

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC)
Departamento de Bioquímica del Suelo

TESIS DOCTORAL



**LOS SUELOS DESARROLLADOS SOBRE SERPENTINITAS
Y SU RELACIÓN CON LA FLORA ENDÉMICA**

*Memoria para optar al grado de Doctor por
la Universidad de Santiago de Compostela
en el programa de Investigación
Agraria y Forestal*

WAGNER PEÑA CORDERO

2 0 0 4



DEPARTAMENTO DE EDAFOLOXÍA
E QUÍMICA AGRÍCOLA
Facultade de Farmacia

Campus Universitario Sur
15782 Santiago de Compostela
España

Doña M^a DEL CARMEN LEIRÓS DE LA PEÑA, Profesora Titular del Departamento de Edafología y Química Agrícola, **Don FERNANDO GIL SOTRES**, Catedrático del Departamento de Edafología y Química Agrícola, de la Universidad de Santiago de Compostela, y **Doña CARMEN TRASAR CEPEDA**, Científica Titular del C.S.I.C.

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada “LOS SUELOS DESARROLLADOS SOBRE SERPENTINITAS Y SU RELACIÓN CON LA FLORA ENDÉMICA” que para optar al grado de Doctor presenta D. **Wagner Peña Cordero**, fue realizada en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela y en el Departamento de Bioquímica del Suelo del Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del C.S.I.C., bajo nuestra dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de Tesis Doctoral, autorizamos su presentación en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en Santiago de Compostela, a 24 de marzo de 2004.

Dra. Doña M^a del Carmen Leirós de la Peña

Dra. Doña. Carmen Trasar Cepeda

Dr. Don Fernando Gil Sotres

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar a mi Directora de Tesis, Dra. María del Carmen Leirós de la Peña (*Doña Mencha*), por haberme dado la oportunidad y el asesoramiento necesario para concluir este trabajo, pero sobre todo por su especial interés e inestimable apoyo en todo momento. Muchísimas gracias!!!.

Al grupo de investigación, conformado por M. C. Leirós, F. Gil-Sotres, C. Trasar-Cepeda y S. Seoane, por sus aportes y consejos para finalizar mi formación académica.

Igualmente a los profesores Dr. Juan Rodríguez-Oubiña y Miguel Gómez Valverde del Departamento de Biología Vegetal (Proyecto PGIDTMAN29302PR, Xunta de Galicia), por su colaboración y entusiasmo durante la realización de este proyecto. A los demás profesores del Dpto. Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia, muchas gracias por sus enseñanzas, y a todos los compañeros de la Universidad de Santiago de Compostela y del CSIC que, de una u otra forma, ayudaron para que mi estadía en este país fuera más agradable.

A todas las personas que me han brindado su amistad durante todos estos años, entre ellas: la familia Bescansa Leirós, la familia Coduras M., la familia Rodríguez-Oubiña, Srtas. Mónica Sánchez y Nuria Vázquez, D. Victor y Susy (C.R.), D. Jorge Lugo y familia (México), Rosa Bellas y Doña Paulina Montes de Oca (UNA, C.R.). Mil gracias.

Además, extendiendo el agradecimiento a toda mi familia en Costa Rica (Peña Cordero y Alfaro Monge-Montero); a la Universidad de Santiago de Compostela y, en especial, al Dpto. Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia, por su constante apoyo durante todos estos años y por crear un espacio ideal para poder defender la Tesis Doctoral.

Al Ministerio de Ciencia y Tecnología y al Consejo Nacional para las Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Costa Rica (CONICIT-MICYT), a la Agencia Española de Cooperación Internacional e Instituto Galego de Cooperación Iberoamericana (IGaCI-AECI), por darme la oportunidad de haber sido becario en España.

A Dios, que siempre nos acompaña allá donde estamos.

A todos, mis sinceros agradecimientos...

A Pili

ÍNDICE GENERAL

	<u>Pág.</u>
JUSTIFICACIÓN	13
1. INTRODUCCIÓN	15
1.1. LAS ZONAS SERPENTINIZADAS	17
1.2. EL MATERIAL SERPENTINIZADO	22
1.2.1. La serpentinita	22
1.2.2. La serpentina	23
1.2.3. El proceso de serpentización	24
1.3. LOS SUELOS DESARROLLADOS SOBRE ROCAS SERPENTINIZADAS	26
1.3.1. Propiedades generales y estado de fertilidad	27
1.3.1.1. Características mineralógicas	27
1.3.1.2. Características físicas	28
1.3.1.3. Características químicas y fisicoquímicas	29
1.3.1.4. Fertilidad	31
1.3.1.5. Otras características	32
1.3.1.6. Tipos de suelos	33
1.3.2. Contenido en metales	35
1.3.2.1. Origen y forma	36
1.3.2.2. Niveles en los suelos sobre serpentinitas	37
1.3.2.3. Formas en el suelo	39
1.3.2.4. Metales principales en los suelos sobre serpentinitas	42
1.3.2.4.1. Niquel	42
1.3.2.4.2. Cromo	43
1.3.2.4.3. Cobalto	43
1.3.2.4.4. Cobre y Cinc	44
1.3.2.4.5. Cadmio y Plomo	45
1.3.2.4.6. Hierro y Manganeseo	46
1.3.2.5. Biodisponibilidad	47
1.3.2.6. Función en las plantas y toxicidad	51
1.3.3. Propiedades bioquímicas del suelo	54
1.4. LA VEGETACIÓN Y LA FLORA EN ÁREAS SERPENTINIZADAS	60
1.4.1. Características	61
1.4.2. Clasificación	62

Índice

1.4.3. Flora endémica	64
1.4.4. Composición química en plantas de áreas serpentinizadas	69
1.4.5. Los suelos que albergan endemismos	71
2. OBJETIVOS	77
3. MATERIALES Y MÉTODOS	81
3.1. MATERIALES	83
3.1.1. Localización	83
3.1.2. Climatología	91
3.1.3 Descripción de las parcelas	92
3.1.4. Recogida de las muestras	96
3.2. MÉTODOS	98
3.2.1. Toma y preparación de las muestras	98
3.2.2. Propiedades generales de los suelos	99
3.2.2.1. Determinación de la humedad	99
3.2.2.2. Determinación del pH en H ₂ O y en KCl	99
3.2.2.3. Análisis granulométrico y clase textural	100
3.2.2.4. Determinación del carbono orgánico total y la materia orgánica del suelo	101
3.2.2.5. Determinación del Nitrógeno total del suelo	102
3.2.2.6. Determinación del fósforo asimilable	103
3.2.2.7. Determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo	104
3.2.3. Propiedades bioquímicas del suelo	106
3.2.3.1. Biomasa microbiana	106
3.2.3.2. Respiración del suelo	107
3.2.3.3. Mineralización del nitrógeno	110
3.2.3.4. Actividades enzimáticas	111
3.2.3.4.1. Actividad β-D-Glucosidasa	111
3.2.3.4.2. Actividad Fosfomonoesterasa	113
3.2.3.4.3. Actividad Ureasa	115
3.2.3.4.4. Actividad Proteasa-BAA	116
3.2.4. Determinación de los metales en el suelo	117
3.2.4.1. Contenido total de metales	117
3.2.4.2. Fraccionamiento de metales según su localización en el suelo	118
3.2.4.2.1. Forma metálica extraíble con agua	119
3.2.4.2.2. Forma metálica extraíble con acetato amónico	120
3.2.4.2.3. Forma metálica extraíble con pirofosfato sódico	120
3.2.4.2.4. Forma metálica extraíble con oxálico - oxalato	120

3.2.4.2.5. Forma metálica extraíble con ox-ox-ascórbico	121
3.2.4.2.6. Forma metálica extraíble con hidroxilamina	121
3.2.4.2.7. Forma metálica residual	121
3.2.4.3. Determinación de metales según su biodisponibilidad	122
3.2.5. Determinación de los metales totales en las plantas	122
4. RESULTADOS	125
4.1. PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS	127
4.1.1. Granulometría	127
4.1.2. pH	131
4.1.3. Propiedades químicas	133
4.2. METALES EN LOS SUELOS	141
4.2.1. Contenido total	141
4.2.2. Fraccionamiento	145
4.2.3. Fraccionamiento de los metales según su localización en el suelo	152
4.2.3.1. Forma soluble	152
4.2.3.2. Forma cambiante	154
4.2.3.3. Forma ligada a la materia orgánica	156
4.2.3.4. Forma asociada a óxidos amorfos	158
4.2.3.5. Forma asociada a óxidos cristalinos	160
4.2.3.6. Forma residual	162
4.2.3.7. Forma asociada a óxidos de Mn	164
4.2.3.8. Forma asociada a otros óxidos (no de Mn)	166
4.2.4. Distribución general de las formas metálicas en el suelo	168
4.2.5. Fracción biodisponible de los metales en el suelo	172
4.3. PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE LOS SUELOS	177
4.3.1. Biomasa microbiana	177
4.3.2. Respiración del suelo	180
4.3.3. Mineralización del nitrógeno	195
4.3.4. Actividad enzimática	201
4.3.4.1. β -D-Glucosidasa	201
4.3.4.2. Fosfomonoesterasa	204
4.3.4.3. Ureasa	206
4.3.4.4. Proteasa	208
4.4. CONTENIDO DE METALES EN LAS PLANTAS	210
4.4.1. <i>Armeria merinoi</i> (Bernis) Nieto Feliner & Silva Pando	210
4.4.2. <i>Santolina melidensis</i> Rodr.-Oubina & S. Ortiz	213
4.4.3. <i>Leucanthemum gallaecicum</i> Rodr.-Oubiña & S. Ortiz	216

Índice

4.4.4. <i>Centaurea janeri</i> Graells subsp. <i>gallaecica</i> Láinz	218
4.4.5. <i>Sagina merinoi</i> Pau ex Merino	220
4.4.6. Acumulación de metales en las plantas	221
5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	231
5.1. LOS SUELOS SOBRE SERPENTINITAS	233
5.1.1. Características generales	233
5.1.2. Presencia de metales	239
5.1.3. Parámetros bioquímicos	257
5.2. LOS SUELOS SOBRE SERPENTINITAS CON PRESENCIA DE PLANTAS ENDÉMICAS	269
5.2.1. Análisis de la varianza de las medias	273
5.2.2. Análisis discriminante	290
5.2.3. Características de los suelos con presencia de cada endemismo	292
5.2.3.1. Matriz de correlaciones	292
5.2.3.2. Análisis de componentes principales	297
5.3. LAS PLANTAS ENDÉMICAS	316
5.3.1. Contenido en metales	318
5.3.2. Acumulación de metales en relación con el suelo	325
6. DISCUSIÓN GLOBAL	337
7. CONCLUSIONES	353
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	359
9. ANEXOS	397
A. FOTOGRAFÍAS DE ALGUNAS DE LAS PARCELAS CON PRESENCIA DE ENDEMISMOS	399
B. FOTOGRAFÍA AÉREA DE UNA PARTE DE LA ZONA ESTUDIADA	402

ÍNDICE DE TABLAS

	<u>Pág.</u>
1. Presencia de metales en minerales primarios	36
2. Algunos metales en minerales secundarios y ligados a la materia orgánica	37
3. Valores límites de metales en suelos para uso agrícola	38
4. Disponibilidad o movilidad según la especie del metal	50
5. Niveles del Factor de Concentración (CF) para algunas plantas	73
6. Concentraciones de algunos metales en suelos y plantas	74
7. Ubicación fisiográfica de las parcelas estudiadas (UTM)	90
8. Valores de radiación solar compuesto en horas de sol y % de insolación en la estación de Mouriscade (Lalín), durante el año 2001	92
9. Descripción general de cada parcela estudiada	93
10. Inventario de plantas presentes en las parcelas con presencia de endemismos	94
11. Flora endémica recolectada en las distintas parcelas	97
12. Granulometría relativa (%) y su clasificación textural en los suelos	128
13. Parámetros estadísticos de la granulometría de los suelos (%)	128
14. Valores del pH en los suelos	131
15. Parámetros estadísticos del pH en los suelos	132
16. Valores del C, N y P en los suelos	133
17. Parámetros estadísticos del C, N y P en los suelos	134
18. Valores de los elementos catiónicos en el complejo de cambio	136
19. Parámetros estadísticos de los elementos catiónicos en el complejo de cambio	138
20. Valores de los 4 principales parámetros catiónicos en el complejo de cambio de los suelos	139
21. Parámetros estadísticos del complejo de cambio	140
22. Valores de los metales totales en el suelo	142
23. Parámetros estadísticos de los metales totales en los suelos	143
24. Valores de las extracciones de los metales en el suelo	146
25. Valores de metales solubles en el suelo	153
26. Parámetros estadísticos de los metales solubles en el suelo	153
27. Valores de metales de cambio en el suelo	155
28. Parámetros estadísticos de los metales de cambio en el suelo	155
29. Valores de metales ligados a la materia orgánica del suelo	157
30. Parámetros estadísticos de los metales ligados a la materia orgánica del suelo	157
31. Valores de metales en los suelos asociados a óxidos amorfos	159

Índice

32. Parámetros estadísticos de los metales de los suelos asociados a óxidos amorfos	159
33. Valores de metales en los suelos asociados a óxidos cristalinos	161
34. Parámetros estadísticos de los metales de los suelos asociados a óxidos cristalinos	161
35. Valores de metales en forma residual en el suelo	163
36. Parámetros estadísticos de los metales de forma residual en el suelo	163
37. Valores de metales en el suelo asociados a óxidos de Mn	165
38. Parámetros estadísticos de los metales asociados a óxidos de Mn	165
39. Valores de metales en el suelo asociados a otros óxidos (no de Mn)	167
40. Parámetros estadísticos de los metales asociados a otros óxidos (no de Mn)	167
41. Valores de metales en forma biodisponible	173
42. Parámetros estadísticos de los metales biodisponibles en los suelos	174
43. Valores del flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)	177
44. Parámetros estadísticos del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)	178
45. Valores de la respiración microbiana del suelo	181
46. Parámetros estadísticos de los valores del CO ₂ acumulado durante 10 días	186
47. Valores de las constantes cinéticas (<i>K</i>) y de los coeficientes de correlación de <i>Pearson</i> (<i>r</i>) para la mineralización del carbono	192
48. Valores del coeficiente metabólico (<i>q</i> CO ₂) y del coeficiente de mineralización (CO ₂ /C-total) del carbono en el suelo	193
49. Parámetros estadísticos del coeficiente metabólico (<i>q</i> CO ₂) y el de mineralización (CO ₂ /C-total)	194
50. Valores del contenido en nitrógeno inorgánico inicial de los suelos	196
51. Parámetros estadísticos del nitrógeno inorgánico inicial en los suelos	196
52. Cantidades netas de N-NH ₄ ⁺ y de N-NO ₃ ⁻ liberadas durante la mineralización del nitrógeno en una incubación de 10 días	198
53. Parámetros estadísticos de la mineralización del nitrógeno en los suelos	199
54. Actividad enzimática de la β-D-glucosidasa (μmol <i>p</i> -nitrofenol liberado · g ⁻¹ h ⁻¹) y su relación con el C total del suelo (%)	201
55. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática β-D-glucosidasa y su relación con el C total del suelo	202
56. Actividad enzimática de la fosfomonoesterasa (μmol <i>p</i> -nitrofenol liberado · g ⁻¹ h ⁻¹) y su relación con el C total del suelo (%)	204
57. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática fosfomonoesterasa y su relación con el C total del suelo	205
58. Actividad enzimática de la ureasa (μmol NH ₃ ⁺ · g ⁻¹ h ⁻¹) y su relación con el C total del suelo (%)	206
59. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática ureasa y su relación con el C total del suelo	207

60. Actividad enzimática de la proteasa-BAA ($\mu\text{mol NH}_3^+ \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (%)	208
61. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática proteasa-BAA y su relación con el C total del suelo	209
62. Valores de los metales en flores de <i>Armeria merinoi</i>	211
63. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de <i>Armeria merinoi</i>	212
64. Valores de los metales en el sistema radical de <i>Armeria merinoi</i>	213
65. Valores de los metales en flores de <i>Santolina melidensis</i>	214
66. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de <i>Santolina melidensis</i>	215
67. Valores de los metales en el sistema radical de <i>Santolina melidensis</i>	216
68. Valores de los metales en flores de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	217
69. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	217
70. Valores de los metales en el sistema radical de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	218
71. Valores de los metales en flores de <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	219
72. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	219
73. Valores de los metales en el sistema radical de <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	220
74. Valores de los metales en los tres sistemas de tejidos vegetales en <i>Sagina merinoi</i>	221
75. Valores de algunos parámetros físico-químicos de horizontes A de los suelos estudiados y del resto de Galicia	234
76. Matriz de correlación de <i>Pearson</i> de las propiedades generales de los suelos	236
77. Metales totales en los suelos y los umbrales de fitotoxicidad	240
78. Matriz de correlación de <i>Pearson</i> entre los metales totales de los suelos	241
79. Relación de los metales totales y algunos parámetros físico-químicos en los suelos	242
80. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Fe frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	245
81. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Ni frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	247
82. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Mn frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	249
83. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Cr frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	251
84. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Co frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	253
85. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Zn frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	254
86. Correlaciones de <i>Pearson</i> del fraccionamiento del Cu frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos	256

Índice

87. Comparación de las propiedades bioquímicas en Galicia	258
88. Matriz de correlación de <i>Pearson</i> entre las propiedades bioquímicas de los suelos sobre serpentinitas	261
89. Correlaciones de <i>Pearson</i> de las propiedades físicas y químicas frente a los parámetros bioquímicos de los suelos	263
90. Valores específicos de las propiedades bioquímicas en función al contenido de materia orgánica	265
91. Correlaciones de <i>Pearson</i> de los parámetros bioquímicos frente a los metales totales en los suelos	267
93. Características de los suelos con cada uno de los endemismos y con ausencia de ellos	270
94. Relación de la presencia de los endemismos en función a las propiedades más significativas del suelo	293
95. ACP de los suelos con presencia de <i>Santolina melidensis</i>	298
96. ACP de los suelos con presencia de <i>Armeria merinoi</i>	301
97. ACP de los suelos con presencia de <i>Centaurea janeri</i> subsp <i>gallaecica</i>	305
98. ACP de los suelos con presencia de <i>Sagina merinoi</i>	309
99. ACP de los suelos con presencia de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	312
100. ACP de los suelos sin presencia de endemismos	314
101. Valores medios de metales en las plantas endémicas	319
102. Algunos valores de metales en plantas	321

ÍNDICE DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
1. Localización de las zonas serpentinizadas importantes en Galicia	18
2. Algunos usos del suelo en el área serpentinizada	20
3. Terreno disturbado en Santiso de Melide (A Coruña)	21
4. Muestras de serpentinitas	22
5. Esquema general de la serpentización	26
6. Suelo sobre serpentinitas en A Costa de Barazón (Melide)	34
7. Distribución de los metales potencialmente tóxicos en sus diferentes formas en el suelo	40
8. Plantas de <i>Armeria merinoi</i> (Bernis) Nieto Feliner & Silva-Pando	66
9. Plantas de <i>Leucanthemum gallaecicum</i> Rodr.-Oubiña & S. Ortiz	67
10. Plantas de <i>Santolina melidensis</i> Rodr.-Oubiña y S. Ortiz	68
11. Plantas de <i>Sagina merinoi</i> Pau ex Merino	68
12. Plantas de <i>Centaurea janeri</i> Graells subsp. <i>gallaecica</i> Laínz	69
13. Ubicación cartográfica de las serpentinitas y las parcelas estudiadas	84
14. Localización de las áreas con presencia de <i>Santolina melidensis</i>	85
15. Localización de las áreas con presencia de <i>Armeria merinoi</i>	86
16. Localización de las áreas con presencia de <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	87
17. Localización de las áreas con presencia de <i>Sagina merinoi</i>	88
18. Localización de las áreas con presencia de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	89
19. Distribución de la precipitación y la temperatura en la zona de estudio durante el año hidrológico 2000-2001	91
20. Distribución de las partículas de los suelos en un triángulo textural	130
21. Distribución relativa de las texturas en los suelos	130
22. Distribución en clases de frecuencias del pH en los suelos	132
23. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas según el contenido en carbono total, nitrógeno total y fósforo asimilable	135
24. Distribución relativa de los elementos catiónicos en el complejo de cambio de los suelos	138
25. Distribución de suelos en clases de frecuencias relativas según su contenido en metales totales	144
26. Distribución relativa de las formas metálicas en los suelos	169
27. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas de los metales en forma biodisponible	175

Índice

28. Cantidad relativa de metales biodisponibles en función al total en el suelo	176
29. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativa a C-biomasa ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y a biomasa en función al C total (%)	179
29. Evolución del C-CO ₂ acumulado en 10 días	182
30. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas de CO ₂	186
32. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono	188
33. Distribución de los suelos en clases de frecuencias del coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) y el de mineralización del carbono (C-CO ₂ /C-total)	194
34. Distribución de los suelos en clases de frecuencias de los contenidos de nitrógeno inorgánico	197
35. Distribución de los suelos en clases de frecuencias de los contenidos en nitrógeno incrementado producido durante una incubación de 10 días	200
36. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad β -D-glucosidasa ($\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (%)	203
37. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad fosfomonoesterasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (%)	205
38. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad ureasa ($\mu\text{mol } \text{NH}_3^+ \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (%)	207
39. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad proteasa-BAA ($\mu\text{moles } \text{NH}_3^+ \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (%)	209
40. Niveles de cobre (Cu) en las plantas endémicas	222
41. Niveles de plomo (Pb) en las plantas endémicas	223
42. Niveles de cobalto (Co) en las plantas endémicas	224
43. Niveles de cromo (Cr) en las plantas endémicas	225
44. Niveles de manganeso (Mn) en las plantas endémicas	226
45. Niveles de hierro (Fe) en las plantas endémicas	227
46. Niveles de níquel (Ni) en las plantas endémicas	228
47. Niveles de cinc (Zn) en las plantas endémicas	229
48. Relación de la biomasa microbiana y su actividad respiratoria con la materia orgánica de los suelos	264
49. Análisis de la varianza de las propiedades físico-químicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	274
50. Análisis de la varianza de las propiedades del complejo de cambio con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	275

51. Análisis de la varianza de las propiedades químicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	276
52. Análisis de la varianza de las propiedades bioquímicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	278
53. Análisis de la varianza del contenido total en metales con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	280
54. Análisis de la varianza de las formas de Co con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	282
55. Análisis de la varianza de las formas de Fe con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	284
56. Análisis de la varianza de las formas de Mn con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	285
57. Análisis de la varianza de las formas de Cr con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	286
58. Análisis de la varianza de las formas de Ni con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos	288
59. Análisis de discriminantes entre los grupos de suelos	291
60. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de <i>Santolina melidensis</i>	299
61. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de <i>Armeria merinoi</i>	303
62. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de <i>Centaurea janeri</i> subsp <i>gallaecica</i>	307
63. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de <i>Sagina merinoi</i>	310
64. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	313
65. Relación entre las variables del grupo de suelos sin presencia de endemismos	315
66. Relación (%) del contenido en metales de tallo-hojas en función a la cantidad presente en las raíces de los endemismos	323
67. Relación (%) del contenido en metales de flores en función a la cantidad presente en los tallo-hojas de los endemismos	324
68. Acumulación de cobre (Cu) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	326
69. Acumulación de cinc (Zn) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	327
70. Acumulación de cobalto (Co) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	328
71. Acumulación de níquel (Ni) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	329
72. Acumulación de cromo (Cr) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	330

Índice

73. Acumulación de manganeso (Mn) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	331
74. Acumulación de hierro (Fe) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo	332
75. Comparación del nitrógeno calculado con la ecuación del equilibrio bioquímico (% Nc) y el nitrógeno experimental (% Nk) en suelos sobre serpentinitas y sobre diferentes materiales en Galicia	349
76. Comparación del equilibrio bioquímico del suelo sobre serpentinitas con y sin presencia de endemismos y suelos sobre otros materiales en Galicia	349

JUSTIFICACIÓN

Las zonas serpentinizadas han sido estudiadas por muchos investigadores de todo el mundo, pero en general, se piensa que es necesario llevar a cabo un estudio más profundo, de carácter multidisciplinario, donde se combinen aspectos de la biología, la geología, la botánica, la microbiología, etc., y que traten de explicar la influencia del medio ambiente sobre el equilibrio en el suelo, su fertilidad y la presencia de una vegetación característica de gran importancia, como lo es la flora endémica en los suelos desarrollados sobre material serpentizado.

En Galicia, existen ciertas zonas donde el uso agrícola o forestal de las tierras es difícil, aunque se trata de áreas de muy poca extensión. Estas zonas comprenden los suelos desarrollados sobre serpentinitas, con características muy especiales, destacando la presencia de metales a niveles tóxicos para la mayoría de las plantas, por lo cual el desarrollo de la vegetación es escaso.

No obstante, la toxicidad por metales no ocurre de la misma forma en cualquier suelo sobre serpentinitas, ya que su comportamiento depende tanto de factores del suelo como de la vegetación instalada. Además, el contenido total de metales no es suficiente para conocer su asimilación por las plantas y, consecuentemente, el grado de toxicidad del medio; por ello, es necesario estudiar las distintas formas en que se encuentran los elementos metálicos, a pesar de lo cual no existen muchos trabajos de suelos sobre serpentinita que contemplen el fraccionamiento de los metales.

Más escasa todavía es la información que existe sobre las propiedades bioquímicas de estos suelos, a pesar de que se trata de características que dan una información que es fundamental para conocer el estado de equilibrio con el medio en que se encuentran.

Por otro lado, la vegetación de estas áreas serpentinizadas ha sido estudiada muchas veces por botánicos y ecologistas, pero siempre llegan a la conclusión de la necesidad de conocer más sobre la relación suelo-planta y, sobre todo, de investigar cómo la vegetación puede llegar a soportar algunos metales a niveles tan altos que, en general, son tóxicos para la mayoría de las plantas comunes.

La región gallega posee una flora muy diversificada, que comprende unas 2400 especies y subespecies vegetales, y de ellas unas 15 son endémicas estrictas, es decir, no rebasan los límites (lindes) del territorio gallego, encontrándose algunas en serio peligro de extinción (Rodríguez *et al.*, 1998; Izco *et al.*, 2003). La mayoría de estas especies se localizan en las áreas serpentinizadas, y cobran gran importancia por su rareza y por su peligro de extinción. Estos endemismos no están protegidos directamente por ninguna normativa y tampoco indirectamente, ya que no existe en la actualidad ningún tipo de protección para el área donde están presentes estas especies, salvo los intentos realizados por medio de las directrices de la *Red Ecológica Natura 2000* y la Lista Roja de especies amenazadas de la UICN y de la flora española (Proyecto AFA, 2004). En cambio, la concentración parcelaria que conlleva el ordenamiento territorial de la zona, supone una amenaza para estas especies endémicas.

El desarrollo de estudios multidisciplinarios e integrados, en los que se incluyen tanto la flora amenazada como los suelos sobre los que se asienta y las relaciones entre ambos, es algo necesario para comprender la dinámica de estas áreas serpentinizadas y así poder realizar una acertada planificación y gestión de conservación. Siguiendo esta idea, el presente estudio, además de estar incluido en la línea de trabajo que sobre la calidad de los suelos lleva a cabo el grupo de investigación al que pertenece el autor, se interrelaciona con un proyecto de investigación titulado “Aplicación de sistemas de información geográfica (SIG) al estudio de la flora amenazada y endémica de Galicia: cartografía, valoración de sus hábitats y conservación” (PGIDT-MAN29302PR, Xunta de Galicia).

INTRODUCCIÓN

1.1. LAS ZONAS SERPENTINIZADAS

La vegetación y geomorfología de las zonas serpentinizadas se han estudiado en muchos países como Estados Unidos, Inglaterra, Escocia, Nueva Zelanda, Albania, Suecia, Italia, India, Francia, Portugal, Japón, Korea, China, Tailandia, Sur África, Cuba y Brasil, entre otros (Roberts y Proctor, 1992).

En España, específicamente en Galicia, Garrido (1949), Parga-Pondal (1958), Muñoz-Taboadela y Guitián (1966), López (1978) y López y Guitián (1981) iniciaron estudios sobre estos materiales, siempre en temas geoquímicos, edafogenéticos y de fertilidad. Por su parte, Merino (1909), Bellot y Casaseca (1966, 1968) y Lainz (1971), centraron sus estudios en la flora vascular de la región, incluyendo las áreas serpentinizadas; otros, como Silva-Pando y Rodríguez-Oubiña (1986) e Izco y Sánchez (1995), contribuyeron al estudio florístico de estas áreas.

Por otro lado, del total de la superficie terrestre, Lee *et al* (2001) citan que las áreas serpentinizadas ocupan una pequeña proporción (< 1%). En Galicia, el conjunto de áreas con rocas básicas (anfíbolitas, gabros y granulitas) y ultrabásicas (serpentinitas) se contabilizan en un 5 % de su superficie (Calvo *et al.*, 1987; SITGA, 2001), representando las serpentinitas cerca de un 0,2 % de la superficie total de la región gallega.

Esta pequeña proporción territorial, aunada a la presencia de una vegetación considerada amenazada para algunos autores (Rodríguez *et al.*, 1998) y de suelos con poca fertilidad productiva, al contrario que la mayor parte del territorio gallego (López, 1978; Gil y Díaz-Fierros, 1981; Calvo *et al.*, 1992), hace que tengan una importancia especial.

La *Red Ecológica Natura 2000*, creada en 1992 por la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea (artículo 6 de la Directiva sobre hábitats 92/43/CEE), creó un texto jurídico para brindar protección a los mejores espacios naturales de los Estados Miembros. Es decir, es una red ecológica que utiliza estrategias políticas para la conservación de la flora, la fauna y el medio ambiente en zonas especiales de la Unión Europea. La Directiva recoge en el apartado 1 del artículo 6 (92/43/CEE) las zonas especiales de conservación, llamadas “ZEC”, y los espacios territoriales señalados como lugares de importancia comunitaria, designados “LIC”, que es propuesto por el país miembro de la UE. La Comunidad Autónoma de Galicia, propuso 65 espacios naturales,

distribuidos en 57 hábitats y clasificados como LIC para la “Red Natura 2000”. Estos espacios albergan una superficie de 369.057 hectáreas en la región, que supone el 12 % del territorio gallego. Por provincias, la propuesta de lugares de importancia comunitaria de los espacios en A Coruña representa el 16,4 % de participación, incluyendo en ella las zonas serpentinizadas de A Capelada y Melide. Estas zonas, a pesar de la poca extensión que ocupan (fig. nº 1), representan áreas de importancia científica, cultural, económica, social y medioambiental.



Fig. 1. Localización de las zonas serpentinizadas importantes en Galicia

La información que recoge la “Red Natura 2000” (Xunta de Galicia, 2000) sobre las áreas serpentinizadas en A Coruña es poca. Señala que la zona entre la Costa Ártabra y Fragas do Eume corresponde a una región bioclimática “Atlántica” y en ella se presenta el enclave de la Sierra de A Capelada, con desniveles de hasta 500 m., caracterizada por prados húmedos mediterráneos de hierbas altas y con materiales geológicos de anfíbolitas, principalmente.

El área de Melide está considerada como de mayor interés geológico y botánico, ya que representa el mayor afloramiento de rocas serpentinizadas de la provincia. En la *Red Natura* está representada por la “Sierra do Careón”, que cuenta con una superficie de 6.568 ha (0,14 % de la superficie gallega), de altitud media de 550 metros y comprende los ayuntamientos de Mellide, Santiso, Toques, Friol y Palas de Rei. El sistema montañoso está caracterizado por presentar cumbres aplanadas y pendientes suaves. Además, la vegetación está conformada mayormente por brezales y matorrales de *Ulici europaei-Ericetum cinereae* Bellot subass. *ericetosum vagantis*, subass. *ericetosum scoparriae* (c.f. Silva-Pando y Rodríguez-Oubiña, 1986) y *Ulici-cytisetum striati* Rivas Martínez; además, hay una presencia importante de vegetación abierta constituida básicamente por una asociación florística de herbáceas y otras plantas de porte bajo, pastizales pioneros vivaces, denominada *Sagino merinoi-Plantaginetum radicatae* nova Rodríguez y Ortiz, 1991 subass. *asteretosum aragonensis*. Menos importante es la pequeña representación de bosque galaico-portugués (*Quercus robur* y *Q. pyrenaica*) y asociaciones de *Quercus-Fagetum* Br.-Bl et Vlieger (Bellot y Casaseca, 1966) y *Rusco-Quercetum roboris* Br.-Bl. Silva & Rozeira (Rodríguez y Ortiz, 1991).

En cuanto al clima de la provincia coruñesa, según la caracterización general de Carballeira *et al* (1983), puede ser definido como “subtrópico fresco de invierno lluvioso”, con precipitación media anual superior a 1500 mm en la mayoría de las estaciones pluviométricas de esta provincia (Gómez *et al.*, 1996) que, durante el periodo estival, se reduce hasta un 11 % de la precipitación anual; la evapotranspiración anual es próxima a los 800 mm, concentrándose durante los meses de verano el 45 % de la misma, el régimen de humedad es *údic* y el de temperatura es *mésico*. Los vientos dominantes son de componente norte, con una frecuencia del 28 %, seguida de NE, S, SO, O, SE y NO, en orden decreciente de importancia. En la zona de Melide, Rivas *et al* (2002) señalan que el bioclima está entre “oceánico templado y submediterráneo oceánico templado”; la reserva de humedad del suelo, de esta zona del sureste de la provincia gallega, está por debajo de 50 mm (en el resto de la región es superior a 100 mm), presentando entre 50 y 80 días déficit de humedad (Carballeira *et al.*, 1983) y periodos libres de heladas entre 8 y 10 meses, con una intensidad bioclimática media entre 12,5 y 9,5 ucb. Además, en la clasificación biogeográfica de Rivas-Martínez (1987) se señala que el área está emplazada en la región *Eurosiberiana*, provincia Cántabro-Atlántica, sector Galaico-Portugués, subsector Miñense, a nivel del horizonte termocolino (piso colino).

Introducción

Por otro lado, el uso que se le ha dado a estos territorios, es el de pastizal para ganado o el de explotación forestal con pinos y eucaliptos (fig. n° 2). En algunos lugares la roca serpentizada es explotada industrialmente, como materia prima de lastre para las carreteras y existen muchas canteras que han sido abandonadas y actualmente se utilizan como vertederos ilegales, de tierras y escombros (Rodríguez y Gómez, com. personal).



Fig. 2. Algunos usos del suelo en el área serpentizada

Según Rodríguez-Oubiña y Gómez (com. personal), la mayor parte del área serpentizada de Melide está en manos privadas, constituido por numerosos pequeños territorios minifundistas. Esto representa un problema ambiental, ya que los terrenos poseen gran cantidad de formaciones rocosas y éstas son removidas, en su mayoría, hacia áreas menos productivas agrícolamente, o simplemente a zonas contiguas a las mismas, cambiando de esta manera el paisaje y, de alguna manera, la fertilidad del suelo; asimismo, se aumenta la erosionabilidad, pues se incorpora maquinaria para arar y se recurre a la aplicación de purines u otros abonos para la explotación agrícola o forestal (eucaliptos), pudiendo de esta manera contaminar acuíferos, biodisponer los metales en los suelos o simplemente cambiar

el ecosistema inicial afectando, de esta manera, el hábitat y el dinamismo de muchas especies en peligro de extinción (Izco, 1989; Rodríguez-Oubiña y Ortíz, 1993, 1998).

Cuando el territorio serpentinizado se transforma para uso agrícola y forestal mediante la mecanización y disturbación del medio (fig. nº 3), se pierden espacios importantes que han sido estudiados y controlados para su conservación durante largo tiempo. Además, según la FAO (1998; SSS-USDA, 1998) los terrenos con afloramientos rocosos, que son frecuentes en las áreas serpentinizadas, muestran impedimentos para su explotación agroforestal (factor A y M). Rodríguez-Oubiña (com. personal) afirma que más del 30 % del territorio se sigue transformando, a pesar de que institucionalmente se deberían planificar y gestionar medidas de conservación, ya que sino se perdería el hábitat de muchas especies vegetales y animales de importancia científica y su recuperación sería casi imposible. La pérdida de especies vegetales de interés científico es algo que ocurre en la actualidad (fig. nº 3); así, Gómez (com. personal) afirma que del endemismo *Santolina melidensis* en el año de 1999 había unas 96.000 plantas aproximadamente y en la actualidad se ha perdido cerca de una tercera parte de la población de esta especie, por lo que se considera amenazada en peligro crítico (VVAA, 2000; UICN, 2001) y se estima que, en un plazo de 10 años, el endemismo estará al borde de la extinción si continúa la creciente actividad agropecuaria y forestal de la zona.



Fig. 3. Terreno disturbado en Santiso de Melide (A Coruña)

1. 2. EL MATERIAL SERPENTINIZADO

1. 2. 1. La serpentinita

Según la Real Academia de la Lengua Española (2001), el término “serpentinita” literalmente designa a una “*pedra*” de color verdoso, con manchas o venas más o menos oscuras, casi tan dura como el mármol, tenaz, que admite hermoso pulimento y tiene mucha aplicación en las artes decorativas. Además, menciona que es un silicato de magnesio teñido por óxidos de hierro.

Desde un punto de vista geológico, la serpentinita es una roca metamórfica que resulta de la transformación, *in situ*, de rocas más antiguas, rocas ígneas (peridotita), bajo una influencia de origen interno (Aubouin *et al.*, 1981); generalmente datan de finales del Terciario, entre el Mioceno y el Pleistoceno (Kruckeberg,1984). La roca puede tomar diferentes tonalidades (fig. nº 4) y ser de color azulado, verde oscuro, casi negro o gris, con algunas líneas claras en forma serpenteante.

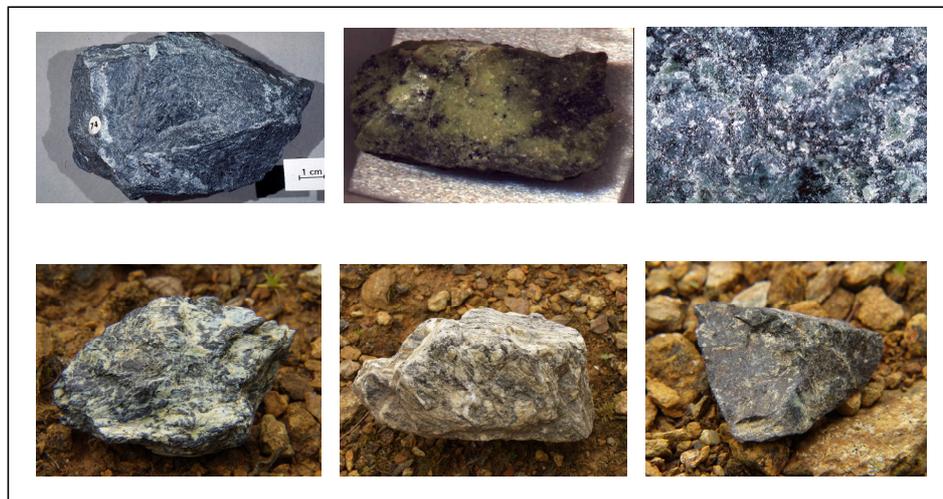


Fig. 4. Muestras de serpentinitas

La serpentinita es una roca ultrabásica, de pH igual o mayor a 8, que es superior al de los suelos desarrollados sobre ella (Brooks, 1987). Presenta minerales de serpentina que pueden estar acompañados por una mezcla de varios minerales: el piroxeno y el olivino, son los más importantes, y otros como la lizardita, la brucita y la magnetita son minerales accesorios en esta roca (O'Hanley, 1996; Lee *et al.*, 2001).

En Galicia, las serpentinitas también contienen, junto a la serpentina, una gran cantidad de minerales densos, entre los que destacan anfíboles, piroxenos y olivinos, y feldespatos en menor proporción (López, 1978).

El afloramiento rocoso es variado y pueden verse áreas con muchas rocas sobre la superficie del suelo; se puede decir, que la mayoría de los suelos son superficiales y con abundantes rocas que dificultan el crecimiento de las plantas.

1. 2. 2. La serpentina

El mineral *serpentina*, etimológicamente se deriva del latín *serpens* y *serpenfinus* (Real Academia Española, 2001) y, antiguamente, los romanos creían que el polvo extraído de la roca molida era un remedio eficaz contra las picaduras de serpientes, de donde se originó su nombre (Roberts y Proctor, 1992; Gassós y Martínez, 1999). Pero ya los antepasados chinos, relacionaban estos minerales con las cualidades mágicas de las serpientes que salen de las profundidades de la tierra (Brooks, 1987).

La serpentina designa a un grupo de minerales polimorfos cuyas especies más conocidas e importantes son el *crisotilo* o serpentina fibrosa y la *antigorita* o serpentina hojosa o laminar. Se trata de filosilicatos 1:1 trioctaédricos, cuyo catión principal es el Mg^{++} rodeado de 6 grupos OH^- y O^- (coordinación $n = 6$) y cuya fórmula química es $Mg_6(OH)_8Si_4O_{10}$ (Aubouin *et al.*, 1981). La densidad de estos minerales por lo general está entre 2,5 y 2,6, su cristalización es monoclinica, tienen una dureza entre 3 y 4, el brillo es de sedoso a graso y la raya es de blanca a gris (Aubouin *et al.*, 1981; Gassós y Martínez, 1999).

Otra de las características de estos minerales es que la *antigorita* funde difícilmente al soplete, es soluble en ácidos y se utiliza en la construcción como piedra ornamental. El *crisotilo* es infusible, inatacable por los ácidos y su principal uso es para la obtención de

amianto (del griego *amiantos*, sin manchas) y asbesto (del griego *asbestos*, incombustible). Estos términos se aplican indistintamente a diversos minerales fibrosos del grupo de las serpentinas y de los anfíboles, cuyos yacimientos sirven para obtener tejidos con los que se fabrican materiales resistentes a temperaturas muy elevadas; no obstante su uso está regulado, ya que las cenizas que desprenden pueden producir enfermedades pulmonares graves como la asbestosis (Brooks, 1987; Roberts y Proctor, 1992; Gassós y Martínez, 1999).

1.2.3. El proceso de serpentización

El proceso de serpentización consiste en la formación de los minerales de serpentina, a partir de olivinos y piroxenos de rocas básicas y ultrabásicas; la existencia de una transición de peridotita a serpentinita se apoya en la presencia de reliquias de piroxeno y olivino inalterados en muchas serpentinitas (López, 1978; Brooks, 1987).

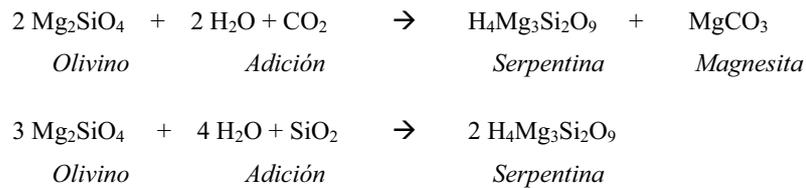
Los minerales magnesianos forsterita ($Mg_2[SiO_4]$), que es un olivino, y enstatita ($Mg_2Si_2O_6$), que es un piroxeno, sufren el proceso de serpentización (Moody, 1976). Este proceso se pone de manifiesto en el período Terciario, con la aparición de magmas básicos por la acción neumalolítica de la fase de vapor, hasta las acciones hidrotermales tardías a baja presión y temperatura. Las serpentinas son las formas más estables de los minerales magnésicos en las rocas cristalinas en las condiciones de menor profundidad, donde interviene el agua. Así, se considera a la serpentina formada y a la roca serpentizada como de tipo “máfica o ferromagnesiana”, cuyo término es un anglicismo que designa al contenido alto en magnesio y hierro (Brooks, 1987).

