° 23/2015 del Ministerio de Medio Ambiente, de acuerdo con el proceso de Clasificación de Especies Silvestres (RCE).

Las especies más frecuentes en los puntos de muestreo corresponden a *Tessaria absinthioides* (45,67% del total), *Distichlis spicata* (26,67% del total), *Atriplex atacamensis* (9,33% del total) y *Nitrophila atacamensis* (6,67% del total).

La caracterización química del sustrato según la entidad ETFA ALS Life Sciences Chile S.A. para el periodo 2025 indica que el pH en los puntos de muestreo varía entre las categorías Neutro a Muy fuertemente alcalino, con mayor frecuencia en el rango Fuertemente alcalino. En cuanto a la salinidad (conductividad eléctrica), se observan suelos Muy ligeramente salinos a Fuertemente salinos, concentrándose en esta última categoría. Tanto para las mediciones de pH como de conductividad eléctrica, se encuentran dentro de los rangos de mediciones observados en los monitoreos previos.

De acuerdo con los antecedentes recopilados históricamente, estas variables no parecen tener una relación estrecha con la riqueza y frecuencia de la flora vascular, dado que las especies que componen el Borde Este del salar de Atacama se encontrarían adaptadas a las condiciones de extrema salinidad. Los resultados de ese monitoreo sugieren que la vegetación está ligada principalmente a la disponibilidad hídrica en cada sitio.

Considerando que en las campañas de monitoreo 2006 – 2025 la riqueza y frecuencia de la flora vascular se presentan estables y no muestran cambios relacionados a las variaciones del pH y conductividad eléctrica, es que se puede afirmar que no se verifican efectos del Proyecto sobre la flora vascular del área de estudio.

7.5 Monitoreo de Algarrobos

7.5.1 Ejemplares de algarrobo ubicados en el área del pozo Camar 2

Del total de 71 individuos definidos en la RCA del proyecto (Serie A), se constató la desaparición de 15 ejemplares, de los cuales 12 fueron desprendidos en temporadas previas a 2025 y al menos ocho de estos como consecuencia del aluvión ocurrido en febrero de 2019. Para los individuos desaparecidos antes de esa fecha no se determinó la causa, aunque se presume la influencia de factores como escorrentías, intervención antrópica o acción de fauna. En consecuencia, actualmente se dispone de 56 ejemplares en pie, los cuales fueron objeto de evaluación en el presente monitoreo, constituyendo la base para el análisis del estado vital y las tendencias observadas en la población.

Durante el periodo comprendido entre los monitoreos de 2023 y 2025 se registró la desaparición de un nuevo individuo, correspondiente al árbol A-18. Este ejemplar había sido reportado como seco desde 2019 y posteriormente como desaparecido en febrero de 2022. En abril de 2023 se encontró desprendido aún con su placa, sin embargo, en los monitoreos posteriores asociados al Programa de Seguimiento de Flora y Vegetación de la quebrada de Camar, se confirmó su ausencia definitiva. Este hecho refuerza la tendencia observada en la población, donde la pérdida de individuos se asocia principalmente a eventos extremos y procesos naturales.

Del total de 56 individuos en pie evaluados en 2025, se observa un marcado deterioro en la población de algarrobos, con el 66,07% (37 ejemplares) clasificados como secos y solo el 33,93% (19 ejemplares) presentando crecimiento normal. Entre estos últimos, la mayoría exhibe follaje en rangos intermedios (50–75%), mientras que las categorías extremas son poco representativas. Fenológicamente, los individuos se concentran en estados de senescencia (66,07%) y crecimiento vegetativo (33,93%), sin registros de floración ni fructificación. Además, todos los ejemplares con algún grado de vitalidad presentan daño por ramoneo de burros asilvestrados.

El análisis temporal indica que, la variación de la vitalidad de los ejemplares de algarrobos podría explicarse por múltiples factores; como los años de sequía observados entre el 2006 y el 2010, la ocurrencia de aluviones en los periodos 2012, 2017 y 2019, la modificación de la red de drenaje, la cual fue analizada a través de distintos estudios realizados en el marco del Programa de Cumplimiento y otros factores como el ramoneo de burros asilvestrados. Si bien este último efecto, no se emplea para generar relaciones de causalidad directa, desde su evaluación en terreno en 2017, se observa en la mayor parte de los árboles que conforman el estudio (entre 51,7% y el 100% de los individuos vivos). Los efectos del ramoneo pueden ser significativos ya que muchos de los árboles monitoreados alcanzan bajas alturas, siendo de fácil acceso para los burros silvestres, gatillando la reducción de cobertura fotosintéticamente activa en ellos. Asimismo, cabe destacar que los daños sobre ejemplares adultos pueden ser acumulados en el tiempo, pudiendo ser considerables en el futuro.

Si bien la serie A evidencia deterioro, es importante destacar que en la quebrada existe una población más amplia de algarrobos, que alcanza cerca de 400 individuos y que se monitorea en el marco del Programa de Cumplimiento. Estos ejemplares presentan dinámicas similares a las observadas en la serie A, lo cual se considera parte del comportamiento natural del sistema. La muerte de algunos individuos, la desaparición de otros y el surgimiento de nuevos ejemplares son procesos propios de la dinámica ecológica del ecosistema, reflejando su capacidad de ajuste frente a condiciones ambientales extremas y eventos naturales.

7.5.2 Fisiología

Los resultados obtenidos en las campañas de 2025 evidencian que el estado hídrico y la actividad fisiológica de los algarrobos están fuertemente condicionados por la estacionalidad y la disponibilidad de agua. En general, los individuos presentaron un mejor desempeño fisiológico durante los periodos de primavera y verano, mientras que en otoño e invierno se observaron respuestas adaptativas orientadas a la reducción del estrés hídrico, como la disminución de la conductancia estomática.

Asimismo, se constató que los algarrobos de la serie A mantienen un comportamiento fisiológico más favorable que aquellos pertenecientes a las series B-C, reflejando una mayor capacidad para enfrentar condiciones de estrés hídrico. De manera consistente, los individuos ubicados aguas abajo de la tubería y aquellos que cuentan con riego mostraron mejores indicadores hídricos y mayor actividad fotosintética.

Los resultados históricos, por su parte, confirman que la aplicación de riego constituye un factor determinante en la mejora del estado hídrico y de la actividad fisiológica de los algarrobos, evidenciado por el aumento del potencial hídrico y de la conductancia estomática en los árboles regados. Asimismo, la dinámica estacional observada, con valores mínimos en invierno y máximos en primavera, responde tanto a la fenología caducifolia de la especie como a las condiciones ambientales propias del Desierto de Atacama, particularmente las bajas temperaturas invernales.

La consistencia de estos patrones con lo descrito para otras especies freatófitas de la zona refuerza la interpretación de que las variaciones fisiológicas observadas son respuestas adaptativas al ambiente y a la disponibilidad hídrica. En este contexto, el riego emerge como una medida efectiva para mitigar el estrés hídrico y favorecer la mantención de la funcionalidad fisiológica de los algarrobos en el área de estudio, especialmente durante los periodos más restrictivos del año.