Para Lee *et al* (2001), muchas rocas ultramáficas han sido parcialmente hidratadas o completamente serpentizadas. Esto quiere decir que, cuando el magma comienza a fundirse para dar lugar a la cristalización de minerales primarios, se forman materiales como los olivinos y los piroxenos (forsteritas y enstatitas), y elementos como el Fe^{++} y Mg^{++} entran a formar parte de los tetraedros silicatados (SiO_4^{--}); en la fase hidrotermal se transforman tanto los olivinos como los piroxenos en serpentinas o se forman yacimientos de otros minerales como hierro, oro, sulfuros, etc.. Es así, cómo las rocas serpentizadas tienen serpentinas pero, además, suelen contener piroxenos y olivinos que no se

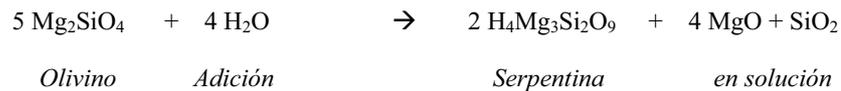
transformaron, u otros minerales como los mencionados anteriormente (Moore, 1973; Malpas, 1992).

La serpentización de la roca metamórfica se inicia con la alteración hidrotermal de rocas ultramáficas ígneas a bajas temperaturas, generalmente entre los 300 y 600 °C (O’Hanley, 1996). López (1978) señala en sus revisiones, sobre los trabajos de Bowen y Tuttle, que la roca puede formarse a temperaturas de 500 °C y nunca superiores, bien por la acción del agua pura sobre las mezclas olivino-enstatita o a partir del olivino solamente si la acción acuosa es rica en CO₂ y, por tanto, capaz de extraer magnesio del sistema.

En el caso del olivino (forsterita), la serpentización se puede dar por la simple adición de agua y sílice o dióxido de carbono (Moody, 1976); esto implica un elevado aumento de volumen:



En el caso de la serpentización de la dunita la reacción sería:



En resumen, el proceso de “serpentización” de los materiales rocosos, puede esquematizarse de la siguiente forma:

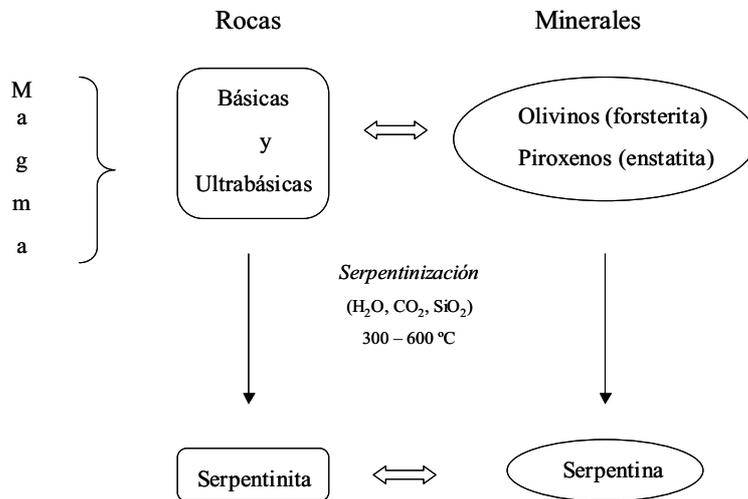


Fig. 5. Esquema general de la serpentinización

1.3. LOS SUELOS DESARROLLADOS SOBRE ROCAS SERPENTINIZADAS

Es bien sabido que el tipo de suelo producido durante los procesos ambientales no depende solamente del material parental, sino también de factores como el clima, el relieve, el tiempo y la actividad biológica (Jenny, 1941). Todos estos factores, y no solamente el material de partida, son los causantes del llamado “síndrome de las serpentininas”, es decir, de que los suelos formados tengan características de baja fertilidad y productividad y altas concentraciones en metales. Así lo señalan algunos autores (Jenny, 1980; Brooks, 1983; Roberts y Proctor, 1992; Wood, 2002), al referirse a los suelos desarrollados sobre serpentininas.

Se sugiere que la climatología y la posición topográfica son, entre otros, factores muy importantes que determinan el tipo de suelo en estas áreas. Chiarucci y colaboradores (1998), señalan que la presencia de plantas en áreas serpentinizadas de la Toscana (Italia) está ligada, en gran medida, a estos factores.

La vegetación es otro factor muy importante a tomar en cuenta en la formación de los suelos sobre serpentinitas (Roberts y Proctor, 1992). Braun (1979) menciona que, durante el desarrollo del suelo, también se va formando una cubierta vegetal acidófila, como puede ser el “pastizal seco”, con plantas que según Rodríguez y Ortiz (1991) se consideran “pioneros vivaces”, y que contribuyen en cierta medida al desarrollo de los suelos.

Por otro lado, también la microbiota del suelo juega un papel importante en la fertilidad de estos suelos, pues ya en 1926 investigadores, como Lipman (citado por Roberts y Proctor, 1992), estudiaron la fertilidad de suelos sobre serpentinitas de la región del Monte Diablo (California Central, Norte América) y descubrieron que contienen muy bajas poblaciones de bacterias, sobre todo nitrificantes y, por ende, una baja mineralización de la materia orgánica de los suelos; Brooks (1987), menciona a las bacterias nitrificantes *Nitrosospira briensis* y *Nitrobacter winogradski* como los principales microorganismos que participan en la mineralización de la materia orgánica de los suelos sobre las rocas de serpentinitas.

1. 3. 1. Propiedades generales y estado de fertilidad

1.3.1.1. Características mineralógicas

La composición de la fracción arcilla de estos suelos depende de las condiciones climáticas de la zona. Así, Fernández y col. (1974) encuentran que en ambientes más secos, como en la zona de Antequera (Málaga), la serpentina se transforma en clorita, vermiculita y montmorillonita. En ambientes más húmedos, la serpentina se transforma en vermiculita y luego en illita (Fernández *et al.*, 1974). Kruckeberg (1984) y Alexander (1999) señalan que, además, se forman interstratificados regulares clorita-vermiculita, acompañados de oxi-hidróxidos de Fe y esmectitas de composición variada (desde nontronitas a montmorillonitas ricas en Fe), identificándose en ocasiones filosilicatos 1:1 y talco

(Buurman, 1985; Calvo *et al.*, 1987). La presencia de montmorillonita, es una de las características más relevantes en los suelos sobre serpentinitas de varias partes del mundo (Brooks, 1987).

López (1978), señala que en la región gallega la fracción arcilla de los suelos sobre serpentinitas está constituida sobre todo por clorita, parte de la cual es heredada de la roca madre y parte es producto de la alteración de los materiales primarios, apareciendo núcleos de clorita recubierto por óxidos de Fe; en menor proporción aparecen granates provenientes de las zonas de granulitas cercanas, anfíboles, serpentina y talco y, en algunos casos, interstratificados (clorita-vermiculita y clorita-montmorillonita) y montmorillonita. Además, García Paz (1982) indica que los suelos de la región con características hidromorfos, o imperfectamente drenados, carecen de compuestos no cristalinos, identificándose con regularidad arcillas de tipo esmectítico y cloritas en vías de degradación más o menos avanzada, a intrastratificados irregulares clorita-vermiculita y vermiculitas trioctaédricas.

1.3.1.2. Características físicas

Algunos autores consideran que los suelos desarrollados sobre serpentinitas no son aptos para el cultivo (Kruckeberg, 1984; Brooks, 1987), ya que, o bien son de textura pesada (sobre todo contienen elementos finos: arcilla y limo), por lo que retienen por mucho tiempo la humedad, presentan poca aireación y un desarrollo radical deficiente en las plantas (p. ej. Cuba y Filipinas), o bien son de textura gruesa (arenosos) y, por lo general, muestran un drenaje tan elevado que se produce un déficit hídrico, aún en regiones con alta precipitación (p. ej. Escocia e Irlanda). En ambos casos, la granulometría de los suelos puede afectar el crecimiento y desarrollo de las plantas, lo que disminuye el contenido de materia orgánica y el estado nutricional del medio edáfico (Brooks, 1987; Alexander *et al.*, 1989; Burt *et al.*, 2001).

En Galicia, la textura más común de los suelos serpentinizados es franca (Calvo *et al.*, 1992) y franco-arcillosa y franco-arenosa (López, 1978). Otros autores señalan, además de las anteriores texturas, otras más finas, franco limosa y arcillosa (Macías y Calvo, 2001), indicando que muchas de las partículas consideradas como gruesas son en realidad

seudopartículas constituidas por fracciones finas y óxidos de Fe. En suelos con estas texturas más finas se favorece la retención de humedad.

Por lo general, los suelos sobre estos materiales son rojizos, pardos o grises en la superficie, cambiando a menudo a amarillentos o verdosos en los horizontes más bajos (López, 1978; Calvo, 1992; Porta *et al.*, 1999), aunque también se encontraron suelos oscuros (Alexander *et al.*, 1989).

El color oscuro, según Brooks (1987), es causado por los altos contenidos en Fe y no está relacionado con un alto nivel de humus y materia orgánica; este color produciría un aumento de temperatura en estos suelos por la radiación que absorbe (Burt *et al.*, 2001).

López (1978) señala que la coloración de rojo anaranjado a rojo, en suelos sobre serpentinitas de Galicia, es producto del proceso de rubefacción al formarse cristales de goetita y hematita. Además, afirma que no existe ninguna relación estrecha entre la aparición del color rojo y un único factor de formación, el clima, sino que hay una serie de variables: roca, tiempo, clima, drenaje, etc., cuyas diferentes combinaciones pueden dar origen a suelos rojos.

Los suelos desarrollados sobre serpentinitas en la región gallega presentan una densidad real muy elevada (entre 2,38 y 2,97), debido a la gran abundancia de minerales pesados en la fracción arena. La densidad aparente varía entre 1,22 y 2,37 y la porosidad oscila entre un 11 y un 50 %. La porosidad observada en estos suelos da como resultado una permeabilidad que va de moderadamente lenta a rápida, en la mayoría de los suelos, y únicamente en aquellos con texturas arcillosas la conductividad llega a ser lenta o, incluso, nula (López, 1978).

1.3.1.3. Características químicas y fisicoquímicas

Los suelos formados sobre rocas ultramáficas están influenciados por la geoquímica y la mineralogía del material de partida (Lee *et al.*, 2001); así, las rocas serpentinizadas, al ser meteorizadas, desarrollan capas de suelos excepcionales por su riqueza en óxidos de hierro, la saturación en magnesio de su complejo de cambio y el alto contenido en algunos metales como el Ni y el Cr, a pesar de ser en su mayoría suelos lateríticos (Brooks, 1987).

El contenido en constituyentes mayoritarios del suelo, como Si, Mg y Fe, generalmente está en la misma proporción que en las rocas, el nivel de aluminio es más bajo y el resto de los elementos son muy escasos (Burt *et al.*, 2001).

En el complejo de cambio, el nivel de potasio intercambiable (K^+) oscila entre 0,04 y 0,11 $cmol(+) Kg^{-1}$ en suelos superficiales desarrollados sobre serpentinitas de Inglaterra (Roberts y Proctor, 1992). Sin embargo, Menezes de Sequeira y Pinto da Silva (1992) encontraron mayor variabilidad de valores (entre 0,07 y 0,27 $cmol(+) Kg^{-1}$) en suelos sobre rocas serpentinizadas del noreste de Portugal. Estos autores, también obtuvieron valores bajos de sodio (entre 0,03 y 0,05 $cmol(+) Kg^{-1}$) y de calcio intercambiables (entre 0,81 y 2,99 $cmol(+) Kg^{-1}$), y altos niveles de magnesio (entre 12 y 19 $cmol(+) Kg^{-1}$). Roberts y Proctor (1992) señalan que, en Inglaterra, los valores de calcio intercambiable oscilan entre 0,2 y 1,2 $cmol(+) Kg^{-1}$ y en magnesio intercambiable oscila entre 2,4 y 5,5 $cmol(+) Kg^{-1}$. En Escocia, los valores de calcio oscilan entre 0,45 y 5,4 $cmol(+) Kg^{-1}$ y de magnesio entre 5,6 y 28 $cmol(+) Kg^{-1}$ (Roberts y Proctor, 1992). Cabe señalar que el contenido en magnesio se reduce por meteorización, es más bajo en los suelos que en las rocas, y su pérdida es más rápida en suelos tropicales, donde la acumulación de hierro es notable (Brooks, 1987).

En Galicia, el nivel de sodio, potasio y calcio en el complejo de cambio son también bajos en el horizonte superficial de los suelos sobre serpentinitas (0-20 cm de profundidad). En potasio, los valores oscilan entre 0,08 y 0,77 $cmol(+) Kg^{-1}$, el sodio se encuentra entre 0,1 y 0,6 y el calcio entre 1,5 y 10,1 $cmol(+) Kg^{-1}$. Los valores de magnesio intercambiable oscilan entre 1,85 y 36,90 $cmol(+) Kg^{-1}$ y la relación Ca/Mg entre 0,01 y 1,4 (López, 1978; Calvo *et al.*, 1992; Mariño *et al.*, 1994; Paz *et al.*, 1997). La capacidad de intercambio catiónico (CIC), del complejo de cambio de los suelos sobre serpentinitas en la provincia de A Coruña (López, 1978), oscila entre 17,96 y 44,48 $cmol(+) Kg^{-1}$. López (1978) afirma que el complejo de cambio está bastante saturado (entre 30,7 y 60,7 %); sin embargo, Paz *et al* (1997) asevera que cuando el pH en agua es inferior a 5,3 el complejo de cambio se encuentra desaturado ($V < 45\%$). Ambos autores coinciden en que la alta variabilidad del porcentaje de saturación en el complejo de cambio se encuentra relacionado con los niveles del Mg^{2+} en la solución del suelo.

Los niveles de carbono, nitrógeno y fósforo asimilable son muy bajos en este tipo de suelos, debido al poco aporte y reciclado del material orgánico y al escaso contenido en la

fracción mineral (Guitián y López, 1980). Menezes de Sequeira y Pinto da Silva (1992) afirman que los niveles de fósforo asimilable varían entre 0,06 y 7,3 mg Kg⁻¹ en suelos áreas serpentinizadas de Portugal. En Galicia, los valores de carbono total en suelos sobre serpentinitas oscilan entre 2,3 y 8,7 % (López, 1978; Paz *et al.*, 1997), de nitrógeno total entre 0,04 y 0,72 % (López, 1978; Paz *et al.*, 1997; Fernández *et al.*, 1998) y en fósforo asimilable entre 0,18 y 2,42 mg Kg⁻¹ (López, 1978; Calvo *et al.*, 1992), encontrándose este último dentro de la categoría definida como *muy deficiente* según la clasificación de la FAO (1984; SSS, 1998).

Por otro lado, la acidez o la basicidad de estos suelos determina la biodisponibilidad de elementos nutritivos (p. ej. fósforo) y, en algunos casos, la de metales potencialmente tóxicos (p. ej. Ni y Cr). Por lo general, se ha observado que el pH de los suelos sobre serpentinitas es relativamente alto. En suelos de Inglaterra, Carter y otros (Roberts y Proctor, 1992) señalan que el pH en KCl oscila entre 4,9 y 6,6; en Galicia, el pH en agua oscila entre 5,0 y 7,7 (López, 1978; Paz *et al.*, 1997) y en KCl oscila entre 4,16 y 5,7 (López, 1978; Calvo *et al.*, 1992; Paz *et al.*, 1997), clasificándose como ligeramente ácidos (Guitián y Carballas, 1976).

1.3.1.4. Fertilidad

Investigadores como Rune (1953), Whittaker y Kruckeberg (1954), Suzuki *et al.* (1971), Proctor y Wooddell (1975), López y Guitián (1978, 1981), Brooks (1987), Calvo *et al.* (1987, 1992), Roberts y Proctor (1992) y Wolf (2001), entre otros, observaron que los suelos serpentinizados son poco productivos y que, en zonas no cultivadas, poseen floras poco comunes, caracterizadas por especies endémicas de poca extensión. Según Roberts y Proctor (1992) estas zonas “podrían” albergar una considerable vegetación forestal, de importancia económica, pero resultaría costoso ya que se deberían aplicar grandes cantidades de nutrientes para aumentar la fertilidad de estos suelos; sin embargo, se encontraron especies de los géneros *Pinus* y *Quercus*, de porte bajo, establecidos de manera natural en zonas de serpentinitas (Kruckeberg, 1984; Payet *et al.*, 2001; Calvo *et al.*, 1992).

Algunas características que afectan a la fertilidad y que son comunes a cualquier tipo de suelo desarrollado sobre serpentinitas (Brooks, 1987) son: una alta concentración de metales, como Fe, Ni, Cr, y Co, una baja concentración de macro-nutrientes (N, P y K), una baja relación del coeficiente Ca/Mg y, además, un bajo contenido en arcillas, lo cual hace que tengan una baja *capacidad de intercambio catiónico*.

Para varios investigadores (Roberts y Proctor; 1992; Lee *et al.*, 2001; Burt *et al.*, 2001), la baja relación Ca:Mg es causa de la infertilidad de estos suelos. Sin embargo ya en 1975, Proctor y Woodell (Roberts y Proctor, 1992), estudiando la ecología de algunos suelos serpentínicos en Inglaterra y Suecia, observaron que la baja relación Ca:Mg no fue determinante en la ecología serpentínica y señalan que esto puede causar un retraso del crecimiento vegetal pero no una total inhibición. Hay una gran cantidad de ecotipos adaptados al nivel de toxicidad en esas áreas, variando las especies según su tolerancia a la baja relación Ca:Mg (Brooks, 1987).

1.3.1.5. Otras características

Por lo general, los suelos sobre serpentinitas se localizan en terrenos montañosos u ondulados, generalmente son superficiales y pedregosos, y muchos han sido formados de forma residual o coluvial, quizás por las escarpadas laderas y escasa vegetación que fomentan la erosión continua (Krukeberg, 1984; Brooks, 1987). Esta situación no se restringe a las zonas con elevadas pendientes, sino que se reconoce también en posiciones llanas o casi llanas (Calvo *et al.*, 1992).

Brooks (1987) y Corti *et al* (1998) afirman que la mayoría de los suelos desarrollados sobre serpentinitas son de poco espesor (horizontes superficiales) y que esta peculiaridad está relacionada con el grado de alteración del material de partida. López (1978) y Calvo y colaboradores (1987), señalan que los suelos sobre rocas básicas (anfíbolitas, peridotitas) generalmente son más profundos que los desarrollados sobre serpentinitas, y que los medios serpentínicos de Galicia (especialmente en Melide y A Capelada) presentan una escasa alteración del material en comparación con otros suelos de la región, debido a la estabilidad inherente a los minerales serpentínicos y a la pobreza en nutrientes fundamentales.

1.3.6. Tipos de suelos

Los primeros estudios realizados en suelos sobre serpentinitas en Galicia utilizaron el sistema de clasificación *Kubierna-Muckenhausen*, especialmente adaptado a los suelos de zona húmeda. Estos suelos fueron caracterizados con tipos que van del *ranker* de *mull* a la *tierra parda arcillosa eutrófica*; asimismo, y de acuerdo a la acción climática que da paso a procesos de terrificación, se distinguen grupos de transición gradual entre el *lehm relicto típico* y la *tierra parda*, con predominio del *lehm* y *rotlehm terrificados*, es decir con un horizonte superficial pobre en humus, de tipo *mull*, plástico, pesado, compacto y, en algunos casos, con un horizonte “B” muy estructurado, poliédrico, prismático, con separación de concreciones negruzcas de óxidos de Mn y Fe (Muñoz Taboadela y Guitián Ojea, 1966).

Frecuentemente los suelos presentan perfiles AR o AbwC, de espesores inferiores a los 50 cm. Los estudios de clasificación consideran que el carácter hipermagnésico de las serpentinitas favorece la presencia de horizontes superficiales *A móllicos*, ya que la abundancia del magnesio sobre los otros cationes de cambio aumenta la saturación de bases, que por lo general es mayor al 50 %. En estados juveniles los suelos ultrabásicos son de tipo Leptosol móllico. En etapas más maduras puede formarse un horizonte *B* (figura nº 6), dando lugar a la aparición de “Phaeozems háplicos” con complejo de cambio dominado por Mg^{++} (FAO, 1984; Macías y Calvo, 2001).

Con el tiempo, el horizonte superficial con características de *A móllico* evoluciona hacia la acidificación a *A úmbrico* en las áreas de mayor lavado y el suelo pasa a ser un *Regosol úmbrico* o un *Cambisol húmico*. El horizonte B es poco espeso, de aspecto masivo y escasamente evolucionado (Buurman, 1985; Calvo *et al.*, 1992).



Fig. 6. Suelo sobre serpentinitas en A Costa de Barazón (Melide)

Asimismo, algunos autores clasifican a estos suelos como *Cambisol*, *Cambisol húmico-crómico*, de transición entre *Gleysol húmico* y *Cambisol gleyco*, e *Histosol* (Macías y Calvo, 2001); generalmente asociados a suelos hidromorfos en las depresiones y otras zonas de drenaje relentizadas junto a anfibolitas (rocas básicas). López (1978) los clasifica como Cambisoles bajo la nomenclatura de la FAO, no los caracteriza como de tipo ránker porque presentan mayor espesor; también los incluye dentro de los Inceptisoles en la clasificación americana. Por su parte, Calvo y col. (1992) los clasifican como de tipos *Leptosol* (lítico o móllico), *Regosol móllico* y *Cambisol húmico* (con inclusiones de *Phaeozem háptico*) (FAO, 1984); además, en la región domina la asociación *Phaeozem húmico – Cambisol eútrico* (Buurman, 1985) y *Litosol* (Calvo *et al.*, 1987), sobre todo en la zona serpentinizada de Melide.

1. 3. 2. Contenido en metales

El término “metal” engloba a cada uno de los elementos químicos buenos conductores del calor y de la electricidad, con un brillo característico, y sólidos a temperatura ordinaria, salvo el mercurio (Real Academia Española, 2001). Los átomos metálicos se caracterizan por su pequeña electronegatividad, en sus sales en disolución forman iones electropositivo (cationes) y no forman moléculas que puedan dar asociaciones estables. Autores como Mitchel (1971) y White (1997) suelen referirse a “micronutrientes o elementos traza”.

Algunos *micronutrientes* se sabe que son esenciales para la vida, se les llaman oligoelementos, ya que pueden actuar como catalizadores de sistemas celulares; normalmente son de concentraciones menores a $1000 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ en los suelos y son fundamentales para el crecimiento de plantas (p. ej. Fe^1 , Mn, Zn, B, Cu, Mo) o esenciales para los animales (p. ej. Cr, I, Co) (Barceló y Poschenrieder, 1992; White, 1997).

Otros no son esenciales para los procesos metabólicos de los seres vivos y son considerados como potencialmente tóxicos (p. ej. Li, Be, Cd, Pb, Ni), ya que llegan a ser perjudiciales aún en concentraciones muy bajas en el organismo y presentan la capacidad de reemplazar a los bioelementos con características químicas y configuraciones electrónicas similares, ocasionando graves efectos en el metabolismo de los organismos (Alloway, 1990; Ross, 1994).

Barceló y Poschenrieder (1992) afirman que el síntoma más característico de la toxicidad por metales en las plantas es la reducción del crecimiento radicular y, como consecuencia, se verán modificados múltiples procesos fisiológicos.

Entre las características de los metales se pueden citar: su presencia en los medios en concentraciones relativamente bajas (salvo algunos casos), su toxicidad para los seres vivos, el ser acumulativos, el tener una vida media de permanencia en los organismos más bien larga y el poder presentar efectos sinérgicos, de tal modo que un metal solo tiene menor actividad que cuando se encuentra en presencia de otro metal; por eso algunos autores, como Brooks (1987) y Roberts y Proctor (1992), mencionan la importancia de las relaciones Ni/Zn, Cu/Zn, Ni/Co, Cu/Ni en suelos sobre serpentinitas.

¹ Cabe señalar que el Fe es un metal que no es estrictamente un elemento traza, pues generalmente se encuentra en altas concentraciones asociado a minerales ferromagnesianos de rocas ígneas básicas y ultrabásicas, como la serpentinita (White, 1997).

1.3.2.1. Origen y forma

Generalmente, en los suelos los metales tienen un origen natural, proceden de la meteorización *in situ* de los minerales del material parental (Sposito, 1989). Así, algunos minerales fácilmente meteorizables de rocas ígneas y metamórficas, como el olivino, entre otros, aportan cantidades importantes de Ni, Co, Cu, Mn, y Zn a los suelos (Brooks, 1987; Ross, 1994).

Lo frecuente es encontrarlos en los minerales como impurezas o en sustitución isomórfica de hierro y otros elementos en los silicatos (tabla nº 1) y más raramente formando minerales independientes como sulfuros (Sposito, 1989; Ross, 1994).

Elemento	Principales formas de aparición en minerales primarios
Cd	Inclusiones de sulfuros silicatados y sustituciones isomórficas por Cu, Zn, Hg y Pb en sulfuros.
Cu	Inclusiones de sulfuro en silicatos; sustitución isomórfica por Fe y Mn en olivinos, piroxenos, anfíboles y micas; por Ca, K o Na en feldespatos.
Cr	Cromita de hierro (FeCr ₂ O ₄); sustitución isomórfica por Fe y Al en otros minerales del grupo de las espinelas.
Co	Sustitución isomórfica por Mn en óxidos y por Fe en piroxenos, anfíboles y micas.
Ni	Inclusiones de sulfuros en silicatos; sustitución isomórfica por Fe en olivino, piroxenos, anfíboles, micas y espinelas.
Pb	Inclusiones de sulfuros y fosfatos; sustitución isomórfica por K en feldespatos y micas; por Ca en feldespatos, piroxenos y fosfatos, y por Fe y Mn en óxidos.
Zn	Inclusiones de sulfuro en silicatos; sustitución isomórfica por Mg y Fe en olivino, piroxenos y anfíboles, y por Fe y Mn en óxidos.

Tabla 1. Presencia de metales en minerales primarios (Sposito, 1989)

Asimismo, estos elementos pueden aparecer co-precipitados en minerales secundarios, en óxidos de hierro y de manganeso, incluidos en arcillas o asociados a la materia orgánica (tabla nº 2).

	Metales
Oxidos de Fe	Mn, Ni, Cu, Zn, Mo
Oxidos de Mn	Fe, Co, Ni, Zn, Mo, Pb
Carbonato de calcio	Mn, Fe, Co, Cd, P, V
Iilita	Ni, Co, Cr, Cu, Zn, Pb, Mo
Esmectita	Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb
Vermiculita	Mn, Fe, Ti
Materia orgánica	Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Al

Tabla 2. Algunos metales en minerales secundarios y ligados a la materia orgánica (Sposito, 1989)

1.3.2.2. Niveles en los suelos sobre serpentinitas

La concentración de metales limita el uso de los suelos con fines agrícolas (cultivos y pastos), ya que cabe la posibilidad de que algunas plantas no crezcan o puedan acumular cantidades considerables de los mismos, lo que implica un riesgo para la ganadería y la población.

La UE y la legislación española hacen recomendaciones generales, referentes a los valores límites relativos de las concentraciones de metales en los suelos agrícolas (según su pH) donde se podrían aplicar abonos orgánicos o fertilizantes minerales; según las normativas vigentes (Directiva 86/278/CEE; R. D. 1310/90; Orden de 23/10/1993) el respetar estos valores contribuye a la protección del medio ambiente y la calidad del suelo.

Si se consideran las recomendaciones generales, independientemente del material de partida, los valores máximos de metales pesados en suelos agrícolas serían (tabla nº 3):

En suelos sobre serpentinitas, por lo general, el contenido en algunos metales es muy alto, siendo los mayoritarios, y de importancia tóxica, el Ni, el Cr y el Co (Ross, 1994).

Reeves y col. (1981) señalan que los niveles en Ni oscilan entre 500 y 10000 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, siendo los valores entre 1400 y 2000 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ los más frecuentes, según Kabata-Pendias y Pendias (1992); los niveles de Cr oscilan entre 135 y 6196 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, los de Co entre 40 y 200 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, los de Mn entre 1500 y 7000 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ y los de Zn son muy bajos (Reeves *et al.*, 1981; Ross, 1994).

Metal	pH < 7	pH > 7	Metal	pH < 7	pH > 7
Cd	1	3	Zn	150	450
Cr	100	150	Ni	30	112
Cu	50	210	Pb	50	300

Tabla 3. Valores límites de metales en suelos para uso agrícola ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
(D. 86/278/CEE; R.D. 1310/90)

Alloway (1990) afirma que, la toxicidad por metales en estos suelos, se atribuye a las altas concentraciones en Ni y Mg y a su baja relación Ca/Mg. Además, Proctor y Baker (Ross, 1994) señalan que ambos elementos (Ni y Mg) poseen radios iónicos muy similares y que, entonces, si el organismo del suelo (microorganismo o planta) es tolerante a los valores altos de uno de estos elementos lo será también para el otro; los autores señalan que estos elementos muestran una alta relación significativa, quizás debido a que una parte del Mg, contenido en los minerales primarios, se ha sustituido por Ni; por eso su alta concentración en los minerales y en los suelos.

En Galicia, según lo descrito en el *Atlas Geoquímico* (Gutián-Ojea *et al.*, 1992), el contenido de metales en los suelos sobre material serpentizado es muy alto y no difiere mucho de lo reportado por los anteriores autores. En Ni, los valores oscilan entre 500 y más de 1000 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y el rango encontrado para el Cr varía entre 10 y más de 1000 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. En Fe las cantidades son muy altas (entre 3 y más de 7,5 % p/p) y en Mn los niveles varían entre 200 y más de 1000 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. En menor cantidad, con respecto a los anteriores elementos, se encuentra el Zn (entre 100 y 400 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), el Cu (entre 25 y 150 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y el contenido de Co (entre 30 y más de 90 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Otro elemento metálico en niveles altos en estos suelos es el Mg, cuyos valores más frecuentes se observa entre 3 y más de 12 % p/p.

1.3.2.3. Formas en el suelo

McBride (1994) señala que la disponibilidad de los elementos metálicos, potencialmente fitotóxicos, depende de sus propiedades así como de su tendencia a:

- a. complejarse con la materia orgánica,
- b. quimio-adsorberse en minerales,
- c. precipitar como sulfuros, carbonatos, fosfatos u óxidos, y
- d. co-precipitar con otros minerales.

Por lo tanto, los elementos metálicos existen en formas diferentes, lo que sugiere una especiación en el suelo.

Por otra parte, Kabata-Pendias y Pendias (1992) y Solomons *et al* (1995) mencionan que la concentración total de los metales en un suelo y la explicación de la distribución y las distintas fracciones dependen de las características del suelo, entre las que se debe considerar la textura, el contenido en hidróxidos de Fe y Mn, los minerales de arcilla, el potencial redox, el pH, el complejo de cambio y la materia orgánica y su mineralización.

Huang (1995) indica que estos factores serán un buen indicador para comprender la movilidad de los metales en el suelo, la forma en que están distribuidos y su relación con la actividad microbiana del suelo, además del impacto ambiental que pueden provocar estos elementos.

La información de las formas fisicoquímicas de los metales es requerida para conocer su conducta ambiental (movilidad, disponibilidad, etc.). Los procesos que sufren estos elementos en el suelo marcan sus distintas formas y su conocimiento es de interés para muchas investigaciones referentes a la calidad del suelo, la productividad, el equilibrio medioambiental y la salud humana.

Su importancia reside en que cada forma metálica posee distinta movilidad y biodisponibilidad. Ross (1994) representa la distribución de los metales en el suelo mediante la siguiente figura:

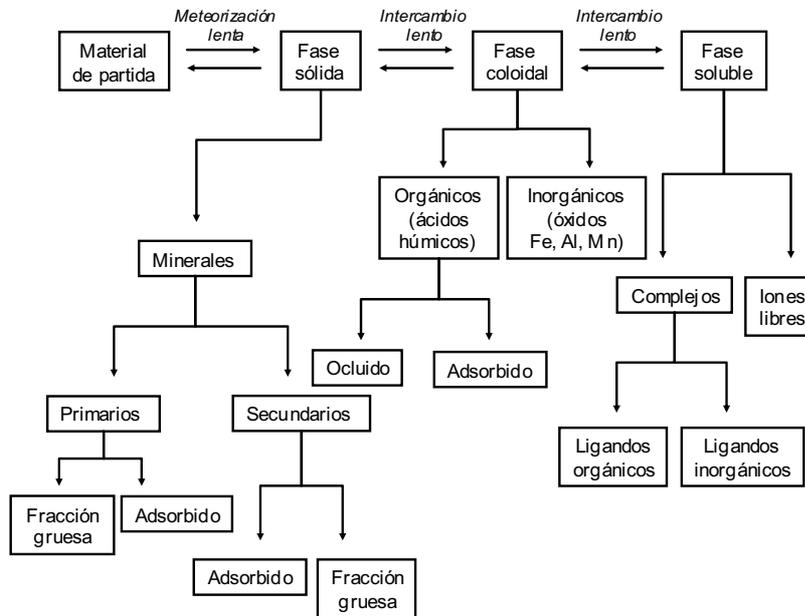


Fig. 7. Distribución de los metales potencialmente tóxicos en sus diferentes formas en el suelo (Ross, 1994)

Para la determinación de las diferentes fracciones de cada metal en el suelo, algunos autores (Tessier, 1979; Page *et al.*, 1982; Ross, 1994; Sparks, 1996) proponen secuenciación de extracciones y el uso de técnicas instrumentales por absorción atómica, incluso si se trata de suelos sobre serpentinitas (Gabrielli *et al.*, 1989; Robinson *et al.*, 1999, 2001). Por lo general, las formas que se determinan en suelos que no son ni muy ácidos ni muy básicos son:

- a. soluble
- b. intercambiable
- c. adsorbido a la materia orgánica
- d. ocluido en óxidos de Mn
- e. ocluidos en óxidos de Fe

- f. asociados a óxidos amorfos de Fe y Mn
- g. asociados a óxidos cristalinos de Fe y Mn
- h. residual.

Otros autores (Lindsay y Norwell, 1978; Walter *et al.*, 2002) recomiendan, además de las anteriores, determinar la forma biodisponible, en suelos ácidos la forma ligada a sulfuros y en suelos con mayor basicidad la fracción ligada a carbonatos (Ross, 1994; Lugo, 2002).

Kabata-Pendias y Pendias (1992) indican que las fracciones soluble, intercambiable y quelatadas de los metales son las más móviles en el suelo y en estas formas acentúan su migración y fitodisponibilidad.

Normalmente se han encontrado metales co-precipitados con minerales secundarios en suelos sobre diferentes materiales geológicos. Alloway (1990) y Sposito (1983) han reportado en algunos trabajos que el Mn, Ni, Cu, Zn y Mo se asocian a óxidos de Fe. Asociados a óxidos de Mn, se reportan a los metales Fe, Co, Ni, Zn y Pb; a los carbonatos de calcio al Mn, Fe, Co y Cd y en minerales de arcilla al Ni, Co, Cr, Zn, Cu, Pb, Mn y Fe.

En suelos sobre serpentinitas de Galicia, Calvo y col. (1987) señalan que, a pesar del elevado contenido total de Cr, Ni y Cu, la cantidad existente en forma cambiante o formando complejos lábiles con la materia orgánica, es muy baja y la mayor parte de estos metales se encuentran formando parte de la estructura de los minerales primarios, que han sufrido un escaso grado de evolución. Estos autores deducen el especial desarrollo evolutivo de estos suelos gallegos frente a otros de diferentes partes del mundo, a la baja concentración de las fracciones más lábiles del suelo y a la riqueza en materia orgánica.

1.3.2.4. Metales principales en los suelos sobre serpentinitas

1.3.2.4.1. Níquel

El níquel es uno de los elementos siderófilos y el que contribuye en mayor medida al “factor de la serpentina” (Brooks, 1987).

Sposito y Page (1984) mencionan que en los suelos sobre serpentinitas, sobre el 50 % del Ni total podría estar asociado con la fracción residual (contenido en los silicatos), un 20 % en la fracción de óxidos de Fe y Mn y una pequeña parte en fracciones intercambiable y orgánica.

Alloway (1990) trata de explicar la distribución y movilidad del Ni en suelos sobre diferentes materiales, mencionando que la proporción de las distintas fracciones se debe principalmente al pH en la solución (por eso a mayor acidez del suelo habrá más Ni soluble en solución y su absorción por las plantas aumenta), al contenido de arcillas y a la capacidad de intercambio catiónico. La adsorción del NiOH^+ es dependiente del pH, y su distribución en el perfil depende del tipo de suelo, de la calidad de la materia orgánica y de la presencia de óxidos amorfos y de arcillas (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Indican, además, que el Ni tiene una baja solubilidad, similar a la del Cr. Sin embargo, otros autores consideran que la fracción del Ni ligada a la materia orgánica, la soluble y la disponible superan los valores registrados para el Cr y en ocasiones las concentraciones en solución alcanzan niveles que se consideran fitotóxicos para algunas especies vegetales (0,5 ppm) (Brooks, 1987).

Por otro lado, se ha observado que el Ni interfiere en procesos bacterianos, ya que la pared celular de algunos microorganismos tiene una cierta afinidad por el catión, ocurriendo esto en presencia de diversos grupos funcionales y de peptidoglucano (Doyle *et al.*, 1980). Hay bacterias que presentan factores de resistencia ligados a plásmidos, lo que les confiere facilidad para degradarlo.

Existen algunos microorganismos del género *Thiobacillus* que oxidan al Ni^{2+} , con la consecuente liberación del catión soluble, la formación de sulfato y un incremento en la acidez del medio (Tate, 2000); además, este metal es requerido por los microorganismos que fijan el nitrógeno (p. ej. *Azotobacter*). En su forma de Ni^{2+} bloquea la nitrificación del

N-NH₄ inhibiendo a *Nitrobacter*; así, en medios con más de 100 ppm de Ni la mineralización del nitrógeno disminuye (Brooks, 1987).

1.3.2.4.2. Cromo

Junto al Ni, el Cr es uno de los principales elementos siderófilos que tienen efectos tóxicos sobre la vegetación (Brooks, 1987). En los suelos sobre serpentinitas predomina el Cr³⁺, que es la forma más abundante en los suelos salvo en condiciones alcalinas y de oxidación elevada, que es menos fitotóxico que la especie Cr⁶⁺. Esta forma, Cr³⁺, es escasa en la solución del suelo (McBride (1994) y, por lo tanto, muy inmóvil, ya que se compleja con la materia orgánica, es quimioadsorbido en óxidos y silicatos, sustituye al Fe³⁺ en las estructuras minerales y precipita como Cr(OH)₃ a pH alto. La oxidación del Cr³⁺ a Cr⁶⁺ es promovida por los óxidos de Mn y solamente ocurre en condiciones de basicidad y de oxidación elevada.

En suelos sobre serpentinitas de Galicia, estudios realizados por Calvo y col. (1987) muestran valores bajos en Cr ligado a la materia orgánica, ya que señalan que su solubilidad es mínima.

1.3.2.4.3. Cobalto

El Co es otro de los elementos siderófilos y tóxicos para muchos organismos del suelo, como las plantas.

Este elemento se encuentra en la naturaleza en los estados de oxidación Co²⁺ y Co³⁺, predominando en la solución del suelo la forma divalente, la cual forma numerosos complejos de diversos tipos.

Geoquímicamente, el cobalto se asocia preferentemente a los óxidos de Fe y de Mn, similarmente al Ni y al Cr, por quimioadsorción y co-precipitación, decreciendo de esta manera la solubilidad del metal (Graña, 1989). Así, se ha demostrado que el cobalto reacciona específicamente con los óxidos de Mn, donde el Co²⁺ se oxida a Co³⁺, que luego es reemplazado por el Mn³⁺ y que es sustituido por Mn⁴⁺ en la red cristalina; generalmente

los mecanismos de absorción por los óxidos cristalinos de Mn se basan en el intercambio de estos dos metales (Mn y Co) a valores bajos de pH y, en la formación de especies hidroxiladas, Co(OH)_2 , que precipitan en la superficie de los óxidos (McKenzie, 1980).

Aparte de su carácter siderófilo y calcófilo, este elemento presenta una tendencia litófila manifiesta, ya que es un componente frecuente de los silicatos.

En la corteza terrestre, el cobalto se encuentra en altas cantidades en rocas ultrabásicas, peridotitas y serpentinitas principalmente (100-200 ppm), en comparación con su contenido en rocas ácidas (1-15 ppm).

En los suelos sobre rocas ultrabásicas, la toxicidad por Co es alta; en cambio, puede haber deficiencia de este elemento en los suelos alcalinos o calcáreos, con textura gruesa o ricos en humus.

1.3.2.4.4. Cobre y Cinc

El cobre, por lo general, se encuentra como catión divalente (Cu^{2+}) en medios oxidados. Se trata de un elemento calcófilo, que en medios reducidos tiene una solubilidad baja, ya que precipita en forma de sulfuro. Con el incremento del pH en la solución del suelo, el Cu^{2+} es fácilmente adsorbido por materiales coloidales (óxidos de Fe, Al, Mn, silicatos de arcillas y humus), siendo especialmente selectivo en la formación de complejos con grupos como aminas y polifenoles de la materia orgánica. Como la movilidad del metal es dependiente del pH del medio, la deficiencia es notoria cercano a la neutralidad, aunque también depende del tipo de suelo y el material parental.

Por lo general, el Cu es inhibidor de la nitrificación en elevadas concentraciones, pero es necesario en pequeñas cantidades para que ocurran tanto la amonificación como la nitrificación (Tate, 2000).

En suelos sobre serpentinitas de Galicia (Calvo *et al.*, 1987), el Cu apenas se presenta en forma soluble. No obstante, es el metal que se presenta en mayor proporción ligado a formas orgánicas (López, 1978; Fernández *et al.*, (1998).

El cinc también es considerado como calcófilo. La forma de Zn^{2+} es bastante soluble, sin embargo el incremento del pH en la solución del suelo baja su movilidad, ya que se

produce procesos de quimioadsorción en óxidos y aluminosilicatos y complejación con ácidos húmicos de la materia orgánica (McBride, 1994). Por el contrario, la solubilidad del Zn aumenta con la acidez del suelo (Doyle *et al.*, 1989).

El Zn es necesario para la formación de enzimas como la fosfatasa alcalina; sin embargo, este metal reduce la sobrevivencia de algunas bacterias en los suelos con altos valores de Mg^{2+} , como los desarrollados sobre serpentinitas (Beveridge y Doyle, 1989).

Estudios con suelos sobre diferentes materiales, mostrados en Kabata-Pendias y Pendias (1992), indican que generalmente el contenido total de Zn y Cd es bajo, pero que son los elementos que mayormente están en forma soluble en el suelo. Sin embargo, Xing y col. (1995) señalan que la adsorción de Zn en los suelos se ve incrementada por los óxidos amorfos y cristalinos de Fe, similar a la retención del Co, Cu, Ni y Cr.

1.3.2.4.5. Cadmio y Plomo

El cadmio (Cd) se asocia geoquímicamente con el Zn en los minerales sulfurosos de las rocas, sin embargo es antagónico con este metal en la solución del suelo. En condiciones oxidantes predomina la especie Cd^{2+} , que es más móvil que el Zn^{2+} , sobre todo en suelos ácidos y bien drenados (Sposito, 1983; Alloway, 1990; McBride, 1994), siendo muy estable en soluciones acuosas y asociado a óxidos de Fe y Mn, junto al Pb y al Zn (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). En suelos neutros o alcalinos, el Cd^{2+} puede co-precipitar o precipitar como $CdCO_3$, y los fosfatos de Cd también pueden disminuir la solubilidad del catión. Generalmente, los procesos geoquímicos naturales no concentran Cd en la superficie de los suelos. Cuando se excede de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ el suelo se considera contaminado y, por lo general, se debe a fuentes externas al medio (McBride, 1994).

Similar al Cd, el Pb es también uno de los elementos más tóxicos, pero, a pesar de esto, hay microorganismos que crecen en presencia de este metal. Ambos metales son muy insolubles en medios reducidos porque precipitan como sulfuros (McBride, 1994). En medios oxidantes y a pH alto la solubilidad del Pb se ve reducida, pues se favorece la complejación con la materia orgánica (con grupos sulfhidrilo), la quimioadsorción sobre óxidos y silicatos de las arcillas y la precipitación como carbonato, hidróxido o fosfato. No

obstante, en suelos muy alcalinos (calcáreos), la solubilidad puede aumentar debido a la formación de complejos solubles.

Es decir, al aumentar el pH del suelo el Pb se hace menos tóxico; además, en presencia de algunas arcillas se protege a los microorganismos de concentraciones elevadas del metal, que sin ello, se produciría una reducción de la actividad deshidrogenasa y la capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC), inhibiendo, además, la fijación simbiótica del nitrógeno. Asimismo, los ácidos húmicos de la materia orgánica del suelo reducen el efecto del Pb, ya que estos ácidos presentan gran afinidad por los cationes (Tate, 2000).

El estado redox del suelo también afecta a la toxicidad del Pb ya que, cuando el medio es oxidado y en presencia de óxidos de Mn, el Pb^{2+} se asocia a ellos y se oxida a Pb^{4+} , el cual es más insoluble.

1.3.2.4.6. Hierro y Manganeso

El hierro (Fe) desempeña un papel muy importante en la estructuración del suelo, ya que puede actuar como elemento de unión entre la arcilla y la materia orgánica en la formación de agregados. En las rocas, el Fe se encuentra en forma de Fe^{2+} y en muchas ocasiones como FeS_2 ; tras la oxidación, al entrar en contacto con el aire y/o por acción de bacterias autótrofos (p. ej. *Thiobacillus ferrooxidans*), el Fe^{2+} se oxida a Fe^{3+} . En suelos menos ácidos, el Fe puede precipitar como carbonatos y así es menos adsorbido.

Generalmente, el Fe y el Mn se encuentran en cantidades que dependen del contenido en el material parental y predominantemente están en la fracción residual. En cambio, en suelos ricos en sesquióxidos, como en los de serpentinitas, estos elementos metálicos están principalmente en los minerales secundarios y son muy abundantes (Graham *et al.*, 1988; Bourg, 1995). En estos suelos, la proporción de formas solubles suele ser muy baja, del orden del 0,01 % (Brooks, 1987).

En los suelos sobre serpentinitas de Galicia, tras el proceso de meteorización de la roca, se produce goetita (α -FeOOH) y hematita (α -Fe₂O₃), que le confieren al suelo una coloración rojiza (Muñoz y Guitián Ojea, 1966; López, 1978). Durante este cambio se produce una evolución del hierro. Se trata de una deshidratación de los oxi-hidróxidos de hierro liberados por meteorización y ligados a las arcillas. La desecación casi irreversible se debe

a una desecación estacional más o menos brusca que favorece el proceso de la rubefacción y que suele llevar asociado un proceso de iluviación de arcilla durante la estación húmeda. En regiones de clima atlántico templado, como en Galicia, cuando la humedad del clima no permite la deshidratación completa de los óxidos de hierro el color del suelo suele ser pardo (brunificación).

1.3.2.5. Biodisponibilidad

La especiación de los metales da una idea general de su localización en el suelo y, en cierto modo, de su movilidad. Sin embargo, la forma biodisponible del elemento sugiere algo más, es decir, la posibilidad de ser absorbidos por las plantas y el efecto que puedan tener los elementos traza sobre los organismos del medio.

Los factores que afectan a la movilidad y la disponibilidad de estos elementos en el suelo son, por lo general, el intemperismo o meteorización de la roca madre, la disolución y la solubilidad del metal, la precipitación, la asimilación por las plantas, la inmovilización por los organismos del suelo, el intercambio catiónico, la adsorción específica, la quimisorción, la quelatación y la lixiviación (Ross, 1994).

Por otro lado, los factores principales que tienen influencia en la solubilidad de los metales son: el pH, la materia orgánica soluble y las condiciones redox, puesto que afecta a los anteriores procesos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Ross, 1994).

La rizosfera interviene sobre la biodisponibilidad de los elementos, ya que en ella el suelo tiene un mayor grado de acidez, generada por determinados productos metabólicos (p. ej. H_2CO_3), lo cual incrementa la solubilidad y asimilabilidad de algunos metales, por ejemplo, de aquellos asociados a los carbonatos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Ross, 1994). Además, hay que tener en cuenta que algunos de los metales (Fe, Mn, Cr, Cu, Pb, Hg) tienen más de un grado de oxidación y cada uno de ellos presenta distinta solubilidad. El Ni en suelos de pH débilmente ácido o neutros (pH 6-7) y bien aireados, no es tóxico, ya que bajo estas condiciones es frecuente la precipitación conjunta de varios metales, como con los óxidos de Fe y Mn, que afectan a la disponibilidad del metal en el suelo. Así, la

reacción del suelo (pH) y el Eh dan una idea de la movilidad y biodisponibilidad de los metales (McBride, 1994).

Cuando se produce la desorción de un ión metálico y éste pasa a la solución del suelo, podría reaccionar con centros activos de las arcillas, dependiendo de la fuerza de unión de su carga y de sus características de hidratación. Así, cationes como Cd^{2+} , Pb^{2+} y Cu^{2+} tienen que competir con Ca^{2+} y Na^+ en los sitios de intercambio catiónico y, cuando no consiguen intercambiarse, son adsorbidos o quimioadsorbidos por los óxidos de Fe, Al, o Mn, por la materia orgánica o en los sitios de borde con carga variable en filosilicatos de arcilla. Estos procesos están fuertemente mediados por la acidez y por el potencial redox (Ross, 1994).

En los suelos minerales (< 6 % materia orgánica) son más movibles el Fe, Mn y Zn por debajo de pH 5,5; en cambio el Cu tiene una óptima movilidad entre pH 5 y 7,5. En los suelos orgánicos (> 10 % materia orgánica), por debajo de pH 7,5 aumenta la movilidad de Zn y Cu, mientras que por debajo de pH 6,5 es el Mn y por debajo de pH 8,5 lo es el Fe (Alloway, 1990; Paz *et al.*, 1997). Los ensayos de Brummer y Herms (1983) mostraron que el Zn, Cd, Cu y Pb eran más solubles en el intervalo de pH 4 a 5 que en el de 5 a 7; además, las concentraciones de metales en la solución se incrementa a medida que decrece el pH, según la secuencia $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$. Por su parte, Elliot y col. (1986) señalan que la afinidad relativa del Cu y el Zn, a pH 5 se asocia con los ácidos fúlvicos de la materia orgánica en el suelo y, a pH más bajos, con los ácidos húmicos el Cu, Zn, Pb y Cd.

Por lo general, la poca fertilidad de los suelos sobre serpentinitas se relaciona con la disponibilidad de los metales y otros cationes en el suelo y no siempre con las cantidades totales (Brooks, 1987), cuestión que es apreciada también por Ross (1994) y Kabata-Pendias y Pendias (1992). Por ejemplo, las concentraciones de Cr usualmente son muy altas en este tipo de suelos (media de 3000 mg Kg^{-1}), pero en su forma disponible para las plantas está casi siempre en muy baja proporción, hasta llegar a pensar, menciona literalmente Brooks (1987), “que la toxicidad de este elemento *per se* no llega a ser un problema como otros factores químicos”. Tampoco la cantidad de Fe, señala el autor, porque a pesar de presentar altas concentraciones la forma disponible es muy baja. Sin embargo, el Ni sí que podría llegar a considerarse un problema, que según Burt y col. (2001) es más tóxico en los suelos sobre serpentinitas que el Cr ya que está más biodisponible a las plantas, y que el Co, porque es más abundante en el medio.

Por otro lado, algunos autores consideran la importancia de los procesos de formación de complejos orgánicos con metales del suelo, como la complejación, que es la unión entre la molécula orgánica o inorgánica (ligando) y el ión metálico, y la quelatación, que ocurre cuando dos o más grupos funcionales de la molécula orgánica se unen con el ión metálico. La posibilidad de formación de complejos y quelatos afecta enormemente a la solubilidad o biodisponibilidad de los metales (Alloway, 1990; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Li *et al.*, 2001).

La presencia de materia orgánica en los suelos sobre serpentinitas también puede reducir la toxicidad de algunos metales, como el Ni (Brooks, 1987), ya que este metal es removido como un complejo-quelato; cuando los suelos tienen contenidos bajos en materia orgánica el elemento es menos complejado. Similar situación ocurre con los nutrientes de la planta, como el nitrógeno, el potasio y el magnesio, que al aumentar su concentración, la toxicidad por Ni baja notablemente.

Algunos trabajos, como los de Fernández y col. (1998) en la provincia de A Coruña, recomiendan la aplicación de enmiendas orgánicas sobre los suelos agrícolas de áreas serpentinizadas, con el fin de lograr cambiar el estado de oxidación de los metales y complejarlos, de tal manera que se favorezca la existencia de una vegetación de interés.

De modo semejante a los anteriores mecanismos, se puede disminuir el efecto tóxico de los metales en el suelo por complejación o por precipitación con ácidos orgánicos, como el ácido málico y el ácido cítrico, o con aminoácidos, como la histidina o el ácido oxálico, lo cual se ha investigado principalmente en plantas como *Alysum* sp en suelos sobre serpentinitas (Brooks, 1998). Además, se encontró que los líquenes (p. ej. *Lecanora atra*) actúan como descomponedores de las serpentinitas, ya que contienen apreciables cantidades de ácido oxálico. Se sugiere, que los metales del suelo son absorbidos sobre el oxalato magnésico hidratado, formado durante la alteración de la roca y que esto, estratégicamente, posibilita al líquen tolerar los altos niveles de elementos fitotóxicos en el medio (Brooks, 1987).

Por otro lado, Salomons y col. (1995) muestran la relación de cada especie metálica y su fitodisponibilidad a partir del conocimiento de los procesos que ocurren en el equilibrio químico del suelo, que ha sido formulada por Kabata-Pendias en múltiples revisiones (tabla nº 4).

Introducción

Los autores indican que las formas más simples de los elementos metálicos, ya sea como cationes libres o complejados en la solución del suelo, presentan una mayor solubilidad, pero que conforme se adsorbe a partículas en el medio (materia orgánica y arcillas) la disponibilidad del metal disminuye. Por lo tanto, al asociarse a minerales del suelo el metal pierde su movilidad y cuando inicia su disolución en la solución del suelo puede volver a estar disponible.

ESPECIE DE METAL Y ASOCIACIÓN	DISPONIBILIDAD	MOVILIDAD
Cationes simples o complejados en solución.	Fácil	-
Cationes intercambiables en complejos orgánicos e inorgánicos.	Media	-
Cationes quelatos.	Leve	-
Compuestos metálicos precipitados sobre partículas del suelo.	-	Después de la disolución
Metales ligados o fijados dentro de sustancias orgánicas.	-	Después de la disolución
Metales ligados o fijados dentro de partículas minerales.	-	Después de un tiempo y su descomposición.

Tabla 4. Disponibilidad o movilidad según la especie del metal (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Salomons *et al.*, 1995).

A pesar del posible riesgo de toxicidad, existe poca información sobre la disponibilidad de metales en suelos desarrollados sobre serpentinitas, quizás por el limitado uso de estas tierras (Fernández *et al.*, 1998). Además, se conoce poco sobre la movilidad de los elementos metálicos en este tipo de suelos y sería importante un progreso en este conocimiento, pues ayudaría a entender los mecanismos de tolerancia de algunas plantas (Roberts y Proctor, 1992) y el estado del equilibrio químico en el medio edáfico.

1.3.2.6. Función en las plantas y toxicidad

La distribución de las plantas metalíferas, como Reeves y Kruckeberg (2001) llaman a las especies que crecen sobre suelos de áreas serpentinizadas en Turquía, depende mucho de su tolerancia a las altas concentraciones de metales que, para otras especies vegetales, resultarían tóxicas.

Algunos elementos metálicos son requeridos por la planta en muy pequeñas cantidades, y su función puede ser la de catalizar numerosas reacciones vitales y también la de formar parte de sustancias esenciales, como de ciertas enzimas o de sistemas activadores de enzimas. En ocasiones más de un elemento metálico es capaz de activar el mismo enzima, lo que hace pensar que no es esencial para esa acción en particular.

Las interrelaciones en la rizosfera entre los elementos traza dentro de la planta y en el suelo, pueden afectar su absorción, ocurriendo antagonismo o sinergismo entre los elementos metálicos (Alloway, 1990). Su toxicidad, según Kabata-Pendias (1992) y Alloway (1990), podría deberse a algunos de los mecanismos siguientes:

- Cambios en la permeabilidad de la membrana celular: Ag, Au, Br, Cd, Cu, Hg, Pb.
- Reacciones de grupos sulfhidrilo (-SH) con cationes: Ag, Hg, Pb.
- Competición con metabolitos esenciales: As, Sb, Te, W, F.
- Afinidad para reaccionar con grupos fosfato y grupos activos de ADP o ATP: Al, Be, Y, Zr, lantánidos y posiblemente todos los metales.
- Reemplazo de iones esenciales: Cs, Li, Rb, Se, Sr.

Estos mecanismos no son iguales en todas las plantas ni sobre cualquier suelo; según Izco (com. personal), en los suelos sobre serpentinitas la planta se adapta a las características del medio, lo que conlleva cambios fisiológicos y, por ende, metabólicos, que le posibilitan el soportar altos niveles de metales. Otros autores (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Salomons *et al.*, 1995; Horie *et al.*, 2000), también señalan que, en la tolerancia a los altos niveles de metales, las plantas crean adaptaciones fisiológicas. Salomons y col. (1995) y Kabata-Pendias (1992) mencionan que en la raíz de las plantas más adaptadas a estos

medios, ocurren procesos de sorción y transporte de los metales que son complejados y metabolizados, para luego ser excretados fuera de la planta.

La alta concentración de un elemento metálico no es suficiente como para que se produzcan efectos tóxicos, es necesario que las condiciones del medio sean tales que el metal pueda encontrarse en estado iónico o al menos en un estado próximo al iónico. Según Alexander y col. (1989), la toxicidad por metales no se produce en todos los suelos desarrollados sobre materiales serpentinizados, ya que el comportamiento de estos microelementos está vinculado tanto a factores del suelo como al tipo de planta. Para Alloway (1990), generalmente los metales más tóxicos para plantas y microorganismos del suelo son el Cu, Ni, Co, Pb, Hg, y Cd; los tres primeros elementos están en altas concentraciones en los suelos sobre serpentinitas y los últimos están en muy bajas concentraciones, por lo general menos de $1 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, los cuales no son de riesgo de fitotoxicidad, según los valores límites de Fergusson (1990). Sin embargo, Renella y col. (2002) señalan que el Cd podría ser un elemento traza muy tóxico en el suelo, pero los problemas se dan en suelos contaminados, casi nunca en los suelos naturales sobre serpentinitas ya que su concentración es muy baja y la materia orgánica del suelo, a pesar de ser poca, disminuye el grado de toxicidad de este metal. Además, hay que tener en cuenta el valor de pH de los suelos, ya que cuanto menor sea éste mayor serán las posibilidades de fototoxicidad.

Para Hunter y Vergnano (1953), quienes examinaron la actividad de algunos elementos para producir clorosis y síntomas específicos de toxicidad, el orden decreciente de la actividad es Ni, Cu, Co, Cr, Zn, Mo y Mn. El Ni es uno de los más tóxicos para las plantas y, según sugieren estos autores, un factor de la toxicidad del metal puede ser la inhibición de una o varias de las funciones del cobre y hacer disminuir el nivel del fósforo en la planta. Otros autores (Suzuki *et al.*, 1971; Burt *et al.*, 2001), al medir Cr del suelo y compararlo con el nivel en las plantas, observaron que el metal es menos transportado a las hojas, debido a la interacción con el fósforo y el calcio.

Por otro lado, para Barceló y Poschenrieder (1992) los síntomas más visibles de fitotoxicidad por metales, en la planta entera, incluyen una reducción del crecimiento, sobre todo en raíces, clorosis y necrosis en hojas y, posteriormente, síntomas típicos de senescencia y abscisión. Dado que las membranas y la pared celular son el blanco de acción inicial de los metales, produciéndose cambios en las propiedades de

semipermeabilidad y de transporte, en unos casos, y de extensibilidad y crecimiento, en otros, se comprende la multiplicidad de procesos fisiológicos que secundariamente se verán afectados.

Ross (1994) señala que se han encontrado buenas correlaciones entre los metales del suelo y de las plantas, básicamente en Zn, Cd y Cu. Crooke e Inkson (1954) correlacionan la toxicidad del Ni con el contenido en Fe de los suelos, observando que la adición de Fe disminuye la clorosis inducida por Ni. También se hace referencia a que el estado del fósforo en la planta puede ser un factor que afecta el nivel de toxicidad por Ni, aunque deben ser considerados otros factores como las interacciones Fe-P, Ni-Fe, y Ni-P. Mizuno y colaboradores (2003), señalan que algunas plantas pueden sobrevivir a las altas concentraciones de Ni y otros elementos (Mg, K, Ca, Zn) en los suelos sobre serpentinitas, ya que el exceso es transportado a los tejidos epidérmicos de las hojas jóvenes durante la transpiración y luego excretarlo vía gutación; otras plantas utilizan diferentes mecanismos como protección contra la toxicidad de los metales, como son la quelación o complejación del elemento, con aminoácidos (como la histidina), la regulación de la entrada de los metales por las raíces o la exclusión desde sus órganos (Krämer *et al*, 1996).

En resumen, los mecanismos implicados en la tolerancia, según Barceló y Poscherieder (1992), varían desde estrategias botánicas generales, como la caída de hojas, pasando por modificaciones en los procesos de transporte, hasta el desarrollo de mecanismos bioquímicos específicos como la formación de complejos con metales inicialmente presentes en formas iónicas. Se conocen otros mecanismos, como la inmovilización de estos microelementos en la pared celular de las raíces y diferencias en la permeabilidad de la membrana celular, así como adaptaciones enzimáticas y diferencias en la sensibilidad citoplasmática a los metales.

Los mecanismos de control y exclusión de metales por parte de la planta, se puede esquematizar del siguiente modo:

- a) Liberación a la disolución del suelo de compuestos quelantes, o cambios en la economía hídrica, como el caso de algunos musgos que producen una excreción de sales de metales (Pb, Zn) durante la época de sequía.

- b) Acción de las micorrizas ericoides (anteriormente VAM) y ectomicorrizas, que afectan la tolerancia a los metales de algunos grupos de plantas superiores al proporcionar una efectiva barrera excluyente.
- c) Fijación en la pared celular de las células de la raíz, como en el caso de la tolerancia a Cu y Zn en algunas plantas.
- d) Restricción del transporte, ya que no todos los órganos de la planta acumulan por igual metales y hay una tendencia a inmovilizarlos en los tejidos de la raíz. Esto sugiere que existe un control en la endodermis donde la presencia de la *banda de Caspary* impide el movimiento pasivo a través del apoplasto.
- e) Regulación de entrada, por la permeabilidad de la membrana plasmática.

1. 3. 3. Propiedades bioquímicas del suelo

El funcionamiento de los suelos depende en una gran proporción de las propiedades bioquímicas (Pankhurst, 1997), ya que de ellos depende el estado de las principales funciones edáficas: productiva, filtrante y degradativa (Blum, 1998). Por lo tanto, la actividad biológica y bioquímica del suelo es de importancia capital en el mantenimiento de la fertilidad de los hábitats terrestres y, consecuentemente, del funcionamiento de los ecosistemas forestales (Vanhala *et al.*, 1998).

La biomasa microbiana es el componente más activo del suelo (Isam, 1990), forma parte del “pool” de la materia orgánica y cumple una función muy importante en el humus, ya que interviene en los procesos de mineralización de nutrientes (Duchaufour, 1984); por ello, algunos autores afirman que puede ser empleada como índice de comparación entre sistemas naturales o como indicador de las variaciones sufridas en el equilibrio de un suelo debido a la presencia de agentes nocivos (Powlson *et al.*, 1987; Blum, 1993; Doran *et al.*, 1994).

La biomasa microbiana representa entre el 0,3 y el 6,9 % de la materia orgánica del suelo y está constituida por todos los organismos vivos de tamaño menor de $5 \cdot 10^3 \mu\text{m}^3$ (Anderson y Domsh, 1980; Jenkinson y Ladd, 1981), los cuales pueden ser, según el tipo de suelo y su

ambiente: bacterias y actinomicetos (30 %), hongos (50 %), microfauna (10 %) y, en menor proporción (10 %), protozoos, nematodos, levaduras, algas, etc. (Jenkinson y Ladd, 1981 Pelczar *et al.*, 1981). Alexander (1967) incluye también a los virus del suelo, que aparecen generalmente asociados a partículas de arcilla (Lynch, 1983) y que en algunos casos afectan a las poblaciones microbianas edáficas, contribuyendo a controlar su tamaño (Gray y Williams, 1971).

La contribución relativa de cada grupo microbiano a la biomasa total del suelo es muy variable; fundamentalmente depende del tipo de suelo y, dentro de un mismo suelo, de factores ambientales (Ross *et al.*, 1981). Por ejemplo, algunos autores consideran que los hongos representan más del 60 % de la biomasa microbiana del suelo (Anderson y Domsch, 1975; Lynch, 1983; Nannipieri *et al.*, 1978), otros afirman que éstos no supera el 27 % de la misma (Russell, 1973; Richards, 1987) y algunos atribuyen el mayor porcentaje de biomasa a la suma de bacterias y actinomicetos (Berkeley, 1971; Rusell, 1973). Cabe señalar que en la biomasa edáfica, las bacterias son los microorganismos que realizan mayor actividad; de hecho en estudios de microscopía de la población microbiana de suelos fértiles se han encontrado más de 2500 millones de bacterias por gramo, de las cuales la mayor parte son bacterias metabolizadoras de urea, proteínas y pectinas (Pelczar *et al.*, 1981).

Determinados autores (Lynch, 1979; Acea y Carballas, 1986) afirman que las bacterias son los componentes mayoritarios de la microbiota del suelo, cuya densidad oscila entre 10^5 y 10^9 células viables $\cdot g^{-1}$ de suelo. La importancia de la biomasa bacteriana es, por su diversidad metabólica, muy superior a la del resto de los microorganismos; es capaz de multiplicarse rápidamente y de descomponer sustratos muy variados, tanto en condiciones aerobias como anaerobias (Stephenson, 1966). La eficiencia de la microbiota en la utilización de un sustrato (p. ej. restos vegetales) va a depender del tipo y concentración de éste, de las condiciones del suelo y de parámetros ambientales (Sparling, 1985).

Para adaptarse a condiciones adversas, como una baja disponibilidad de sustrato, la microbiota edáfica o bien desarrolla estructuras de supervivencia, tales como cistos o esporas, o bien sus células pasan a formas inactivas; presentan así, cuando casi no tienen sustrato, muchas características típicas de una población aletargada, es decir, una energía de mantenimiento y una tasa de respiración bajas y una velocidad de división celular lenta (Jenkinson y Ladd, 1981).

Por otro lado, existen factores bióticos y abióticos que ejercen su acción sobre la población microbiana del suelo y que establecen, por lo tanto, la densidad y distribución de los componentes de la biomasa edáfica. Los más importantes son: humedad, temperatura, luz, aireación, pH, fracción mineral, profundidad del suelo, materia orgánica, vegetación y relaciones intra e inter específicas con otros organismos del suelo (Pankhurst, 1997; Tate, 2000; Brookes, 2000).

Entre los factores abióticos, la humedad del suelo influye significativamente sobre la población y la actividad microbiana. La desecación del medio edáfico provoca la muerte de numerosos microorganismos y una posterior rehumectación estimula enormemente su desarrollo (Bookes, 1985). La temperatura del suelo condiciona la supervivencia, crecimiento y actividad de microorganismos psicrófilos, mesófilos o termófilos y, por lo tanto, determina la composición y cantidad de biomasa de la microbiota edáfica. La luz actúa como una fuente de energía para la fotosíntesis, induce la reproducción sexual de los hongos y condiciona el crecimiento y movimiento de muchas algas y bacterias no fotosintéticas. La aireación del suelo condiciona la existencia de microorganismos aerobios, anaerobios o facultativos. El pH del medio, actúa indirectamente sobre la población edáfica, ya que determina muchos procesos redox y, por lo tanto, la existencia de un tipo de población microbiana u otro. En general, un medio neutro o ligeramente alcalino favorece el crecimiento de bacterias, actinomicetos y algas y, por el contrario, un medio ácido estimula el desarrollo de los hongos (DeLaune *et al.*, 1981; Lynch, 1979). La fracción mineral actúa como fuente de nutrientes y, además, influye en la aireación, la capacidad de retención de agua, la textura y la superficie específica del suelo, por lo que va a afectar mucho a la composición de la microbiota. Marshal (1975) señala al respecto que las partículas del suelo de menor tamaño permiten un mejor aprovechamiento del sustrato y evitan la desecación de los microorganismos.

En cuanto a algunos factores bióticos, la cantidad y calidad de materia orgánica condicionan las características del medio, debido a la propia naturaleza de los constituyentes y a su elevada capacidad de adsorción de cationes; representa, además, un potencial de energía considerable que puede ser utilizado en menor o mayor proporción por los microorganismos (Thomas, 1975; Stevenson, 1982; Duchafour, 1984; Insam y Domsch, 1988). La vegetación, aparte de actuar como protectora del efecto bactericida de la luz y de las fluctuaciones de la temperatura, es una de las fuentes de materia orgánica e influye en la calidad de biomasa microbiana, sobre todo de los constituyentes que

prolifera con mayor rapidez alrededor de la zona radicular, es decir las bacterias (Sparling, 1985). Asimismo, existen numerosas y variadas interrelaciones entre los distintos microorganismos en el suelo, y entre éstos y otros organismos de mayor tamaño, que llegan a ser un factor biológico muy importante en el desarrollo y distribución de la microbiota edáfica (Lynch, 1979; Richard, 1987)

Debido a su diversidad, los microorganismos del suelo desempeñan una función muy importante en su hábitat natural dado que, por una parte, llevan a cabo un gran número de transformaciones en las más diversas condiciones ambientales (Alexander, 1970) interviniendo en los ciclos de la energía y de la materia, el ataque de rocas y minerales del suelo, las reacciones de complejación, etc., y, por otra, influyen sobre ciertas propiedades del suelo tales como la estructura, la temperatura, la composición de la atmósfera, el pH y el Eh (Lynch, 1979; Atlas *et al.*, 1981; Sparling, 1985). Muchas de estas actividades son de gran interés por su repercusión en la nutrición y el crecimiento de las plantas.

Los microorganismos del suelo juegan un doble papel en la disponibilidad de nutrientes, ya que por un lado intervienen en los procesos de mineralización y una vez muertos ponen a disposición de otros microorganismos y de las plantas los nutrientes contenidos en los restos microbianos (Jenkinson y Ladd, 1981) y, por otro lado, también participan en la inmovilización. Así, los ciclos del C, del N y del P demuestran que la biomasa microbiana es clave en la dinámica de los nutrientes esenciales en el sistema edáfico (Cole *et al.*, 1977; Tanji y Gupta, 1978).

Nannipieri (1984) y Brookes (1985) indican que los índices más comunes que se utilizan para medir la actividad metabólica de la microbiota del suelo son la respiración microbiana, las actividades específicas, es decir, las enzimas del suelo, y la energía involucrada en los procesos.

La respiración microbiana se ha utilizado para determinar la actividad biológica del suelo, sobre todo para conocer los procesos de mineralización en horizontes superficiales (horizontes O y A). Algunos autores (Jenkinson y Ladd, 1981; Anderson y Domsch, 1986; Alef y Nannipieri, 1995) señalan que la actividad respiratoria del suelo puede ser medida tanto a través de la producción de CO₂ como del consumo del O₂ y es afectada por la humedad, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y la estructura del medio; así, el secado del suelo reduce considerablemente la respiración, mientras que su rehumedecimiento genera una recuperación de la capacidad respiratoria, probablemente

como resultado de la liberación de compuestos orgánicos fácilmente degradables (p. ej. aminoácidos y otros ácidos orgánicos).

Anderson y Domsh (1993) recomiendan utilizar en conjunto la relación de los valores de biomasa microbiana y de la actividad respiratoria, como un indicador del desarrollo del ecosistema; este índice es llamado coeficiente metabólico o qCO_2 y expresa la cantidad de carbono mineralizado por unidad de tiempo ($\mu\text{g C-CO}_2 \cdot \text{h}^{-1}$) y relativa a la biomasa microbiana presente (mg C-biomasa); se deriva de la teoría ecológica de Odum (1969, 1985), que señala que la actividad respiratoria de la biomasa microbiana del suelo disminuye progresivamente a medida que el ecosistema alcanza un estado de equilibrio.

Otros autores (Powlson y Jenkinson, 1981; Duchafour, 1984; Paul, 1984; Powlson *et al.*, 1987) sugieren que es interesante considerar el estudio de la mineralización del nitrógeno de la materia orgánica, es decir el nitrógeno disponible para las plantas y otros organismos del suelo, porque puede revelar cambios en el equilibrio edáfico. El nitrógeno de la materia orgánica es transformado por actividad de la biomasa microbiana (procesos bioquímicos) y, en condiciones favorables, la mineralización se realiza en dos etapas: amonificación y nitrificación; en condiciones desfavorables (fuerte acidez, anaerobiosis) sólo la amonificación permanece activa. La velocidad de mineralización de estos procesos depende de las condiciones del medio y del tipo de humus o calidad del material orgánico, el cual está estrechamente relacionado con el reciclado de los restos vegetales (Duchafour, 1984).

Algunos autores señalan que los parámetros microbiológicos sirven para indicar posibles cambios netos en el equilibrio del suelo, por causas diversas (p. ej. niveles altos en metales), que no podrían detectarse con métodos tradicionales (Anderson y Domsch, 1980; Brookes, 1985; Nannipieri, 1994; Doran *et al.*, 1994; García y Hernández, 2000).

La toxicidad por la presencia de metales puede ser detectada a través de la mineralización del nitrógeno (Brookes y McGrath, 1985), ya que, determinados elementos traza (p. ej. Ni, Cr, Zn), son tóxicos para los microorganismos implicados en dicho proceso (Brookes, 2000).

El nivel de metales en los suelos también influye sobre la biomasa microbiana (Bååth, 1989). Es interesante, citan algunos autores (Brookes y McGrath, 1984), la relación que existe entre los metales y la parte activa de la materia orgánica, ya que a valores altos de

estos elementos en el medio es frecuente observar la mitad (aprox.) de población microbiana que en suelos con bajas concentraciones de éstos.

En los trabajos de Brookes (1984) y de Fießbach *et al* (1994) se encuentran estrechas relaciones entre el incremento de $q\text{CO}_2$ y las altas concentraciones de metales, indicando un desequilibrio fisiológico, por lo que decrece rápidamente la concentración del C-biomasa. Kabata-Pendias y Pendias (1992) afirman que los metales pueden alterar el metabolismo y disgregar tejidos celulares, lo que coincide con lo hallado por los anteriores autores. Además de lo anterior, si se produce un descenso del pH en la solución del suelo, por causa del aumento de la respiración microbiana, se incrementa la disponibilidad de algunos metales, lo cual se traduce en un estrés ambiental o disturbancia en el ecosistema que demandará mayor energía de mantenimiento (Anderson y Domsch, 1993; Fießbach *et al.*, 1994). Sin embargo, Bargagli (1998) afirma que esto depende de las condiciones ambientales, del tipo de suelo y de los componentes de la materia orgánica, ya que hay bacterias y hongos que pueden ayudar a transformar los metales en sus formas menos tóxicas, pues participan en la oxidación – reducción, metilación o desalquilación de estos elementos en el suelo.

Las propiedades biológicas y bioquímicas de los suelos desarrollados sobre serpentinitas fueron muy poco estudiadas, mucho menos que las propiedades físicas y químicas. En la bibliografía no se registra una información detallada que explique el funcionamiento del ecosistema de estos suelos desde el punto de vista microbiológico.

Los suelos sobre serpentinitas, a pesar de caracterizarse por poseer altos contenidos en metales, posiblemente mantienen un equilibrio edáfico particular, de tal manera que si se comparan con suelos sobre otros materiales geológicos se observa que la diferencia es muy notable en cuanto a la mineralización de la materia orgánica. Algunos estudios señalan que tanto el carbono como el nitrógeno son mineralizados en mucha menor cantidad en estos suelos, y que esta particularidad quizás se deba a los factores climáticos (temperatura y precipitación), a factores físicos (topografía) y a los microorganismos que actúan en estos medios (Lee *et al.*, 2001). Lebedeva y col. (1978), que estudiaron la mineralización del nitrógeno en algunos suelos sobre serpentinitas de Rusia, observaron que alrededor de la serpentinita meteorizada actúa *Nitrosospira briensis*, *Nitrobacter winogradskyi* y otros microorganismos heterotróficos, principalmente en la nitrificación. Tate (2000) hace referencia, al respecto, a *Thiobacillus ferroxidans*, *Alcaligenes faecalis*, *Micrococcus*

luteus, *Clostridium thermoaceticum*, *Pseudomonas fluorescens* y *P. aeruginosa*, y Héry *et al* (2003) señalan la presencia de microorganismos en estos suelos, del grupo β -proteobacteria compuesto por *Ralstonia*, *Oxalobacter*, *Burkholderia* y *Frankia*.

En Galicia, son muy escasos los estudios microbiológicos sobre suelos de serpentinitas, pudiéndose citar únicamente algunas investigaciones sobre el nivel de biomasa microbiana y de mineralización de la materia orgánica (Díaz-Raviña, 1990; Fernández *et al.*, 1999). En este sentido, Díaz-Raviña (1990) señala que en los suelos sobre serpentinitas existe una baja mineralización de la materia orgánica en comparación con suelos sobre otros materiales geológicos; pero la materia orgánica no llega a acumularse porque el aporte de restos vegetales no es alto, como consecuencia de la baja relación Ca/Mg y de la abundancia en Ni y Cr, aunado a las demás características propias de estos suelos. Similar apreciación mantienen Fernández y col. (1999), quienes además indican que la adición de residuos orgánicos a estos suelos ayuda a reducir la fitotoxicidad de los metales, ya que algunos elementos traza forman complejos con la materia orgánica y así disminuye su la disponibilidad en el medio.

1. 4. LA VEGETACIÓN Y LA FLORA EN ÁREAS SERPENTINIZADAS

Por lo general, se cree que algunos tipos de plantas han evolucionado históricamente, y así lo señalan Box (2002) y Groombridge (1992) en sus estudios sobre la vegetación alrededor del mundo, que ponen en evidencia cómo es su distribución, concluyendo que muchas especies con características similares se han desarrollado y evolucionado por paralelismo geográfico, por lo que los mismos taxones pueden estar presentes en diferentes áreas y ambientes territoriales, diferenciándose como subespecies.

La vegetación de los suelos desarrollados sobre serpentinitas varía con la localización, topografía, profundidad del suelo y otros factores, que pueden ser bióticos o abióticos, pero la mayoría se caracteriza por su restricción a hábitats serpentínícolas (Brooks, 1987).

Muchas de las especies existentes en suelos adyacentes, no serpentinizados, no están presentes o lo hacen de manera excepcional en suelos sobre serpentinitas, por lo que la

distinta vegetación sirve para describir las discontinuidades geológicas de un área (Brooks, 1987, 1998). Así, Harrison (1999) describe las áreas serpentinizadas como sitios ricos en especies endémicas, siendo muchas de ellas estrictamente de estos ambientes, pero que, si en el suelo hay un aumento en la concentración de calcio, otras especies no endémicas pueden entrar en competencia por esos espacios, marcándose así una correlación negativa de este elemento con la diversidad de las especies en las áreas sobre serpentinitas.

1.4.1. Características

Una de las características más notables de la vegetación de las áreas serpentinizadas es que, generalmente, es escasa y compuesta por especies que parecen estar restringidas al hábitat serpentínico. Solamente unas cuantas plantas crecen igualmente bien tanto en suelos sobre serpentinitas como en suelos sobre otros materiales (Roberts y Proctor, 1992). Braun-Blanquet (1979) menciona que muchas de estas plantas, cuando están en medios adversos, desarrollan sistemas radicales bastantes fuertes y largas raíces, tanto pivotantes como accesorias, o secundarias, que le permiten mejorar la porosidad y aprovechar la poca humedad retenida en el suelo.

Las plantas serpentínófitas sufren modificaciones morfológicas conocidas como *serpentinomorfosis*, que son causadas por factores ambientales como la elevada intensidad luminosa, la fuerte insolación, la aridez atmosférica, el régimen térmico del suelo o el drenaje, los cuales conducen a la sequedad o aridez edáfica, que frecuentemente caracterizan a estas zonas. También se ha observado una adaptación de la flora a los factores químicos del suelo (Roberts y Proctor, 1992), como ocurre con algunas especies de *Armeria*, *Quercus* y *Trifolium*, además de asociaciones de líquenes, helechos y, con cierta frecuencia, especies termófilas meridionales (Braun-Blanquet, 1979).

Otra de las características de la flora serpentínicola es la coexistencia de plantas basícolas y acidófilas. Los suelos serpentínicos, por ser pobres en nutrientes minerales y presentar reacciones neutro-alcalinas, combinan las propiedades de los suelos ácidos y calcáreos, lo que explicaría esta cohabitación de la vegetación. Harrison (1999) menciona que estas áreas son, además, un refugio de especies no nativas, ya que pueden ser invadidos por especies que son dominantes en otros lugares.

Por otra parte, las plantas desarrolladas sobre materiales de serpentinitas soportan un alto contenido en metales, que para otras plantas resultaría tóxico, como muchas especies de cultivo (Fernández *et al.*, 1998). Antonovics y col. (1971) citan que esta *tolerancia* de metales se produce en especies existentes en un área con alta toxicidad, y de la que otras especies vegetales aparecen excluidas. También existen taxones específicos que no sólo resisten un medio con cantidades altas de metales, sino que además pueden acumularlos, como algunos géneros de la familia Brassicaceae (Cruciferae), considerados como hiperacumuladores. Estas plantas pueden ser utilizadas como indicadores biogeoquímicos o geobotánicos, de interés para las explotaciones mineras (Shallari *et al.*, 1998). Hasta ahora se han reportado aproximadamente un poco más de 400 especies hiperacumuladoras (Brooks, 1998) pero, a pesar de tolerar altísimas concentraciones de metales, muchas de estas especies tienen baja tasa de crecimiento y de biomasa, por lo que muchas de ellas no son utilizadas en la fitoremediación, pero sí son consideradas como fuente de genes para especies transgénicas más útiles (Palmer *et al.*, 2001).

La mayoría de las especies hiperacumuladoras son de la familia Asteraceae y Brassicaceae, entre ellas las más conocidas son las del género *Thlaspi*. Reeves y col. (2001) en los últimos años estudiaron especies hiperacumuladoras y elaboraron una lista de 8 especies nuevas, de las cuales la mayoría son de este género; lo novedoso del estudio es que se han reportado especies del género de *Centaurea*, en presencia de *Thlaspi*, como por ejemplo *Centaurea ptoisimopappoides* que alcanza niveles entre 7000 y 12000 ppm, por lo que esta especie, originaria de Turquía, es considerada como una nueva especie hiperacumuladora.

1.4.2. Clasificación

La vegetación en áreas serpentinizadas está constituida por plantas *accidentales*, más propias de otros ambientes, sobre todo de otros suelos y que existen allí de forma fortuita; en estas áreas también se pueden observar las llamadas plantas *indiferentes* desde el punto de vista ecológico. Finalmente, se puede encontrar un número considerable de plantas ligadas al hábitat, creado por la existencia de serpentinitas o de otras rocas químicamente afines, hábitat que se asocia sobre todo a suelos incipientes y a fisuras, donde el efecto serpentínico es más acentuado. Braun-Blanquet (1979) indica que las plantas serpentínícolas, bien determinadas, poseen un origen antiguo. Según Lacoste y Salanon

(1973), extensos territorios pueden estar ocupados por verdaderos mosaicos de formaciones, que presentan amplias zonas de transición de una a otra.

Para la mayoría de los investigadores, las plantas desarrolladas sobre áreas serpentinizadas son, generalmente, de las familias de Caryophyllaceae, Fabaceae, Poaceae, Liliaceae, Asteraceae y Brassicaceae, habiendo importantes representaciones de estos tres últimos taxones, algunas inclusive como verdaderos taxones de endemismos (Reeves *et al.*, 1981; Fiedler, 1986; Brooks, 1987; Elias y Nelson, 1987; Robert y Proctor, 1992; Wolf, 2001).

En 1953, Rune (López, 1978) estableció una clasificación para la flora serpentínica:

- a) Serpentinófitas: plantas serpentínicas morfológicamente diferenciadas y que más o menos se restringen al sustrato serpentínico, como por ejemplo *Plantago marítima* subsp. *serpentina* (Rodríguez *et al.*, 1998). Pueden distinguirse entre obligatorias y facultativas (como las llamó Novak en 1937); las primeras son exclusivamente serpentínicas consideradas como endemismos neogénicos diferenciados a partir de finales del Terciario y las segundas prefieren los suelos derivados de serpentinitas u otras rocas magnesianas afines (como las peridotitas o calcáreas, inclusive), pero pueden encontrarse en sustratos de otro origen.
- b) Reliquias serpentínicas: plantas de carácter epibiótico, que en épocas anteriores, preglaciares, existían fuera de áreas serpentínicas o que en otras partes de su área aún se encuentran en suelos de naturaleza no serpentínica. Éstas manifiestan tendencia de extinción y se conservan en el hábitat serpentínico, gracias a las condiciones edáficas que les facilitan posibilidades de refugio.
- c) Serpentinófitas ubiquistas: especies de medios serpentínicos que constituyen razas no diferenciadas por la morfología, o no aisladas geográficamente de otros taxones afines.

Esta clasificación fue recogida también por Lacoste y Salanon (1973) y Braun-Blanquet (1979), para señalar que los dominios florales de la región noroeste de España (Galicia) son representados por vegetación eurosiberiana, específicamente atlántico-europeo, en la que se incluye la vegetación serpentínica y los mosaicos asociados.

1.4.3. Flora endémica

El término “endemismo” ha sido usado muchas veces por los botánicos para describir algún grado de restricción geográfica de un taxón (especie, género o familia). A nivel fitogeográfico, para conjugar los límites administrativos con los naturales, se utiliza el concepto de “territorio expandido”, aplicado muchas veces a algunos endemismos y que de alguna forma, según Lacoste y Salanon (1973), permite definir territorios florísticos y faunísticos cuya jerarquía está basada en el nivel de endemidad a que corresponden. Así pues, se consideran endémicas de un territorio político a todas las especies que viven exclusivamente en ese territorio sin desbordar los límites (Izco, 1996).

Según Kruckeberg (1986) los ambientes geoedáficos, compuestos por tipos de rocas, suelos y su situación topográfica, son las causas primarias que inducen a los endemismos. La flora endémica es aquella que aparece siempre en una misma área, o en varias áreas muy cercanas, pero que no se puede localizar en otras regiones territoriales (Elias y Nelson, 1987).

López (1971, 1978) ha observado que las plantas endémicas y no endémicas, que crecen sucesivamente en estos suelos, poseen una tolerancia para el hábitat serpentínico que falta en muchas plantas que no están en este medio y, además, que las especies no endémicas poseen alguna característica que no tienen las endémicas.