7.5.3 Biomasa

Las mediciones del año 2025 muestran que la población de *N. alba* mantiene una alta proporción de individuos vivos, dominada por ejemplares concentrados en las clases diamétricas menores (<5 cm de Dbe). Solo una fracción reducida corresponde a individuos de mayor tamaño (20 cm de Dbe). Asimismo, la población presenta una elevada capacidad de retoñación, expresada en la predominancia de individuos plurifustales y de hábito arbóreo-arbustivo.

Los valores de biomasa calculados resultan dentro de lo esperado y se encuentran en los rangos reportados por la literatura para poblaciones de la especie, aun cuando metodológicamente constituyen una aproximación a los valores reales de biomasa de la población. Esto debido a la imposibilidad de realizar un muestreo destructivo de los individuos de la población de *N. alba* en el área con el fin de construir modelos locales de biomasa aérea más certeros. Así, los resultados de las funciones alométricas seleccionadas entregan el valor

medio de biomasa aérea más centrado en torno al promedio (dispersión $<0,5$ a $1,0$ desv. estándar de la media). Los modelos y sus mejoras en su capacidad de estimación han sido aplicados durante el seguimiento realizado en los años 2023 y 2024, siendo registrados en los informes correspondientes (Anexo 14) y corresponden a modelos tradicionales para estudios de biomasa que utilizan variables de rápida medición en terreno (diámetro basal equivalente, altura, diámetro de copas, etc.), abarcando un amplio rango de especies del género *Prosopis* (hoy *Neltuma*), con hábitos de crecimiento afines a los de la población estudiada.

La biomasa aérea total de la población alcanza en la última medición del 2025 a 8.606,74 kg (monitoreo de octubre), donde los individuos vivos concentran la mayor proporción (98,0%), acumulándose, en un bajo número de ejemplares, (cinco árboles) de grandes dimensiones (> 60 cm de Dbe), los cuales representan más de $2/3$ de la biomasa aérea total de la población. Los componentes de la biomasa aérea se acumulan en forma decreciente en las ramas (87,3%), el fuste (9,9%) y las hojas (2,8%).

En conjunto, los resultados muestran ajustes compensatorios en la estructura de la biomasa, lo cual se encuentra dentro de la variabilidad registrada en reportes trimestrales desde noviembre del 2020 con aumentos significativos en hojas y en el diámetro basal equivalente, mientras que las reducciones observadas en biomasa total, altura y área basal no fueron estadísticamente significativas. Estos patrones sugieren que los individuos priorizan el mantenimiento de funciones fotosintéticas y el engrosamiento basal por sobre el crecimiento en altura o la acumulación de biomasa total.

Los resultados reafirman la importancia de seguir monitoreando la totalidad de los individuos (“Vivos” y “Secos”) como se ha realizado hasta la fecha, para establecer posibles patrones en el comportamiento de la población en el largo plazo, sobre todo respecto a la vitalidad y dinámica de retoñación periódica de estos.

7.6 Fauna

Los resultados del monitoreo de fauna del periodo 2025 indican una riqueza de 17 especies nativas, las que corresponden a 1 reptil, 12 aves y 4 mamíferos. Entre las especies registradas, 9 especies se encuentran en categoría de conservación, donde 6 se encuentran en categoría de conservación de amenaza o casi amenazadas. La riqueza identificada en esta temporada es la más baja a lo largo del monitoreo, lo que se podría explicar por el impedimento de desarrollar el monitoreo en la totalidad del sistema Peine, donde aumenta el número de especies avistadas en los censos de las respectivas lagunas.

En cuanto a los reptiles en el Borde Este del Salar de Atacama, se observa una menor abundancia respecto al año 2024, encontrándose bajo el promedio del periodo completo en estudio, siendo el segundo promedio más bajo, superado solo por los resultados obtenidos en el año 2010. Por otro lado, se detectó 1 especie de ave en ambiente terrestre, con una abundancia de 0,67 individuos/transecto, lo cual también se encuentra bajo el promedio de abundancia de aves terrestres promedio a lo largo del monitoreo. La lagartija de Fabián (*L. fabiani*) sigue predominando en ambientes con alta salinidad y cercanos a cuerpos de agua, mientras que el chorlo de la puna (*Charadrius alticola*) se encontró asociada a los cuerpos de agua.

Con respecto a la abundancia de aves acuáticas en los sistemas lacustres prospectados en la presente campaña (Soncor y Aguas de Quelana), se observa una oscilación en la abundancia de flamencos a lo largo de los años. A partir del 2019, se evidencia una tendencia a la disminución en la abundancia de aves acuáticas en estos sistemas. Sin embargo, durante el monitoreo actual no se realizó el censo en las lagunas del sistema

Peine, contando con datos parciales. En consecuencia, los resultados no permiten una representación fiel del estado actual de las poblaciones de aves acuáticas en todos los cuerpos de agua objetivo.

Finalmente, los micromamíferos han mostrado patrones de abundancia y distribución que reflejan fluctuaciones naturales de sus poblaciones. Si bien, desde el año 2019 se observó una disminución en las abundancias de este grupo, esta tendencia se vio interrumpida con un aumento registrado durante los años 2023 y 2024. En el presente monitoreo (2025) se evidenció una reducción en la abundancia promedio con respecto del año anterior. Las especies más abundantes durante los diecinueve años de seguimiento de micromamíferos son la lauchita de pie sedoso (*E. puerulus*) y el ratón andino (*A. andinus*), mostrando una diferenciación en el hábitat, aspecto que se ha corroborado a lo largo de los distintos años de seguimiento. La lauchita de pie sedoso (*E. puerulus*) es la especie dominante en el ambiente de Rica rica - Pingo pingo, mientras que el ratón andino concentra el mayor número de individuos en el ambiente de Pajonal. Adicionalmente, durante todos los años de monitoreo, a excepción del año 2016, se ha registrado la presencia de madrigueras activas e inactivas de tuco tuco de Atacama (*Ctenomys fulvus*), incluyendo registros vocales y avistamientos, confirmando la presencia *in situ* de esta especie en los sectores de Aguas de Quelana, Cruce Camar, Cruce SQM y Vega de Carvajal. Por parte de los macromamíferos (carnívoros), los registros de la presente campaña se extienden para ambos ambientes muestreados (rica rica – pingo pingo y brea – cachiuyo), manteniendo la tendencia observada para el periodo completo de seguimiento.

7.7 Biota acuática

7.7.1 Medio abiótico

Los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica de la calidad del agua confirman el carácter hipersalino y de altura geográfica de las lagunas del Salar de Atacama. Estos sistemas se caracterizan por presentar una elevada amplitud térmica diaria, concentraciones de oxígeno disuelto que varían entre valores medios y bajos, y condiciones de pH que oscilan desde neutras hasta levemente alcalinas. Los valores registrados durante la campaña 2025, se enmarcan en los rangos de variabilidad histórica documentados para el período 2006-2025.

A escala temporal, los parámetros fisicoquímicos muestran fluctuaciones interanuales, lo que resulta consistente con la dinámica natural del sistema, determinada por cambios en los procesos de evaporación, precipitación y escurrimiento superficial, los cuales regulan el balance hídrico del salar.

En este contexto, las condiciones fisicoquímicas observadas en las lagunas durante la campaña 2025 corresponden a un comportamiento esperado y coherente con el patrón histórico del sistema.

7.7.2 Medio biótico

En términos generales, para la campaña 2025 se registraron diferencias menores en la composición taxonómica de los ensambles de microalgas planctónicas y bentónicas en comparación a las campañas anteriores. De manera consistente con el registro histórico, ambos ensambles estuvieron dominados por diatomeas, destacando los géneros *Achnanthes*, *Nitzschia*, *Cocconeis*, *Surirella* y *Halamphora* en el ensamble fitoplanctónico y los géneros *Planothidium*, *Amphora*, *Gomphonema*, *Fragilaria* y *Halamphora* en el ensamble fitobentónico.

En relación con la fauna acuática, tanto a nivel de estaciones como sectores, la composición taxonómica, evaluada a nivel de familia, muestra una estructura caracterizada por la dominancia de una o dos familias en la mayoría de los sitios. Entre las familias dominantes para ambos ensambles se encuentran Cochliopidae, Limnocytheridae, Cyprididae, Canthocamptidae, Ephyridae, Hyaellidae y Ceratopogonidae.

La abundancia del fitoplancton no difirió significativamente entre sectores, pero sí presentó contrastes marcados a escala de estaciones, destacando valores altos en PU-1 (laguna Puilar, Soncor). Algo similar se observó para el fitobentos, registrando valores máximos en PU-1 en Soncor y Q-4–Q-5 en Aguas de Quelana. La abundancia de la fauna invertebrada fue similar a la registrada en los monitoreos de los años recientes (2023-2024).

En general, los índices de diversidad, dominancia y equitatividad de los ensambles evaluados en 2025 no evidenciaron diferencias significativas entre sectores, pero sí mostraron diferencias significativas entre estaciones de muestreo, asociadas principalmente a contrastes locales en la dominancia de uno o pocos taxa.

La vegetación acuática estuvo representada exclusivamente por la macrófita *Ruppia filifolia*, especie hidrófita perenne típica de ambientes salinos inundados, la cual fue registrada principalmente en las estaciones Q-5 y Q-6 del sistema Aguas de Quelana, así como en la estación PU-1 de la laguna Puilar.

Los resultados obtenidos durante la campaña 2025 para los distintos ensambles bióticos, en términos de composición taxonómica y descriptores comunitarios se encuentran dentro de los rangos de variabilidad histórica descritos para los sistemas hidrológicos evaluados.

8. Referencias

8.1 Monitoreo de la vegetación mediante imágenes satelitales

Chuvieco, E. 2002. Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Ediciones Ariel. 578p.

Chavez, P. 1996. Image-Bases Atmospheric corrections – Revisited and improved. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 62, N°9 September 1996, PP 1025-1036.

SQM, 2006. Estudio de Impacto Ambiental (EIA) Proyecto Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama.

Le Quesne, C. 2002. Agentes de daño en el bosque nativo. Capítulo 1: Bioecología del Bosque Nativo. Editorial Universitaria. 409 p.

Resolución de Calificación Ambiental N° 226/2006: Estudio de Impacto Ambiental (EIA) del proyecto “Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama”.

Rodríguez R., C. Marticorena, D. Alarcón, C. Baeza, L. Cavieres, V.L. Finot, N. Fuentes, A. Kiessling, M. Mihoc, A. Pauchard, E. Ruiz, P. Sánchez & A. Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana Bot. 75(1): 1-430, 2018.

Richardson, A. T. 1977. Monograph of the genus *Tiquilia* (*Coldenia*, sensu lato), Boraginaceae: Ehretioideae. Rhodora 79: 467–572.

Squeo FA, G Arancio & JR Gutiérrez. 2008. Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena. 456 pp

Squeo F. A., A. Arancio & J. R. Gutiérrez. 2008. Libro rojo de la flora nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama. Capítulo 3: Características climáticas de la región de Atacama. Ediciones Universitarias de La Serena, La Serena, Chile. 3: 25-42.

8.2 Monitoreo de la vegetación de la zona de conexión vegetación – acuífero

Box, G.E.P. & Cox, D.R. 1964. "An Analysis of Transformations" Journal of the Royal Statistical Society, Series B, Vol. 26, pp. 211-252

SQM, 2006. Estudio de Impacto Ambiental (EIA) Proyecto Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama.

Resolución de Calificación Ambiental N° 226/2006: Estudio de Impacto Ambiental (EIA) del proyecto “Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama”.

Zar, J. H. 2009. Biostatistical Analysis. 5ta ed. New Jersey: Ediciones Pearson Prentice Hall. 449 p.

8.3 Monitoreo de la flora vascular

Álvarez-Amado F, Tardani D, Poblete-González C, Godfrey L, y Matte-Estrada D. 2022. Hydrogeochemical processes controlling the water composition in a hyperarid environment: New insights from Li, B, and Sr isotopes in the Salar de Atacama. *Science of the total Environment*. Volume 835, 20 August 2022, 155470.

Carrasco. 2017. Análisis Metodologías de Monitoreo de Conductividad Eléctrica y pH. INFORME: Correlaciones pH y Salinidad, realizado.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume, Madrid, 820 p.

Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.

Luebert, F. y Plischoff, P. 2018. Sinopsis bioclimática de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 384 p.

Luzio W.; Casanova M. y Seguel O. 2010. Suelos de Chile. Luzio W. (Editor). Universidad de Chile. 346 p.

Luzio y Casanova, 2006. Avances en el conocimiento de los suelos de Chile. Universidad de Chile- Servicio Agrícola y Ganadero. 393 p.

Mata-Fernández, I.; M. L. Rodríguez-Gamiño; J. López-Blanco y G. H. Vela-Correa. 2014. Salinidad y sodicidad en suelos. *Revista Digital del Departamento El Hombre y su Ambiente*. 1(5):26–35.

Rodríguez R., C. Marticorena, D. Alarcón, C. Baeza, L. Cavieres, V.L. Finot, N. Fuentes, A. Kiessling, M. Mihoc, A. Pauchard, E. Ruiz, P. Sanchez & A. Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Bot.* 75(1): 1-430, 2018.

Richardson, A. T. 1977. Monograph of the genus *Tiquilia* (*Coldenia*, sensu lato), *Boraginaceae: Ehretioideae*. *Rhodora* 79: 467–572.

Schoeneberger, P. J.; Wysocki, D. A.; Benham E. C. and Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE. 300 p. Díaz y Wright, 1965.