Una considerable parte de serpentinófitos son verdaderos endemismos y a veces una misma especie serpentinófito, por *serpentinomorfosis paralela*, pudo haber surgido independientemente en varias áreas (Roberts y Proctor, 1992). También sucede que, a través de serpentinomorfosis, especies distintas pudieron evolucionar paralelamente y converger en nuevas especies morfológicamente afines. Se han observado y registrado endemismos conviviendo con plantas comunes, como los tojos en Galicia (*Ulex* spp.), o conviviendo con algunas crucíferas (Palmer *et al.*, 2001).

Por lo tanto, la vegetación puede ser estrictamente de las áreas serpentinizadas o estar presente también en otros suelos no serpentinizados (como el *Plantago* sp., estudiados por López, 1971), o en ambos casos, con abundancia o co-dominancia de otras plantas (Roberts y Proctor, 1992).

Elias y Nelson (1987) explican la existencia de los endemismos de medios serpentinizados desde un punto de vista evolucionista. Éstos podrían proceder, por preadaptación genética, de un ancestro no serpentínico, teniendo lugar una modificación genética que permitió al progenitor del gen contribuir a la invasión de un nuevo hábitat. Cuando los nuevos hábitats fueron colonizados, se produjo un aislamiento de los genes y se desarrolló una nueva variedad de taxones (subespecies). Este aislamiento reproductivo fue asociado con otras cualidades únicas y los taxonomistas sugieren que esto se relaciona con la tolerancia a los metales. En este sentido, ellos llegan a afirmar que la geología y los suelos actúan como agentes selectivos primarios en la teoría evolucionista; así, la diversidad de plantas es una consecuencia de la diversidad geodáfica.

La invasión de estas áreas, por pastos y otras explotaciones agroforestales e industriales, provoca una disturbancia en el equilibrio del suelo, ya que se trata de corregir la fertilidad productiva aplicando grandes cantidades de fertilizantes, mayores que en terrenos no serpentinizados; esto representa un alto costo económico en el mantenimiento de la fertilidad agrícola y afecta a la vida de los endemismos por la destrucción del ambiente que le dio origen y desarrollo (Brooks, 1987).

Por razones biogeográficas y paleohistóricas, España posee la flora más diversa de Europa (Alcaraz, 1989) y con mayor número de especies endémicas (unas 1300), que se recogen en las listas de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos, 2001) y en la Lista Roja 2000 de la Flora Vasculare española, la cual es un trabajo preliminar del “Atlas de Flora amenazada y protegida de España” (Proyecto AFA 2004), donde Galicia cuenta con alrededor de 75 endemismos ibéricos entre especies y subespecies.

El territorio gallego, debido a la posición geográfica y a sus características medioambientales, alberga una importante riqueza florística cifrada hasta el año 1998 en unos 2400 taxones, de los cuales 15 fueron considerados endemismos estrictos (Rodríguez *et al.*, 1998). Su distribución varía mucho, pudiendo abarcar un extenso territorio o una pequeña área. La localización de los endemismos de Galicia depende de la posición biogeográfica y bioclimática, pero sobre todo del tipo de suelo y de sustrato, siendo las más ricas en endemismos las áreas serpentinizadas. La relación con su distribución, espacial y temporal, se conoce desde tiempos de los romanos e, incluso, se hace referencia a ellas en relación con el *Camino de Santiago de Compostela*, señalando que se trata de

una flora de especial valor cultural y paisajístico, pero que se encuentra en peligro de extinción.

La mayoría de las plantas endémicas de Galicia se desarrollan sobre material serpentizado, sobre todo en la provincia de A Coruña, pero algunas de ellas también pueden estar en suelos sobre otros materiales. Entre los endemismos que se han descrito sobre estos sustratos (áreas serpentizadas), están: *Armeria merinoi*, *Centaurea borjae*, *C. janeri* subsp. *gallaecica*, *Crepis novoana*, *Festuca brigantina* subsp. *actiophyta*, *Leucanthemum gallaecicum*, *Rumex scutatus* subsp. *gallaecicus*, *Sagina merinoi* y *Santolina melidensis* (Rodríguez *et al.*, 1998; Izco y Sánchez, 1995).

En cuanto a la descripción de las plantas serpentínícolas en A Coruña, Rodríguez-Oubiña y colaboradores (1998) citan, por su rareza y grado de amenaza, a *Armeria merinoi*, *Leucanthemum gallaecicum*, *Santolina melidensis*, *Sagina merinoi* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*, las cuales se concentran mayoritariamente en la región “Melide” y fueron elegidas para el estudio de su conservación (Rodríguez-Oubiña, com. personal).

Armeria merinoi (Bernis) Nieto Feliner & Silva-Pando (fam. Plumbaginaceae), es una pequeña planta herbácea, perenne y con cepa ramificada. Las hojas son casi homomorfas, lineales, planas y glabras. Presenta inflorescencia en glomérulo terminal, con flores en cimas escorpioides más o menos sésiles y de corola rosada. Los frutos son fusiformes, de color pardo oscuro y miden alrededor de 1 mm de longitud. Florece de mayo a junio y vive en áreas serpentizadas, sobre todo en suelos que tienden a encharcarse temporalmente (Rodríguez-Oubiña *et al.*, 1998).



Fig. 8. Plantas de *Armeria merinoi* (Bernis) Nieto Feliner & Silva-Pando

Leucanthemum gallaecicum Rodr.-Oubiña & S. Ortiz (fam. Asteraceae) es una planta herbácea que no sobrepasa los 40 cm de longitud, perenne, laxamente cespitosa y glabrescente. Las hojas basales son espatuladas y dentadas, estrechadas en largo pseudopecíolo, las medias son oblancoladas y las superiores lineales. Las flores del radio son blancas y las del disco de color amarillo pálido. Los aquenios miden de 1,7 a 1,9 mm de longitud. Son obovoideos y truncados en el ápice. Florece de junio a agosto. Se localiza en las proximidades de Melide, vive en claros de brezal y pastizal más o menos estables, emplazados en los tojales con *Erica vagans* L. conocidas como *Ulici europaei-Ericetum cinereae* Bellot y que parecen estar favorecidos por los incendios de la zona que elimina temporalmente las plantas de mayor porte (Feijoo *et al.*, 2000), que compiten por luz y nutrientes; generalmente sobre suelos poco profundos.



Fig. 10. Plantas de *Leucanthemum gallaecicum* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz

Santolina melidensis Rodr.-Oubiña y S. Ortiz (fam. Asteraceae) es un pequeño arbusto perenne glabrescente, que raramente supera los 60 cm de altura. Las hojas basales están densamente agrupadas y las hojas caulinares son muy laxas en la parte superior del tallo. Tiene capítulos subglobosos con flores de color amarillo-anaranjado. Los aquenios son glabros y miden de 1,5 a 2 mm de longitud. Florece entre junio y agosto. Habita en el extremo sur del afloramiento serpentínico principal de las proximidades de Melide, en la cuenca del río Ulla con otros serpentínófitos de gran interés botánico.



Fig. 12. Plantas de *Santolina melidensis* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz

Sagina merinoi Pau ex Merino es una planta perenne glandulosa-pilosa, muy ramificada en la base, inferior a 25 cm de altura, con hojas lineales y flores con pétalos blancos de 3-7,5 mm y 10 estambres; florece de mayo a julio. Se diferencia de otras especies porque los sépalos presentan un borde purpúreo en su ápice. La especie se encuentra en las zonas de Melide, costa norte de Galicia (en A Capelada y Cabo Ortegal) y también, de forma puntual, en Ponteceso y Trece (Camarinañas). Vive preferentemente en fisuras de las rocas ultrabásicas, en suelos más o menos profundos y a orillas de los caminos (Rodríguez *et al.*, 1998).



Fig. 11. Plantas de *Sagina merinoi* Pau ex Merino

Centaurea janeri Graells subsp. *gallaecica* Laínz (fam. Compositae) es una especie perenne, procumbente, ramificada, con tallos de hasta 45-60 cm de longitud. Las hojas son enteras, apiculadas y brevemente denticuladas, de lineal-lanceoladas a lineales. Las flores son rosada-violáceas, con aquenios de hasta 3 mm, brillantes y glabrescentes. Florece de mayo a agosto. Más de la mitad de las especies del género *Centaurea* son exclusivas del continente europeo (Izco *et al.*, 2003); en Galicia, este endemismo es localizado en tierras de Melide y de Pazos, en suelos poco profundos de zonas serpentinizadas (Rodríguez-Oubina *et al.*, 1998).



Fig. 9. Plantas de *Centaurea janeri* Graells subsp. *gallaecica* Laínz

1.4.4. Composición química en plantas de áreas serpentinizadas

Los nutrientes principales para los vegetales serpentínícolas son: calcio, magnesio, nitrógeno, fósforo y potasio. Además, están presentes otros elementos metálicos (siderófilos) como el cromo, el cobalto y el níquel, aunque en cantidades mucho más bajas. La abundancia de estos ocho elementos difiere grandemente según el tipo de suelo y de rocas serpentinizadas.

Brooks (1987, 1998), recoge de otros autores algunos rangos generales de estos elementos en plantas de diferentes áreas serpentinizadas alrededor del mundo. Para el Ca el rango está entre $71 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ y $17300 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, siendo curioso observar que las áreas de A Coruña

representan el mayor contenido de calcio en plantas, comparados con los datos reportados por otros países, pero el contenido en Mg aún es mayor, de modo que el valor se triplica ($52000 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$). Para el Cr, generalmente los valores van desde $110 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ a $37230 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, en plantas de los suelos de A Coruña se ha encontrado una media de $2323 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ y el de Ni de $1711 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (Brooks, 1998).

Roberts y Proctor (1992) establecen niveles bajos de absorción de Ni para especies como *Armeria eriophylla* y *Plantago radicata* y niveles medios en *Armeria tetraquetra* y *Santolina semidentata*. También clasifican el grado de translocación, que va desde la raíz a las hojas, como de nivel bajo en *Festuca brigantina* y *Agrostis castellana* y como de nivel alto o hiperacumuladoras en *Alyssum pintodasilvae* y *Thlaspi serpentina*.

En las crucíferas silvestres hiperacumuladoras se han encontrado niveles de Co, Cu, Cr, Ni y Pb mayores a 1.000 ppm, de Mn y Zn que superan a 10.000 ppm y de Cd y otros metales un poco más de 0,01 %. Estos niveles representan órdenes de magnitud más altos que las plantas normales que crecen sobre los suelos enriquecidos con estos elementos. La absorción depende del tipo de suelo y de los niveles disponibles de metales en el mismo. La primera planta reportada como hiperacumuladora fue *Alysum bertolonii*, que es una crucífera propia de áreas serpentizadas y que contiene sobre un 1% de Ni; luego reportaron *Alysum murale* y *Hybanthus florinbundus* con 0,98 % de Ni (Minguzzi, Vergano y Cole, citados por Brooks, 1987). En los últimos años, algunas especies de *Thlaspi* y *Centaurea* fueron consideradas como grandes acumuladoras (Reeves *et al.*, 1981, 1999, 2001).

Brooks (1983) menciona que las plantas que crecen normalmente en suelos no serpentizados alcanzan concentraciones de Ni entre 0,1 y $5 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de materia seca; sin embargo, existen diferentes plantas como *Viola cuneta* que acumula $200 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ o *Thlaspi montanum* y *T. siskiyouense* que acumulan entre 500 y $10000 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, consideradas como hiperacumuladoras de níquel.

En 1981, Pancaro y col. (citados por Brooks, 1987) estudiaron la tolerancia a Co, Ni y Cr sobre la germinación de especies endémicas de estos suelos. El grado de inhibición fue $\text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co}$. Dichos autores, utilizaron como criterio de la resistencia la elongación de la raíz y la resistencia protoplasmática de células epidermales. Además, los trabajos clásicos de Hunter y Vergano (1952) demuestran que añadiendo caliza se incrementa el pH del suelo y a su vez decrece la disponibilidad del níquel.

Brooks y Yang (1984) han encontrado valores máximos de $77 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de Cr en plantas endémicas serpentínícolas, pero señalan que incluso se ha registrado valores de hasta $2400 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de Cr en áreas serpentinizadas de Zimbabwe.

La forma más fitotóxica del Cr es la aniónica (Cr^{6+}), pero su toxicidad es reducida en presencia de iones calcio (Ca^{2+}), lo que hace suponer que, como generalmente estos suelos presentan bajas concentraciones en calcio, entonces la presencia en Cr será perjudicial.

La tolerancia de las plantas a los metales se debe a un efecto fisiológico y de adaptación (Izco, comunicación personal); según Barceló y Poschenrieder (1992), algunas especies acumuladoras tienden a translocar la mayoría de los metales a los brotes, por lo que las concentraciones en las partes aéreas pueden ser significativamente más elevadas que en las raíces y estos elementos son acumulados en formas no tóxicas para las plantas. De todas formas, algunos autores consideran que la tolerancia se puede deber también a la presencia de péptidos simples, como las fitoquelatinas que participan en el trasvase citosol-vacuola del Cd. Con respecto al níquel (Ni), la acumulación es considerada como una adaptación xeromórfica, por lo que este elemento actuaría como osmótico suplementario en condiciones de estrés hídrico en suelos serpentínicos de regiones áridas.

Harrison (1999) cree que es más importante la escasa concentración de calcio (Ca) de estos suelos que el bajo nivel de nitrógeno o fósforo, ya que no existen correlaciones entre sus estudios con estos elementos y la tolerancia de las plantas a ambientes tan adversos para su crecimiento normal; además, menciona que esto puede tener una posible explicación biológica, pues el aumento en Ca mejora la actividad microbiana y, por ende, la tolerancia a los metales. Para Harrison, Rice y Maron (2001), estos factores, aunado a los niveles altos de Mg y Fe en los suelos sobre serpentinitas, son los responsables de que estas áreas sean menos invadidas que otras en las que existen diferentes sustratos geológicos.

1. 5. LOS SUELOS QUE ALBERGAN ENDEMISMOS

La relación suelo-planta representa un dinamismo cuyo sistema está abierto a las entradas de agentes tóxicos, como los metales, los fertilizantes, los pesticidas o cualquier otro factor que incida sobre el equilibrio del propio sistema. Entre los componentes del sistema suelo-planta, están los microorganismos y sus actividades, la complejación, la sorción, la

coprecipitación y la solubilidad de metales y de otros elementos químicos en el suelo, el transporte de los agentes de entrada, la contaminación, la naturaleza del material parental y la especie de planta, entre otros (Alloway, 1990). En la literatura es difícil encontrar revisiones sobre el funcionamiento de estos factores, en la relación de las plantas y los suelos sobre serpentinitas y, más aún, cuando se trata de endemismos.

Muchos de los aspectos que encierran las interrelaciones suelo-planta, implican la movilidad de los distintos elementos metálicos en el suelo, condicionada por su biodisponibilidad, que sólo puede medirse en términos del efecto del metal sobre los organismos. Es una característica cinética, que depende de aquellos aspectos del suelo que controlan la concentración y la movilidad de los distintos elementos metálicos y compuestos en el suelo.

Hay que destacar que un mismo metal no presenta siempre la misma biodisponibilidad en el suelo, y que depende de la especiación y del compuesto de que forme parte.

En relación con los factores químicos, según Walker (citado en Whittaker *et al*, 1954), para que la vegetación crezca bien en áreas serpentinizadas debe ser, en primer lugar, tolerante a bajos niveles de calcio y, secundariamente, a altas concentraciones de Ni, Cr y Mg, los cuales a niveles tan altos, como los presentes en estos suelos, resultarían tóxicos para plantas normales. A ello hay que añadir los bajos niveles de macronutrientes (N, P, K y S) y el escaso contenido de molibdeno útil, a lo que se suman las especiales características físicas de los suelos superficiales desarrollados sobre serpentinitas (Roberts y Proctor, 1992).

Algunas plantas crecen bien en suelos serpentínicos, quizás porque los sistemas radiculares que poseen estas plantas tienen un extraño efecto microclimático, ya que pueden mejorar la porosidad del suelo, lo que le permite a la planta una excelente aireación (Brooks, 1987).

Hay varios factores que tratan de relacionar la existencia, en suelos sobre material geológico serpentinado, tanto de endemismos como de una flora y vegetación muy particular. Fiedler (1986), Elias y Nelson (1987) sugieren que la diversidad vegetal se debe sólo a factores geoedáficos, que es uno de los criterios determinantes de la distribución y diversidad en una región (Kruckeberg, 1986). Las propiedades químicas y físicas de las rocas y de los suelos determinan en estos medios una formación topográfica (que es discontinua) para crear, como dice Roberts y Proctor (1992), “extrañas fuerzas selectivas”

actuando en la vida de las plantas que, según Elias y Nelson (1987), van evolucionando para adaptarse mejor.

Brooks (1987) y Reves y col. (1999, 2001) estudian la tolerancia efectiva de especies hiperacumuladoras en suelos sobre serpentinitas, y utilizan indicadores numéricos para caracterizar la capacidad de acumulación de metales que tienen estas plantas (Palmer *et al.*, 2001). Así, la acumulación potencial se calcula con el “coeficiente de bioacumulación”, que es derivado de la concentración del metal en la planta dividido por el contenido de metal del suelo y es utilizado como un parámetro para la evaluación de las plantas como extractoras potenciales y su uso en la fitoremediación.

Ross (1994) también reporta el uso de este indicador, sólo que la autora le llama “factor de concentración” y, como complemento, añade el estudio de las raíces de las plantas, pues menciona que en ellas se nota mejor el efecto tóxico que pudiera tener la concentración de los metales sobre el desarrollo de las plantas. Algunos factores de concentración (CF) de plantas sobre diferentes tipos de suelos en terrenos aireados, se muestran en la tabla n° 5 (Harrison *et al.*, 1983, 1989). Como se aprecia en el cuadro, muchas de las plantas concentran pocos metales, siendo el Ni, Cr y Pb los elementos que menos se acumulan y de ahí los valores bajos del CF.

Material vegetal	Cd	Cr	Ni	Zn	Pb
Vegetación Natural	0,6-4	0,002-0,05	0,05-0,1	0,05-3,5	-
Pastos	0,4-2	0,002-0,05	0,07-0,9	0,08-1,7	-
Plantas comestibles	0,07-4	0,002-0,1	0,02-0,2	0,06-5,0	-
Fruto de guisantes	0,005-0,8	0,1-0,24	0,17-0,4	2,24-2,37	0,005-0,011
Área foliar de guisantes	0,2-0,6	0,1-0,33	0,23-0,43	0,8-1,0	0,002-0,055
Lechugas	0,7-2,1	0,02-0,2	0,15-1,15	0,3-1,2	0,006-0,2

Tabla 5. Niveles del Factor de Concentración (CF) para algunas plantas
(Harrison *et al.*, 1983, 1989)

Existe una gran diversidad de concentraciones de algunos metales. Barceló y Poschenrieder (1992) señalan a los suelos sobre serpentinitas como “metalíferos”, ya que son los sustratos que concentran más metales potencialmente tóxicos (tabla nº 6), destacando Cr y Cu:

Suelo o Planta	Cd	Zn	Cr	Pb	Cu
Suelo no serpentínico (mg Kg ⁻¹)	0,4	40	50	14	30
Suelo metalífero (%)	< 0,035	< 15	< 5	< 5	< 5
Plantas normales, parte aérea (mg Kg ⁻¹)	0,05-0,7	25-150	0,1-5	5-10	5-20
Planta normal, concentración tóxica crítica en parte aérea (mg Kg ⁻¹)	5-30	100-400	5-30	30-300	20-100
Planta acumuladora sobre suelos metalíferos (mg Kg ⁻¹)	<560	<25000	<20000	<11395	<13700

Tabla 6. Concentraciones de algunos metales en suelos y plantas
(Barceló y Poschenrieder, 1992)

Otro concepto que es necesario concretar cuando se consideran suelos con altos niveles de metales es el de “nivel crítico”. El nivel crítico superior de un metal se define como la concentración presente en los tejidos de la planta, por encima de la cual la producción de materia seca se ve afectada por toxicidad. Así, en Ni la zona tolerante para las plantas está entre 0,03 y 0,3 µg · ml⁻¹ y la zona más tóxica es a concentraciones mayores. Pero lo anterior se refiere a plantas comunes, ya que no existe información en cuanto a niveles críticos de metales en suelos para la flora endémica sobre serpentinitas.

En cuanto a las propiedades bioquímicas, las cuales son consideradas las más efectivas para comprender el funcionamiento del ecosistema natural y su grado de alteración o equilibrio, numerosos autores señalan la importancia de utilizar estos parámetros microbiológicos y bioquímicos como indicadores de los efectos tóxicos de los metales (Trasar *et al.*, 1998; Leirós *et al.*, 1999; Brookes, 2000). Chander y Brookes (1991)

sugieren la utilización de la actividad de la deshidrogenasa en vez de la fosfatasa, por los efectos que pueden tener los metales sobre su actividad en el suelo; también señalan que la deshidrogenasa es sensible a la presencia de cobre en el suelo y esto también podría traer errores en su interpretación. No obstante, y al igual que ocurría para los valores de niveles críticos de metales, tampoco existe información relativa a la actividad biológica y bioquímica de los suelos que albergan endemismos.

OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

A – Caracterizar los suelos sobre serpentinitas de la zona de Melide (A Coruña), en cuanto a sus propiedades generales, propiedades bioquímicas y presencia de metales.

B – Diferenciar los suelos sobre serpentinitas con ausencia de endemismos de aquellos que contienen una serie de taxones endémicos, que son raros en la región y están en peligro de extinción.

C – Establecer cómo es la relación entre las plantas endémicas y los suelos, especialmente en lo referente a la acumulación de metales en cada una de ellas.

MATERIALES Y MÉTODOS

3. 1. MATERIALES

3. 1. 1. Localización

De forma general, las áreas serpentinizadas de interés se localizan en Galicia en dos grandes regiones de la provincia de A Coruña. Una es el sistema rocoso de Melide (*Terra de Mellide*, en el centro de Galicia), principal sistema serpentínico de la Comunidad Autónoma, y la otra es el sistema montañoso de A Capelada (*Cedeira*, al norte de Galicia). El área en la que se centró el estudio, está localizada la comarca de **Melide**, provincia de *A Coruña* (Mapa Topográfico Nacional; hojas 1:25.000; MOPT e Instituto Geológico y Minas de España, 1990). Los terrenos en donde se tomaron las muestras tienen una topografía bastante variada, ya que en algunos sectores la inclinación del suelo llega hasta 6 % y en otros al 1 %. Parte de las muestras se recogieron hacia el sur de Melide (Ayuntamiento de *Santiso*), cerca del poblado de *Barazón* (42°51'09'' N, 08°01'15'' O), entre el *Monte de Basadre* y el *Monte das Estivadas* y cuyos ríos cercanos son el *Ulla* y sus afluentes el río *Seco* y el *Furelos*. Las demás muestras se recogieron cerca del polígono industrial de *Cemarksa* (42°54'10'' N, 08°00'10'' O), al este del Ayuntamiento de Melide (entre el *Monte do Careón* y *Monte da Madanela*), junto a la carretera nacional *N-547* (Santiago – Lugo); este terreno muestra las menores pendientes.

Tras el estudio de prospección litológico, biogeoquímico y botánico, se identificaron las áreas con rocas serpentinizadas (figura nº 13) y con presencia de endemismos de interés científico (figuras nº 14 a la nº 18), donde fueron seleccionadas 28 parcelas previamente identificadas y registradas por el “inventario florístico de especies amenazadas y raras” del Museo Botánico de la Universidad de Santiago de Compostela (Herbario *SANT*, Facultad de Farmacia) (Rodríguez-Oubiña y Gómez, comunicación personal). Las parcelas fueron ubicadas con *GPS* de precisión $1 \pm 0,01$ Km (tabla nº 7). Todas ellas se encuentran dentro de una zona de especial interés fitogeográfico y propuesta como lugar de importancia comunitaria (LIC, Red Natura 2000).

En las áreas estudiadas, destaca la mayor distribución de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* y *Sagina merinoi*, la que muestra una menor repartición en la zona es *Leucanthemum gallaecicum*.

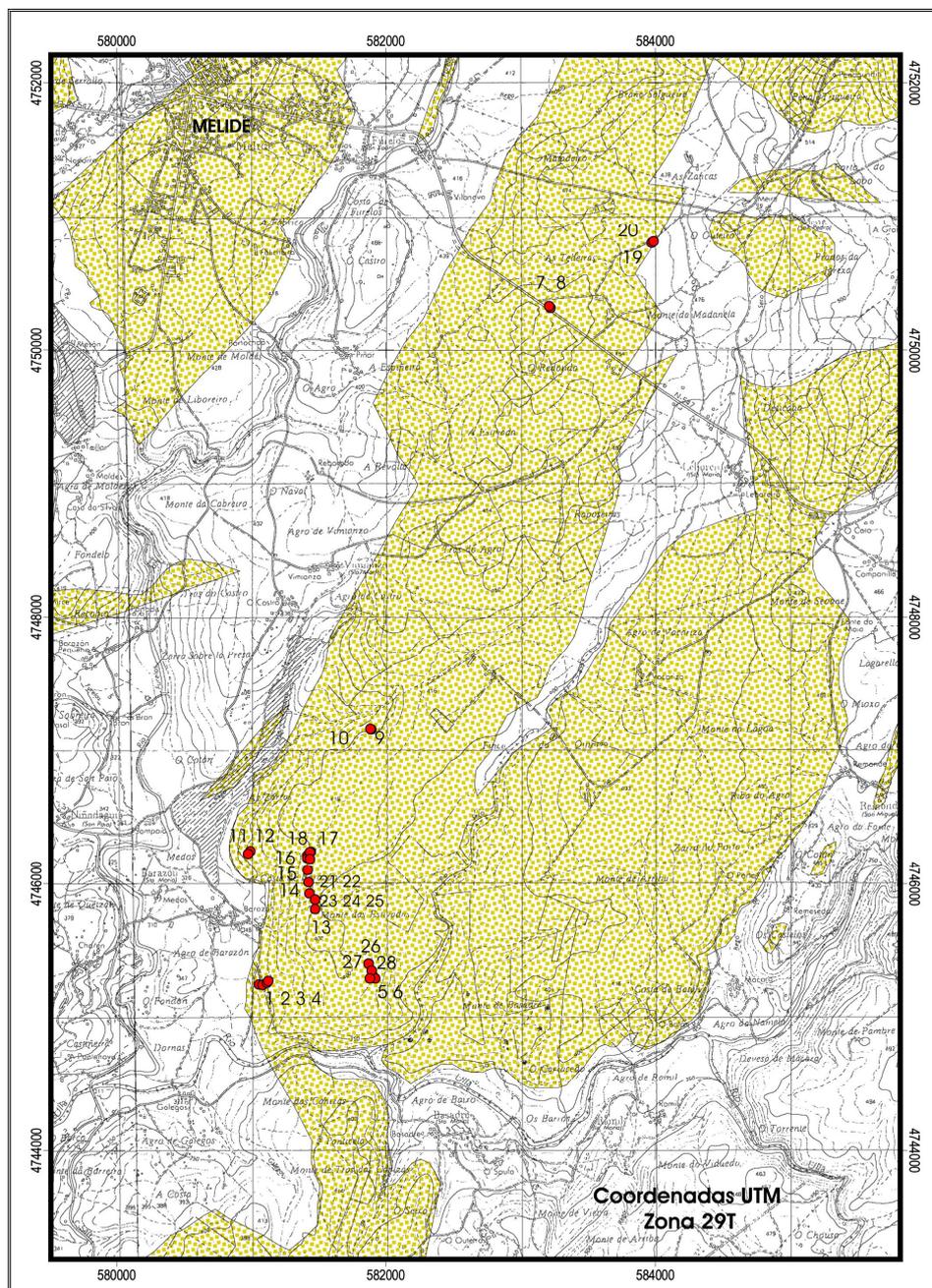


Figura 13. Ubicación cartográfica de las serpentinitas (área sombreada) y las parcelas estudiadas

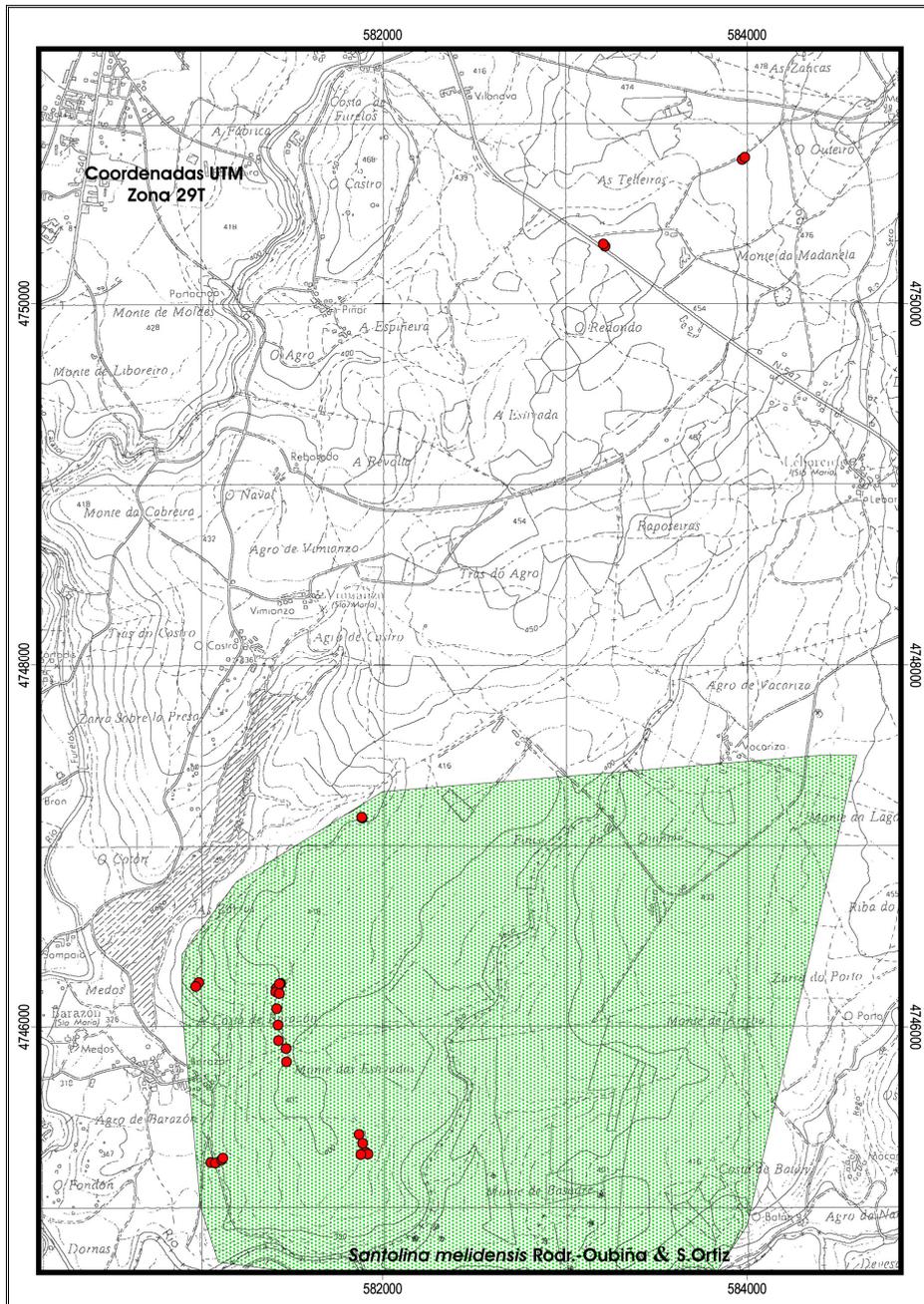


Figura 14. Localización de las áreas con presencia de *Santolina melidensis* (área sombreada)

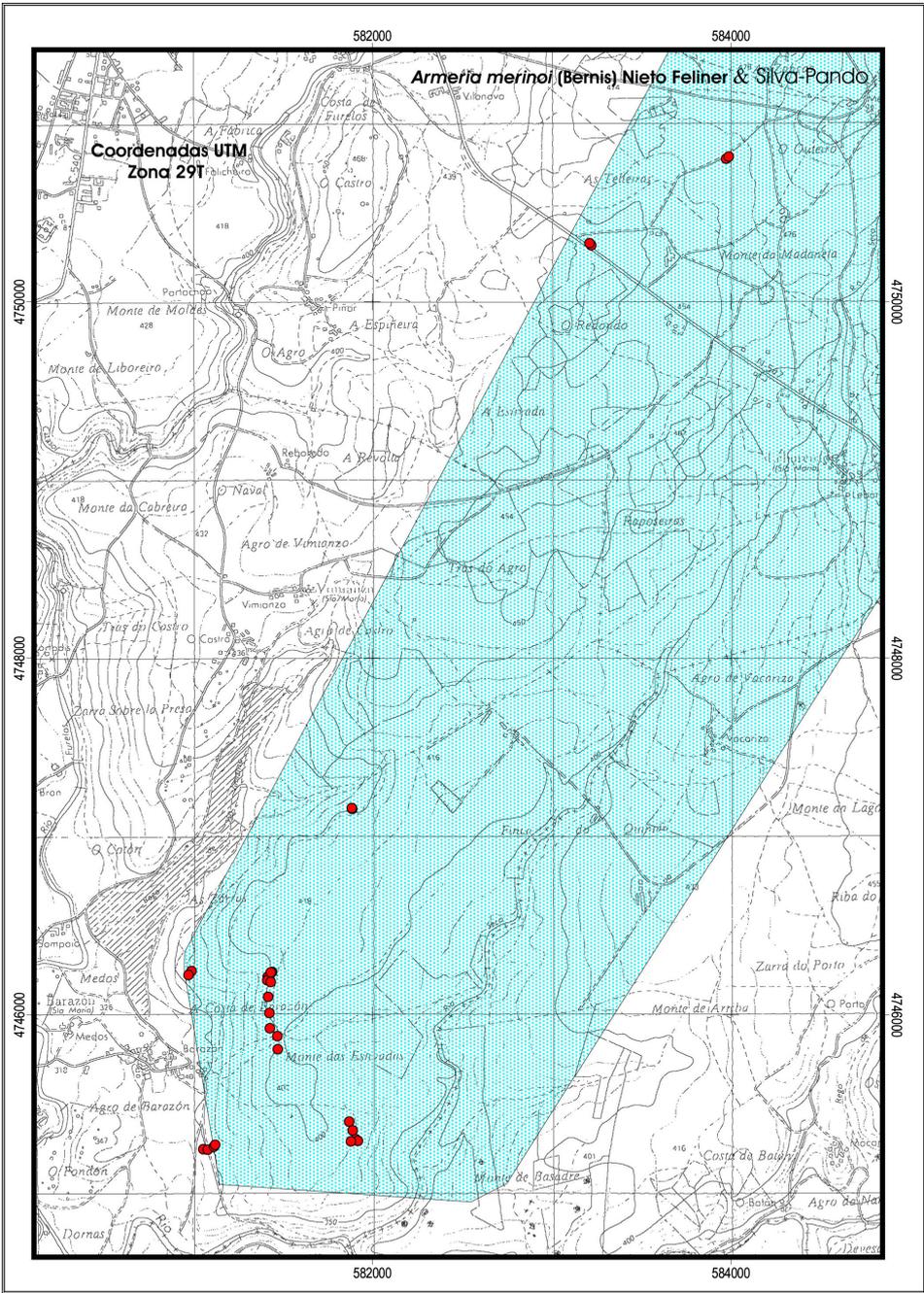


Figura 15. Localización de las áreas con presencia de *Armeria merinoi* (área sombreada)

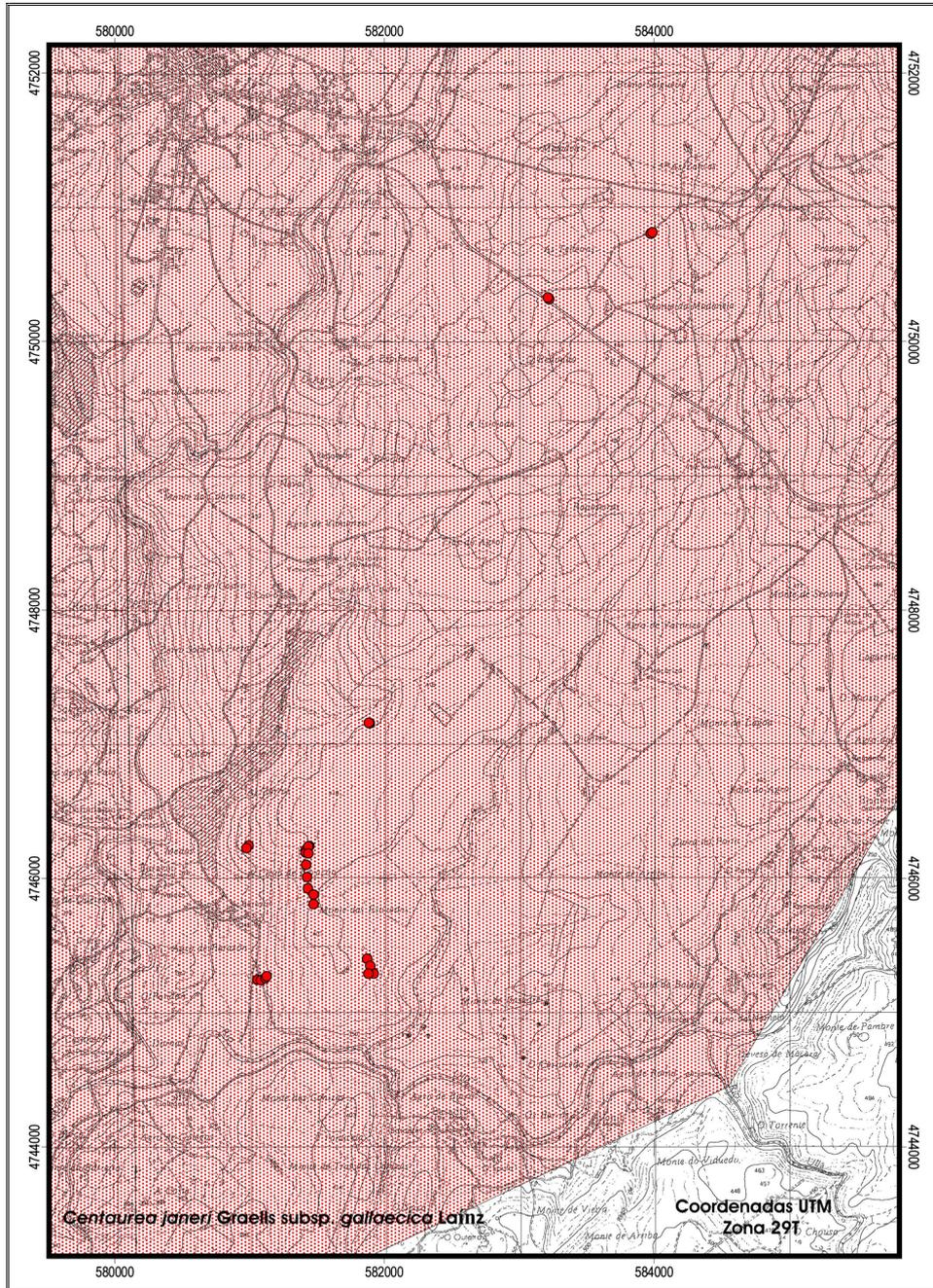


Figura 16. Localización de las áreas con presencia de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* (área sombreada)

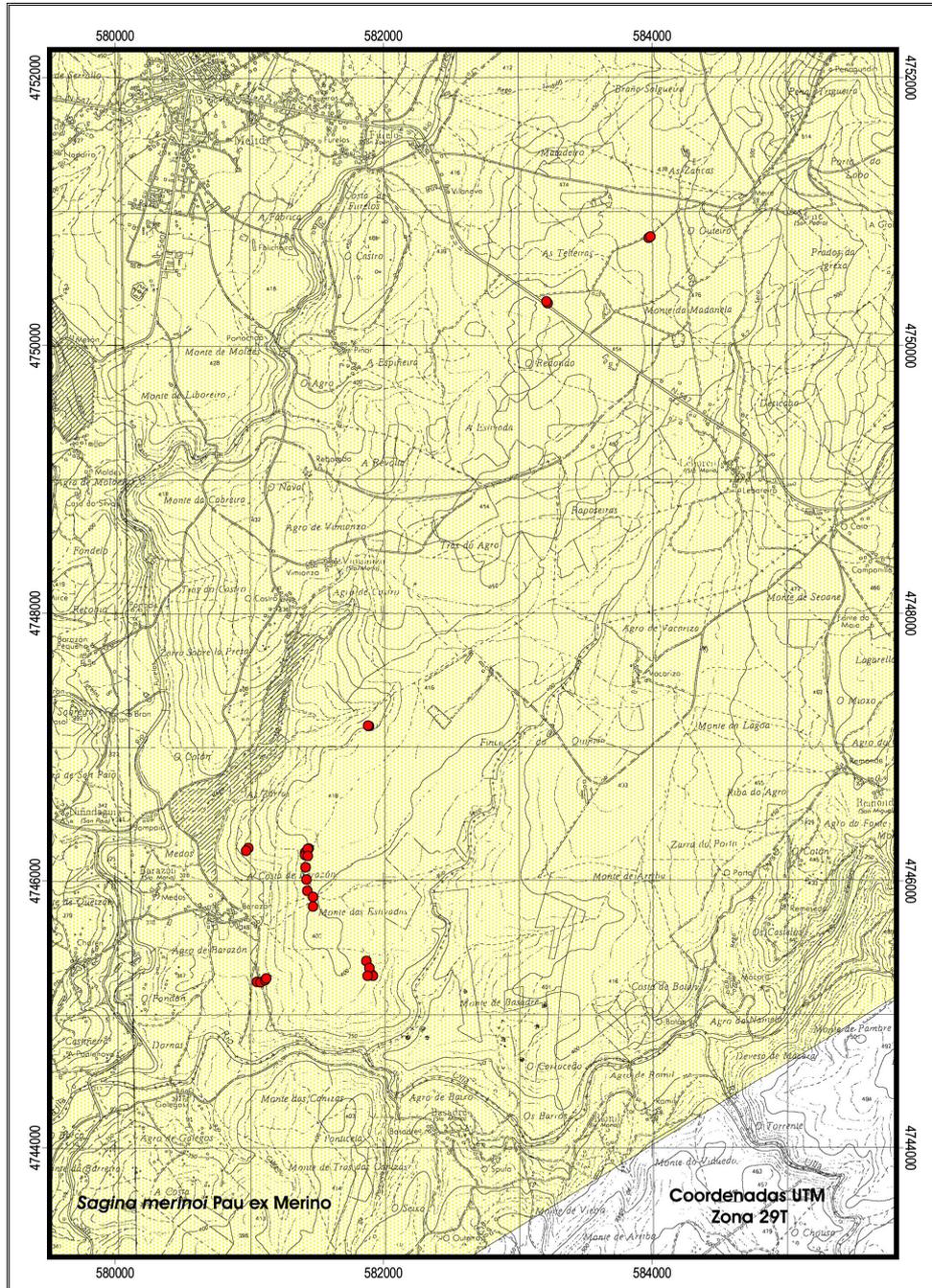


Figura 17. Localización de las áreas con presencia de *Sagina merinoi* (área sombreada)

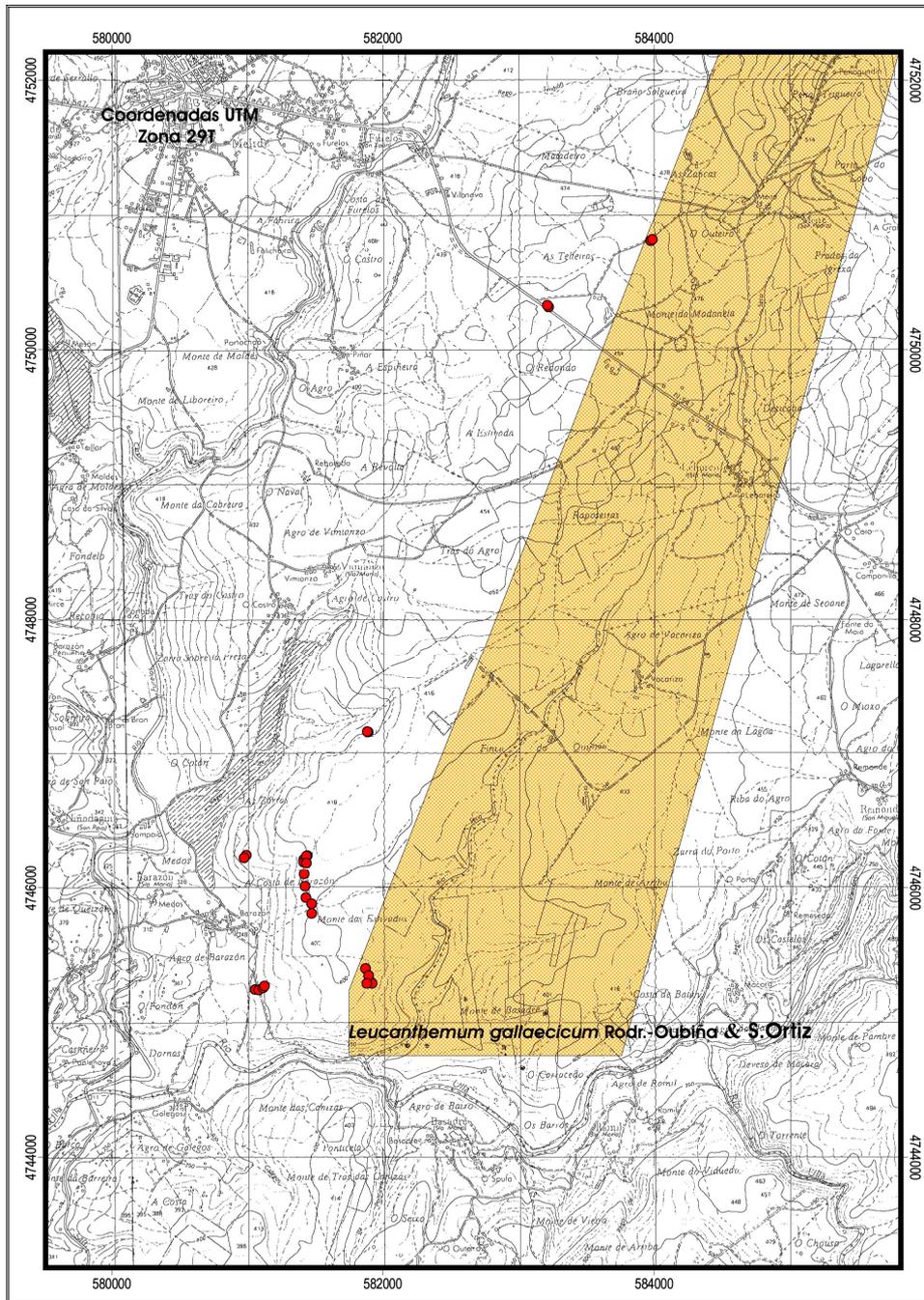


Figura 18. Localización de las áreas con presencia de *Leucanthemum gallaecicum* (área sombreada)

N° Parcela	Localización UTM Zona 29 T NH 8145		Altitud (m.s.n.m)	Orientación	Inclinación (%)
	X	Y			
1	581056	4745244	371	S	3
2	581080	4745242	372	SO	6
3	581114	4745259	377	S	5
4	581122	4745270	378	S	5
5	581905	4745302	408	E	3
6	581919	4745291	399	E	4
7	583219	4750314	445	SO	1
8	583211	4750326	446	O	1
9	581887	4747155	427	NO	6
10	581883	4747159	426	NO	5
11	580991	4746245	403	O	4
12	580972	4746223	398	O	5
13	581471	4745808	415	N	1
14	581426	4746211	430	SO	3
15	581414	4746211	427	SO	5
16	581412	4746193	431	O	5
17	581439	4746240	435	SO	3
18	581431	4746237	439	SO	4
19	583971	4750801	464	SO	1
20	583986	4750812	465	SO	1
21	581431	4746184	410	O	6
22	581417	4746100	408	O	4
23	581424	4746009	405	SO	2
24	581428	4745925	397	S	3
25	581470	4745880	401	SE	1
26	581870	4745400	389	E	5
27	581890	4745350	386	E	3
28	581880	4745290	381	NE	2

Tabla 7. Ubicación fisiográfica de las parcelas estudiadas (UTM)

3. 1. 2. Climatología

El año hidrológico (2000-2001) de la región de estudio (cuena del Ulla, estación metereológica de Melide) presenta una distribución de las temperaturas con valores bajos durante el invierno, y a inicios de la primavera es cuando comienza el ascenso de temperaturas hasta el final del verano. La distribución de la cantidad de lluvia caída (precipitación) mantiene un comportamiento inverso a la temperatura, aumenta en el periodo de otoño-y decrece gradualmente desde el invierno hasta finales del verano, aunque cabe señalar que hubo un aumento considerable en el mes de mayo. En la figura nº 19 se puede observar dicho comportamiento durante el año hidrológico en que se hicieron los muestreos (M₁, M₂, M₃) de suelos y de plantas, basados en los datos climáticos mensuales del Centro Meteorológico Territorial en Galicia (2002; Alfaro, 2004).

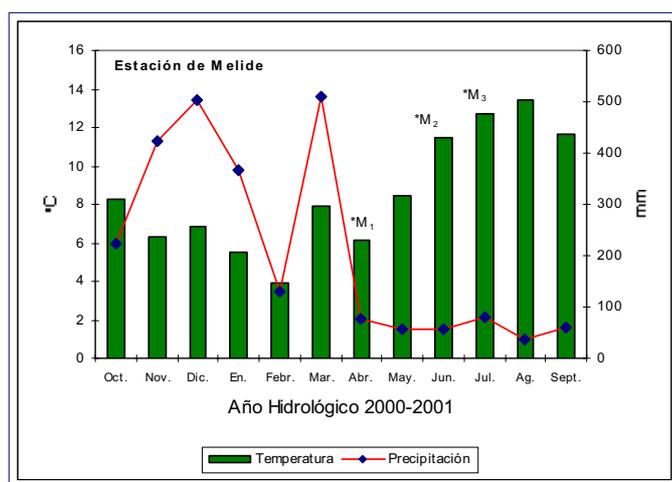


Figura 19. Distribución de la precipitación y la temperatura en la zona de estudio durante el año hidrológico 2000-2001

* M = muestreos

Los valores de la radiación solar de la zona (año 2001), que incluyen las horas de sol y la proporción de insolación, son tomados de la estación meteorológica de Mouriscade (Lalín, Pontevedra), ya que es la más cercana a la zona de estudio que posee esta información (Xunta de Galicia, 2002).

En la tabla nº 8, se aprecia un comportamiento ascendente de la radiación solar conforme avanza la primavera (marzo) hasta casi finales del verano (septiembre), similar al comportamiento de la precipitación, ya que tanto el porcentaje de insolación como las horas de sol registran un aumento considerable en el mes de mayo.

Mes	Horas de sol (horas · mes ⁻¹)	Insolación (%)
Enero	32	11
Febrero	147	50
Marzo	71	19
Abril	193	48
Mayo	234	52
Junio	219	48
Julio	209	45
Agosto	223	52
Septiembre	231	62
Octubre	136	40
Noviembre	152	52
Diciembre	151	54
Anual	1998	44

Tabla 8. Valores de radiación solar compuesto en horas de sol y % de insolación en la estación de Mouriscade (Lalín), durante el año 2001

3. 1. 3. Descripción de las parcelas

Previo a la toma de muestras de suelos, se realiza una prospección fitogeográfica y petrológica de la zona. También se ubican las áreas de estudio en 28 parcelas de 4 m² cada una, teniendo en cuenta que unas presentan endemismos de interés y otras no pero que serán utilizadas a modo de referencia. En la siguiente tabla nº 9, se presenta una descripción general de las parcelas estudiadas. Se realizaron 3 muestreos considerando la época de floración de los endemismos de interés (Rodríguez-Oubiña y Gómez, comunicación personal) y en la tabla nº 10 se muestra el inventario florístico que acompaña a las especies endémicas en 19 parcelas, basado en los criterios de Braun-Blanquet (1979) y Lacoste-Salanon (1973), cuya información fue facilitada por Rodríguez-Oubiña del Dpto. Botánica (USC) tras la descripción general de las mismas (Herbario *SANT*, Fac. Farmacia).

Nº	Descripción General
1	Junto a un camino, posición fisiográfica de pie de pendiente, próximo a una plantación joven de eucaliptos y a una antigua cantera, suelo pedregoso y de color rojizo; vegetación: <i>Sagino merinoi-Plantagnetum radicata</i> , abundante <i>Rhacomitrium elongatum</i> .
2	Próximo a la parcela nº 1 y al lado de plantación de eucaliptos, con pendiente; vegetación: <i>Erico scopariaeae-Ulicetum europaei</i> , cobertura poco abundante.
3	Suelo pedregoso y rojizo; comunidad vegetal de <i>Armeria merinoi</i> .
4	Próximo a la parcela nº 3; suelo pedregoso y rojizo; comunidad vegetal de <i>Armeria merinoi</i> .
5	Ubicada a 3 m (aprox.) del camino y próximo al matorral; suelo rojizo, con piedras abundantes; vegetación: <i>Sagino merinoi-Plantagnetum radicata</i> y <i>Leucanthemum gallaecicum</i> .
6	Próximo a parcela nº 5 (8 m aprox.), pendiente abajo, laderas del Monte Basadre, vegetación: asociación <i>Sagino merinoi - Plantagnetum radicata</i> , <i>Leucanthemum gallaecicum</i> y abundante <i>Aster aragonensis</i> .
7	Ubicado frente al polígono industrial Cermaksa, carretera N-457; topografía plana, suelo pedregoso algo encharcado (Eh = 333±9 mV); vegetación: <i>Armeria merinoi</i> y brezal.
8	Cerca de parcela nº 7, a 5 m (aprox.), suelo oscuro, pedregoso y encharcado (Eh = 368±16 mV); vegetación: <i>Armeria merinoi</i> y brezal.
9	Próximo al camino, lado norte del Monte das Estivadas, vegetación: brezal muy desarrollado iniciándose su sustitución por <i>Quercus pyrenaica</i> y <i>Pinus</i> sp.
10	Próximo a la parcela nº 9, cerca de la esquina del camino; suelo con remonte, abundante <i>Ulex gallii</i> y brezal.
11	Entre el Monte As Zorras y A Costa de Barazón, próximo a antigua cantera y a 40 m del camino, ruptura de pendiente; vegetación: brezal de 8 años cobertura hom. (pinos jóvenes), próximo a comunidades de <i>Armeria merinoi</i> y <i>Plantago serpentina</i> .
12	Próximo a parcela nº 11, al pie de pendiente a 20 m (aprox.) del camino, vegetación: brezal algo abierto, <i>Erico scopariaeae-Ulicetum europaei</i> .
13	En el Monte das Estivadas; próximo a antena radioemisora y a explotación forestal reciente; contiguo al canal de drenaje y a 10 m (aprox.) del camino; suelo pedregoso, presencia de roedores, vegetación: <i>Santolina melidensis</i> , otros endemismos y brezal.
14	Sobre el sendero, suelo grisáceo y pedregoso; comunidades de endemismos.
15	Al lado de parcela nº 14, mosaico brezal <i>Ulex</i> y <i>Erica</i> , pastizal <i>Festuca</i> sp., endemismos.
16	Pendiente abajo del sendero (5 m aprox.), próximo al brezal adyacente (mosaico).
17	Ruptura de pendiente, vegetación: prado homogéneo de <i>Plantago maritima</i> subsp <i>serpentina</i> .
18	Pendiente abajo, frente a parcela nº 17, brezal <i>Erico scopariaeae-Ulicetum europaei</i> .
19	Zona del polígono industrial, entre Monte da Madanela y Outeiro. Próximo a lagunas artificiales; suelos oscuros, planos y con presencia de encharcamiento contiguo al camino, vegetación: brezal y pastizal con <i>Plantago maritima</i> subsp <i>serpentina</i> .
20	Próxima a parcela nº 19 (15 m aprox.); brezal <i>Erico scopariaeae-Ulicetum europaei</i> .
21	Monte das Estivadas, entre la parcela nº 14 y nº 13; suelos rojizos, comunidad <i>Santolina melidensis</i> , otros endemismos y mosaico <i>Sagino merinoi-Plantagnetum radicatae</i> .
22	Seguida de la parcela nº 21. Idem.
23	Seguida de la parcela nº 22. Idem..
24	Seguida de la parcela nº 23. Idem.
25	Seguida de la parcela nº 24. Idem. A 15 m Este (aprox.) de parcela nº 13.
26	Cerca de levantamiento de piedras, a 20 m (aprox.) de camino pendiente arriba; suelo pedregoso y rojizo, comunidad de endemismos, brezos y pastizal.
27	Próximo a parcela nº 26 (10 m aprox.), suelo rojizo y pedregoso; vegetación endemismos.
28	Seguida de nº 27 (10 m. aprox.), frente a ubicación de nº 5 y al camino. Endemismos y pasto.

Tabla 9. Descripción general de cada parcela estudiada

Nombre de la planta	Nº de la parcela																												
	1	3	4	5	6	7	8	13	14	15	16	21	22	23	24	25	26	27	28										
	(índice de presencia* en 4 m ²)																												
<i>Santolina melidensis</i>	3	r	+	2	3			1	2	+	r	3	3	2	2	2	1	2	1										
<i>Plantago radicata</i>	2	2	1	2	2		r	+	2	+		3	1	2	3	1	1	+	1										
<i>Sagina merinoi</i>	1	+	1	1	r	+	+	+	+	r		+	+	+	+	r	+	1	r										
<i>Thymus cf. longicaulis</i>	1	+	+	2	+			+	r		r	+	2	+	+	+	+	r	+										
<i>Centaurea janeri subsp. gallaecica</i>	+	+	1	r		1	+	+		r		1	r	1	1	1	2	1	r										
<i>Carex humilis</i>	1	1	1	+	1			1	r			+	1	2	+	1	+	r	1										
<i>Koeleria crassipes</i>	1	+	2	+	+			+	+	+	r	+	2	1	1			+	+										
<i>Anthyllis sp.</i>	+	+	+						r			r	+				r		r										
<i>Seseli montanum subsp. montanum</i>	+		r	+	r	+			+			+			+														
<i>Allysum serpyllifolium</i>	+							+				+							r										
<i>Aster aragonensis</i>				r	r	+								+				+	r	+									
<i>Phleum pratense subsp. bertolonii</i>			+			+	+		r	1	1		r																
<i>Armeria merinoi</i>	r	2	2			1	1		2	r			r		r														
<i>Plantago maritima subsp. serpentina</i>	1	r		r	2	2			+	+		+	r	+				+											
<i>Isoetes hystrix</i>	+					+	+		+	r			r																
<i>Sedum maireanum</i>						1	r		2							r													
<i>Juncus bufonius</i>			+			+	1				r	r		r															
<i>Juncus pygmaeus</i>							+																						
<i>Juncus tenageia</i>						+	r																						
<i>Juncus capitatus</i>	r	+							r				r	r															
<i>Cicendia filiformis</i>		+				r	+		+	r			r																
<i>Hexaculum pusillum</i>							+			r				r															
<i>Ranunculus paludosus</i>		1	+			+			2	+			+		1														
<i>Mentha pulegium</i>							1																						
<i>Antinoria agrostidea</i>						r																							
<i>Centaureum maritimum</i>	r		+			+	r		+					r	+														
<i>Centaureum erythraea</i>	r	r			r			r	+		r			r		r	r	r											
<i>Ulex europaeus subsp. europaeus</i>				r				1		1	+		r	+		+			1										
<i>Ulex galii</i>	+		r			r		2		2	3		+			1	r	1											
<i>Erica cinerea</i>	r	r	+			r		3	+	2	3			r	+	1	1	1	+										
<i>Erica scoparia</i>				+		r		+								+			+										
<i>Erica umbellata</i>	+		r	r	+		+	3	r	2	+	+	r		+	2	1	1	+										
<i>Calluna vulgaris</i>				r			+	2	r	+	2		+			1	r	+											
<i>Lithodora prostrata</i>	r				+		+			+					r		r	r											
<i>Arenaria montana</i>			r								+																		
<i>Cistus psilosepalus</i>		+		+		r																							
<i>Cistus salvifolius</i>																	r		+										
<i>Armeria langei</i>				r	+											r			r										
<i>Sesamoides suffruticosa</i>	1	+	1		+	r			r	+		+	+	+				+											
<i>Jasione montana</i>		+	r			+						+	1																
<i>Potentilla montana</i>	r	+						1			1	+				r			+										

Tabla 10. Inventario de plantas presentes en las parcelas con presencia de endemismos
 * 5 = 75-100 %, 4 = 50-74 %, 3 = 25-49 %, 2 = 10-24 %, 1 = 4-9 %, + = 3 plantas - 3 %, r = 1-3 plantas (<1%).

Nombre de la planta	Nº de la parcela																															
	1	3	4	5	6	7	8	13	14	15	16	21	22	23	24	25	26	27	28	(índice de presencia en 4 m ²)												
<i>Herniaria glabra</i>	r		+		r						r	+		r																		
<i>Herniaria ciliolata</i>																															+	
<i>Lotus corniculatus</i>				+											+		+															
<i>Hypericum linearifolium</i>	+	+			r		r	+	+			+	1	+							r											
<i>Hypericum humifusum</i>		r	+	r		+	1		+	+																						
<i>Agrostis sp.</i>	r	+	+			+	1	+	1	1	+		+	2	1	+				1	+				1	+						
<i>Festuca sp</i>	+	+			r	2	2	+	+	3	2	1	+	+	+	+	r	r	+	+												
<i>Romulea bulbocodium</i>	+	r		r		+	r		r			+	+	+	+																	
<i>Scilla autumnalis</i>	+	+	r	r		r	1		+			r	+	r	+																	
<i>Galium verum</i>			r	+				+		r		r																				
<i>Filipendula vulgaris</i>	+	r	+			+		+	r		+		r				r															
<i>Cerastium sp</i>				+			r																									
<i>Dactylis glomerata</i>	+		r	+				+		+			+																		r	
<i>Leucanthemum gallaecicum</i>				2	2																										2	
<i>Bellis sylvestris</i>	+	1	2					+		+	+				+																	
<i>Leontodon taraxacoides</i>	r	+	+	r		r	+	r	+					+	+						r											
<i>Molineriella laevis</i>		+				r			r																							
<i>Linum trigynum</i>	+	r	+	r			r					r	+	r	+	+	r	r													r	
<i>Linum bienne</i>	r	+	r		r	+	+	+	r	r		r	r	+							r										r	
<i>Euphorbia exigua subsp. merinoi</i>	r		r	r		r	r	r	+				r		r	+					r										r	
<i>Tesdalia coronopifolia</i>	r	+	+											+	r																r	
<i>Moenchia erecta</i>						+		+		+				+																		
<i>Lepidium heterophyllum</i>		+	+			r	r					r																				
<i>Xolantha gutatta</i>	r		+		r						r		+	+	+						r	r										
<i>Odontites tenuifolia</i>		+	r	r						r			+	r	+	+	r														r	
<i>Crepis taraxacifolia</i>	+					1																								r	r	
<i>Erisymum linifolium</i>	r	+		r				+			r																			+		
<i>Schoenos nigricans</i>				r																												
<i>Xolantha tuberarifolia</i>					1		+			r																						
<i>Ionopsidium abulense</i>		+				+											r															
<i>Asterolinon linum stellatum</i>	+		r	+		+		r	r				+				+															
<i>Scirpus cernus</i>							r																									
<i>Racomitrium uliginosum</i>	1	2	+	2	1	2	2	+	+				2	r		2																
<i>Racomitrium heterostichum</i>		+		+																												
<i>Hypnum sp</i>	r		+		+	r						r																				
<i>Erika scoparia</i>																														+	+	
<i>Brachypodium rupestre</i>																														+	1	
<i>Ornithogalum unifolium</i>																														r		
<i>Logfia gallica</i>																													r	r		
<i>Anarrhinum bellidifolium</i>																															r	
<i>Pulicaria odora</i>																															r	

Tabla 10. Continuación.

3. 1. 4. Recogida de muestras

El primer muestreo realizado (M_1), comprende de la parcela nº 1 a la nº 8; el segundo muestreo (M_2) comprende de la parcela nº 9 a la nº 20 y el tercer muestreo (M_3) corresponde de la parcela nº 21 a la nº 28. En el primer muestreo sólo se recolectaron muestras de suelos en las parcelas y en los dos últimos muestreos se tomaron muestras tanto de suelos como de plantas endémicas.

Los suelos fueron muestreados en el año 2001, durante los meses de primavera (25 de abril, muestras de la nº 1 a la nº 8, y 5 de junio, muestras de la nº 9 a la nº 20) y a inicios del verano (12 de julio, muestras de la nº 21 a la nº 28). Las plantas se recolectaron a finales de la primavera (5 de junio, plantas de las parcelas nº 1 a la nº 16) e inicios del verano (12 de julio, plantas de las parcelas nº 21 a la 28), ya que la florescencia no es homogénea, es decir no todas las plantas florecen en el mismo periodo del año.

La cantidad total de parcelas estudiadas fue de 28. En 9 de ellas estaban ausentes los endemismos y en las 19 restantes había varias especies endémicas, tal como se recoge en la tabla nº 10.

El muestreo de los suelos se realizó a partir del horizonte superficial Ah y el de los endemismos tomando las plantas enteras, que para el análisis se dividieron en tres partes: raíces, sistema tallo-hojas y flores.

A pesar de que en las 19 parcelas con endemismos hay presencia de varias especies (tabla nº 10), sólo se recogieron algunas de interés, por su rareza y peligro de extinción (Rodríguez *et al.*, 1998), las cuales figuran en la tabla nº 11.

Nº Parcela	Plantas endémicas recolectadas	Nº Parcela	Plantas endémicas recolectadas
1	<i>Santolina melidensis</i> <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	15	<i>Armeria merinoi</i> <i>Santolina melidensis</i>
2	♣	16	<i>Santolina melidensis</i>
3	<i>Armeria merinoi</i>	17	♣
4	<i>Armeria merinoi</i>	18	♣
5	<i>Leucanthemum gallaericum</i>	19	♣
6	<i>Leucanthemum gallaericum</i>	20	♣
7	<i>Armeria merinoi</i>	21	<i>Santolina melidensis</i>
8	<i>Armeria merinoi</i>	22	<i>Santolina melidensis</i>
9	♣	23	<i>Santolina melidensis</i>
10	♣	24	<i>Santolina melidensis</i>
11	♣	25	<i>Santolina melidensis</i>
12	♣	26	<i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>
13	<i>Santolina melidensis</i> <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	27	<i>Sagina merinoi</i>
14	<i>Armeria merinoi</i>	28	<i>Leucanthemum gallaericum</i>
		-	-

Tabla 11. Flora endémica recolectada en las distintas parcelas

♣ = parcela con ausencia de endemismos.

3. 2. MÉTODOS

3. 2. 1. Toma y preparación de las muestras

Las muestras de suelos se recolectaron con azada y palín de recolección a nivel superficial (0-15 cm), abarcando la zona situada en el entorno de las plantas endémicas, en el caso de que éstas estuviesen presentes.

Las muestras de suelo fueron transportadas al laboratorio en bolsas de polietileno isotérmicas, selladas y codificadas, depositadas, a su vez, en cajas plásticas herméticamente cerradas, con el objeto de evitar pérdidas de humedad de campo y modificación de la temperatura. Al llegar al laboratorio, fueron tamizadas por mallas de acero inoxidable de 400 micras (4 mm) para los análisis bioquímicos, y luego se tomó una parte para ser secada al aire y tamizada por mallas de 200 micras (2 mm) para los demás análisis, donde en algunos casos se necesitará pulverizar la muestra y utilizar otros tamices. Las muestras para los análisis bioquímicos se almacenan en bolsas o recipientes plásticos cerrados herméticamente y a 4 °C (cámara de refrigeración), de modo que se conserven las propiedades biológicas del suelo (García *et al.*, 2003), y las muestras secas al aire se guardan en bolsas o botes cerrados en un lugar seco.

También se recolectaron muestras de plantas de las especies endémicas en cada punto de muestreo del suelo, según lo indicado por Rodríguez y Gómez del Dpto. Botánica – USC (comunicación personal), librándolas lo más posible del suelo adherido, para lo cual, cuando fue necesario, se lavaron ligeramente con un poco de agua destilada (Gutián y Carballas, 1976). Se envolvieron en papel absorbente y se introdujeron en bolsas de plástico, que se identificaron y se sellaron; en cada punto de muestreo se recolectaron varias submuestras representativas de plantas de una misma especie endémica, previamente identificadas por Rodríguez y Gómez.

En el laboratorio las plantas fueron de nuevo lavadas ligeramente con agua destilada y separadas en 3 partes diferentes: raíz, tallo-hojas y flor. Se secaron a 60-70 °C en una estufa con ventilación forzada, continuando luego la desecación hasta constancia de peso a 105-110 °C; este peso es el que sirve de referencia para determinar la humedad y expresar los resultados. Las muestras secas de estas plantas, cuyos tejidos son muy fibrosos y

resistentes, se trituraron primeramente con cuchillas de acero inoxidable (molinillo para café) y luego en un mortero de ágata, o molino de bolas, de material inerte para no contaminarla en elementos metálicos, hasta obtener partículas de tamaños inferiores a 50 μm . Las muestras secas y finamente molidas, se guardaron en recipientes sellados herméticamente.

3. 2. 2. Propiedades generales de los suelos

3. 2. 2. 1. Determinación de la humedad

Se procede con un peso de aproximadamente 5 g de suelo seco al aire y se mantiene en la estufa a 105 °C, durante 24 horas. Se deja enfriar en un desecador, para luego volver a pesar y determinar la pérdida de peso. Si el suelo es muy orgánico debe comprobarse la constancia de peso dejando el suelo en la estufa otras 24 horas y pesando de nuevo (Gutián y Carballas, 1976). De estas medidas se calcula la humedad del suelo, que se utilizará en los cálculos de las propiedades generales. Se procede de igual modo con el suelo en condiciones de campo y los valores de humedad así calculada se utilizan en los cálculos de las propiedades bioquímicas.

3. 2. 2. 2. Determinación del pH en H₂O y en KCl

Se realizó según la *Sociedad Internacional de Ciencia del Suelo*, en una suspensión suelo:agua o de suelo:KCl a razón de 1:2,5 (Gutián y Carballas, 1976).

Para determinar el pH en agua se pesan 10 gramos de suelo seco (< 2 mm) y se añaden 25 mL de agua destilada *milli-Q*, agitando varias veces y al cabo de 10 minutos se efectúa la medida del pH de la suspensión.

Para determinar el pH en KCl normal, se procede de manera análoga al método utilizado para la determinación del pH en agua, adicionando 25 mL de KCl 1 N a 10 gramos de

suelo seco (< 2 mm). Se agita fuertemente la solución saturada de vez en cuando y después de 2 horas se mide el pH de la suspensión.

Ambas medidas del pH se realizan por duplicado y con un potenciómetro testado.

3. 2. 2. 3. Análisis granulométrico y clase textural

El objeto de la determinación de la composición granulométrica del suelo (análisis mecánico) es obtener la distribución porcentual de las partículas individuales según su tamaño; de ella se deduce su textura (Gutián y Carballas, 1976).

La determinación se realiza por el *Método Internacional del Análisis Mecánico* (USDA-FAO), que clasifica las partículas del suelo en cinco fracciones:

Arcilla	=	< 0,002 mm
Limo fino	=	0,02 a 0,002 mm
Limo grueso	=	0,05 a 0,02 mm
Arena fina	=	0,2 a 0,05 mm
Arena gruesa	=	2,0 a 0,2 mm

La separación de las fracciones comprende un proceso de oxidación de la materia orgánica y de dispersión de los componentes minerales. Para ello, se utilizan 20 g de suelo seco al aire (por duplicado), previamente tamizado por 2 mm, se trata con un oxidante (H₂O₂) y después se dispersa con “calgón”, que es una solución de hexametáfosfato sódico y carbonato sódico ((NaPO₃)_n + Na₂CO₃). En la primera separación se obtiene la arena gruesa, luego las demás se separan por su distinta velocidad de sedimentación, utilizando para ello una pipeta *Robinson*.

La determinación de las distintas fracciones es representada porcentualmente en un gráfico triangular, del cual se deduce la clase textural a que pertenece cada suelo analizado (USDA, 1991).

3. 2. 2. 4. Determinación del carbono orgánico total y la materia orgánica del suelo

El carbono en el suelo se halla en distintas formas, como compuestos inorgánicos (carbonatos, CO₂), orgánicos (restos de animales y plantas) y en forma elemental (carbón y grafito). El conjunto representa “el carbono total del suelo”, aunque los datos obtenidos a través de esta determinación se refieren a la fracción oxidable, que comúnmente corresponde a la orgánica.

Para la determinación se utiliza el método de *Sauerlandt* (1952), donde la materia orgánica es oxidada por vía húmeda con dicromato potásico y ácido sulfúrico; de modo que, a mayor contenido en materia orgánica mayor cantidad de oxidante consumido (Guitián y Carballas, 1976; MAPA, 1995). Es así que, una muestra de 5 g de suelo seco (< 2 mm) fue llevada a un matraz erlenmeyer de 250 ml al que se le añadieron, con precaución, 50 ml H₂SO₄ concentrado y posteriormente 25 ml K₂Cr₂O₇ 1,8 N. Se tomó una alícuota de 5 ml para valorar el agente oxidante no consumido, el cual se determina por medio de la valoración con *Sal de Mohr* (sulfato ferroso amónico, Fe(NH₄)₂SO₄·6H₂O 0,2 N), añadiendo previamente unas gotas de H₃PO₄ (2 o 3 aprox.). Esta valoración se realizó a través de un valorador automático “*Crison Compact Tritator*” con electrodo selectivo de redox, en titulaciones con probeta se recomienda utilizar difenilamina como indicador.

La técnica es por duplicado y se utiliza la siguiente relación para el cálculo del C-total del suelo:

$$\% C_{\text{total}} = (B - M) \times N_{[\text{sal de Mohr}]} \times 3 \cdot 10^{-3} \times (250/5) \times (100/\text{g ss}).$$

Donde:

B = volumen de Sal de Mohr gastada por el blanco.

M= volumen de Sal de Mohr gastada por la muestra.

N = Normalidad de la Sal de Mohr utilizada (0,18433N).

$$N_{[\text{sal de Mohr}]} = V_{\text{dicromato}} \times N_{\text{dicromato}} / V_{\text{salMohr}}$$

250/5 = relación de la alícuota determinada

ss = cantidad de suelo seco al aire (g)

Se estima que por cada unidad porcentual de carbono total en el suelo hay 1,724 de materia orgánica (SSA, 1973), también expresada en %, es decir:

$$\% \text{ Materia orgánica del suelo} = \% \text{ C total} \times 1,724.$$

3. 2. 2. 5. Determinación del nitrógeno total del suelo

La calidad de la materia orgánica total del suelo y las condiciones de humificación de la misma están definidas, en gran parte, por la capacidad del suelo para unir nitrógeno a la molécula de los ácidos húmicos (Gutián y Carballas, 1976).

Así, para determinar el nitrógeno total del suelo (N inorgánico + N orgánico), se realiza un primer ataque de la materia orgánica por el método de *Kjeldahl* (Prince, 1945; MAPA, 1995). Este consiste en el ataque o destrucción de la materia orgánica del suelo (1 g de suelo finamente molido y por duplicado dentro de tubos de digestión Kjeldahl) por acidificación con 20 ml de H₂SO₄, 3 % H₃PO₄, 5 g HKSO₄ y 0,2 g CuSO₄, la cual es sometida a una temperatura de 340 °C durante el tiempo necesario hasta clarificación de las muestras (unas 10 horas, el ligero color verdoso indica el final del ataque de la materia orgánica); este proceso conlleva la transformación del nitrógeno orgánico en sales amónicas.

Se deja enfriar la solución, se trasvasa a matraces aforados de 250 ml y se enrasa con agua destilada, dejando reposar la disolución resultante. Se toma una alícuota de 25 ml de la solución y se coloca en un matraz Kjeldahl, se conecta al productor de vapor del equipo de destilación *Pregl-Parnas*, se añaden unos 30 ml de NaOH al 40 % y en el extremo del refrigerante de salida del arrastre por vapor se coloca, ligeramente sumergido, un erlenmeyer con 5 ml de indicador mixto (ácido bórico + verde de bromocresol + rojo de metilo + etanol + agua), donde es recogido hasta unos 40-50 ml de destilado, que es

aproximadamente lo que corresponde al NH_3^+ liberado (Bremmer y Keeney, 1965). La valoración de la submuestra se realiza por duplicado.

El contenido en nitrógeno se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$\% N_{\text{total}} = (M-B) N (14 \cdot 10^{-3}) (250/25) 100/ss$$

Donde:

B = volumen de H_2SO_4 gastado por el blanco

M = volumen de H_2SO_4 gastado por la muestra

N = Normalidad del ácido sulfúrico

ss = cantidad de suelo seco al aire y molido (g)

3. 2. 2. 6. Determinación del fósforo asimilable

El fósforo inorgánico asimilable por las plantas se mide por el método del P-soluble *Olsen* (Olsen y Watanabe, 1957; Olsen y Sommers, 1982; MAPA, 1995). La determinación se basa en medir la densidad óptica de la disolución de color azul que se produce al reducir el complejo fosfomolibdico (ácido ascórbico como reductor) formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico. Puesto que la intensidad del color es proporcional a la cantidad de fosfomolibdato reducido y, por tanto, a la cantidad de ortofosfato presente, se puede calcular por este método la concentración de fósforo en una solución si se transforma éste en ácido ortofosfórico operando en medio oxidante (Guitián y Carballas, 1976).

Para la determinación se pesan 2,5 g de suelo seco y tamizado (< 2 mm), se añaden 50 ml de bicarbonato sódico (NaHCO_3 0,5 N a pH 8,2), se agita media hora y se filtra. De la extracción se toma una alícuota de 10 mL para posteriormente acidularla a pH 1,5 con ácido sulfúrico (H_2SO_4 conc.). Se deja reposar durante 24 horas y, a continuación, se centrifuga a 3000 r.p.m. durante 10 minutos. Se toma una alícuota de 5 mL del sobrenadante (extracto) y se pasa a matraz aforado de 25 mL, ajustándola a pH 5 de la siguiente manera: después de añadir 2 gotas de *p*-nitrofenol, se añade amoníaco (NH_3) al

50 %, gota a gota, hasta viraje a color amarillo y después se retrocede la acción con ácido sulfúrico diluido al 10 %, gota a gota, hasta la desaparición de color. Una vez ajustada la alícuota del extracto a pH 5 se añaden 5 mL de reactivo reductor, se enrasa con agua destilada y se agita bien. Al cabo de 10 minutos (aprox.) se forma el complejo fosfomolibdato, el cual es reconocido por su intenso color azul (Gutián y Carballas, 1976).

Se prepara un blanco igual que las muestras, pero los 2,5 ml de alícuota son de bicarbonato sódico (NaHCO_3 0,5 N). Asimismo, se preparan tres patrones de 0,08, 0,16 y 0,24 ppm KH_2PO_4 , a partir de una disolución madre de 2 ppm de fósforo.

La medida de absorbancia de las muestras se realiza por duplicado en el espectrofotómetro (UV-Visible *CARY 100 CONC.-Varian*), a 840 nm de longitud (Soltanpour *et al.*, 1982; Sparks, 1996), calibrando con el blanco preparado y comparándolas con una recta de patrones.

Para los cálculos de la concentración del P soluble en el suelo se utiliza la siguiente ecuación:

$$P \text{ soluble} = M \times (25/5) \times (50 \text{ NaHCO}_3 / \text{ss}).$$

De donde:

M = concentración de fósforo calculada con la recta de patrones (mg L^{-1}).

ss = cantidad de suelo seco al aire y tamizado (g)

3. 2. 2. 7. Determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo

La determinación de las bases de cambio se basa en su sustitución por otro catión (NH_4^+) y paso a la solución del suelo, donde pueden ser determinadas (MAPA, 1995). Para estimar la capacidad total de cambio de cationes (CIC), se elimina el exceso del ión amonio (NH_4^+), que no está retenido en las posiciones de cambio, lavando con etanol, y posteriormente se desplaza el NH_4^+ fijado, intercambiándolo con otro catión (Na^+) del que

se añade una alta concentración. El valor de la “CIC” se calcula a partir de la cantidad de NH_4^+ que pasó a la disolución (Okazaki *et al.*, 1963; Sparks, 1996).

La técnica se aplica por duplicado, realizando una extracción con acetato amónico 1 M (pH 7) en 2 gramos de suelo seco al aire (< 2 mm), y en los extractos se determinan las bases de cambio: Na^+ , K^+ , Mg^{++} y Ca^{++} ; su suma da el parámetro *S* (suma de cationes).

El Na^+ y K^+ se determinan por espectroscopia de emisión atómica de llama (*EEA*), y el Ca^{++} y Mg^{++} por espectroscopia de absorción atómica (*EAA*) (Baker y Suhr, 1982); estas determinaciones son expresadas en *mEquivalente* · 100 g⁻¹ suelo seco (cmol (+) Kg⁻¹).

El residuo de suelo del extracto anterior, se lava tres veces con etanol al 95 % y se efectúan tres extracciones con una disolución de NaCl al 10% acidificada con HCl (solución total: 0,005 N). Las suspensiones se centrifugan y se reúnen los sobrenadantes (total 60 ml aprox.), completando el volumen a 100 ml con la misma disolución de NaCl acidificada. En esta disolución se determina el NH_4^+ por destilación y valoración ácido-base ($\text{H}_2\text{SO}_4 \pm 0.05 n$), de modo similar a como se realiza para el N total.

El valor de la CIC se calcula a partir del NH_4^+ y se expresa en cmol (+) Kg⁻¹. La saturación de las bases de cambio (% V) se estima en función a la capacidad de intercambio catiónico, siguiendo la relación:

$$\% V = S / \text{CIC} \times 100.$$

Donde:

S = suma de cationes ($\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$)

CIC = capacidad de intercambio catiónico

3. 2. 3. Propiedades bioquímicas de los suelos

3. 2. 3. 1. Biomasa microbiana

La determinación de la biomasa microbiana es realizada por la técnica de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987), donde se provoca la muerte de la microbiota del suelo con cloroformo y se realiza la extracción del carbono liberado con K_2SO_4 . La determinación del C o el N asociados a los microorganismos se estima por diferencia con muestras sin tratamiento de fumigación (Alef y Nannipieri, 1995; García *et al.*, 2003).

La fumigación-extracción se realiza a partir de una submuestra de 10 gramos de suelo húmedo (< 4 mm), que es colocada dentro de desecadores con vacío durante 30 minutos y con atmósfera saturada en cloroformo, la cual es mantenida durante 24 horas a 25 °C. Posteriormente se permite que se volatilice el cloroformo dejando abierta la llave de paso del desecador durante una hora y bajo campana extractora. Se le añaden 40 ml del extractante K_2SO_4 0,5 N, se agita durante 30 minutos, se centrifuga a 4.500 r.p.m. durante 5 minutos y se filtra el sobrenadante. Por otro lado, se prepara una muestra de suelo con el mismo tratamiento pero sin fumigación ni incubación a 25 °C. Este procedimiento se realiza por triplicado, tanto de las muestras fumigadas como de las no fumigadas.

La determinación del C-biomasa se realiza tomando por duplicado, del extracto filtrado, 5 ml de alícuota que se lleva a sequedad en batería de digestión lenta (10 h 60 °C), donde se formará una película de residuos celulares adherida a las paredes del tubo digestor. Una vez secas las muestras, se les añade H_2SO_4 concentrado (10 mL) y $K_2Cr_2O_7$ 0.2 N (5 mL) con mucho cuidado y dejándolos deslizar suavemente por las paredes del tubo digestor (ya que la reacción es exotérmica); se agita manualmente la disolución ácida y se ataca a 110 °C durante 90 minutos (tal como se realizó para el C total).

Una vez enfriada la muestra, el contenido de los tubos se trasvasa a matraces y se les añade un poco de agua destilada (100 ml aprox.), se añaden 2 o 3 gotas de H_3PO_4 concentrado y se valora con *Sal de Mohr* de concentración conocida ($Fe(NH_4)_2SO_4 \cdot 6H_2O$ 0.2 N). La *Sal de Mohr* se valora con $K_2Cr_2O_7$ de concentración exactamente conocida (1.8 N., aprox.), añadiendo agua destilada, 3 gotas de H_3PO_4 y 2 ml de H_2SO_4 concentrados, realizándose esta valoración cada vez que se valoren las muestras. Las valoraciones se realizan a través

de un valorador automático modelo “*Crison Compact Tritrator*” con electrodo selectivo de redox (punto final 700 mV a 20 ml y 10 s). En titulaciones con probeta se recomienda el indicador difenilamina. Para los cálculos se utiliza la siguiente relación:

$$C \text{ liberado (mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}) = (B-M) \times N \times 3 \times (40/5) \times 100/10 \text{ ss/sh.}$$

donde:

B = volumen de *Sal de Mohr* gastada por los blancos

M = volumen de *Sal de Mohr* gastada por las muestras

N = normalidad de la *Sal de Mohr* utilizada para valorar

ss/sh = relación de suelo seco a 105 °C y suelo húmedo

La diferencia entre los valores obtenidos en las muestras fumigadas y las no fumigadas (C liberado), corresponden al incremento de carbono que se libera por la muerte de los microorganismos. A este incremento se le denomina flujo de carbono, y para el cálculo del C asociado a la biomasa se divide el resultado obtenido por el factor **0,45** (Vance *et al*, 1987).

3. 2. 3. 2. Respiración del suelo

La actividad microbiana del suelo puede ser estimada indirectamente en la determinación de la respiración basal del medio. Esta consiste en determinar la concentración de CO₂ desprendido (función de la actividad biológica y del contenido del suelo en carbono orgánico fácilmente mineralizable), y que es capturado en hidróxido (NaOH) durante 10 días de incubación bajo condiciones ambientales óptimas (Parkinson, 1981; Alef y Nannipieri, 1995).

Se analiza la actividad respiratoria sin esperar mucho tiempo desde que se toman las muestras en el punto de origen, para que no se reinicie la actividad microbiana.

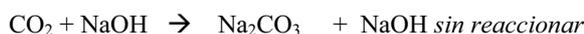


Se efectúa un montaje (por triplicado) utilizando un recipiente de vidrio de boca ancha provisto de cierre hermético. En él, se introduce un recipiente pequeño con una alícuota de 25 g del suelo húmedo (humedad previamente determinada a 105 °C) y un vial

con 10 ml de NaOH 0.1N, que se carbonatará en presencia del CO₂ procedente de la respiración del suelo. Dentro del mismo frasco de boca ancha se añaden 25 ml de agua destilada, de tal manera que el suelo mantenga la humedad óptima durante la incubación. El recipiente con sus componentes se mantiene en óptimas condiciones, es decir a 25 °C, en una cámara incubadora o estufa durante 10 días; además, se hace un segundo montaje con NaOH pero sin suelo (muestra en blanco).

La solución de NaOH se cambia periódicamente, los días 1º, 2º, 4º, 7º y 10º de la incubación, y en esa solución que estuvo expuesta al suelo se valora la concentración de CO₂ capturado. Hay que procurar mantener cerrado el vial con la disolución de NaOH utilizado, pues ésta puede adsorber CO₂ atmosférico.