Trivelli, M.; Huerta, J. 2014. Alcances sobre flora y vegetación de la cordillera de los Andes, Región de Antofagasta. Primera Edición. Ministerio de Agricultura. Servicio Agrícola y Ganadero, Santiago, Chile. 319 pp.

USDA NRCS. 2001. United States Department of agriculture. Natural resources conservation service.

Villagran, C. & V. Castro. 2004. Ciencia Indígena de Los Andes del Norte de Chile. Editorial Universitaria. 362 pp.

Zuloaga, F., Morrone O., Belgrano, M. 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). Volumen 3. Dicotyledonae: Fabaceae - Zygophyllaceae. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 107: 2287-3348.

8.4 Monitoreo de Algarrobos

8.4.1 Monitoreo de ejemplares de algarrobo, ubicados en el área del pozo Camar 2.

Altamirano H. & C. Donoso. 2006. *Prosopis alba* Grisebach. En: Donoso, C. (Ed) Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología: 528. Marisa Cuneo, Valdivia, Chile.

Alvarez JA & PE Villagra. 2009. *Prosopis flexuosa* DC. (Fabaceae, Mimosoideae). Kurtziana (Argentina) 35(1): 49-63.

Cisneros, A.B.; Moglia, J.G. 2017. *Prosopis alba*, alternativa sustentable para zonas áridas y semiáridas. En: Giménez, A.M.; Moglia, J.G. (Ed) Los Bosques actuales del Chaco semiárido argentino. Ecoanatomía y biodiversidad. Una mirada propositiva. Facultad de ciencias forestales. UNSE. Santiago del Estero: Argentina. p.231-248.

CRICYT. 2018. Tercer informe de avance sobre estudios e investigaciones que intentan explicar el estado actual de ejemplares de algarrobo, en una población ubicada en las proximidades del pozo CAMAR 2 de SQM, en el Salar de Atacama, Chile.

Faúndez, L. 2018. Análisis taxonómico de muestras de ejemplares de *Prosopis* sp., sector quebrada Camar, provincia de El Loa, Región de Antofagasta.

Hidroestudios. 2020. Apéndice 5-D. Modelación de la vitalidad y análisis cuantitativo de posibles causas de afectación en Algarrobos de Camar. Evaluación de Impacto Ambiental Proyecto de actualización Plan de Alerta Temprana y Seguimiento ambiental, Salar de Atacama.

Jobbágy, E. G., M. Noretto, P. Villagra & R. Jackson. 2008. Isótopos estables como trazadores de las fuentes de agua de bosques de algarrobo en un desierto arenoso. XXI Congreso Argentino de Ciencias del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis.

Le Quesne, C. 2002. Agentes de daño en el bosque nativo. Capítulo 1: Bioecología del Bosque Nativo. Editorial Universitaria. 409 p.

Luebert, F. y Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Resolución de Calificación Ambiental N° 226/2006: Estudio de Impacto Ambiental (EIA) del proyecto “Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama”.

Rodríguez, R., .1983. O. Matthei, M. Quezada. 1983. Flora Arbórea de Chile. Ed. Universidad de Concepción. 407 p.

Rosenbluth, B., H. A. Fuenzalida y P. Aceituno. 1997. Recent temperature variations in southern South America. International Journal of Climatology 17(1): 67-85. [pp. 61, 63].

SQM, 2006. Estudio de Impacto Ambiental (EIA) Proyecto Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama.

Villagra, P.E., Vilela, A., Giordano, C., Alvarez, J. 2010. Ecophysiology of *Prosopis* species from the arid lands of Argentina: What do we know about adaptation to stressful environments? In: Desert Plants, Ramawat K.G. (Ed.). Springer-Verlag. 400 p.

Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Bruno Cavagnaro, J., Guevara, A., Sartor, C. Passera, C. B., & Greco, S. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología austral*, 21(1), 29-42.

XTerrae. 2019. Informe “Estudio relación morfología y escorrentía superficial abanico quebrada Camar, sector tubería agua industrial”.

8.4.2 Fisiología

Acevedo, E., Sotomayor, D. and Zenteno, V. 1985. Parámetros hídricos de tejidos foliares de *Prosopis tamarugo* Phil. In: Estado actual del conocimiento sobre *Prosopis tamarugo*. Habit, M. (Eds). Arica, Chile. 11-15 de junio de 1984, FAO: 500.

Allen, D. & Ort, D. 2001. Impacts of chilling temperatures on photosynthesis in warm-climate plants. *Trends in Plant Science*, 6(1), 36–42.

Bucci, S., Scholz, F., Goldstein, G., Meinzer, F., Hinojosa, J., Hoffmann, W. and Franco, A. 2004. Processes preventing nocturnal equilibration between leaf and soil water potential in tropical savanna woody species. *Tree Physiology* 24: 1119-1127.

Carvajal, B. y Andrade, H. 2020. Captura de carbono en biomasa de sistemas de uso de suelo, municipio de Yopal, Casanare, Colombia. *Orinoquia* 24(1): 13-22.

Carevic, F. S., Delatorre-Herrera, J. and Carrasco, A. 2017. Plant water variables and reproductive traits are influenced by seasonal climatic variables in *Prosopis burkartii* (Fabaceae) at Northern Chile. *Flora* 233: 7-11.

Dirección General de Agua (DGA). 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca Salar de Atacama.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M. & Robledo, C. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Doudou, L., Ximeng, L., Benye X., Virginia H. 2020. Evaluation of method to model stomatal conductance and its use to assess biomass increase in poplar trees. *Agricultural Water Management* 259:107228.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 1997. *Prosopis chilensis*, especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Sistemas Agroforestales.

García, A., Cun, R., Chong, C., Duarte, C. y Montero, L. 2009. Calibration of a hydraulic pressure chamber developed in Cuba. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 18(3):24-29.

Giordano, C., Guevara, A., Boccalandro, H., Sartor, C. and Villagra, P. 2011. Water status, drought responses, and growth of *Prosopis flexuosa* trees with different Access to the water table in a warm South American desert. *Plant Ecol.* 212:1123-1134.

Hacke, U. y Sauter, J. 1996. Xylem dysfunction during winter and recovery of hydraulic conductivity in diffuse-porous and ring-porous trees. *Oecologia* 105:435-439.

Hughes, C., Ringelberg, J., Lewis, G. y Catalano, S. 2022. Desintegración del género *Prosopis* L. (Leguminosae, Caesalpinioideae, clado mimosoide). *PhytoKeys* 205:147-189.

Ibáñez, S. 2019. Informe taxonómico de identificación de las especies de *Prosopis* en la Quebrada de Camar. Apéndice 4.7-10. SQM.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 2025. Agrometeorología, Red Agrometeorológica INIA, Estación Camar, San Pedro de Atacama. Consultado el 4 de enero de 2025.

Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta (SAP). 2024. Informe Proyecto Pampa Hermosa Llamara 2023. SQM.

López, F. y Nobel, P. 1990. Root hydraulic conductivity of two cactus species in relation to root age, temperature, and soil water status. *Journal of Experimental Botany* 42:143-149.