De cada muestra de vial con la solución de NaOH, se toma una alícuota de 2 ml (por duplicado) a la que es añadida, en un vasito de fondo cónico, un poco de agua destilada (1-2 ml aprox.) y 1 ml de BaCl₂ al 20 %, para que los carbonatos que se pueden haber formado precipiten en forma de BaCO₃. En realidad, químicamente lo que ocurre es:



La técnica implica calcular la cantidad de NaOH que queda sin reaccionar en el proceso de respiración (exceso), valorando con HCl 0.1N en un valorador automático “Crison Compact Tritrator” con electrodo de pH (punto final de titulación: pH 9.5), eliminando así

el posible error subjetivo de detección visual en el viraje del indicador (en la técnica con bureta se utiliza timolftaleína como indicador). El CO₂ desprendido por el suelo se calcula como diferencia entre el valor de titulación de un blanco sin suelo (NaOH) y el de cada muestra expuesta a la actividad microbiana (NaOH + CO₂).

El cálculo de la cantidad de CO₂ desprendido de la mineralización utiliza la siguiente ecuación:

$$\text{CO}_2 = (B-M) \times N_{\text{HCl}} \times (44/2) \times (10/2) \times 100 / [25(\text{ss/sh})]$$

donde:

CO₂ = mg CO₂ • 100 g⁻¹ de suelo seco a 105 °C

B = volumen de HCl consumido por el blanco

M = volumen de HCl consumido por la muestra

N_{HCl} = Concentración o normalidad exacta del ácido clorhídrico

(44/22) = Peso equivalente del CO₂ emitido

(10/2) = alícuota de la muestra NaOH + CO₂ capturado

ss/sh = suelo seco (g) a 105 °C por cada gramo de suelo húmedo

La determinación de la “cinética de mineralización del carbono” se realiza a través de la velocidad a la que se reduce la proporción del carbono residual durante los 10 días de incubación, siguiendo una cinética de primer orden (Stanford y Smith, 1972; Gil *et al.*, 1992). También se calcula el *coeficiente de mineralización* (Gutián y Carballas, 1976), que es la proporción estimada de CO₂ en función al C-total del suelo (%), y el *cociente metabólico* (Anderson y Domsch, 1993), o índice de qCO₂ (µg · mg⁻¹ h⁻¹), que es la cantidad de la actividad respiratoria en el suelo por hora (µg C-CO₂ · h⁻¹) relativa al C-biomasa microbiana presente (mg C-biomasa).

3. 2. 3. 3. Mineralización del nitrógeno

Medir la capacidad para mineralizar los compuestos orgánicos de nitrógeno por parte de los microorganismos, es otra forma de evaluar la actividad metabólica en el suelo. La mineralización comprende dos fases: amonificación, que es el paso de formas orgánicas a amoniacaes, y nitrificación, que es el paso de las formas amoniacaes a formas nítricas. Para su evaluación (MAPA, 1995), se determina el nitrógeno (N-NH_4^+ y N inorgánico total) procedentes de las muestras de suelo pre y post-incubadas (utilizadas en la determinación de la respiración microbial) y que es extraído con cloruro potásico (KCl 2 M.).

Primeramente se pesan 10 g de suelo (previa mezcla de las 3 submuestras de suelo procedentes de la incubación), se añaden 50 mL de KCl 2 M, se agita y se filtran los extractos, los cuales se conservan en nevera (4 °C) junto a una muestra de KCl (blanco) hasta su determinación por el método *Kjeldahl* modificado utilizando un equipo de destilación *Pregl-Parnas* y titulación con bureta (Guitián y Carballas, 1976).

Para la determinación de N-amoniacal (N-NH_4^+) se introduce una alícuota del extracto anterior (5 ml) dentro de un matraz de destilación *Kjeldahl*, se añade óxido de magnesio (MgO), previamente calcinado (3 h 650 °C), y se lavan ligeramente las paredes del matraz con un poco de agua destilada. Se conecta el matraz al destilador de arrastre por vapor (equipo *Pregl-Parnas*), y se recoge el destilado sobre un indicador mixto de ácido bórico (5 mL) durante 2 minutos.

El destilado recogido se valora con una disolución de H_2SO_4 de concentración baja y exactamente conocida (aprox. 0,005 N.). Este procedimiento se realiza por duplicado, tanto los extractos de las muestras como del extractante KCl 2 M (utilizado como blanco).

Para la determinación del N inorgánico total ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), el procedimiento es igual que para la determinación del nitrógeno amoniacal, pero añadiendo, además del MgO, 0.2 g de Aleación Devarda y dejando destilar durante 3 minutos.

Para los cálculos del nitrógeno, se utiliza la siguiente ecuación:

$$\% \text{ N} = (\text{M-B}) \times N \times 14 \cdot 10^{-3} \times (50/5) \times 100 / 10 \text{ (ss/sh)}$$

donde:

M = volumen de H₂SO₄ gastado por las muestras en la valoración

M = volumen de H₂SO₄ gastado por los blancos en la valoración

N = Normalidad exacta del ácido sulfúrico diluido utilizado para valorar

ss/sh = suelo seco (g) a 105 °C por cada gramo de suelo húmedo

N = nitrógeno inorgánico total (g) por cada 100 g de suelo seco (%)

Como en las condiciones de aerobiosis de los suelos los nitritos son muy inestables y están presentes en muy bajas concentraciones, la diferencia entre el nitrógeno inorgánico total y el amoniacal equivale a los nitratos presentes (N-NO₃⁻):

$$(N \text{ inorgánico total}) - (N\text{-NH}_4^+) = N\text{-NO}_3^-$$

3. 2. 3. 4. Actividades enzimáticas

3. 2. 3. 4. 1. Actividad β-D-Glucosidasa

La enzima β-D-glucosidasa cataliza la hidrólisis de determinados productos de degradación de la celulosa (β-glucósidos) a glucosa. El método utilizado se basa en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol liberado tras la incubación del suelo con una solución de *p*-nitrofenil-β-D-glucoporanósido a pH 5 (Alef y Nannipieri, 1995; García *et al.*, 2003).

Antes de iniciar el procedimiento se necesita saber el volumen de HCl 0.5 M que se añadirá a la muestra de suelo a estudiar para llevarla a pH 5. Para esto se realiza una curva de neutralización, con 1,5 g de suelo húmedo (< 4 mm), 4 mL de tampón MUB+HCl, 1 mL de agua destilada *milli-Q* y 1 mL de solución *p*-nitrofenil-β-D-glucoporanósido 25 mM (en vasitos pequeños), los cuales se homogenizan, se deja en reposo y se mide el pH,

añadiendo 0,1 mL HCl 0,5 M cada 10 minutos hasta llegar a un pH cercano de 5 o inferior. Se representan los valores obtenidos por medio de una curva de neutralización en hoja de papel milimetrado (mL de HCl 0.5 M frente al pH) y se determina por interpolación el volumen necesario para obtener exactamente el pH 5.

A una muestra de 1.5 g de suelo húmedo (< 4 mm) se le añaden 4 ml de tampón MUB+HCl, 1 mL de agua destilada *milli-Q* y el volumen de HCl 0.5 M necesario para llevar la mezcla a pH 5.0 (determinado por la curva de neutralización), que es el pH óptimo de la actividad β -D-glucosidasa; luego se completa hasta 1 mL con agua destilada *milli-Q* (calculado de 1 mL menos lo gastado por HCl en la acidificación), se adiciona 1 mL de *p*-nitrofenil- β -D-glucoporanósido 25 mM, se agita e incuba durante 1 hora a 37 °C en baño de agua con agitación para microbiología (120 rpm). Pasado el tiempo de incubación, las muestras son colocadas sobre un baño de hielo y se les añade 1 mL de CaCl₂ 2M, posteriormente se someten a una extracción con 4 mL de la solución THAM-NaOH 0.1 M a pH 12. Todo el procedimiento se realiza en tubos de ensayo con tapa de rosca y por triplicado.

Por otro lado, se preparan 4 patrones con el mismo procedimiento anterior, pero añadiendo 1 mL de *p*-nitrofenol de 25, 50, 100 y 200 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ en vez de 1 mL de agua *milli-Q*, y *p*-nitrofenilfosfato después de adicionar el CaCl₂ 2M y la solución extractante THAM-NaOH 0.1 M a pH 12. Para restar la diferencia de la absorbancia liberada y la que no se libera, tanto en la recta de patrones como en las muestras, es necesario obtener el extracto de un blanco, de modo muy similar a como se hizo en las muestras, pero con la diferencia de que el *p*-nitrofenil- β -D-glucoporanósido 25 mM se añade después del CaCl₂ 2M y los 4 mL de la solución extractante THAM-NaOH 0.1 M a pH 12.

Las muestras se agitan (agitador *Vortex* para tubos de vidrio con rosca) y se filtran, midiendo los extractos por espectrofotometría visible a 400 nm (espectrómetro *Beckman DU-64 Quant-II Linear Program*). Los resultados se comparan con los de la recta patrón, obtenidos en esas condiciones para calcular la concentración de *p*-nitrofenol liberado por las muestras.

Los cálculos se realizan con la siguiente ecuación:

$$p\text{-nitrofenol liberado} = X / (ss/sh) Y \text{ PM T (diluc.)}$$

donde:

p -nitrofenol liberado = $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de la actividad β -D-Glucosidasa

X = $\mu\text{g de } p\text{-nitrofenol mL}^{-1}$ (concentración calculada con la recta patrón)

ss/sh = relación de peso de suelo seco a 105 °C y peso de suelo húmedo

Y = cantidad de suelo húmedo pesado (1,5 g)

PM = peso molecular del p -nitrofenol ($139 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$)

T = tiempo de incubación (1 hora)

diluc. = dilución de las muestras, si es necesario

3. 2. 3. 4. 2. Actividad Fosfomonoesterasa

El método utilizado se basa en la determinación colorimétrica del p -nitrofenol liberado tras la incubación del suelo con una solución de p -nitrofenil fosfato a pH 5 (Tabatabai y Bremner, 1969, modificación de Saá *et al.*, 1993). Este procedimiento es muy similar al de la actividad β -D-glucosidasa, pero difiere en algunos reactivos y tiempo de incubación.

Antes de iniciar el ensayo, también se necesita saber el volumen de HCl 0.5 M que se añadirá a la muestra de suelo a estudiar para llevarlo a pH 5. Para ello, se realiza una curva de neutralización, añadiendo a 1,5 g de suelo húmedo (< 4 mm) 4 mL de tampón MUB+HCl, 1 ml de agua destilada *milli-Q* y 1 ml de solución p -nitrofenil-fosfato 16 mM (en vasitos pequeños). Se homogeniza y se deja en reposo 30 minutos; al cabo del tiempo se mide el pH, se añade 0,1 mL HCl 0.5 M, se homogeniza y se deja en reposo 10 minutos determinando luego el pH alcanzado con esa adición; y así sucesivamente hasta llegar a un pH de 5 o inferior.

Se representan los valores obtenidos por medio de una curva de neutralización en hoja de papel milimetrado (mL de HCl 0.5 M frente al pH) y se determina por interpolación el volumen necesario para obtener el pH 5.

A una muestra de 1,5 g de suelo húmedo se le añaden 4 mL de tampón MUB+HCl, 1 mL de agua destilada *milli-Q* y el volumen de HCl 0.5 M necesario para llevar la mezcla a pH 5.0, que es el pH óptimo de la actividad fosfomonoesterasa ácida (determinado por la curva de neutralización). Luego se completa hasta 1 mL con agua destilada *milli-Q* (calculado de 1 mL menos lo gastado por HCl). Se adiciona 1 mL de *p*-nitrofenil-fosfato 16 mM, se agita e incuba a 37 °C en baño de agua con agitación para microbiología, a 120 r.p.m. durante 30 minutos. Luego se colocan las muestras en un baño de hielo y se añaden 1 mL de CaCl₂ 2M y 4 mL de NaOH 0.2 M. La operación se realiza en tubos de ensayo con tapa de rosca y por triplicado.

Se preparan patrones con el mismo procedimiento anterior, pero añadiendo 1 mL de *p*-nitrofenol de 25, 50, 100 y 200 µg · g⁻¹ en vez de 1 mL de agua *milli-Q*, y añadiendo el *p*-nitrofenilfosfato después de adicionar el CaCl₂ 2M y el NaOH 0.2 M.

Se realiza un control de la misma forma que las muestras, pero el *p*-nitrofenil-fosfato 16 mM se añade después del CaCl₂ 2M y el NaOH 0.2M; este blanco se utilizará para restar la diferencia entre la absorbancia liberada y la que no se liberó, tanto en la recta de patrones como en las muestras.

Luego se agitan todas las muestras (agitador *Vortex*) y se filtran con papel *Whatman* 40 o similar (3-5 µm de poro o menor si las muestras tienen mucho limo fino). Los filtrados se miden por espectrofotometría visible a 400 nm (espectrómetro *Beckman* DU-64 *Quant-II Linear Program*). Los resultados se comparan con los de la recta patrón, obtenidos en esas condiciones para calcular la concentración de *p*-nitrofenol liberado por las muestras.

Los cálculos se realizan con la siguiente relación:

$$p\text{-nitrofenol liberado} = X / (ss/sh) Y \text{ PM T (diluc.)}$$

donde:

p -nitrofenol liberado = µmoles de p -nitrofenol g⁻¹ h⁻¹ de la actividad fosfomonoesterasa.

X = µg de p -nitrofenol ml⁻¹ (concentración calculada con la recta patrón)

ss/sh = relación de peso de suelo seco a 105 °C y peso de suelo húmedo

Y = cantidad de suelo húmedo pesado (1,5 g)

PM = peso molecular del *p*-nitrofenol (139 g mol⁻¹)

T = tiempo de incubación (0,5 horas)

diluc. = dilución de las muestras, si es necesario

3. 2. 3. 4. 3. Actividad Ureasa

La enzima cataliza la hidrólisis de la urea (diamida del ácido carbónico) a anhídrido carbónico y amoníaco. La técnica de determinación se basa en la medida del amoníaco liberado por muestras de suelo tratadas con urea, propuesto por Tabatabai y Bremmer (1972) y Nannipieri *et al.* (1980).

A 1 g de suelo húmedo (< 4 mm) se le añaden 4 mL de tampón fosfato sódico a pH 8 (obtenido de la mezcla de una solución *stock* (NaH₂PO₄·H₂O) y fosfato sódico dibásico) y 1 ml de urea al 6,4 %. Se preparan controles (3 blancos), en los que en vez de urea se añade 1 ml de agua destilada *milli-Q*. Se homogenizan y se incuban a 37 °C durante 90 minutos (1,5 h) en baño de agua con agitación para microbiología (120 rpm). El procedimiento se realiza en vasitos pequeños y por triplicado.

Posteriormente, se añaden 5 mL de KCl 2M para extraer el amoníaco liberado (NH₃) y 0,1 ml de NaOH 10M, tanto en las muestras como en los controles, los cuales se miden con un electrodo selectivo de NH₃ (*Crimson*, Micro pH2002), que se calibra con patrones de NH₄Cl 10⁻³ y 10⁻⁴ M (soluciones preparadas recientemente a partir de solución madre 10⁻² con NH₄Cl + KCl 1M).

Los resultados se expresan según la siguiente relación:

$$\text{NH}_3 = 10^{-\text{pX}} \cdot 10^3 \cdot Y / (\text{ss/sh}) T$$

donde:

NH_3 = μmoles de amoníaco liberado $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$

-pX = -logaritmo de la concentración de NH_3^+

Y = volumen total (10 mL)

ss/sh = relación de peso de suelo seco a 105 °C y peso de suelo húmedo

T = tiempo de incubación (1,5 h)

3. 2. 3. 4. 4. Actividad Proteasa-BAA

El método descrito por Ladd y Buttler (1972) y modificado por Nannipieri *et al.* (1980), se basa en la medida del amoníaco liberado por muestras de suelo tratadas con *N*- α -benzoyl-*L*-argininamida (BAA). Se recomienda realizarlo junto con la determinación de la ureasa ya que el procedimiento es muy similar.

A 1 g de suelo húmedo (< 4 mm) se le añaden 4 mL de tampón fosfato sódico pH 8 y 1 ml de BAA 0,03 M (preparado recientemente enrasando a 50 mL una solución de 0,4975 g BAA en 30 mL tampón fosfato pH 8). Se preparan controles (3 blancos), en los que en vez de BAA 0,03 M se añade 1 ml de agua destilada *milli-Q*. Se homogenizan bien y se incuban a 37 °C durante 90 minutos (1,5 h) en baño de agua con agitación para microbiología (120 rpm). El procedimiento se realiza en vasitos pequeños y por triplicado.

Luego se añaden 5 ml de KCl 2M para extraer el amonio liberado tanto en muestras como en controles, el cual se mide con un electrodo selectivo NH_3 (*Crimson*, Micro pH2002), que se calibra con patrones de NH_4Cl 10^{-3} y 10^{-4} M (soluciones preparadas recientemente). Inmediatamente antes de realizar la medida, tanto a los controles como a las muestras, se les añade 0,1 ml de NaOH 10 M y se miden teniendo la muestra en agitación.

Para el cálculo se sigue la siguiente ecuación:

$$\text{NH}_3 = 10^{-\text{pX}} \cdot 10^3 \cdot Y / (\text{ss/sh}) T$$

donde:

NH_3 = μmoles de amoníaco liberado $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$

-pX = -logaritmo de la concentración de NH_3^+

Y = volumen total (10 mL)

ss/sh = relación de peso de suelo seco a 105 °C y peso de suelo húmedo

T = tiempo de incubación (1,5 h)

3. 2. 4. Determinación de los metales en el suelo

3. 2. 4. 1. Contenido total de metales

La determinación del contenido en metales en el suelo, se realizó según lo descrito por la *Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo* (Baker y Suhr, 1982; Sparks, 1996) y las técnicas oficiales del *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España* (MAPA, 1995).

Se pesan (por duplicado) entre 0,2 y 0,5 g de suelo seco al aire (< 2 mm) y finamente molido con mortero ágata (hasta alcanzar tamaños de partículas menores a 50 μm), en un vaso de teflón con sistema de seguridad (reactor). Se añaden ácidos concentrados, 5 ml HNO_3 , 4 ml HCl , 1 ml HF , y 10 ml H_2O *milli-Q* (preparar un blanco con los reactivos para calibrar las medidas correspondientes). Una vez cerrados herméticamente, los reactores de teflón son atacados en un microondas especial para digestión ácida (*Microwave St*), el cual se programa con 90 % de potencia, 40 minutos, 80 % *PSI*, y 100 de *TAP-FAN* (este

programa varía por el número de reactores y según sean más orgánicos los suelos). Los extractos se filtran en matraces de plástico (HF reacciona con el vidrio), y se aforan con una solución proporcional de los mismos reactivos ácidos (hasta 50 o 100 ml).

Cada metal se mide por espectroscopia de absorción atómica (*EAA*) de llama aire-acetileno (*Spectra AA VARIAN*), construyendo una curva, para cada uno de ellos, con tres patrones multielementales y calibrando con el blanco preparado.

Los metales a determinar por *EAA* fueron: Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, Mn, Fe, Co y Zn. Se expresan en $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, excepto el Fe que es expresado como concentración porcentual ($\text{g} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$) ya que, por lo general, los niveles en este tipo de suelos son muy altos.

3. 2. 4. 2. Fraccionamiento de metales según su localización en el suelo

Algunos autores sugieren el método del fraccionamiento secuencial de Tessier (1979) para determinar los metales; sin embargo, la técnica empleada en los suelos estudiados se realizó utilizando, para cada fracción, una muestra de suelo original en vez de seguir un método secuencial (Shuman, 1985). Se ha optado por esta vía ya que, por lo general, los errores que se cometen son menores (Graña, 1989; Robinson *et al.*, 1999).

Para el fraccionamiento se utilizan siete extractantes diferentes: agua, acetato amónico, pirofosfato sódico, solución ácido oxálico – oxalato amónico, solución ácido oxálico – oxalato amónico – ácido ascórbico, cloruro de hidroxilamina y DTPA. Las medidas se realizaron por duplicado en espectroscopia de absorción atómica de llama aire-acetileno (*Spectra AA VARIAN*), del mismo modo que se determinaron los metales totales, calibrando cada vez con el extractante utilizado.

Para la determinar las distintas formas metálicas extraíbles y netas, se consideró la siguiente estimación (Graña, 1989):

Soluble = forma extraída con agua desionizada.

Cambio = forma extraída con acetato amónico menos la forma soluble.

Ligadas a la materia orgánica = forma extraída con pirofosfato sódico menos la forma extraída con acetato amónico.

Asociadas a los óxidos amorfos inorgánicos = forma extraída por oxálico-oxalato (ox-ox) menos la forma extraída con pirofosfato sódico.

Asociadas a los óxidos cristalinos = forma extraída por ox-ox-ascórbico menos la forma extraída por oxálico-oxalato.

Asociadas a los óxidos de Mn = forma extraída con cloruro de hidroxilamina menos la forma extraída con acetato amónico.

Asociadas a otros óxidos (no de Mn) = forma extraída con ox-ox-ascórbico menos la forma extraída con cloruro de hidroxilamina.

Residual = forma total del suelo menos la extraída con ox-ox-ascórbico.

Biodisponible = forma extraída con solución de DTPA.

3. 2. 4. 2. 1. Forma metálica extraíble con agua

Equivale al contenido en la fase soluble del suelo. La extracción se lleva a cabo con agua desionizada (H_2O *milli-Q*), en una relación 1:10 de suelo seco (< 2 mm) y agua durante 3 días de contacto sin agitación previa y por triplicado. Se filtran los extractos y se determinan los metales por *EAA*, sin demorar mucho tiempo ya que algunos metales pueden precipitar en la solución, insolubilizarse o volatilizarse (Graña, 1989).

3. 2. 4. 2. 2. Forma metálica extraíble con acetato amónico

Para determinar los elementos metálicos en las posiciones de cambio del suelo, la extracción se hizo utilizando unos 10 g de suelo seco al aire (< 2 mm) en 50 mL de $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ 1M (pH 7), guardando una relación 1:5. Se agitan las disoluciones durante 1 hora, se centrifuga a 2000 rpm durante 15 minutos, se filtra y se guarda en nevera a 4 °C hasta su determinación (Graña, 1989).

3. 2. 4. 2. 3. Forma metálica extraíble con pirofosfato sódico

Se extraen formas metálicas ligadas a la materia orgánica. Para ello, se realiza la extracción con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 M tamponado a pH 10.1, en una relación de suelo seco (< 2 mm) y extractante 1:100 con agitación de 16 horas. Se centrifuga a 2000 rpm durante 15 minutos, se le añade de 2 a 4 gotas de floculante al 0.33 % (*Superfloc-100*, 0.1 N), y nuevamente se centrifuga y se filtra, guardándose los extractos hasta la determinación de los metales por *EAA* (Baker y Suhr, 1982).

3. 2. 4. 2. 4. Forma metálica extraíble con oxálico-oxalato

Estas formas están asociadas con los óxidos *amorfos* de hierro y manganeso (Shuman, 1982). La extracción se realiza con una disolución de ácido oxálico ($\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0.2 M) y oxalato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0.2 M), tamponado a pH 3, en una relación de suelo seco (< 2 mm y molido) y disolución 1:50, agitándose durante 4 horas en oscuridad. Los extractos se centrifugan a 2000 rpm (15 minutos), se filtran y se determinan los elementos metálicos por *EAA* lo antes posible (Baker y Suhr, 1982), ya que pueden precipitar cristales de oxalato (Graña, 1989).

3. 2. 4. 2. 5. Forma metálica extraíble con ox-ox-ascórbico

Estas formas están asociadas con los óxidos *crystalinos* de hierro y manganeso. La extracción de los metales se realiza con una mezcla de la disolución anterior, oxálico-oxalato ($\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0.2 M. + $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0.2 M), y ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ 0.1 M); con relación al suelo seco (< 2 mm y molido) y la disolución (ox-ox-ascórbico), es de 1:50. Las muestras son sumergidas en baño de agua caliente entre 80 y 97 °C con agitación de los botes contenedores, de forma simultánea y continua (0,5 h). Se centrifugan a 2000 r.p.m. en 15 minutos, se filtran y se determinan los elementos metálicos por *EAA* lo antes posible, ya que con el tiempo pueden precipitar cristales de oxalato y aparecer manchas adheridas a los botes contenedores (Graña, 1989).

3. 2. 4. 2. 6. Forma metálica extraíble con hidroxilamina

Este extractante es selectivo para determinar elementos de las formas metálicas ligadas a los óxidos de manganeso (Chao, 1972). Algunos autores señalan buenas correlaciones con este extractante ($p < 0,01$) en suelos desarrollados sobre diferentes materiales (McKenzie, 1980; Graham *et al.*, 1988; Li *et al.*, 2001). Para la extracción de los metales se utiliza clorhidrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 0,1 M), tamponado y ajustado a pH 2 con HNO_3 0,1 N. La relación suelo seco (< 2 mm y molido) y extractante es de 1:25; se agita durante 30 minutos, se centrifuga a 2000 rpm en 15 minutos y se filtra, guardando los extractos hasta su pronta determinación por *EAA* (Baker y Suhr, 1982).

3. 2. 4. 2. 7. Forma metálica residual

Esta forma está asociada principalmente con los silicatos; es obtenida a partir de la diferencia entre el contenido total y todas las anteriores fracciones, extraídas con ox-ox-ascórbico.

3. 2. 4. 3. Determinación de metales según su biodisponibilidad

Su fin es diagnosticar las posibles deficiencias o toxicidades de los elementos metálicos para las plantas, utilizando extractantes de ácidos diluidos, sales o bien agentes complejantes (Page *et al.*, 1982). Para determinar la fracción biodisponible en el suelo, Lindsay y Norwell (1978) proponen la utilización del ácido dietilentriamino pentaacético (DTPA) como extractante de los metales. Soane y Saunder (1959), fueron los primeros que aplicaron este método para extraer varios metales en suelos desarrollados sobre serpentinitas, especialmente Ni.

La técnica consiste en utilizar una disolución DTPA 0.005 M. + CaCl₂ 0.01 M. + TEA 0.1 M. (trietanolamina) a pH 7.3, ajustado con HCl 1N. La relación de suelo seco (< 2 mm) y extractante es de 10:20 y se agita durante 2 horas. Se centrifuga a 2000 rpm durante 15 minutos, se filtra y se guardan los extractos hasta su pronta determinación por *EAA*. Los extractos y la medición se realizan por duplicado y se expresan en mg · Kg⁻¹.

3. 2. 5. Determinación de los metales totales en las plantas

El método se realiza siguiendo lo descrito por Sparks y colaboradores (1982), Kalra y Maynard (1991) y Burt y colaboradores (2000). Similar al método de la determinación de metales totales en el suelo, el extractante es una mezcla ácida que utiliza reactores para extraer metales de muestras de plantas trituradas. Para cada muestra de planta entera se analizan sus 3 componentes morfológicos y funcionales: raíz, tallo-hoja, y flor, que a su vez, se preparan y determinan por duplicado.

La muestra de planta preparada previamente (flor, tallo-hoja, o raíz), es secada entre 105 y 110 °C. Se pesan 0,2 g (aprox.) de muestra finamente molida (mortero ágata y de bolas) en vasos de teflón con sistema de seguridad (reactores) y se añaden 10 ml HNO₃ y 1 ml HF, para atacar bien los tejidos fibrosos más resistentes que caracterizan a estas plantas. También se prepara un blanco con los reactivos.

Los extractos en los reactores son atacados 2 veces en un microondas especial para digestión ácida (*Microwave St*), cuyo primer programa es de 3 tiempos ascendentes que dependen de la cantidad de material orgánico y el número de reactores dispuestos en el microondas. El primer ataque térmico puede realizarse bajo el siguiente programa:

	<u>1°</u>	<u>2°</u>	<u>3°</u>
<i>Power (%)</i>	40	85	150
<i>Time (minutos)</i>	6.00	6.00	30.00
<i>PSI (%)</i>	40	40	40
<i>TAP-FAN</i>	100	100	100

El segundo ataque se realiza después de 15 minutos del primer ataque ácido (dejar enfriar), añadiendo 1,5 ml H₂O₂ al 30% para la digestión de la materia orgánica residual, y de nuevo se programa en el microondas a un solo tiempo con las siguientes condiciones:

<i>Power (%)</i>	80
<i>Time (minutos)</i>	10.00
<i>PSI (%)</i>	80
<i>TAP-FAN</i>	100

Luego de los ataques térmicos se dejan en reposo los reactores y se filtran los extractos (con filtro de poro muy fino), trasvasando a matraces plásticos y aforando a 100 ml con una solución proporcional de los mismos reactivos ácidos y lo mismo se hace con el blanco.

Materiales y Métodos

Se miden los metales por espectroscopia de absorción atómica de llama aire-acetileno (*Spectra AA VARIAN*), construyendo una curva, para cada uno de ellos, con tres patrones multielementales y calibrando con el blanco preparado (Baker y Sur, 1982).

Los resultados son el producto de las concentraciones medidas y el factor de dilución en función al peso (flor, tallo-hoja, o raíz), y se expresan en $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de planta (materia seca a 105-110 °C).

RESULTADOS

4. 1. PROPIEDADES GENERALES

4. 1. 1. Granulometría

Entre las propiedades físicas, la granulometría de los suelos sobre serpentinitas (tabla n° 12) muestra una gran variabilidad en cuanto a la proporción en la que están presentes las fracciones de distintos tamaño de grano.

La proporción de arena gruesa es mayor en los suelos n° 6, 8 y 10, y menor en los suelos n° 4, 12 y 26. En arena fina son los suelos n° 3, 7 y 14 los que presentan mayores cantidades y los suelos n° 19 y 20 los menores. En limo grueso, los suelos n° 12, 19 y 20 son los que muestran los valores más altos y los más bajos son los suelos n° 3 y 14. El mayor contenido en limo fino aparece en el suelo n° 22 y el menor en los suelos n° 3, 6 y 8. Los suelos n° 3, 4 y 26 presentan los valores más altos en arcilla, mientras que el suelo n° 25 muestra el valor más bajo.

De forma general, también se puede indicar que el suelo n° 3 es el que contiene más arena fina y arcilla pero menos limo (tanto grueso como fino), y que los suelos n° 6 y 26 muestran las mayores proporciones en arena gruesa y arcilla, pero menores en limo fino.

Tal como muestra la tabla 13, los valores medios de las diferentes fracciones son muy semejantes entre sí, salvo el limo fino que está presente en menor proporción (12 ± 5 %).

La mayor variación la presenta la fracción arena fina, que es la que muestra mayor desviación con respecto a la media (47 % C. V.), seguida de la fracción limo grueso con 43 % de coeficiente de variación.

Con respecto a los valores que más se repiten, las fracciones de arena gruesa, arena fina y arcilla son las que presentan los valores más altos, mostrando un 25 % para ambas fracciones de arena y 21 % para la arcilla. La fracción que muestra el menor valor modal es el limo, sobre todo de la fracción fina (12 %).

Resultados

Nº Suelo	Arena Gruesa (2,0-0,2 mm)	Arena fina (0,2-0,05 mm)	Limo Grueso (0,05-0,02)	Limo fino (0,02-0,002 mm)	Arcilla (<0,002 mm)	Clase de Textura
1	17	25	17	10	31	Franco arcillosa
2	13	13	30	14	30	Franco arcillosa
3	18	43	2	1	36	Arcillo arenosa
4	13	12	29	11	35	Franco arcillosa
5	20	19	24	17	20	Franca
6	36	19	11	2	32	Franco arcillo-arenosa
7	21	48	7	8	16	Franco arenosa
8	34	17	12	3	33	Franco arcillo-arenosa
9	31	25	16	10	18	Franco arenosa
10	35	18	19	9	19	Franco arenosa
11	17	18	22	12	30	Franco arcillosa
12	14	10	41	15	21	Franco limosa
13	19	18	28	13	22	Franca
14	25	45	3	12	15	Franco arenosa
15	20	19	23	15	23	Franca
16	22	14	26	14	24	Franca
17	25	25	16	15	20	Franca
18	17	25	19	16	23	Franca
19	27	7	31	17	18	Franca
20	26	8	35	12	20	Franca
21	25	27	20	13	15	Franco arenosa
22	22	19	18	20	21	Franca
23	21	20	23	16	21	Franca
24	18	31	20	12	19	Franca
25	25	22	27	18	8	Franco arenosa
26	13	26	19	7	35	Franco arcillosa
27	19	12	27	13	30	Franco arcillosa
28	15	30	21	13	21	Franca

Tabla 12. Granulometría relativa (%) y su clasificación textural en los suelos

Fracción	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Arena gruesa	22	7	30	36	13	25
Arena fina	22	10	47	48	7	25
Limo grueso	21	9	43	41	2	19
Limo fino	12	5	38	20	1	12
Arcilla	23	7	30	36	8	21

Tabla 13. Parámetros estadísticos de la granulometría de los suelos (%)

La mayoría de los suelos muestran una granulometría muy equilibrada, ya que si se ubican en función de las 3 fracciones principales (arena, limo y arcilla) en un diagrama textural (figura n° 20 y figura n° 21), se observa que, según la clasificación del USDA, un 43 % de las texturas son de tipo franco, que es la más abundante, el 21 % de textura franco-arenosa y franco-arcillosa, y las texturas menos frecuentes son la franco-arcillo-arenosa (7 %), seguido de las texturas arcillo-arenosa (4 %) y franco limosa (4 %).

Además, se puede observar que la textura franca de estos suelos contienen entre 33 y 49 % de arena, entre 31 y 48 % de limo, y entre 18 y 24 % de arcilla. Los de textura franco-arcillosa presentan una proporción en arena entre 25 y 42 %, en limo entre 26 y 44 % y en arcilla entre 30 y 35 %. Los suelos de textura franco-arcillo-arenosa muestran contenidos en arena entre 52 y 55 %, en limo entre 13 y 15 % y en arcilla entre 33 y 34 %. Los franco-limosos presentan una proporción de arena de 23 %, de limo de 56 % y de arcilla de 21 %. Los suelos de textura franco-arenosa tienen un contenido en arena entre 47 y 70 %, en limo entre 14 y 45 % y en arcilla entre 8 y 19 %, y los de textura arcillo-arenosa tienen una mayor proporción de arena (62 %), menor de arcilla (36 %) y sólo un 3 % de limo.

La distribución relativa de las texturas de estos suelos (fig. n° 21), muestra que la mayoría de ellos tiene una granulometría muy equilibrada, de modo que son muy frecuentes los suelos con textura franca (43 %), le siguen los suelos con textura franco-arcillosa y franco-limosa (21 % del total de los datos observados para cada uno de ellos). Los suelos con textura franco arcillo-arenosa son menos abundantes (un 7 % de las observaciones) y las texturas menos frecuentes son la franco-limosa (4%) y la arcillo-arenosa (4%).

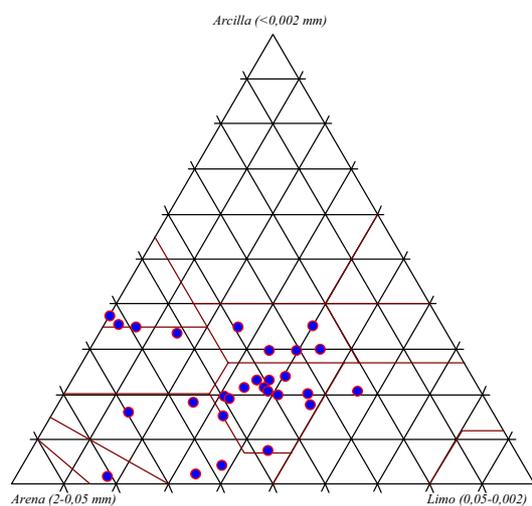


Fig. 20. Distribución de las partículas de los suelos en un triángulo textural

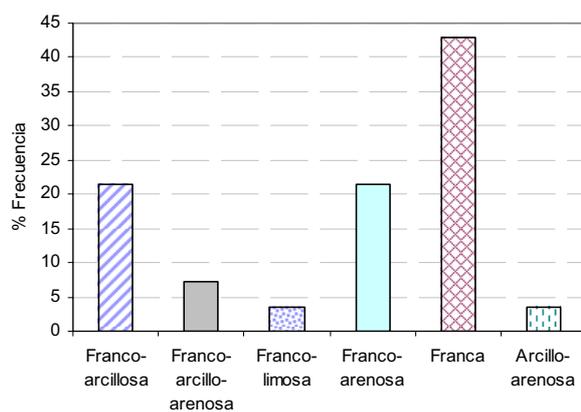


Fig. 21. Distribución relativa de las texturas en los suelos

4. 1. 2. pH

Por lo general, los suelos analizados muestran valores de pH en agua próximos a la neutralidad. Los valores máximos pueden apreciarse en los suelos n° 3, 4 y 28, y el menor en el suelo n° 9. Los valores de pH en KCl, que reflejan más exactamente los de la solución del suelo, son menores que en agua, presentando los valores más altos los suelos n° 3, 4, 1, 28 y 7, y los más bajos los suelos n° 9, 20 y 19 (tabla n° 14).

N° Suelo	pH	
	<i>H₂O</i>	<i>KCl</i>
1	7,14 ± 0,06	6,15 ± 0,01
2	6,70 ± 0,02	5,57 ± 0,01
3	7,80 ± 0,02	6,42 ± 0,01
4	7,60 ± 0,02	6,18 ± 0,02
5	7,10 ± 0,05	5,81 ± 0,01
6	7,21 ± 0,05	5,67 ± 0,01
7	7,36 ± 0,01	6,12 ± 0,02
8	6,18 ± 0,02	5,00 ± 0,03
9	5,75 ± 0,08	4,42 ± 0,01
10	6,53 ± 0,01	5,13 ± 0,01
11	6,73 ± 0,04	5,26 ± 0,04
12	6,68 ± 0,04	5,22 ± 0,01
13	6,53 ± 0,01	4,87 ± 0,01
14	7,11 ± 0,05	5,55 ± 0,01
15	7,00 ± 0,04	5,65 ± 0,08
16	6,55 ± 0,02	5,10 ± 0,01
17	7,01 ± 0,02	5,65 ± 0,02
18	6,59 ± 0,04	4,99 ± 0,01
19	6,22 ± 0,03	4,71 ± 0,01
20	6,09 ± 0,02	4,61 ± 0,03
21	7,26 ± 0,04	5,50 ± 0,03
22	7,20 ± 0,03	5,43 ± 0,01
23	6,66 ± 0,04	5,01 ± 0,03
24	6,96 ± 0,04	5,34 ± 0,01
25	6,60 ± 0,02	5,11 ± 0,02
26	7,46 ± 0,01	5,55 ± 0,01
27	7,24 ± 0,05	5,81 ± 0,03
28	7,53 ± 0,04	6,13 ± 0,01

Tabla 14. Valores del pH en los suelos

Resultados

En la tabla nº 15 y en la figura nº 22, se observa que el valor medio del pH en H₂O es de $6,9 \pm 0,5$, siendo 6,7 el valor que más se repite. Los valores oscilan entre 5,75 y 7,8 por lo que se clasifican entre medianamente ácidos y medianamente básicos (USDA, 1991); además, se observa que el 75 % de los datos está entre 6,5 y 7,5 (curva de distribución de frecuencias sesgada a la izquierda), clasificándose entre ligeramente ácidos y neutros, sólo un 15 % de los suelos muestran valores inferiores a este rango y un 11% es superior.

El pH en KCl presenta un valor medio de $5,4 \pm 0,5$, siendo el valor más frecuente 5,6. La construcción del diagrama de frecuencias (figura nº 22) muestra una curva distributiva ligeramente sesgada a la izquierda (similar a la del pH en agua). Según esta determinación, los suelos son clasificados entre ácidos y neutros (Gutián y Carballas, 1976), ya que aparecen en un rango entre 4,4 y 6,4; no obstante, la mayoría de los suelos (82 %) oscilan entre 5 y 6,5, por lo que los suelos son clasificados entre ligeramente ácidos y neutros.

Además, se puede observar que, aunque en ambos casos el coeficiente de variación es bajo, el pH en H₂O presenta una dispersión algo menor entre sus valores con respecto a la media que el pH en KCl (7 y 9 % C.V., respectivamente).

Parámetro	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
pH en H ₂ O	6,9	0,5	7	7,80	5,75	6,7
pH en KCl	5,4	0,5	9	6,42	4,42	5,6

Tabla 15. Parámetros estadísticos del pH en los suelos

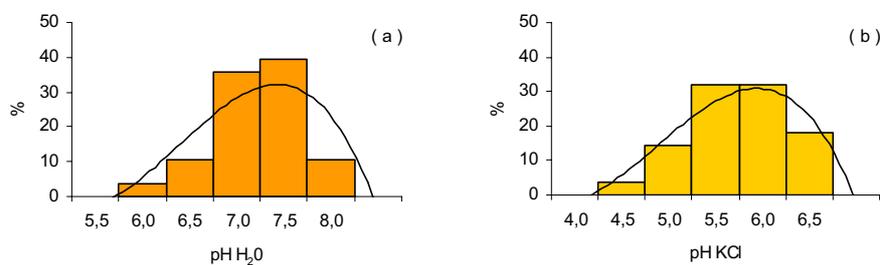


Fig. 22. Distribución en clases de frecuencias del pH en los suelos

4. 1. 3. Propiedades químicas

En cuanto a la materia orgánica, se nota que el mayor valor en carbono total lo presenta el suelo n° 12, seguido del 11, 15 y 8, y los de menor valor los suelos n° 26, 14, 21 y 7. En nitrógeno total los valores más altos se observan en los suelos n° 12, 15, 16 y 23, y el de menor valor en el n° 26, seguido del 14 y 7. Al relacionar el carbono con el nitrógeno total en los suelos (relación C/N), se observa que el suelo n° 9 es el que presenta un valor más alto, si bien la relación C/N también es elevada en los suelos n° 2, 8, 10, 12, 5, 11, 20 y 28. En cambio, los suelos n° 21 y 4 muestran los valores de la relación más baja. En fósforo asimilable los suelos que presentan mayores niveles son los n° 25 y 27, seguidos del 28 y del 21, y los de menor valor son los suelos n° 9, 12, 13, 17 y 20 (tabla n° 16).