May, C., Pérez, A., Ruiz, E., Ic, A. y García, A. 2011. Effect of moisture levels on growth and water potential of *Capsicum chinense* Jacq. and their relationship to the development of *Bemisia tabaci* Genn, Tropical and Subtropical Agroecosystems 14(2011):1039-1045.

METER Group. 2020. Manual Porómetro de hoja SC-1. USA.

Meyer, W.S. & Ritchie, J.T. 1980. Resistance to Water Flow in the Sorghum Plant. *Plant Physiology* 65: 33-39.

Ministerio de Medio Ambiente (MMA). 2012a. Ficha de antecedentes de especie 582, *Prosopis flexuosa* DC. Clasificación según estado de conservación.

Ministerio de Medio Ambiente (MMA). 2012b. Ficha de antecedentes de especie 578, *Prosopis alba* Grise. var. *alba*. Clasificación según estado de conservación.

Pérez, L. 2018. How do we proceed to violations of parametric methods assumptions? or how to work with non-normal biological variables? *Revista del Jardín Botánico Nacional* 39: 1-12.

Ramírez, E. 1972. Caracterización climatológica e hidrológica del Salar de Atacama. CORFO.

Scholander, P., Bradstreet Edda, D., Hemmingsen, E. and Hammel, H. 1965. Sap Pressure in Vascular Plants: Negative hydrostatic pressure can be measured in plants. *Science* 148: 339-346.

Sellés, V., Ferreyra, E. y Maldonado, P. 2002. Cámara de presión, Instrumento para controlar el riego a través de mediciones del estado hídrico de las plantas. *Aconex* 76:18-22.

Sellin, A. y Kupper, P. 2007. Temperature, light and leaf hydraulic conductance of little-leaf linden (*Tilia cordata*) in a mixed forest canopy. *Tree Physiology* 27:679-688.

Taiz, L. & Zeiger, E. 2002. *Plant Physiology* (Third Edition). Sinauer Associates, Inc. Sunderland.

Tyree, M., Vargas, G., Engelbrecht, B. y Kursar, T. 2002. Drought until death do us part: a case study of the desiccation-tolerance of a tropical moist forest seedling-tree, *Licania platypus* (Hemsl.) Fritsch. *J. Exp. Bot.* 53:2239-2247.

Vernieri, P., Lenzi, A., Figaro, M., Tognoni, F. and Pardossi, A. 2001. How the roots contribute to the ability of *Phaseolus vulgaris* L. to cope with chilling-induced water stress. *J. Exp. Bot.*, 52(364): 2199-2206.

Williams, L. 2001. Irrigation of winegrapes in California. *Practical Winery & Vineyard* 23:42-55.

8.4.3 Biomasa de algarrobos

Álvarez, J. A., P. E. Villagra y R. Villalba. 2011. Factors controlling deadwood availability and branch decay in two *Prosopis* woodlands in the Central Monte, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 262(4):637-645.

Aronson, J.; C. Ovalle; J. Avendaño; L. Longeri y A. Del Pozo. 2002. Agroforestry tree selection in central Chile: Biological nitrogen fixation and early plant growth in six dryland species. *Agroforestry Systems*. 56:155-166.

Atanasio M. 2014 Influencia de la poda en el crecimiento de *Prosopis alba* Griseb. *Quebracho* Vol.22(1,2):66-78

Baskerville, G.L., 1972. Use of Logarithmic Regression in the Estimation of Plant Biomass. *Can. J. For. Res.* 2, 49-53. doi:10.1139/x72-009

Birhane, E.; A. C. Treydte; A. Eshete; N. Solomon y M. Hailemariam. 2017. Can rangelands gain from bush encroachment? Carbon stocks of communal grazing lands invaded by *Prosopis juliflora*. *Journal of Arid Environments*. 141:60-67.

Caron, M. y A. Ortin. 2010. Recuperación de bosques de algarrobos después de un incendio. *Ciencia* 5(14) 15 pp.

Chaturvedi, A. N. 1984. Assessment of biomass production. *Indian Forester* 110:726-738

Cruz, G. y Tapia P. 2020. Estimación biomasa de población de *Prosopis alba* (algarrobo) emplazados en el Sector Camar del Borde Este del Salar de Atacama. Informe Técnico preparado para Geobiota. Santiago. 49p

De Benitez, C.; M. Pece; M. Juárez de Galíndez y M. Acosta. 2014. Modelaje de la biomasa aérea individual y otras relaciones dendrométricas de *Prosopis nigra* Gris. en la provincia de Santiago del Estero, Argentina. *Revista de Ciencias Forestales - Quebracho*. 22:17-29.

Felker, P., López, C., Soulier, C., Ochoa, J., Abdala, R. y Ewens, M. 2001. Genetic evaluation of *Prosopis alba* (algarrobo) in Argentina for cloning elite trees. *Agroforestry Systems*. 53. 65-76. 10.1023/A:1012016319629.

Felker, P.; D. Smith; C. Wiesman y R. L. Bingham. 1989. Biomass production of *Prosopis alba* clones at two non-irrigated field sites in semiarid south Texas. *Forest Ecology and Management*. 29(3):135-150.

Felker, P.; P. P. Clark; J. F. Osborn y G. H. Cannell. 1982. Biomass Estimation in a Young Stand of Mesquite (*Prosopis* spp.), Ironwood (*Oheya tesota*), Palo Verde (*Cercidium floridum*, and *Parkinsonia aculeata*), and *Leucaena* (*Leucaena leucocephala*). 35(1):3.

Fernandes, P. C. F. 1994. Comportamento silvicultural de especies de *Prosopis*, em Petrolina-pe, Região Semi-Árida Brasileira. Curitiba, Brasil: Universidad Federal do Parana. 126p.

Fernandes, P. C.; E. B. de Oliveira y S. do Amaral. 1996. Equações para estimativa de biomassa de especies de *Prosopis* no semi-árido brasileiro. *Bol. Pesq. Fl. Colombo*. 32:67-79.

Fisher, C. E. 1977. Mesquite and modern man in Southwestern North América, En B. B. Simpson, ed. *Mesquite, Its biology in two desert ecosystems*, 177- 188, Stroudsburg, Pennsylvania.

Gayon, J. 2000. History of the concept of allometry. *Am. Zool.*, 40(5): 748-758.

Geobiota 2020. Plan de Seguimiento Ambiental Biótico 2019. Proyecto Cambios y Mejoras de la Operación Minera en el Salar de Atacama. Región de Antofagasta. Preparado para SQM Salar. Santiago. Mayo, 2020. 21 pág.

Helin, W. H. 1989. Species elimination trial, Luuq, Gedo Region, Somalia. Commonwealth Forestry Review 68:273-279

Hierro, J. L.; L. C. Branch; D. Villarreal y K. L. Clark. 2000. Predictive equations for biomass and fuel characteristics of Argentine shrubs. Journal of Range Management. 53(6):617-621.