N° Suelo	Carbono Total (%)	Materia Orgánica (%)	Nitrógeno Total (%)	C/N	P soluble (mg Kg ⁻¹)
1	4,95 ± 0,36	8,53 ± 0,63	0,347 ± 0,001	14	3,51 ± 0,46
2	5,64 ± 0,06	9,72 ± 0,11	0,296 ± 0,083	19	2,13 ± 0,12
3	3,67 ± 0,47	6,33 ± 0,82	0,294 ± 0,089	12	2,36 ± 0,03
4	3,60 ± 0,07	6,20 ± 0,11	0,323 ± 0,014	11	2,44 ± 0,20
5	5,74 ± 0,02	9,89 ± 0,04	0,335 ± 0,012	17	2,33 ± 0,12
6	2,18 ± 0,38	3,75 ± 0,66	0,177 ± 0,001	12	2,34 ± 0,01
7	1,72 ± 0,09	2,96 ± 0,16	0,141 ± 0,006	12	2,38 ± 0,04
8	5,83 ± 0,02	10,05 ± 0,03	0,333 ± 0,005	18	2,82 ± 0,05
9	3,38 ± 0,16	5,83 ± 0,28	0,159 ± 0,020	21	1,67 ± 0,08
10	5,47 ± 0,08	9,43 ± 0,13	0,304 ± 0,016	18	2,08 ± 0,10
11	6,08 ± 0,51	10,48 ± 0,87	0,357 ± 0,021	17	2,05 ± 0,01
12	7,37 ± 0,19	12,70 ± 0,32	0,403 ± 0,020	18	1,66 ± 0,29
13	4,15 ± 0,49	7,16 ± 0,84	0,328 ± 0,012	13	1,70 ± 0,15
14	1,39 ± 0,02	2,39 ± 0,03	0,117 ± 0,008	12	2,13 ± 0,14
15	6,07 ± 0,02	10,47 ± 0,04	0,397 ± 0,009	15	2,00 ± 0,01
16	5,20 ± 0,34	8,96 ± 0,59	0,393 ± 0,014	13	2,44 ± 0,18
17	4,39 ± 0,21	7,56 ± 0,37	0,322 ± 0,024	14	1,71 ± 0,03
18	4,59 ± 0,09	7,91 ± 0,15	0,364 ± 0,037	13	1,94 ± 0,36
19	4,59 ± 0,20	7,91 ± 0,35	0,352 ± 0,027	13	2,71 ± 0,10
20	4,97 ± 0,07	8,57 ± 0,13	0,301 ± 0,019	17	1,73 ± 0,29
21	1,58 ± 0,09	2,73 ± 0,16	0,187 ± 0,002	8	3,97 ± 0,03
22	3,54 ± 0,34	6,10 ± 0,59	0,287 ± 0,001	12	3,70 ± 0,03
23	4,91 ± 0,24	8,47 ± 0,42	0,390 ± 0,035	13	3,80 ± 0,05
24	2,21 ± 0,06	3,80 ± 0,10	0,187 ± 0,016	12	3,66 ± 0,05
25	4,19 ± 0,40	7,22 ± 0,69	0,284 ± 0,022	15	4,50 ± 0,02
26	1,29 ± 0,10	2,23 ± 0,17	0,092 ± 0,003	14	3,74 ± 0,02
27	2,03 ± 0,22	3,50 ± 0,37	0,156 ± 0,001	13	4,48 ± 0,06
28	4,33 ± 0,45	7,46 ± 0,77	0,257 ± 0,001	17	4,05 ± 0,01

Tabla 16. Valores del C, N y P en los suelos

Resultados

Tal como se observa en la tabla nº 17, el carbono total del suelo presenta una alta variabilidad (40% C.V.), con valores que oscilan entre 1,29 y 7,37 % (p/p). La media de este elemento mayoritario es de $4,11 \pm 1,64$ %, observándose que el valor de 5 % de C total es el que aparece con mayor frecuencia. El nitrógeno total ($0,282 \pm 0,092$ %), también presenta una alta variabilidad entre sus datos (33 % C.V.), aunque menor que el carbono total, y sus valores oscilan entre 0,092 y 0,403 % N total, siendo 0,3 % el valor más frecuente. El fósforo asimilable ($2,72 \pm 0,92$ mg Kg⁻¹) tiene una variabilidad del mismo orden que el nitrógeno total (34 % C.V.), sus valores varían entre 1,66 y 4,50 mg Kg⁻¹, observándose que 1,7 mg Kg⁻¹ es el valor más frecuente de este elemento entre los suelos estudiados.

En cuanto a la relación entre el contenido total de carbono y nitrógeno (relación C/N), su valor medio es de $14,4 \pm 2,9$ notándose que la dispersión entre sus valores con respecto a la media (20 % C.V.) es menor que en las anteriores propiedades; muestra valores entre 8 y 21 y es 12 el valor más frecuente. Según la clasificación de Duchaufour (1984), el 29 % de los suelos tienen una materia orgánica de tipo *mull* ya que presentan valores de la relación C/N menores a 12, la mayoría (68 %) es de tipo *moder* pues muestran relaciones entre 12 y 20, y sólo en 3 % es de tipo *mor* con valores superiores a 20.

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
C total (%)	4,11	1,64	40	7,37	1,29	5,0
N total (%)	0,282	0,092	33	0,403	0,092	0,3
C/N	14,39	2,92	20	21,00	8,00	12,0
P soluble (mg · Kg ⁻¹)	2,72	0,92	34	4,50	1,66	1,7

Tabla 17. Parámetros estadísticos del C, N y P en los suelos

La distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas, muestra que el contenido en carbono total (figura nº 23-a) presenta una curva asimétrica; aunque se aprecian rangos bimodales (Spiegel, 1970; Ríos, 1976). La mayoría de los datos observados (43 %) alcanzan niveles entre 3,90 y 5,70 % C total.

En nitrógeno total (figura nº 23-b), la curva de distribución está sesgada a la izquierda, es decir que la mayoría de los suelos (57 %) concentra más en las últimas clases modales. El

43 % de los datos presenta valores inferiores a 0,295 % N total. Además, se observa que la mayor frecuencia de valores está presente en el rango entre 0,295 y 0,345 % N total, siendo también valores frecuentes los localizados entre los rangos de 0,145-0,195 y 0,345-0,395 %.

En cuanto al fósforo asimilable (figura nº 23-c), el área que representa los intervalos de clases muestra dos áreas modales, la primera (61 % de los suelos) se inicia con los valores más bajos, entre 1,55 y 2,45 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y la segunda comprende los valores más altos (25 % de los suelos), superiores a 3,65 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, de lo cual se deduce que sólo un 14 % de los datos observados presenta valores entre estas dos clases modales, en un rango entre 2,45 y 3,65 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de fósforo soluble.

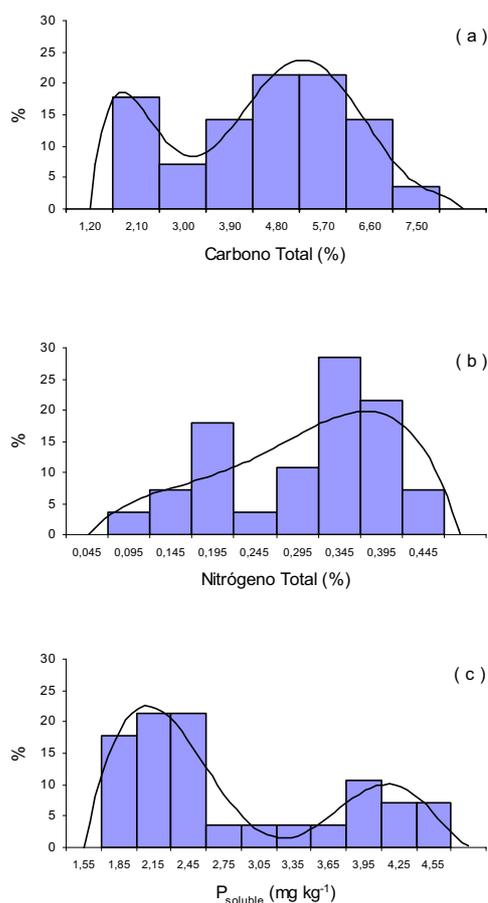


Fig. 23. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas según el contenido en carbono total, nitrógeno total y fósforo asimilable

Resultados

En el complejo de cambio (tabla nº 18), el elemento mayoritario, como cabría esperar en este tipo de suelos, es el magnesio (Mg^{++}) y el menos abundante es el potasio (K^+).

La mayor concentración de Mg^{++} se presenta en los suelos nº 27, 26, 28 y 3, y la menor concentración en el suelo nº 9, 19 y 20.

En Ca^{++} , los suelos nº 20, 28, 23, 22 y 25 son los que tienen los valores más altos y los suelos nº 17, 11 y 13 los más bajos.

La mayor concentración de Na^+ se observa en los suelos nº 7 y 2, y la menor en el suelo nº 10. Los suelos nº 1 y 2 son los que tienen mayores concentraciones en K^+ , y el suelo nº 26 la menor.

Nº Suelo	Mg^{++}	Ca^{++}	Na^+	K^+
1	14,46 ± 0,03	1,77 ± 0,04	0,91 ± 0,15	0,50 ± 0,05
2	14,23 ± 0,78	1,87 ± 0,11	2,17 ± 0,22	0,50 ± 0,17
3	17,10 ± 0,36	1,54 ± 0,08	0,84 ± 0,15	0,21 ± 0,05
4	16,09 ± 1,80	1,74 ± 0,25	1,48 ± 0,38	0,25 ± 0,05
5	16,40 ± 0,67	1,53 ± 0,15	0,80 ± 0,07	0,14 ± 0,00
6	16,04 ± 0,75	1,83 ± 0,19	1,42 ± 0,76	0,24 ± 0,02
7	13,01 ± 1,48	1,37 ± 0,31	2,22 ± 0,97	0,20 ± 0,08
8	4,67 ± 0,38	1,41 ± 0,03	1,18 ± 0,77	0,34 ± 0,04
9	1,58 ± 0,25	0,96 ± 0,11	0,79 ± 0,20	0,12 ± 0,01
10	8,24 ± 1,46	1,89 ± 0,01	0,69 ± 0,04	0,17 ± 0,00
11	14,17 ± 1,10	0,88 ± 0,03	0,75 ± 0,04	0,24 ± 0,01
12	12,15 ± 0,12	1,16 ± 0,12	0,81 ± 0,29	0,30 ± 0,06
13	10,91 ± 0,89	0,89 ± 0,06	1,39 ± 0,93	0,23 ± 0,03
14	7,93 ± 0,05	0,91 ± 0,20	1,08 ± 0,69	0,11 ± 0,04
15	8,22 ± 0,90	0,99 ± 0,05	1,02 ± 0,30	0,26 ± 0,02
16	10,11 ± 1,76	0,98 ± 0,08	1,63 ± 0,38	0,21 ± 0,01
17	13,77 ± 0,71	0,86 ± 0,05	1,88 ± 0,46	0,16 ± 0,01
18	12,41 ± 1,99	1,16 ± 0,08	1,11 ± 0,24	0,23 ± 0,00
19	3,00 ± 1,27	2,01 ± 0,04	1,66 ± 0,54	0,21 ± 0,02
20	3,96 ± 0,84	2,81 ± 0,20	1,80 ± 0,79	0,24 ± 0,12
21	10,60 ± 0,08	1,73 ± 0,05	0,76 ± 0,05	0,15 ± 0,06
22	14,18 ± 0,07	2,24 ± 0,10	0,90 ± 0,01	0,15 ± 0,01
23	12,82 ± 0,17	2,31 ± 0,07	0,91 ± 0,08	0,21 ± 0,01
24	16,62 ± 0,17	1,49 ± 0,03	0,78 ± 0,06	0,15 ± 0,02
25	9,77 ± 0,19	2,20 ± 0,26	0,77 ± 0,11	0,27 ± 0,04
26	17,88 ± 0,05	1,53 ± 0,02	0,73 ± 0,03	0,07 ± 0,01
27	18,00 ± 0,17	1,90 ± 0,21	0,85 ± 0,04	0,11 ± 0,01
28	17,41 ± 0,06	2,47 ± 0,12	0,92 ± 0,02	0,16 ± 0,01

Tabla 18. Valores de los elementos catiónicos en el complejo de cambio ($cmol_{(+)}/Kg^{-1}$)

En la tabla nº 19 y en la figura nº 24, se observa que la concentración media de magnesio ($11,99 \pm 4,67 \text{ cmol (+) Kg}^{-1}$) es la más alta entre los cuatro elementos catiónicos del complejo de cambio, abarcando un rango entre 1,58 y 18 cmol (+) Kg^{-1} y siendo 14,2 cmol (+) Kg^{-1} el valor más frecuente. Un 57 % de los suelos (figura nº 24a) presenta los valores más altos (entre 12,30 y 18,75 cmol (+) Kg^{-1}) y, a pesar que la curva de distribución muestra un sesgo a la izquierda, el 18 % de los suelos contiene valores bajos, entre 1,5 y 8,0 cmol (+) Kg^{-1} , los cuales corresponden a los suelos nº 8, 9, 14, 19 y 20 (tabla 18).

El calcio presenta valores entre 0,86 y 2,81 cmol (+) Kg^{-1} , siendo el valor de 1,5 cmol (+) Kg^{-1} el más frecuente y la media de $1,59 \pm 0,54 \text{ cmol (+) Kg}^{-1}$. En la figura nº 24b, se puede observar que los suelos se concentran mayoritariamente (54 %) en los niveles bajos de este elemento (entre 0,84 y 1,59 cmol (+) Kg^{-1}). Además, se aprecia que los valores más altos (entre 2,3 y 2,8 cmol (+) Kg^{-1}) corresponden solamente al 7 % de los datos determinados, siendo los suelos nº 20 y 28 los que alcanzan estos niveles (tabla 18).

El sodio presenta valores entre 0,69 y 2,22 cmol (+) Kg^{-1} , siendo $1,15 \pm 0,46 \text{ cmol (+) Kg}^{-1}$ el valor medio en los suelos. La mayoría de los datos (54 %) muestran valores bajos de este elemento (0,65 a 0,99 cmol (+) Kg^{-1}), siendo en la primera clase de valores (entre 0,65 y 0,82 cmol (+) Kg^{-1}) el rango donde más se repite el valor de 0,8 cmol (+) Kg^{-1} . Cerca de un 46 % de los suelos presentan valores mayores que 0,99 cmol (+) Kg^{-1} , pero sólo el 14 % de los datos observados muestran valores superiores a 1,67 cmol (+) Kg^{-1} (figura nº 24c), que corresponden a los suelos nº 2, 7, 17, 19 y 20 (tabla nº 18).

Los niveles de potasio son los más bajos de los cuatro cationes del complejo de cambio y sus valores se localizan entre 0,07 y 0,5 cmol (+) Kg^{-1} , repitiéndose el valor de 0,2 cmol (+) Kg^{-1} , el cual es muy similar a su media ($0,22 \pm 0,10 \text{ cmol (+) Kg}^{-1}$). La curva polinomial que presenta las concentraciones de potasio cambiables (K^+) en los suelos analizados (figura nº 24d), tiende a ser simétricamente normal en las tres primeras clases de frecuencias (93 % de los datos observados), con valores entre 0,04 y 0,44 cmol (+) Kg^{-1} , y solamente el 7 % de los suelos muestran valores más altos (entre 0,44 y 0,54 cmol (+) Kg^{-1}), los cuales corresponden a los suelos nº 1 y 2 (tabla nº 18).

En cuanto a la variación de los valores, es bastante alta en todos los casos, si bien los niveles de potasio varían más (46 % C.V.) y los de calcio varían menos (34 % C. V.).

Resultados

Catión	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Mg ⁺⁺	11,99	4,67	39	18,00	1,58	14,2
Ca ⁺⁺	1,59	0,54	34	2,81	0,86	1,5
Na ⁺	1,15	0,46	40	2,22	0,69	0,8
K ⁺	0,22	0,10	46	0,50	0,07	0,2

Tabla 19. Parámetros estadísticos de los elementos catiónicos en el complejo de cambio ($\text{cmol}_{(+)}\text{Kg}^{-1}$)

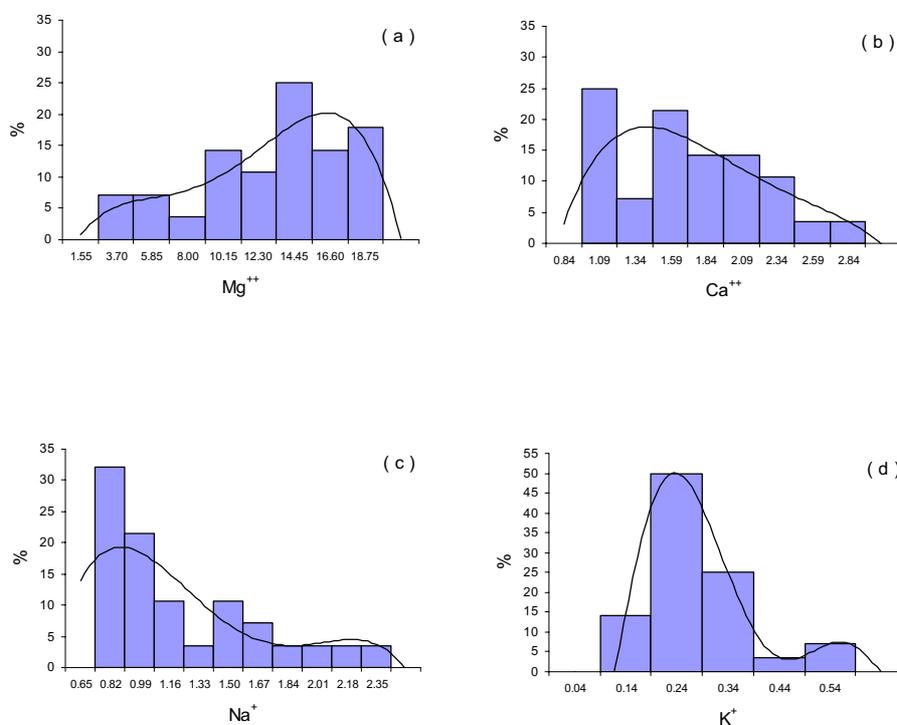


Fig. 24. Distribución relativa de los elementos catiónicos en el complejo de cambio de los suelos ($\text{cmol}_{(+)}\text{Kg}^{-1}$)

La suma de elementos catiónicos en el complejo de cambio (S), muestra los valores mayores en los suelos n° 28, 27 y 26, y los menores en los suelos n° 9, 19, 6 y 20 (tabla n° 20). La capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) presenta valores más altos en los suelos n° 12, 11, 26, 3 y 8, y valores más bajos en los suelos n° 21 y 23. Asimismo, la saturación de bases (V) es mayor en los suelos n° 28 y 23, y menor en los suelos n° 8 y 9.

La relación Ca^{++}/Mg^{++} presenta valores altos en los suelos n° 20, 19 y 9, y bajos en los suelos n° 11 y 17.

N° Suelo	S ($cmol_{(+) }Kg^{-1}$)	C.I.C. ($cmol_{(+) }Kg^{-1}$)	V (%)	Cociente Ca^{++}/Mg^{++}
1	17,64	49,60 ± 16,97	36	0,12
2	18,77	45,98 ± 05,18	41	0,13
3	19,69	60,64 ± 07,91	33	0,09
4	19,56	55,24 ± 06,82	35	0,11
5	18,87	41,16 ± 02,73	46	0,09
6	19,53	50,42 ± 04,09	39	0,11
7	16,80	25,35 ± 03,54	66	0,11
8	7,60	60,30 ± 08,11	13	0,30
9	3,45	41,84 ± 15,68	8	0,61
10	10,99	52,63 ± 10,50	21	0,23
11	16,04	68,93 ± 15,00	23	0,06
12	14,42	75,19 ± 19,50	19	0,10
13	13,42	56,01 ± 00,82	24	0,08
14	10,03	26,70 ± 04,36	38	0,11
15	10,49	53,89 ± 02,45	20	0,12
16	12,93	52,44 ± 06,41	25	0,10
17	16,67	34,18 ± 12,11	49	0,06
18	14,91	39,22 ± 14,64	38	0,09
19	6,88	34,47 ± 08,26	20	0,67
20	8,81	42,17 ± 12,60	21	0,71
21	13,24	15,74 ± 01,66	84	0,16
22	17,47	21,42 ± 04,35	82	0,16
23	16,25	17,85 ± 00,46	91	0,18
24	19,04	24,43 ± 07,93	78	0,09
25	13,01	26,15 ± 07,81	50	0,23
26	20,21	62,50 ± 09,11	32	0,09
27	20,86	43,93 ± 15,97	48	0,11
28	20,96	21,14 ± 03,23	99	0,14

Tabla 20. Valores de los 4 principales parámetros catiónicos en el complejo de cambio de los suelos

S = suma de cationes ($\Sigma Mg^{2+} + Ca^{2+} + Na^{+} + K^{+}$);

V = saturación de bases.

Resultados

Tal como muestra la tabla nº 21, el contenido en cationes del complejo de cambio (S) tiene un valor medio de $14,95 \pm 4,70$ cmol (+) Kg⁻¹; se trata de una característica con una apreciable variabilidad entre los suelos (31 % C. V.), siendo los valores extremos de 3,45 y 20,96 cmol (+) Kg⁻¹.

La capacidad de intercambio catiónico de los suelos (CIC) presenta valores en un amplio rango, entre 15,74 y 75,19 cmol (+) Kg⁻¹, con un valor medio de $42,84 \pm 16,24$ cmol (+) Kg⁻¹ y una variabilidad que es superior a la presentada por la suma de cationes (38 % C.V.).

El grado de saturación en bases (V), que tiene un valor medio de 42 ± 25 % (moda 21 % V), muestra una variabilidad que es aún mayor (59 % C.V.), abarcando un rango entre un 8 y un 99 %; es decir, comprende suelos con un grado de saturación muy diferente, desde muy débil (< 10 %) hasta muy saturados (> 80 %).

La relación Ca:Mg presenta un valor medio de 0,18 (cuyo valor 0,1 es el que más se repite), es la propiedad que presenta la más alta dispersión (96 % C.V.), abarcando valores entre 0,06 y 0,71.

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
S	14,95	4,70	31	20,96	3,45	-
C. I. C.	42,84	16,24	38	75,19	15,74	-
V (%)	42	25	59	99	8	21
Ca ⁺⁺ /Mg ⁺⁺	0,18	0,18	96	0,71	0,06	0,1

Tabla 21. Parámetros estadísticos del complejo de cambio (cmol₍₊₎Kg⁻¹)

4. 2. METALES EN LOS SUELOS

4. 2. 1. Contenido total

En la tabla nº 22, se presentan los valores medios del contenido total en metales de los suelos en estudio. En ella se observa que el elemento más abundante es el Fe, seguido de Ni, Mn y Cr. Los elementos menos abundantes son, en orden decreciente: Co, Zn y Cu. Los elementos que no sobrepasaron el límite de detección instrumental (LDI) fueron el Pb y el Cd.

El Fe, aparte de ser el más abundante, se presenta en cantidades bastante uniformes en los suelos, siendo los que contienen menos cantidad los nº 25, 26, 27 y 28. El Ni, muestra el mayor contenido en el suelo nº 26 y el menor en los nº 19 y 20. La presencia de Mn es más alta en los suelos nº 14 y 27, y más baja en los nº 19 y 20. El cuarto elemento más abundante en estos suelos es el Cr, siendo los nº 16, 21, 25, 26, 27 y 28 los de mayor valor, y los suelos nº 19 y 20 los de menor valor.

Es importante señalar que los suelos nº 4, 5, 6, 7 y 14 presentan simultáneamente grandes concentraciones en los elementos más abundantes, Fe y Ni; valores altos en los elementos Ni y Mn se observan en los suelos nº 14, 26 y 27 y elevados contenidos en Mn y Cr los suelos nº 16 y 21; sin embargo, tomando en cuenta los tres últimos elementos (Ni, Mn y Cr), se observa que se presentan en altos niveles en los suelos nº 26 y 27. A su vez, todos estos elementos más abundantes, incluyendo el Fe, aparecen con bajos valores en los suelos nº 19 y 20, seguidos de los nº 8, 9 y 10.

Por otra parte, al observar los elementos menos abundantes (Co, Zn y Cu), se nota que los suelos nº 5, 6, 14, 15, 16, 18, 21, 25, 26 y 27 son los de mayor contenido en Co, y los de menor valor son los suelos nº 8, 9, 10, 19 y 20. En Zn los suelos que presentan mayor nivel son los nº 1, 6, 13, 15, 16, 18 y 23, y de menor en los suelos nº 19, 20, 25, 26, 27 y 28. La mayor cantidad de Cu se presenta en los suelos nº 1, 2, 7, , 10, 12, 13, 15, 16, 19 y 20, y la menor cantidad los nº 14, 17, 18, 22, 23, 25 y 28. Cabe destacar que el Co y el Zn, mantienen simultáneamente valores altos en los suelos nº 6, 15, 16 y 18 y valores bajos en los suelos nº 19 y 20. El Co y Cu muestran valores altos en los suelos nº 15 y 16. Y el Zn y Cu presentan niveles altos en los suelos nº 1, 13, 15 y 16.

Resultados

Al considerar conjuntamente estos tres elementos menos abundantes, se observa que en los suelos n° 15 y 16 muestran altos niveles simultáneamente.

De forma general, se observa que el Fe, Ni, Mn, Cr, Co y Zn se presentan conjuntamente con bajos valores en los suelos n° 8, 9, 10, 19 y 20; con niveles altos sólo se presentan simultáneamente el Ni, Mn, Cr, y Co en los suelos n° 26 y 27.

N° Suelo	Fe *	Ni	Mn	Cr	Co	Zn	Cu	Pb	Cd
1	6,64	2240	1797	1249	144	76	26	0	0
2	6,62	2318	1779	1712	166	60	19	0	0
3	6,46	2393	1598	1472	141	57	18	0	0
4	6,61	2748	1593	1703	142	67	16	0	0
5	6,59	2603	1964	1795	204	65	16	0	0
6	6,73	3232	2099	1884	222	69	16	0	0
7	6,45	2604	1887	1895	167	61	19	0	0
8	6,08	1214	1009	1370	70	61	16	0	0
9	5,32	882	1117	1350	71	66	26	0	0
10	5,68	873	1089	1125	51	54	21	0	0
11	6,24	2242	1791	1565	122	56	17	0	0
12	6,49	2067	1720	1838	117	67	21	0	0
13	6,70	2197	2138	1924	175	72	19	0	0
14	6,79	2664	3086	1851	282	62	13	0	0
15	6,49	2052	2328	1902	212	84	19	0	0
16	6,48	2105	2326	2182	199	92	20	0	0
17	6,24	2267	1399	1933	144	67	13	0	0
18	6,50	2127	2232	1636	233	71	13	0	0
19	5,02	465	791	740	47	45	20	0	0
20	5,28	468	604	629	48	41	19	0	0
21	6,24	1931	2346	2057	190	51	15	0	0
22	6,27	1746	2335	1521	144	60	14	0	0
23	6,64	2001	1970	1969	143	78	13	0	0
24	6,24	2523	2174	1669	170	51	15	0	0
25	4,20	1733	2856	2191	198	36	14	0	0
26	4,19	3241	3310	2348	277	32	17	0	0
27	4,27	3724	3052	2376	261	31	16	0	0
28	4,04	2005	2495	2042	176	22	12	0	0

Tabla 22. Valores de los metales totales en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
* $\text{g} \cdot 100 \text{g}^{-1}$.

En la tabla n° 23 y en la figura n° 25, se muestran los parámetros estadísticos típicos y la distribución de los suelos en clases de frecuencias de los diferentes metales totales

presentes en los suelos. Los elementos que están presentes a niveles más altos son Fe, Ni, Mn, Cr y Co. Menores concentraciones se aprecian en los contenidos en Zn y Cu.

Se observa que el **Fe** se sitúa en un rango de valores entre 4,04 y 6,79 g · 100 g⁻¹; sin embargo, predominan las concentraciones mayores ya que un 71 % de los suelos (curva distributiva con un claro rango de valores máximos) presentan concentraciones mayores que 5,9 % de Fe, el valor medio es de 5,98 ± 0,87 g · 100 g⁻¹ y el valor que más se repite es 6,24 g · 100 g⁻¹. Cabe añadir que el Fe presenta la menor dispersión entre los valores (15 % C.V.).

El segundo elemento más abundante es el **Ni**, que muestra concentraciones entre 465 y 3724 mg · Kg⁻¹, de los cuales el 64 % de los suelos contienen valores alrededor de su media (2095 ± 776 mg · Kg⁻¹), en un rango entre 1800 y 2880 mg · Kg⁻¹ (cuya curva distributiva es más o menos centrada). El contenido en **Mn** tiene un valor medio de 1960 ± 678 mg · Kg⁻¹, sus valores oscilan entre 604 y 3310 mg · Kg⁻¹, siendo el rango modal de 1750 a 2350 mg · Kg⁻¹ el que comprende el 50 % de los suelos. En **Cr**, el valor medio es de 1712 ± 425 mg · Kg⁻¹, oscilando los valores entre 629 y 2376 mg · Kg⁻¹; el 72 % de los datos observados muestran valores medios superiores a 1550 mg · Kg⁻¹, cuya curva distributiva está ligeramente sesgada a la izquierda.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Fe *	5,98	0,87	15	6,79	4,04	6,24
Ni	2095	776	37	3724	465	-
Mn	1960	678	35	3310	604	-
Cr	1712	425	25	2376	629	-
Co	161	65	41	282	47	144
Zn	59	16	28	92	22	67
Cu	17	4	21	26	12	19

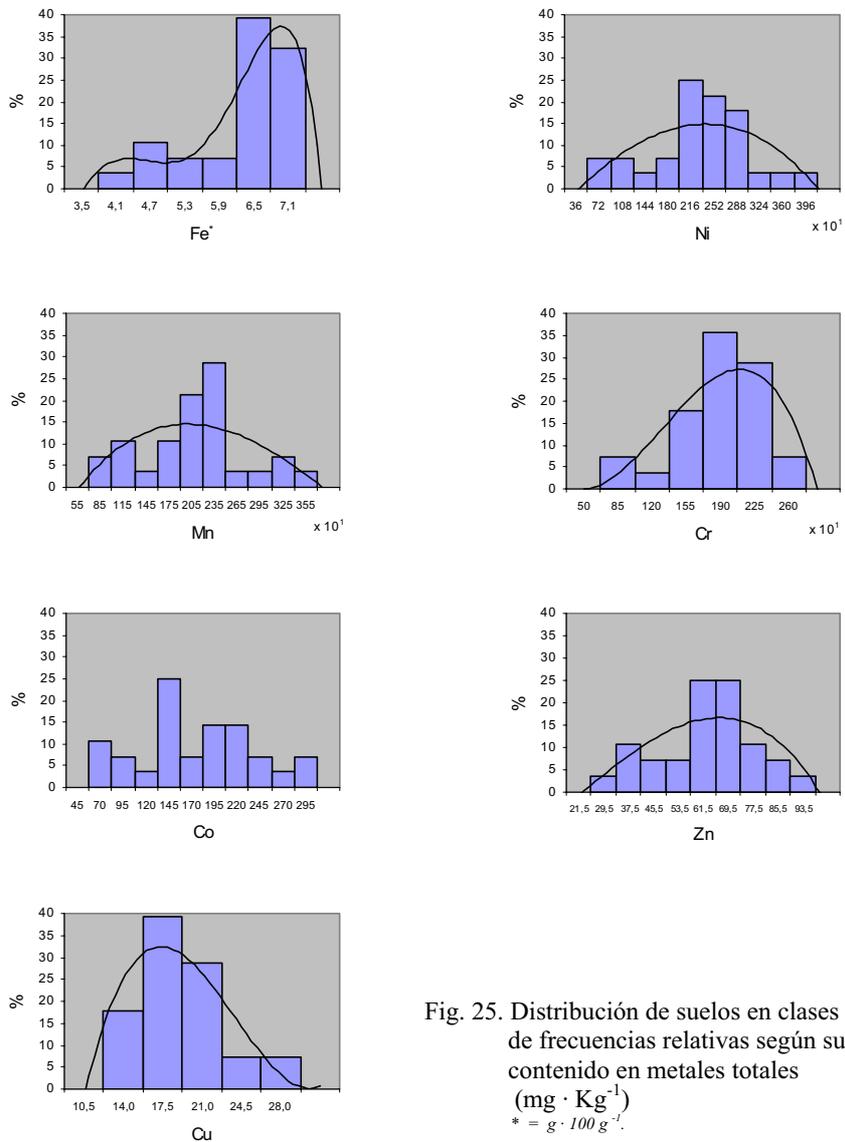
Tabla 23. Parámetros estadísticos de los metales totales en los suelos (mg · Kg⁻¹)

* g · 100 g⁻¹.

Entre los elementos menos abundantes, se observa que el **Co** presenta una media de 161 ± 65 mg · Kg⁻¹, mostrando la mayoría de los suelos (60%) niveles entre 120 y 220 mg · Kg⁻¹, rango que incluye la concentración correspondiente a la moda (144 mg · Kg⁻¹); se trata del

Resultados

elemento que mayor dispersión presenta entre sus valores (41 % C.V.). En **Zn**, un 50 % de los suelos estudiados contienen valores entre 53,5 y 69,5 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y la media y la moda son 59 ± 16 y 67 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente. Por último, el **Cu** presenta el valor medio de 17 ± 4 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y la moda de 19 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, mostrando una curva distributiva sesgada a la derecha, donde el 86 % de los suelos alcanzan niveles menores que 21 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.



4. 2. 2. Fraccionamiento

En la tabla n° 24, se muestran los valores de los metales según los extractantes con los que fueron determinados para calcular las diferentes formas en que están presentes en los suelos.

Se puede observar que los extractantes menos agresivos fueron el agua y el acetato amónico, seguidos del DTPA. En cambio, las disoluciones de oxalato amónico + ácido oxálico + ácido ascórbico (Ox-Asc) y oxalato amónico + ácido oxálico (Ox-Ox), extraen más cantidades de metales, seguidos de la hidroxilamina y del pirofosfato sódico.

Además, en forma general se puede indicar que el orden de extracción de elementos fue: Fe > Mn > Ni > Cr > Cu > Zn > Pb > Cd, aunque cabe diferenciar que los extractantes más débiles (agua y acetato amónico) presentaron valores altos en Fe, Ni, Zn y Mn.

Los elementos con valores más bajos en todos los extractantes fueron el Pb y el Cd, presentando en la mayoría de los casos valores por debajo del límite de detección instrumental.

Resultados

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	Agua	0	0	0	0	0	0	2	1	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	1	2	6	0
	Pirofosfato	3	1	5	0	7	125	515	96	6
	Ox-Ox.	11	0	97	1	53	625	7487	483	18
	Ox-Asc.	18	0	79	0	370	1068	59195	933	27
	Hidroxilamina	1	0	59	0	1	1078	1223	174	5
	DTPA	2	2	1	0	0	28	53	99	3
2	Agua	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Ac.Am.	0	0	1	0	0	1	4	4	0
	Pirofosfato	3	1	10	1	13	196	1285	88	2
	Ox-Ox.	19	0	90	1	50	370	5336	325	68
	Ox-Asc.	15	0	84	0	330	938	66175	1060	24
	Hidroxilamina	1	0	43	0	2	715	1225	79	2
	DTPA	1	1	1	0	0	29	75	77	1
3	Agua	0	0	0	0	0	0	12	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	0	1	3	0
	Pirofosfato	3	0	2	0	4	46	350	49	1
	Ox-Ox.	12	0	86	0	36	440	8649	428	9
	Ox-Asc.	13	0	59	0	315	728	64223	948	20
	Hidroxilamina	1	0	53	0	1	742	1771	115	1
	DTPA	1	0	1	0	0	16	68	54	1
4	Agua	0	0	0	0	0	0	12	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	0	2	3	0
	Pirofosfato	2	0	2	0	6	58	481	61	1
	Ox-Ox.	10	0	57	0	49	414	9246	398	11
	Ox-Asc.	17	0	73	0	393	690	65955	1038	24
	Hidroxilamina	0	1	35	0	1	797	1779	78	1
	DTPA	1	0	1	0	0	24	82	62	1

Tabla 24. Valores de las extracciones de los metales en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

Agua	= H_2O <i>milli-Q</i>	Ac.Am.	= $\text{NH}_4 \text{COO CH}_3$ (Acetato Amónico)
Pirofosfato	= $\text{Na}_4 \text{P}_2\text{O}_7$	Ox-Ox.	= $(\text{NH}_4)_2 \text{Cr}_2\text{O}_4 + \text{H}_2 \text{Cr}_2\text{O}_4$ (Oxalato-Oxálico)
Ox-Asc.	= (Ox-Ox + $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ ácido ascórbico)	Hidroxilamina	= $\text{NH}_2 \text{OH} \cdot \text{HCl}$
DTPA	= ácido dietiltri-amino-penta-acético.	0	= traza < 0,5 ppm

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
5	Agua	0	0	0	0	0	0	3	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	1	2	8	0
	Pirofosfato	1	0	2	0	5	31	405	71	1
	Ox-Ox.	6	0	124	0	34	669	6494	598	13
	Ox-Asc.	12	0	85	0	458	933	65543	1518	28
	Hidroxilamina	1	1	42	0	0	981	1227	94	2
	DTPA	1	0	1	0	0	18	166	77	0
6	Agua	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	0	4	4	0
	Pirofosfato	1	0	5	0	6	90	512	85	2
	Ox-Ox.	7	0	117	0	30	779	7470	660	7
	Ox-Asc.	11	0	89	0	435	1123	67211	1523	23
	Hidroxilamina	1	1	99	0	0	1317	2026	244	1
	DTPA	1	1	1	0	0	25	99	93	1
7	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	0	2	7	0
	Pirofosfato	2	0	4	0	9	69	553	60	1
	Ox-Ox.	5	0	118	0	45	700	4143	438	11
	Ox-Asc.	10	0	112	0	405	1093	49840	678	14
	Hidroxilamina	1	1	89	0	1	1309	1526	193	2
	DTPA	1	1	1	0	0	18	64	63	0
8	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	23	7	3	0
	Pirofosfato	3	0	9	0	49	110	3364	42	4
	Ox-Ox.	4	0	22	0	50	112	5912	158	5
	Ox-Asc.	11	0	37	0	243	330	27755	233	14
	Hidroxilamina	1	1	18	0	0	213	2603	38	2
	DTPA	1	1	3	0	1	48	341	27	1
9	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	4	4	1	0
	Pirofosfato	3	1	5	0	21	125	2060	22	2
	Ox-Ox.	5	0	28	0	19	163	3377	168	4
	Ox-Asc.	14	0	39	0	193	438	20673	230	11
	Hidroxilamina	1	1	22	0	0	209	1078	20	1
	DTPA	1	2	0	0	0	10	64	11	0

Tabla 24. Continuación

Resultados

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
10	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	3	5	1	0
	Pirofosfato	4	1	4	0	20	137	1809	27	3
	Ox-Ox.	7	0	13	0	29	162	3381	170	4
	Ox-Asc.	12	0	22	0	143	483	19079	195	13
	Hidroxilamina	0	1	10	0	0	192	775	39	1
	DTPA	1	1	0	0	0	9	70	17	1
11	Agua	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	2	3	4	0
	Pirofosfato	3	1	4	0	24	66	1453	67	2
	Ox-Ox.	6	0	69	0	82	291	7879	365	8
	Ox-Asc.	10	0	55	0	588	600	62014	880	13
	Hidroxilamina	0	1	34	0	1	377	1322	59	1
	DTPA	1	1	0	0	0	10	100	75	1
12	Agua	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	1	4	2	0
	Pirofosfato	4	1	6	0	24	110	1655	53	2
	Ox-Ox.	7	0	59	0	90	346	6640	383	7
	Ox-Asc.	13	0	52	0	793	593	64860	953	26
	Hidroxilamina	1	1	24	0	1	380	1465	38	1
	DTPA	1	1	0	0	0	12	100	50	1
13	Agua	0	0	0	0	0	0	2	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	5	4	19	0
	Pirofosfato	3	0	5	0	15	104	1206	134	2
	Ox-Ox.	6	0	132	0	62	623	6093	545	5
	Ox-Asc.	7	0	56	0	380	843	66913	1028	18
	Hidroxilamina	1	0	87	0	2	889	1999	203	2
	DTPA	1	0	1	0	0	27	96	146	1
14	Agua	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	4	4	6	0
	Pirofosfato	2	0	4	0	6	67	603	47	1
	Ox-Ox.	4	0	202	0	39	713	6456	670	3
	Ox-Asc.	5	0	144	0	350	1185	55559	788	13
	Hidroxilamina	1	1	148	0	0	1467	2017	235	1
	DTPA	0	0	1	0	0	26	52	51	0

Tabla 24. Continuación

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
15	Agua	0	0	0	0	0	1	0	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	7	3	5	0
	Pirofosfato	3	1	10	0	12	165	1216	101	3
	Ox-Ox.	6	0	189	0	42	895	7530	930	7
	Ox-Asc.	9	0	119	0	448	948	60650	863	21
	Hidroxilamina	1	0	85	0	1	987	1104	109	2
	DTPA	1	1	1	0	0	36	68	110	1
16	Agua	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	6	7	10	0
	Pirofosfato	3	1	11	0	21	191	1859	123	2
	Ox-Ox.	7	0	126	0	35	689	11953	635	9
	Ox-Asc.	9	0	120	0	550	1050	66740	963	21
	Hidroxilamina	1	0	81	0	1	916	1713	140	1
	DTPA	1	0	2	0	0	28	75	121	1
17	Agua	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	1	2	8	0
	Pirofosfato	1	1	4	0	6	48	1426	109	2
	Ox-Ox.	7	0	72	0	64	232	7983	518	7
	Ox-Asc.	6	0	73	0	453	443	57550	958	15
	Hidroxilamina	0	1	42	0	1	397	2097	127	1
	DTPA	1	1	1	0	0	9	118	122	1
18	Agua	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	4	4	10	0
	Pirofosfato	3	0	10	0	19	150	1728	111	2
	Ox-Ox.	7	0	155	0	85	737	10310	610	8
	Ox-Asc.	6	0	100	0	443	1045	61130	970	20
	Hidroxilamina	0	1	105	0	0	1212	1865	162	2
	DTPA	1	1	1	0	0	24	77	117	1
19	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	2	3	0	0
	Pirofosfato	1	0	3	0	26	20	3067	9	3
	Ox-Ox.	7	0	6	0	32	21	5332	195	6
	Ox-Asc.	9	0	11	0	118	78	16339	210	13
	Hidroxilamina	1	1	7	0	1	45	1705	23	2
	DTPA	1	1	0	0	0	5	134	7	1

Tabla 24. Continuación

Resultados

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
20	Agua	0	0	0	0	0	0	2	1	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	3	2	1	0
	Pirofosfato	2	0	3	0	17	68	2399	14	3
	Ox-Ox.	6	0	10	0	21	69	5114	188	5
	Ox-Asc.	8	0	14	0	75	185	13836	193	10
	Hidroxilamina	0	0	10	0	1	123	2100	20	2
	DTPA	1	1	1	0	0	13	222	18	1
21	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	0	0	10	0
	Pirofosfato	1	0	2	0	8	53	800	74	1
	Ox-Ox.	7	0	137	0	70	748	10900	598	8
	Ox-Asc.	9	0	73	1	315	820	52498	655	14
	Hidroxilamina	0	1	93	0	0	1130	1800	185	1
	DTPA	1	1	1	0	0	16	85	81	0
22	Agua	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	1	2	9	0
	Pirofosfato	2	0	5	0	10	82	800	93	1
	Ox-Ox.	4	0	94	1	77	470	10200	635	10
	Ox-Asc.	9	0	67	1	348	723	60686	818	16
	Hidroxilamina	0	2	53	0	1	650	1700	119	1
	DTPA	1	1	1	0	0	16	86	97	0
23	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	2	1	14	0
	Pirofosfato	1	0	6	0	29	126	2600	127	2
	Ox-Ox.	4	0	81	0	91	522	15200	498	4
	Ox-Asc.	10	0	67	1	425	845	66054	845	19
	Hidroxilamina	0	2	47	0	0	620	1800	120	1
	DTPA	1	1	1	0	0	16	122	133	1
24	Agua	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ac.Am.	0	1	0	0	0	0	1	16	0
	Pirofosfato	1	0	2	0	9	39	800	106	1
	Ox-Ox.	2	0	121	0	50	725	9200	735	4
	Ox-Asc.	9	0	59	1	308	948	55056	988	8
	Hidroxilamina	1	0	74	0	0	968	1700	160	1
	DTPA	1	1	1	0	0	8	75	100	0

Tabla 24. Continuación

Nº	Extractante	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
25	Agua	0	0	0	0	0	0	4	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	5	7	15	0
	Pirofosfato	3	1	10	0	25	136	728	137	2
	Ox-Ox.	5	0	141	0	47	853	16518	404	11
	Ox-Asc.	9	0	71	0	371	1080	41975	672	16
	Hidroxilamina	0	0	81	0	0	976	1927	150	1
	DTPA	1	0	2	0	0	32	178	104	1
26	Agua	0	0	0	0	0	0	43	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	3	3	13	0
	Pirofosfato	1	1	4	0	40	31	903	193	2
	Ox-Ox.	3	0	211	0	31	927	13651	535	3
	Ox-Asc.	11	0	86	0	468	1435	41888	1294	15
	Hidroxilamina	0	0	128	0	0	1365	2369	293	1
	DTPA	1	0	1	0	0	12	75	42	0
27	Agua	0	0	0	0	0	0	12	1	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	4	2	11	0
	Pirofosfato	2	1	5	0	6	85	267	110	1
	Ox-Ox.	6	0	180	0	32	704	14841	668	7
	Ox-Asc.	12	0	88	0	496	1480	42695	1353	20
	Hidroxilamina	0	0	108	0	0	1304	1957	251	1
	DTPA	1	0	1	0	0	35	98	85	0
28	Agua	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Ac.Am.	0	0	0	0	0	0	2	4	0
	Pirofosfato	2	2	5	0	7	90	312	79	1
	Ox-Ox.	5	0	124	0	28	799	16148	482	11
	Ox-Asc.	7	0	43	0	332	1113	40255	678	14
	Hidroxilamina	0	0	55	0	0	958	1570	100	1
	DTPA	1	0	0	0	0	6	107	57	0

Tabla 24. Continuación.