Hughes, C. E.; J. J. Ringelberg; G. P. Lewis y S. A. Catalano. 2022. Disintegration of the genus *Prosopis* L. (Leguminosae, Caesalpinioideae, mimosoid clade). PhytoKeys. 205:147-189.

Husch, B., T. W. Beers and J.A. Kershaw. 2003. Forest Mensuration. Fourth edition. Wiley. New York, USA. 443 p.

Huxley, J.S. 1924. Constant differential growth-ratios and their significance. Nature, 114: 895-896.

Iglesias, M. D. R. y A. Haydée. 2010. Estimación de la biomasa aérea de seis leguminosas leñosas del Chaco Árido (Argentina). Ecología Austral. 20:71-79.

Karlin, U., Coirini, R. Catalan, L. y Zapata R. 1997 *Prosopis alba* En: FAO 1997 Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. Serie: Zonas Áridas y Semiaridas N° 12.

Khan, D., and R. Ahmad 2011. Size-Phytomass Relations. In: *Prosopis juliflora* (Swarz.) DC. Biol. Biotech., 8 (1): 139-154.

Laar, A. van, Akça, A., 2007. Forest mensuration, 2. ed., completely and supplemented. ed, Managing forest ecosystems. Springer, Dordrecht.

Ledesma, M.; C. A. Carranza y M. Balzarini. 2010. Estimación de la biomasa foliar de *Prosopis flexuosa* mediante relaciones alométricas. AgriScientia. 27(2):87-96.

Ludwig, J. A.; J. F. Reynolds y P. D. Whitson. 1975. Size-biomass Relationships of Several Chihuahuan Desert Shrubs. The American Midland Naturalist. 94(2):451-461. University of Notre Dame.

Meier, A. R.; M. R. Saunders y C. H. Michler. 2012. Epicormic buds in trees: a review of bud establishment, development and dormancy release. Tree physiology review. Tree Physiology Advance

Padrón E., Y R., Navarro-Cerrillo 2004. Estimation of above-ground biomass in naturally occurring populations of *Prosopis pallida* (H. & B. ex. Willd.) H.B.K. in the north of Peru. Journal of Arid Environments 56: 283-292.

Parresol, B. R. 2011. Additivity of nonlinear biomass equations. Canadian Journal of Forest Research. 31:865-878. NRC Research Press Ottawa, Canada.

Pasiecznik, N.M., Felker, P., Harris, P.J.C., Harsh, L.N., Cruz, G., Tewari, J.C., Cadoret, K. and Maldonado, L.J. 2001. The *Prosopis juliflora* - *Prosopis pallida* Complex: A Monograph. HDRA, Coventry, UK. pp.172.

Picard, N., Saint-André, L., Henry, M., 2012. Manual for building tree volume and biomass allometric equations from field measurement to prediction. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome. 215p.

Prodan, M., Peters, R., Cox, F., Real, P., 1997. Mensura forestal. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible. IICA, BMZ/gtz. San José, Costa Rica.

Rodríguez, R.; Marticorena, C.; Alarcón, D.; Baeza, C.; Cavieres, L.; Finot, V.; Fuentes, N.; Kiessling, A.; Mihoc, M.; Pauchard, A.; Ruiz, R.; Sánchez, P. y Marticorena, A. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana Bot. 75(1): 1-430.

Rodríguez, R.; Matthei, O. y Quezada, M. 1983, Flora arbórea de Chile. Ed. Universidad de Concepción 408p.

Satoo, T. y Magdwick, H.A.I. 1982. Forest biomass. Forestry Sciences. Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers. Netherlands. 135 p.

Sciammaro, Leonardo; Cristina Ferrero; Cecilia Puppo. 2015. Agregado de valor al fruto de *Prosopis alba*. Estudio de la composición química y nutricional para su aplicación en bocaditos dulces saludables. 1Rev. Fac. Agron. Vol 114 (1): 115-123.

Sharifi, M. R.; E. T. Nilsen y P. W. Rundel. 1982. Biomass and Net Primary Production of *Prosopis glandulosa* (Fabaceae) in the Sonoran Desert of California. American Journal of Botany. 69(5):760-767.

Sione, S., S. G. Ledesma, L. J. Rosenberger, J. D. Oszust; H. Andrade-Castañeda; G. O. Maciel, M. G. Wilson y M. C. Sasal. 2020. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. en bosques de Entre Ríos (Argentina). Agronomía & Ambiente. 40(1):63-76.

Villagra, P. Cony, M. y J. Álvarez. sf. Tercer informe de avance sobre estudios e investigaciones que intentan explicar el estado actual de ejemplares de algarrobo, en una población ubicada en las proximidades del pozo CAMAR 2 de SQM, en el Salar de Atacama, Chile. Estudio dendrocronológico. Centro Científico Tecnológico - CONICET-Mendoza - Argentina. 71p.

Zuloaga, F.O.; Morrone, O. & Belgrano, M.J. (eds.) 2008. Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 107: i-xcvi + 1-3348.

8.5 Fauna

Araya, B. y Millie, G. (1998). Guía de campo de las aves de Chile. Octava edición. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 406 p.

Blanco, D. y Carbonell, M. (2001). El censo neotropical de aves acuáticas. Los primeros 10 años: 1990-1999. Wetlands International, Buenos Aires & Ducks Unlimited, Memphis, 96pp.

Bibby, C.J., Burgess, N.D. y Hill, D.A. (1992). Bird census techniques. Academic Press, London.

Brown, J.H. y Zeng, Z. (1989). Comparative Population Ecology of Eleven Species of Rodents in the Chihuahuan Desert. Ecology, 70: 1507-1525.

Campbell, H. W., and Christman, S. P. (1982). Field techniques for herpetofaunal community analysis. Pp. 193–200. In: Scott, N. J. (Jr.) (Ed.), *Herpetological communities*. Wildlife Research Report (United States Fish and Wildlife Service), 13, 1–239.

Caziani, S.M. y Derlindati, E.J. (1996). *Fulica cornuta* en la Laguna de Pululos y otras cercanas, Puna árida del noroeste de Argentina. *Threatened Waterfowl Specialist Group Newsletter* 9:34-39.

Cei, J.M. (1962). *Los Batracios de Chile*. Ediciones de la Universidad de Chile 240 pp.

CONAF (2005). Flamencos altoandinos *Phoenicopterus andinus* (Philippi, 1854), *Phoenicopterus jamesi* (Sclater, 1886) y *Phoenicopterus chilensis* (Molina, 1782), en el Norte de Chile: Estado actual y plan de conservación. Rodríguez, E. (Ed.). Corporación Nacional Forestal, CONAF. Antofagasta, Chile.

CONAMA (2009). Memorandum DJ N° 387/2008. Minuta prelación para efectos del SEIA de las clasificaciones y/o categorizaciones de las especies de flora y fauna silvestre. Comisión Nacional del Medio Ambiente. División Jurídica.

CONAMA (2009). Convenio sobre diversidad biológica. Cuarto informe nacional de biodiversidad. Chile. 137 pp.

Couve, E., Vidal, C.F. y Ruiz, J. (2016). *Aves de Chile. Sus islas oceánicas y Península Antártica. Una guía de campo ilustrada*. FS Editorial, Punta Arenas. 550pp.

Crump, M. L. & Scott, N. J. J. (1994). Visual encounter surveys. Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster MS, (eds). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for amphibians*. Smithsonian Institution.

Decreto Supremo N° 5/1998 Reglamento de Ley de Caza, Servicio Agrícola Ganadero.

Decreto Supremo N° 75/2005 Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres.

Decreto Supremo N° 151/2007. Chile. Oficializa primera clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. Diario Oficial, 24 de marzo de 2007.

Decreto Supremo N° 50/2008. Chile. Aprueba y oficializa nómina para el segundo proceso de clasificación de especies según su estado de conservación. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. Diario oficial, 30 de junio de 2008.

Decreto Supremo N° 51/2008. Chile. Aprueba y oficializa nómina para el tercer proceso de clasificación de especies según su estado de conservación. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. Diario oficial, 30 de junio de 2008.

Decreto Supremo N° 23/2009. Chile. Aprueba y oficializa nómina para el cuarto proceso de clasificación de especies según su estado de conservación. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. Diario oficial, 7 de mayo de 2009.

Decreto Supremo N° 33/2011. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, quinto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 27 de febrero de 2012.

Decreto Supremo N° 41/2011. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, sexto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 11 de abril de 2012.

Decreto Supremo N° 42/2011. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, séptimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 11 de abril de 2012.

Decreto Supremo N° 19/2012. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, octavo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 11 de febrero de 2013.

Decreto Supremo N° 13/2013. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, noveno proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 25 de julio de 2013.

Decreto Supremo N° 52/2014. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 29 de agosto de 2014.

Decreto Supremo N° 38/2015. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, undécimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 04 de septiembre de 2015.

Decreto Supremo N° 16/2016. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, doceavo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 30 de septiembre de 2016.

Decreto Supremo N° 6/2017. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, treceavo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 2 de junio de 2017.

Decreto Supremo N° 79/2018. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo cuarto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 19 de diciembre de 2018.

Decreto Supremo N° 23/2019. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo quinto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 10 de julio de 2020.

Decreto Supremo N° 16/2020. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo sexto proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 27 de octubre de 2020.

Decreto Supremo N° 44/2021. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, décimo séptimo proceso. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Diario oficial, 20 de diciembre de 2021.

Decreto Supremo N° 10/2023. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, Décimo octavo Proceso. Ministerio del Medio Ambiente.

Decreto Supremo N° 2/2024. Chile. Aprueba y oficializa clasificación de especies según su estado de conservación, Décimo noveno Proceso. Ministerio del Medio Ambiente.

Delany, S. (2005). Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC). Wetlands International, Wageningen, 15pp.

Demangel, D. (2016). Reptiles en Chile. Fauna Nativa Ediciones, 619 pp.

Donoso-Barros, R. (1966). Reptiles de Chile. Ediciones Universidad de Chile, 458 pp.

Espinosa, L. (1998). Censo Neotropical de aves acuáticas 1997. Boletín Chileno de Ornitología 5: 34-40.

Estades, C.F., Vukasovic, M.A. y Aguirre, J. (2017). Birds in Coastal Wetlands of Chile. In: Fariña J., Camaño A. (eds) The Ecology and Natural History of Chilean Saltmarshes. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63877-5_3

Gallardo O.P. y Rodríguez, E (1992). Hábitos alimentarios y etología de flamencos en el Salar de Surire. Tesis de grado. Universidad Arturo Prat, 89 pp

Graeter, G. J., K. A. Buhlmann, L. R. Wilkinson, and J. W. Gibbons. 2013. Inventory and monitoring: recommended techniques for reptiles and amphibians. Partners in Amphibian and Reptile Conservation Technical Publication IM-1, Birmingham, AL, USA.

Hurlbert, S.H., López, M. y Keith, J.O. (1984). Wilson's Phalarope in the Central Andes and its Interaction with the Chilean Flamingo. Revista Chilena de Historia Natural, 57: 47-57.

Iriarte, J.A. (2008). Mamíferos de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España. 420 pp.

Jaramillo, A. (2005). Aves de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España. 240 pp.

Johnson, A.W. (1965). The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia, and Peru. Vol. I. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires, 398 pp.

Johnson, A.W. (1967). The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia, and Peru. Vol. II. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires, 447 pp.

López-Lanús, B. y Blanco, D.E. (Eds.) (2005). El Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2004. Global Series No. 17. Wetlands International. Buenos Aires, 114pp.

Mann, G. (1958) Clave de determinación para las especies de mamíferos silvestres de Chile. Trabajos del Centro de Investigaciones Zoológicas 4: 1-38.

Mann, G. (1978). Los pequeños mamíferos de Chile. Gayana, Zoología 40:1-342.

Martínez, D. y González, G. (2005). Aves de Chile. Nueva guía de campo. Ediciones del Naturalista, Santiago, 620 pp.

Martínez-Piña, D. (2023). Aves de Chile. Guía de Campo de las Aves de Chile. Museo Ediciones. Santiago, Chile. 620 pp.

Mella, J. (2017). Guía de Campo de Reptiles de Chile. Tomo 1: Zona Central. Peñaloza APG (ed.) Santiago, Chile. 308 pp.

- Mills, J.N., Yates, T.L., Childs, J.E., Parmenter, R.R., Ksiazek, T.G., Rollin, P.E. y Peters, C.J. (1995). Guide-lines for working with rodents potentially infected with Hantavirus. *Journal of Mammalogy* 76(3): 716-722 pp.
- Mills, J.N., Childs, J.E., Ksiazek, T.G. y Peters, C.J. (1998). Métodos para trampeo y muestreo de pequeños mamíferos para estudios virológicos. Organización Panamericana de la Salud. 64 pp.
- Muñoz-Pedrerros, A. (2008). Huellas y signos de mamíferos de Chile. Cea Ediciones.
- Muñoz-Pedrerros, A. y Yañez, J.L. (2000). Mamíferos de Chile. Ediciones CEA, Valdivia Chile. 464 pp.
- Muñoz-Pedrerros, A., Rau, J. y Yañez, J. (2004). Aves rapaces de Chile. Cea Ediciones.
- Muñoz-Pedrerros, A., Rau, J. R., Valdebenito, M., Quintana, V. y Martínez, D.R. (1995). Densidad relativa de pumas (*Felis concolor*) en un ecosistema forestal del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 68: 501-507.
- Núñez, H. y Jaksic, F. (1992). Lista comentada de los reptiles terrestres de Chile continental. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile)* 43: 63-91.
- Osgood, W. H. (1943). The Mammals of Chile. Field Museum of Natural History. Zoological Series 30: 1-268.
- Parada, M. (1990). Flamencos en el norte de Chile, distribución, abundancia y fluctuaciones estacionales del número. Pp. 52-66 en *Actas I Taller Internacional de Especialistas en Flamencos Sudamericanos*. Corporación Nacional Forestal, 217pp.
- Pérez-García, J. N., y Paz-Quevedo, O. W. (2021). Uso de los recursos espacio temporales por un ensamble de reptiles en un bosque nuboso de El Salvador. *Revista Comunicaciones Científicas Y Tecnológicas*, 5(1).
- Pincheira-Donoso, D. y Nuñez, H. (2005). Las especies chilenas del género *Liolaemus* Wiegmann 1843 (Iguania: Tropicoduridae: Liolaeminae). *Taxonomía, sistemática y evolución*. Publicación ocasional, Museo Nacional de Historia Natural (Chile) 59: 1-486.
- Rau, J., Zuleta, C., Gantz, A., Sáiz, F., Cortés, A., Yates, L., Spotorno, A. y Couve, E. (1998). Biodiversidad de artrópodos y vertebrados del Norte Grande de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71:527-554.
- Reise D. (1973). Clave para la determinación de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. *Gayana Zoológica*. Universidad de Concepción.
- Rodríguez, E. (ed.). (2005). Flamencos altoandinos *Phoenicopiterus andinus* (Philippi, 1854), *Phoenicoparrus jamesi* (Sclater, 1886) y *Phoenicopiterus chilensis* (Molina, 1782), en el Norte de Chile: Estado actual y plan de conservación. Corporación Nacional Forestal, CONAF. Antofagasta, Chile.
- Rodríguez, E., y Contreras, J.P. (1998). Conservación de Flamencos en el Norte de Chile. En: *La Conservación de la Fauna Nativa de Chile. Logros y Perspectivas*. Víctor Valverde (Ed.), Corporación Nacional Forestal. Chile.
- SACC, 2025. List Classification of Birds, Version 22 June 2025 by South American Classification Committee. <https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCCountryLists.htm>
- SAG (2004). Medidas de mitigación de impactos ambientales en fauna silvestre. Servicio Agrícola y Ganadero. División de Protección de los Recursos Naturales Renovables. Subdepartamento de Gestión Ambiental. Santiago de Chile. 180 pp.

Skewes, O. (2009). Manual de huellas de mamíferos silvestres de Chile. Chillán, Chile. Imprenta La Discusión. 100 pp.

Stotz, D., Fitzpatrick, J., Parker III, T. y Moskovits, D. (1997). Neotropical birds, ecology, and conservation. The University of Chicago Press, Chicago, 478pp.

Sutherland, W. J. (Ed.). (2006). Ecological census techniques: a handbook. Cambridge university press.

Tala, C. (2006). Qué hacen aquí esas gaviotas... qué hacen aquí, tan lejos de su lugar natal. Boletín Veterinario Oficial N°5, I semestre 2006.

Vidal M. y Labra, A. (2008). Herpetología de Chile. Science Verlag, Santiago.

8.6 Biota acuática

Albarracín V., Dib J.R., Ordoñez OF. & Farías M.E. (2010). A harsh life to indigenous proteobacteria at the Andean mountains: microbial diversity and resistance mechanisms towards extreme conditions. In: Sezenna M (ed). Phylogeny, metabolic diversity and ecological effects. Nova Science Publishers, Inc., New York, pp1-24.

Anderson M. (2001). A new method for non-parametric multivariate análisis of variance. Austral Ecology. 26: 32-46.

APHA, AWWA, WPCF. (2012). Métodos normalizaos para el análisis de aguas potables y residuales. Editorial Díaz de Santos S.A. España.

Barocio-León O.A., Millán-Núñez R., Santamaría del Ángel E & González-Silvera A. (2007). Productividad primaria del fitoplancton en la zona eufótica del Sistema de la Corriente de California estimada mediante imágenes del CZCS. Ciencias marinas 33(1): 5972.

CEA, (2018). Guía metodológica y protocolos de muestreo de flora y fauna acuática en aguas continentales de Chile. Proyecto FIPA N°2016-46.

CEA (2020). Estudio de la historia de vida de *Heleobia atacamensis*. Compromiso Ambiental Voluntario, Al-bemarle, 27 pp.

Collado, G.A. (2013). *Heleobia atacamensis* (Philippi, 1860). In: 10° Proceso de Clasificación de Especies. Ministerio del Medio Ambiente, Chile. www.mma.gob.cl (accessed 07.07. 2014)

Collado G.A., Méndez M.A. Letelie, S. Veliz D. & Sabando, M.C. (2011). Morfología peniana y taxonomía del género *Heleobia* Stimpson, 1865 en Chile junto a una revisión de los ejemplares tipo del Museo Nacional de Historia Natural de Chile. *Amici Molluscarum* (Número especial): 49-58.

Cornellá O., Salas J., Aravena R., Guzmán E., Guimerá J., Tore C., Von Igel W., Henríquez A & Fock A. (2009). Hidrogeología de los sistemas lagunares del margen este del Salar de Atacama. XII Congreso Geológico Chileno. 1-4.

De Los Ríos-Escalante P. (2011). A null model to study community structure of microcrustaceans assemblages in northern Chilean shallow lakes *Crustaceana* 84(11/12): 513-321.

De Los Ríos-Escalante P., Baaloudj A., Encina-Montoya F., Vega R. & Mardones A. (2023). Nuil models for understand crustaceans communities in inland Waters in San Pedro de Atacama and Salar de Atacama basin, Antofagasta región, Chile. *Idesia* 41(1): 105-109.

Fernández-Turiel J.L., García M., Gimeno D., Saavedra J & Martínez S. (2005). The host spring and geyser of El Tatio, northern Chile. *Sedimentary Geology*, 180: 125-147.

Gajardo G. & Redón S. (2019). Andean hypersaline lakes in the Atacama Desert, northern Chile: Between lithium exploitation and unique biodiversity conservation. *Conservation Science and Practice*. Vol1 (9): e94.

Green, E. J., & Carritt, D. E. (1967). Oxygen solubility in sea water: thermodynamic influence of sea salt. *Science*, 157(3785), 191-193.

Jara F., Soto D. & Palma R. (1995). Reproduction in captivity of the endangered Killifish *Orestias as-cotanensis* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Copeia* 1:226-228.

Lambret, P., Janssens, L., & Stoks, R. (2021). The impact of salinity on a saline water insect: Contrasting survival and energy budget. *Journal of insect physiology*, 131, 104224.

Muñoz J.F & Ortiz C.A. (2004). Funcionamiento hidrogeológico del acuífero del núcleo del Salar de Atacama, Chile. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. XIX, numero 2: 69-81.

Oksanen, F.J., et al. (2017) *Vegan: Community Ecology Package*. R package Version 2.4-3.

R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Souissi, A., Hwang, J. S., & Souissi, S. (2021). Reproductive trade-offs of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* under different thermal and haline regimes. *Scientific Reports*, 11(1), 20139.