Agua	= H ₂ O <i>milli-Q</i>	Ac.Am.	= NH ₄ COO CH ₃ (Acetato Amónico)
Pirofosfato	= Na ₄ P ₂ O ₇	Ox-Ox.	= (NH ₄) ₂ Cr ₂ O ₄ + H ₂ Cr ₂ O ₄ (Oxalato-Oxálico)
Ox-Asc.	= (Ox-Ox + C ₆ H ₈ O ₆ ácido ascórbico)	Hidroxilamina	= NH ₂ OH · HCl
DTPA	= ácido dietilentriamino-penta-acético.	0	= traza < 0,5 ppm

4. 2. 3. Fraccionamiento de los metales según su localización en el suelo

Desde el punto de vista de su localización, los metales se hayan en forma soluble, cambiante, ligados a la materia orgánica, asociados a óxidos amorfos y óxidos cristalinos, y éstos a su vez asociados a óxidos de Fe y óxidos de Mn, y por último en forma residual.

4. 2. 3. 1. Forma soluble

La concentración de metales en la fracción soluble representa la composición de la solución del suelo (Olson y Ellis, 1982; Page *et al.*, 1982). En las tablas nº 25 y 26, se aprecia que el elemento más abundante en la solución de los suelos es el Fe (media $3,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). El Ni, Mn y Zn están presentes en niveles muy bajos y los demás elementos no son detectables en la mayoría de los suelos.

El Fe presenta valores más altos en los suelos nº 26, 27, 3 y 4, cuyo valor máximo es de $43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, y los valores más bajos se encuentran en los suelos restantes, con valores menores a $4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. El Ni es el segundo elemento más abundante, pero presenta un 89 % menos del valor medio del Fe, siendo los suelos nº 20 y 27 los que muestran los valores máximos ($1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), y los suelos nº 2, 8, 9, 10, 19 y 24 los que presentan los valores mínimos ($0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

El Mn muestra una media menos de la mitad que el presentado por el Ni, presentando los valores más altos en los suelos nº 15 ($1,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y 17 ($0,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los más bajos en los demás suelos.

En Zn, similar al valor medio del Mn, el dato más alto es de $0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, el cual se presenta en los suelos nº 1, 2, 3, 5 y 20; el resto de los suelos sólo presentan valores mínimos o indetectables. Los demás elementos (Cu, Pb, Cd, Co y Cr) prácticamente no se detectan.

Además, se observa que la dispersión de los valores es en todos los casos muy elevada, especialmente entre los valores de Fe, Mn, Zn y Ni ($> 63 \% \text{ C.V.}$).

Nº	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,5	0,2
2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,1	0,2
3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,7	0,3	0,2
4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	0,3	0,1
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,3	0,2
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,4	0,1
7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,1
10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,7	0,1
12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,4	0,0
13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,5	0,0
14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	2,1	0,2	0,0
15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,5	0,0
16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,5	0,0
17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3	0,0
18	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,7	0,5	0,0
19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,6	1,0	0,2
21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
22	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,4	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1
24	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
25	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	4,0	0,4	0,0
26	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	43,0	0,8	0,1
27	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	12,0	1,0	0,0
28	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	2,0	0,4	0,0

Tabla 25. Valores de metales solubles en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C.V.	Máximo	Mínimo	Moda
Fe	3,7	8,5	229	43,0	0,0	0,0
Ni	0,4	0,2	63	1,0	0,1	0,4

Tabla 26. Parámetros estadísticos de los metales solubles en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 2. Forma cambiable

Los elementos metálicos en forma cambiable (tablas nº 27 y 28) más abundantes son el Ni ($6,6 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), seguido del Mn ($2,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y del Fe ($1,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Los suelos nº 13, 23, 24 y 25 son los que presentan los valores más altos en Ni de cambio (máximo $18,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), y los suelos nº 20, 19, 10 y 9 son los que presentan los valores más bajos (mínimo $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

En Mn, se destaca que el suelo nº 8 presenta el máximo valor ($22,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), seguido de los suelos nº 16, 15 y 25 (entre $5,1$ y $6,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), y el mínimo ($0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) en el suelo nº 4; además se observa que $0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ es el valor que más se repite. Los suelos nº 8, 9, 10 y 16, presentan los valores más altos en Fe, siendo $7,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ el valor máximo.

Los demás elementos presentan valores muy bajos, inferiores a $1,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, o bien no son detectables. Los suelos nº 1, 20 y 24 son los que presentan los valores más altos de Pb (máximo $0,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

En cuanto al Co, el suelo nº 2 es el que muestra el valor máximo ($0,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). El suelo nº 9 tiene el mayor contenido en Cr ($0,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 15, 16, 17 y 18 los que presentan los valores más altos de Zn ($0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). En Cd y Cu los valores son casi despreciables.

Además, se puede observar que el Pb, el Ni y el Co muestran menores dispersiones entre sus valores (56, 76 y 79 % C.V., respectivamente) que los demás, y que la mayor parte de los valores de la moda corresponden a cantidades inferiores a $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a excepción del Ni cuyo valor de la moda es de $9,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Nº	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	0,1	0,7	0,3	0,1	0,1	1,4	0,0	5,7	0,0
2	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	0,5	2,0	3,9	0,0
3	0,1	0,4	0,3	0,0	0,1	0,2	0,0	2,8	0,0
4	0,0	0,4	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	2,7	0,0
5	0,0	0,3	0,1	0,1	0,1	0,7	0,0	7,2	0,0
6	0,0	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2	2,0	3,6	0,1
7	0,0	0,2	0,3	0,0	0,1	0,2	1,8	6,6	0,0
8	0,1	0,5	0,4	0,1	0,2	22,5	7,4	2,6	0,0
9	0,0	0,4	0,4	0,0	0,4	4,3	3,3	0,9	0,0
10	0,0	0,4	0,3	0,0	0,1	3,3	4,5	0,5	0,0
11	0,0	0,4	0,4	0,0	0,1	1,5	1,7	2,9	0,0
12	0,0	0,3	0,4	0,1	0,1	1,0	2,5	1,8	0,1
13	0,0	0,4	0,4	0,1	0,0	4,7	1,6	18,7	0,1
14	0,0	0,4	0,0	0,1	0,0	4,3	2,1	6,0	0,1
15	0,0	0,4	0,0	0,1	0,1	5,3	3,5	4,9	0,2
16	0,0	0,4	0,1	0,1	0,1	6,2	6,8	9,8	0,2
17	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	0,2	2,2	7,8	0,2
18	0,1	0,5	0,0	0,1	0,0	4,2	2,9	9,5	0,2
19	0,1	0,3	0,3	0,0	0,1	1,8	2,8	0,2	0,1
20	0,0	0,8	0,4	0,1	0,1	2,3	0,9	0,1	0,0
21	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	0,4	0,0	9,5	0,0
22	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0	1,3	1,0	9,0	0,0
23	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0	1,8	1,0	13,7	0,1
24	0,1	0,6	0,3	0,0	0,0	0,2	1,0	16,2	0,0
25	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	5,1	3,0	14,3	0,0
26	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	2,7	0,0	11,9	0,0
27	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0	9,6	0,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	3,2	0,0

Tabla 27. Valores de metales de cambio en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Pb	0,4	0,2	56	0,8	0,0	0,4
Co	0,2	0,2	79	0,5	0,0	0,1
Cr	0,1	0,1	113	0,4	0,0	0,1
Mn	2,9	4,3	150	22,5	0,1	0,2
Fe	1,9	1,9	101	7,4	0,0	0,0
Ni	6,6	5,0	76	18,7	0,1	9,5

Tabla 28. Parámetros estadísticos de los metales de cambio en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 3. Forma ligada a la materia orgánica

El Fe, Mn, Ni y Cr son los elementos metálicos mayoritarios en forma ligada a la materia orgánica, seguidos, en orden decreciente, del Co, Cu, Zn, Pb y Cd (tablas nº 29 y 30).

El Fe, que presenta una media de $1252 \pm 853 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; muestra los valores más altos en los suelos nº 8, 19, 23, 20 y 9 (máximo $3356 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los menores en los suelos nº 27, 28 y 3 (mínimo $265 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

En Mn (media de $90 \pm 47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) son los suelos nº 2, 16, 15 y 8 los que alcanzan los niveles más elevados (máximo $195,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 26, 5, 24 y 19 los más bajos (mínimo $18,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

El Ni, que tiene una media de $72 \pm 37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, presenta las mayores concentraciones ($180,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) en los suelos nº 26, 13, 23 y 16, y las menores en los suelos nº 19, 20 y 9, destacándose el primero con un mínimo de $8,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

El Cr (media de $16 \pm 11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) muestra valores altos (máximo $49,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) en los suelos nº 8, 23 y 26, y valores bajos (mínimo $3,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) en los suelos nº 3, 5, 6 y 14.

De los elementos minoritarios, el Co (valor medio $5 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) alcanza altos niveles en los suelos nº 16, 18, 15, 25, 2 y 8 (máximo $10,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

En Cu (valor medio $2 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) los suelos nº 10, 12, 16 y 1 son los que contienen los valores más altos (hasta $3,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Para el Zn la media es de $2 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, y los suelos nº 1 y 8 son los que muestran los valores más altos de este elemento, destacando el primero de ellos con una concentración de $6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

El contenido en Pb y en Cd es muy baja, menor de $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (dispersiones superiores al 100 % C.V.), con valores medios de $0,3$ y $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente. Los suelos nº 28, 27, 26, 2 y 12 son los que presentan los niveles más altos de plomo (máximo $1,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 2 y 27 los niveles más altos de cadmio (máximo $0,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

N°	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	3,3	0,0	4,8	0,0	6,4	123,5	512,8	89,7	6,0
2	2,5	0,5	9,1	0,6	12,8	195,7	1281,3	83,7	1,8
3	2,4	0,0	1,6	0,1	3,4	45,3	348,9	45,8	1,2
4	1,7	0,0	2,2	0,1	6,0	58,1	479,0	57,9	1,1
5	0,5	0,0	2,2	0,0	4,9	30,1	402,6	63,2	0,7
6	0,9	0,0	4,4	0,0	5,5	90,1	508,2	81,1	1,7
7	1,6	0,1	3,7	0,1	8,5	68,3	551,2	53,3	1,0
8	2,4	0,0	8,9	0,1	49,2	87,5	3356,4	39,1	3,8
9	3,0	0,2	4,1	0,1	20,5	120,7	2056,6	20,7	1,7
10	3,6	0,4	3,7	0,1	20,3	133,7	1804,3	26,0	2,5
11	3,1	0,3	3,6	0,1	23,5	64,5	1450,7	63,0	1,6
12	3,6	0,5	5,4	0,0	24,0	108,7	1650,7	51,2	1,9
13	3,0	0,0	4,6	0,0	15,2	98,8	1202,7	114,7	2,3
14	1,9	0,0	3,5	0,0	5,6	62,5	598,4	40,8	0,9
15	2,6	0,1	9,9	0,0	12,3	158,4	1212,5	95,6	2,3
16	3,4	0,1	10,5	0,0	20,4	185,0	1852,1	112,2	2,1
17	0,8	0,2	4,3	0,0	5,9	47,1	1423,5	100,9	1,4
18	2,6	0,0	10,0	0,0	18,7	145,8	1724,5	100,7	1,9
19	0,9	0,1	2,9	0,2	25,6	18,7	3064,2	8,8	2,5
20	2,0	0,0	2,3	0,0	17,3	65,5	2396,7	12,7	2,4
21	0,8	0,3	1,9	0,1	8,1	52,7	800,0	64,0	1,4
22	2,0	0,0	5,3	0,1	10,1	81,1	798,0	83,6	1,3
23	1,1	0,0	5,8	0,2	29,0	124,0	2599,0	112,4	1,8
24	0,5	0,0	1,6	0,1	9,3	38,9	799,0	89,2	1,1
25	2,9	0,4	9,5	0,1	25,3	130,8	721,0	45,8	1,8
26	1,1	0,7	3,4	0,1	40,3	28,2	900,0	180,5	2,0
27	2,3	1,3	4,6	0,3	5,8	80,7	265,0	99,2	0,8
28	1,6	1,9	5,1	0,2	7,1	90,0	310,0	75,3	1,1

Tabla 29. Valores de metales ligados a la materia orgánica del suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C.V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	2,1	1,0	47	3,6	0,5	2,4
Pb	0,3	0,4	172	1,9	0,0	0,0
Co	5,0	2,8	56	10,5	1,6	1,6
Cd	0,1	0,1	131	0,6	0,0	0,1
Cr	15,8	11,3	72	49,2	3,4	-
Mn	90,5	46,8	52	195,7	18,7	-
Fe	1252,5	852,9	68	3356,4	265,0	-
Ni	71,8	37,3	52	180,5	8,8	45,8
Zn	1,9	1,0	56	6,0	0,7	1,8

Tabla 30. Parámetros estadísticos de los metales ligados a la materia orgánica del suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 4. Forma asociada a óxidos amorfos

En las tablas nº 31 y 32, se muestran los contenidos en hierro y manganeso de los óxidos amorfos así como los niveles de otros elementos metálicos asociados a los mismos.

Se puede apreciar que el Fe presenta una media de $7457 \pm 4128 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo los suelos nº 28, 25, 27, 26, 23, 21 y 16 los que registran los valores más altos (máximo $15836 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 9, 10, 19, 8 y 20 los menores (mínimo $1317 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). En Mn, el valor medio es de $435 \pm 270 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, los suelos nº 26, 15, 25, 28 y 21 son los que presentan los valores más altos ($<895,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 19, 20 y 8 los mínimos (entre 0,5 y $2,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

De los demás elementos metálicos asociados a los óxidos amorfos, los más abundantes son el Ni, el Co y el Cr, con valores medios de $398 \pm 171 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $97 \pm 57 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y $34 \pm 22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente.

El Ni presenta en los suelos nº 15, 24 y 14 los máximos valores ($<829 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y en los suelos nº 8, 9 y 10 los mínimos (entre 115,7 y $145,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Los suelos nº 26, 14, 15 y 27 contienen los valores más altos en Co (máximo $207,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 19, 20 y 10 los niveles más bajos (entre 2,7 y $8,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

En Cr los suelos que presentan las mayores concentraciones son los suelos nº 22, 18, 12 y 23 (máximo $67,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y las menores en los suelos nº 8, 9 y 26 (traza).

Los elementos minoritarios son el Zn y el Cu (valores medios de 7,8 y $4,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente), cuyos valores oscilan entre 1 y $66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ en el primero y entre 1,5 y $16,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ en el segundo. El Cd y el Pb no son detectados o bien se presentan en cantidades traza.

Además se puede observar que el Zn, el Cu, el Cr y el Mn presentan las mayores dispersiones entre sus valores con respecto a la media (superior a 62 % C.V.), y el Ni, Co y Fe las más bajas (entre 43 y 59 % C.V.).

N°	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	7,3	0,0	91,7	0,4	46,5	499,9	7479	386,6	12,2
2	16,1	0,0	80,5	0,0	36,9	173,4	4051	237,3	66,0
3	9,2	0,0	84,3	0,2	32,7	394,5	8299	378,6	7,5
4	8,1	0,0	54,9	0,1	42,6	355,5	8765	336,6	9,7
5	5,4	0,0	121,9	0,2	29,0	638,1	6089	526,8	12,6
6	6,4	0,0	112,0	0,1	24,6	688,8	6958	574,9	5,5
7	3,6	0,0	113,5	0,0	36,3	631,9	3590	377,2	9,7
8	1,8	0,0	12,7	0,0	0,3	2,4	2548	115,7	1,1
9	2,0	0,0	23,4	0,0	0,0	37,8	1317	145,8	1,8
10	3,6	0,0	8,6	0,0	8,6	24,7	1572	143,4	1,7
11	3,0	0,0	65,0	0,0	58,2	224,9	6426	298,4	6,4
12	3,8	0,0	53,5	0,0	65,6	235,8	4985	329,1	5,2
13	3,0	0,0	127,0	0,0	46,8	519,2	4887	411,1	2,8
14	2,0	0,0	198,4	0,0	33,4	646,1	5853	623,0	2,0
15	3,8	0,0	178,9	0,0	29,5	729,5	6314	829,0	4,3
16	3,5	0,0	115,0	0,0	14,9	497,4	10094	512,5	7,1
17	5,9	0,0	67,7	0,0	58,5	184,3	6557	408,5	5,3
18	3,9	0,0	144,9	0,0	66,7	586,9	8582	499,3	5,8
19	6,0	0,0	2,7	0,0	6,1	0,5	2265	185,9	3,1
20	3,5	0,0	6,9	0,0	3,4	1,3	2715	173,7	2,0
21	6,0	0,0	134,3	0,0	61,4	694,5	10100	523,8	6,9
22	1,9	0,0	88,3	0,4	67,1	388,0	9400	542,0	8,5
23	2,5	0,0	74,7	0,2	62,3	396,1	12600	371,0	2,0
24	1,8	0,0	118,8	0,1	40,5	685,4	8400	629,5	2,7
25	1,8	0,0	131,1	0,0	21,3	716,6	15790	267,5	9,2
26	1,5	0,0	207,5	0,0	0,0	895,5	12748	341,8	1,0
27	3,8	0,0	175,7	0,0	26,5	619,0	14574	558,6	6,4
28	2,9	0,0	118,7	0,0	21,2	708,9	15836	403,2	9,4

Tabla 31. Valores de metales en los suelos asociados a óxidos amorfos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	4,4	3,1	69	16,1	1,5	1,8
Co	96,9	56,9	59	207,5	2,7	-
Cr	33,6	22,0	65	67,1	0,0	0,0
Mn	434,9	269,5	62	895,5	0,5	-
Fe	7456,9	4127,8	55	15836,0	1317,0	-
Ni	397,5	171,4	43	829,0	115,7	-
Zn	7,8	11,9	153	66,0	1,0	2,0

Tabla 32. Parámetros estadísticos de los metales de los suelos asociados a óxidos amorfos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 5. Forma asociada a óxidos cristalinos

El contenido de hierro y manganeso, así como de otros elementos, asociados a óxidos cristalinos se muestra en las tablas nº 33 y 34.

El valor medio de Fe es de $42461 \pm 16805 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, destacándose los valores más altos en los suelos nº 2, 13, 6 y 5 (máximo $60839 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y el valor más bajo en el suelo nº 20 ($8722 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). En Mn la media ($301 \pm 156 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) es 0,7 % del valor medio del Fe, siendo los suelos nº 27, 2 y 26 los que presentan los mayores niveles (máximo $776,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 15, 19 y 21 los menores (mínimo $52,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

De los demás elementos, se observa que los más abundantes son el Ni y el Cr, cuyos valores medios (361 y $327 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente) son superiores al del Mn.

El Ni presenta niveles entre 0 y $920 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, cuyos valores más altos se muestran en los suelos nº 5 y 6, los menores en los suelos nº 15, 20, 19 y 10. En Cr, los valores oscilan entre $54,2$ y $702,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, del cual los suelos nº 12, 16 y 11 registran los mayores niveles y los suelos nº 20 y 19 los menores.

Entre los elementos minoritarios, el Zn presenta una media de $9,4 \pm 4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (destacándose moda de $8,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), cuyos mayores valores se muestran en los suelos nº 12, 5, 6 y 23, los menores se observan en los suelos nº 2, 28, 24 y 20. El Cu comprende niveles entre 0 y $8,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (media $3,9 \pm 2,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), donde los suelos nº 9, 26 y 1 son los que muestran los mayores valores y los suelos nº 2, 17 y 18 los mínimos.

En Co (media $2,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), los datos oscilan entre 0 y $16,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, destacándose los valores más altos en los suelos nº 4, 8, 9 y 10 y los más bajos en los demás suelos. El plomo y el cadmio presentaron niveles traza o bien no se detectaron.

Además, se observa que el Cr y el Fe son los elementos que muestran menores dispersiones entre sus valores con respecto a la media (42 y 40 % C.V.) y los demás elementos metálicos muestran coeficientes de dispersión superiores a 48 % C.V.

N°	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	7,3	0,0	0,0	0,0	317,0	442,7	51708	450,0	8,9
2	0,0	0,0	0,0	0,0	280,2	567,9	60839	735,0	0,0
3	1,3	0,0	0,0	0,0	278,8	287,5	55574	520,0	11,4
4	6,7	0,0	16,2	0,0	343,8	276,3	56709	640,0	12,8
5	6,3	0,0	0,0	0,0	423,5	263,6	59049	920,0	15,0
6	3,7	0,0	0,0	0,0	404,8	343,4	59741	862,5	15,6
7	4,8	0,0	0,0	0,0	360,1	392,1	45697	240,0	3,2
8	6,6	0,0	15,1	0,0	192,8	217,6	21843	75,0	8,9
9	8,7	0,0	10,6	0,0	173,2	274,7	17296	62,5	7,8
10	4,8	0,0	9,7	0,0	113,5	320,8	15698	25,0	8,6
11	3,7	0,0	0,0	0,0	505,7	309,1	54135	515,0	5,2
12	5,9	0,0	0,0	0,0	702,8	247,0	58220	570,0	19,0
13	1,0	0,0	0,0	0,0	318,0	219,8	60820	482,5	13,1
14	0,8	0,0	0,0	0,0	311,0	472,0	49103	117,5	9,9
15	2,3	0,0	0,0	0,0	405,6	52,9	53120	0,0	13,7
16	1,9	0,0	0,0	0,0	514,6	361,2	54787	327,5	11,8
17	0,0	0,0	0,6	0,0	388,1	210,4	49567	440,0	7,9
18	0,0	0,0	0,0	0,0	357,1	307,9	50820	360,0	12,2
19	2,2	0,0	4,8	0,0	85,7	56,5	11007	15,0	7,1
20	2,1	0,0	4,8	0,0	54,2	115,7	8722	5,0	5,0
21	2,0	0,0	0,0	0,6	245,5	72,4	41598	57,5	6,0
22	4,5	0,0	0,0	0,2	270,3	252,1	50486	182,5	6,6
23	6,7	0,0	0,0	0,4	333,7	323,1	50854	347,5	15,3
24	7,0	0,0	0,0	0,3	257,7	223,0	45856	252,5	4,0
25	3,9	0,0	0,0	0,0	323,8	227,4	25457	268,0	5,3
26	7,9	0,0	0,0	0,0	436,7	508,4	28237	758,9	11,9
27	5,7	0,0	0,0	0,0	463,9	776,5	27854	684,7	13,3
28	2,1	0,0	0,0	0,1	303,2	313,4	24107	196,3	3,5

Tabla 33. Valores de metales en los suelos asociados a óxidos cristalinos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Trazas}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	3,9	2,6	67	8,7	0,0	0,0
Co	2,2	4,7	215	16,2	0,0	0,0
Cr	327,3	137,0	42	702,8	54,2	-
Mn	301,3	155,6	52	776,5	52,9	-
Fe	42461	16805	40	60839	8722	-
Ni	361,1	277,1	77	920,0	0,0	-
Zn	9,4	4,5	48	19,0	0,0	8,9

Tabla 34. Parámetros estadísticos de los metales de los suelos asociados a óxidos cristalinos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 6. Forma residual

De la forma residual en el suelo, se observa en las tablas nº 35 y 36 que el orden de abundancia (según valor promedio) es Fe ($8738 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cr ($1335 \pm 346 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Ni ($1257 \pm 475 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Mn ($1131 \pm 396 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Co ($91 \pm 43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Zn ($42 \pm 15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y Cu ($7 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). En Pb y Cd no se determinan niveles apreciables ni valores traza.

Como era de esperar, el Fe es el elemento más abundante de esta forma residual, presentando valores entre 5 y $38964 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (moda $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), por lo tanto también presenta una gran variación entre los datos observados (% C.V.); los mayores valores corresponden a los suelos nº 20, 10, 19, 8 y 9, y los menores a los suelos nº 27, 26, 25 y 2.

El Cr muestra niveles entre 554 y $1880,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo los suelos nº 26, 27, 25 y 21 los de máximo valor (moda $1544 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los suelos nº 20, 19 y 1 los menores.

En Ni los valores oscilan entre 255 y $2370,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, presentándose las máximas concentraciones en los suelos nº 27, 26, 7, 14, 4 y 6, y las más bajas en los suelos nº 19, 20, 9 y 10.

El Mn muestra valores entre 419 y $1901 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo los suelos nº 14, 26, 25 y 22 los que contienen valores más altos y los suelos nº 20, 10, 8 y 9 los menores.

De los elementos minoritarios, valores entre 28,7 y $191,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ corresponden a niveles de Co, entre 7,9 y $70,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de Zn y entre 0 y $12,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de Cu, siendo los valores de $81,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $47,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y $5,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ las concentraciones que más se repiten respectivamente.

Además, se observa que las menores dispersiones entre los valores en función a la media corresponden a Cr, Zn, Mn y Ni, los demás elementos metálicos contienen dispersiones superiores a 40 % C. V.

Nº	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	8,0	0,0	64,8	0,0	879,0	729,5	7205	1307,5	48,7
2	4,0	0,0	81,9	0,0	1382,0	841,5	25	1258,0	36,4
3	5,0	0,0	81,9	0,0	1157,0	870,5	377	1445,5	36,8
4	0,0	0,0	68,6	0,0	1310,5	903,0	145	1710,5	43,3
5	3,8	0,0	118,6	0,0	1337,5	1031,5	357	1085,5	36,6
6	5,0	0,0	133,4	0,0	1449,0	976,5	89	1709,5	46,0
7	9,0	0,0	55,0	0,0	1490,0	794,5	14660	1926,5	47,1
8	5,1	0,0	32,9	0,0	1127,5	679,0	33045	981,5	47,1
9	12,3	0,0	32,5	0,0	1157,5	679,5	32527	652,0	54,6
10	9,0	0,0	28,7	0,0	982,5	606,5	37721	678,0	41,1
11	7,2	0,0	67,2	0,0	977,5	1191,0	386	1362,0	42,7
12	7,7	0,0	64,7	0,0	1045,5	1127,5	40	1114,5	40,8
13	12,0	0,0	118,8	0,0	1544,0	1295,5	87	1169,5	53,7
14	8,3	0,0	138,3	0,0	1501,0	1901,0	12341	1876,5	49,1
15	10,3	0,0	92,7	0,0	1454,5	1380,5	4250	1189,5	63,5
16	11,2	0,0	79,1	0,0	1632,0	1276,0	60	1142,5	70,8
17	7,2	0,0	71,3	0,0	1480,5	956,5	4850	1309,5	52,2
18	6,7	0,0	133,1	0,0	1193,5	1187,0	3870	1157,0	50,9
19	10,8	0,0	36,3	0,0	622,5	713,5	33861	255,0	32,2
20	11,4	0,0	33,6	0,0	554,0	419,0	38964	275,5	31,5
21	6,2	0,0	116,7	0,0	1742,0	1526,0	9902	1276,0	36,7
22	5,5	0,0	77,5	0,0	1173,5	1612,5	2014	928,5	43,6
23	2,6	0,0	76,5	0,0	1544,0	1125,0	346	1156,0	58,7
24	5,6	0,0	110,8	0,0	1361,5	1226,5	7344	1535,5	43,2
25	5,4	0,0	127,5	0,0	1820,5	1776,0	25	1060,6	19,7
26	6,5	0,0	191,4	0,0	1880,3	1875,0	12	1947,0	17,1
27	4,3	0,0	173,1	0,0	1879,8	1572,0	5	2370,9	10,6
28	5,3	0,0	133,5	0,0	1710,4	1382,5	145	1326,7	7,9

Tabla 35. Valores de metales en forma residual en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	7,0	3,0	43	12,3	0,0	5,0
Co	90,7	43,1	48	191,4	28,7	81,9
Cr	1335,4	345,9	26	1880,3	554,0	1544,0
Mn	1130,5	396,3	35	1901,0	419,0	-
Fe	8737,6	13238,9	152	38964,0	5,0	25,0
Ni	1257,4	474,5	38	2370,9	255,0	-
Zn	41,5	14,6	35	70,8	7,9	47,1

Tabla 36. Parámetros estadísticos de los metales de forma residual en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 7. Forma asociada a óxidos de Mn

Los elementos más abundantes en las formas amorfas y cristalinas asociadas a óxidos de Mn son, aparte del Fe y el Mn, el Ni y el Co. Los menos abundantes y con muy bajas concentraciones son el Zn, el Cr, el Cu, el Pb y el Cd, presentando los cuatro últimos elementos metálicos valores traza en su mayoría (tablas nº 37).

El Fe y el Mn presentan valores medios de $1691 \pm 411 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y $794 \pm 420 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente (tabla nº 38). En Fe, los valores oscilan entre 770 y 2596 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (moda 1221 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), siendo los suelos nº 8 y 26 los que presentan las cantidades más altas y el suelo nº 10 el de menor valor. En Mn los datos oscilan entre 42,9 y 1462,5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo los suelos nº 14 y 26 los de mayor valor y el suelo nº 19 el de menor valor.

En Co los valores se encuentran entre 7,1 y 147,6 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (moda 53 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), los suelos nº 14, 26, 27 y 18 son los que presentan los valores más altos, contrario a los suelos nº 19, 10 y 20 quienes presentan los valores más bajos.

En Ni los valores oscilan entre 18,6 y 280,2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (moda 75 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), siendo los suelos nº 26, 27 y 6 los de mayor valor y los de nº 9, 20 y 19 los menores.

Los demás elementos metálicos son menos abundantes, el Zn presenta valores entre 0,5 y 4,8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, el Cr entre 0 y 1,7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, el Cu entre 0,1 y 0,7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y el Pb entre 0 y 1,3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Por el contrario, el Cd sólo muestra valores inferiores a 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo en muchos de los casos los niveles no apreciables.

Se observa, además, que el Fe y el Cu son los elementos que menos dispersiones presentan entre sus valores (inferiores a 50 % C.V.) y que el valor mínimo registrado (0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) es el dato que más se repite entre los elementos (moda).

Nº	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	0,5	0,0	58,4	0,1	0,8	1076,8	1221	168,1	4,8
2	0,5	0,2	42,9	0,1	1,4	714,4	1221	75,1	1,9
3	0,4	0,0	53,0	0,1	1,0	742,0	1770	111,9	1,3
4	0,4	0,5	35,3	0,2	0,7	797,0	1777	75,0	0,7
5	0,6	0,5	42,2	0,0	0,3	980,6	1225	86,7	1,6
6	0,5	0,0	98,7	0,0	0,1	1316,8	2022	240,0	0,9
7	0,6	0,7	88,2	0,2	0,6	1309,1	1524	185,5	1,7
8	0,5	0,4	17,9	0,1	0,2	190,4	2596	34,8	1,5
9	0,5	0,5	21,1	0,2	0,0	204,7	1074	18,6	1,0
10	0,4	0,5	9,7	0,2	0,2	188,9	770	38,4	1,3
11	0,4	0,5	33,9	0,2	1,1	375,0	1319	55,6	1,0
12	0,5	0,7	23,7	0,1	0,9	379,0	1461	36,2	1,3
13	0,6	0,0	86,4	0,1	1,7	884,1	1995	183,6	1,6
14	0,6	0,6	147,6	0,1	0,4	1462,5	2013	228,6	1,1
15	0,7	0,0	85,1	0,1	0,5	979,9	1101	103,1	1,8
16	0,7	0,0	80,4	0,1	0,5	909,4	1706	130,0	1,0
17	0,3	0,4	41,9	0,0	0,5	396,5	2095	119,3	1,0
18	0,3	0,2	104,8	0,1	0,2	1207,6	1861	151,5	1,3
19	0,5	0,2	7,1	0,2	1,0	42,9	1702	22,3	1,4
20	0,4	0,0	10,0	0,1	0,5	120,8	2098	19,1	1,4
21	0,3	0,7	92,6	0,2	0,3	1130,0	1800	174,8	1,3
22	0,3	1,3	52,5	0,2	0,8	648,7	1698	109,7	1,2
23	0,3	1,3	47,0	0,2	0,3	618,6	1799	105,5	1,1
24	0,4	0,0	74,1	0,2	0,1	967,3	1699	144,1	0,5
25	0,2	0,0	80,6	0,2	0,3	970,4	1920	135,3	1,2
26	0,2	0,0	127,4	0,1	0,2	1362,3	2366	280,2	0,5
27	0,2	0,0	108,1	0,0	0,2	1300,1	1955	240,2	0,8
28	0,1	0,2	55,2	0,1	0,1	957,8	1568	96,9	0,7

Tabla 37. Valores de metales en el suelo asociados a óxidos de Mn ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	0,4	0,2	37	0,7	0,1	0
Pb	0,3	0,4	112	1,3	0,0	0
Co	61,6	37,1	60	147,6	7,1	53
Cd	0,1	0,1	56	0,2	0,0	0
Cr	0,5	0,4	79	1,7	0,0	0
Mn	794,1	420,3	53	1462,5	42,9	-
Fe	1691	411	24	2596	770	1221
Ni	120,4	72,9	61	280,2	18,6	75
Zn	1,3	0,8	59	4,8	0,5	1

Tabla 38. Parámetros estadísticos de los metales asociados a óxidos de Mn ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 3. 8. Forma asociada a otros óxidos (no de Mn)

En las tablas nº 39 y 40 se observa el contenido de elementos metálicos en el suelo asociados a óxidos (tanto en forma amorfa como cristalina), pero excluyendo los de Mn. El Fe es el elemento más abundante ($49461 \pm 17229 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), seguido del Ni ($710 \pm 329 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), el Cr ($376 \pm 147 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y el Mn ($85 \pm 95 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Entre los elementos menos abundantes están el Zn ($16 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), el Co ($15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y el Cu ($9,8 \pm 3,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). El Pb y el Cd no registraron valores apreciables o detectables, a excepción del Cd en los suelos nº 21, 22, 23 y 24 cuyos niveles varían entre 0,7 y $1,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

El hierro corresponde a valores que oscilan entre 11736 y $65185 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, donde se puede observar que los suelos nº 6, 16, 2, 13, 5, 23 y 4 contienen los niveles más altos y los suelos nº 20, 19, 10, 9 y 8 los menores.

De los metales más abundantes, el Ni presenta los mayores valores en los suelos nº 5, 6, 26 y 27 (máximo $1423,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y los menores en los suelos nº 10, 20, 19, 8 y 9 (mínimo $156 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); el Cr muestra niveles altos en los suelos nº 12, 11 y 16 (el máximo valor $791,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y niveles bajos en los suelos nº 20, 19, 10 y 9 (el mínimo valor $74,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). En Mn los valores oscilan entre 0 y $290,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, correspondiendo los niveles más altos a los suelos nº 10, 9, 23, 11, 2 y 12, los demás datos registran valores menores a $176,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

El Zn contiene niveles entre 7,3 y $26,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (moda $12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), cuyos mayores valores lo presentan los suelos nº 5 y 12, los menores niveles se localizan en los suelos nº 24 y 20. El contenido más alto de Co es $43,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo los suelos nº 5, 2 y 16 los que muestran los niveles cercanos a este valor, los niveles más bajos oscilan entre 0 y $5,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, correspondiendo a la moda el valor mínimo. En Cu, las concentraciones se localizan entre 4,1 y $17,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, correspondiendo las mayores observaciones a los suelos nº 1 y 4 y menores niveles a los suelos nº 14, 17, 18, 13, 28 y 20.

Además, se aprecia que las mayores dispersiones se encuentran en Co, Mn, Ni y Cr, con valores superiores a 39 % C. V.

Nº	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	17,4	0,0	20,5	0,0	369,1	0,0	57972	758,2	22,3
2	14,4	0,0	40,7	0,0	328,5	222,6	64950	980,9	21,6
3	12,5	0,0	5,8	0,0	313,9	0,0	62452	832,5	18,8
4	16,1	0,0	38,0	0,0	391,7	0,0	64176	959,5	22,9
5	11,6	0,0	43,1	0,0	457,1	0,0	64316	1423,3	26,7
6	10,5	0,0	0,0	0,0	434,8	0,0	65185	1278,5	21,9
7	9,4	0,0	23,5	0,0	404,3	0,0	48314	485,0	12,2
8	10,3	0,0	18,8	0,0	242,1	117,1	25152	195,0	12,3
9	13,2	0,0	17,0	0,0	192,2	228,5	19595	210,4	10,3
10	11,6	0,0	12,3	0,0	142,2	290,3	18304	156,0	11,5
11	9,4	0,0	20,5	0,0	586,3	223,5	60692	820,8	12,2
12	12,8	0,0	28,2	0,0	791,5	212,5	63395	914,1	24,8
13	6,4	0,0	0,0	0,0	378,3	0,0	64914	824,7	16,6
14	4,1	0,0	0,0	0,0	349,6	0,0	53542	552,7	11,7
15	8,0	0,0	34,2	0,0	446,9	0,0	59546	754,0	18,5
16	8,1	0,0	39,4	0,0	549,4	134,2	65027	822,2	20,0
17	5,5	0,0	30,7	0,0	452,0	45,3	55453	830,1	13,6
18	5,9	0,0	0,0	0,0	442,3	0,0	59265	808,5	18,6
19	8,6	0,0	3,3	0,0	116,4	32,8	14634	187,4	11,3
20	7,2	0,0	4,0	0,0	74,4	61,7	11736	172,3	8,0
21	8,5	0,0	0,0	0,5	314,7	0,0	50698	470,5	13,0
22	8,1	0,0	13,9	0,5	346,7	72,5	58986	698,4	15,2
23	10,0	0,0	19,5	0,6	424,7	224,6	64254	725,4	18,0
24	8,9	0,0	0,0	0,3	307,4	0,0	53356	827,1	7,3
25	8,3	0,0	0,0	0,0	370,1	104,5	40048	522,3	15,1
26	10,3	0,0	0,0	0,0	467,5	69,8	39519	1001,1	14,4
27	11,5	0,0	0,0	0,0	495,9	176,1	40738	1102,3	19,6
28	6,6	0,0	0,0	0,0	331,5	154,4	38685	577,9	13,4

Tabla 39. Valores de metales en el suelo asociados a otros óxidos (no de Mn) ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} = \text{Traza}$.

Metal	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Cu	9,8	3,1	32	17,4	4,1	9
Co	14,8	15,1	102	43,1	0,0	0
Cr	375,8	146,7	39	791,5	74,4	-
Mn	84,7	95,4	113	290,3	0,0	0
Fe	49461	17229	35	65185	11736	-
Ni	710,4	328,5	46	1423,3	156,0	-
Zn	16,1	5,1	32	26,7	7,3	12

Tabla 40. Parámetros estadísticos de los metales asociados a otros óxidos (no de Mn) ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 2. 4. Distribución general de las formas metálicas en el suelo

De forma general, se puede observar en la figura nº 26 que los metales pueden estar presentes en diferentes formas en el suelo.

En la mayoría de los casos, las formas residuales predominan sobre las otras formas metálicas, siendo el Cr, el Mn, el Ni, el Fe y el Zn, los elementos en donde la fracción residual es más abundante, seguido de las fracciones asociadas a óxidos amorfos y cristalinos, y tanto de óxidos de Fe como de Mn.

También se pueden apreciar algunos metales ligados a la materia orgánica, otros, un poco menos, a las formas de cambio y unos pocos a las formas solubles en el suelo.

Destacan los valores altos asociados a óxidos cristalinos, sobre todo de Fe (más abundante), Ni, Cr, Mn y Zn, además de las proporciones mayores en Co, Mn y Cu asociados a óxidos amorfos y de Cu ligado a la materia orgánica del suelo, en la mayoría de los casos.

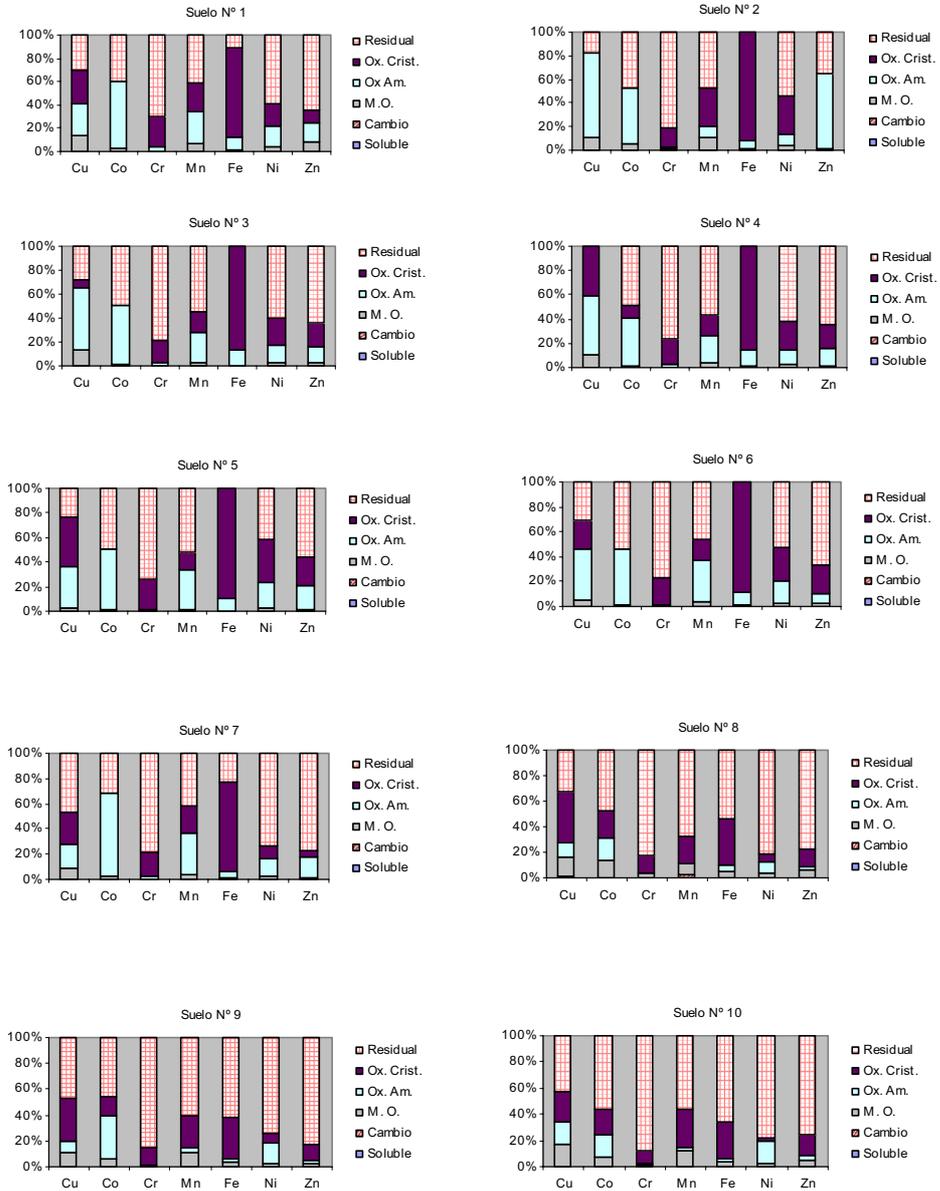


Fig. 26. Distribución relativa de las formas metálicas en los suelos

Resultados

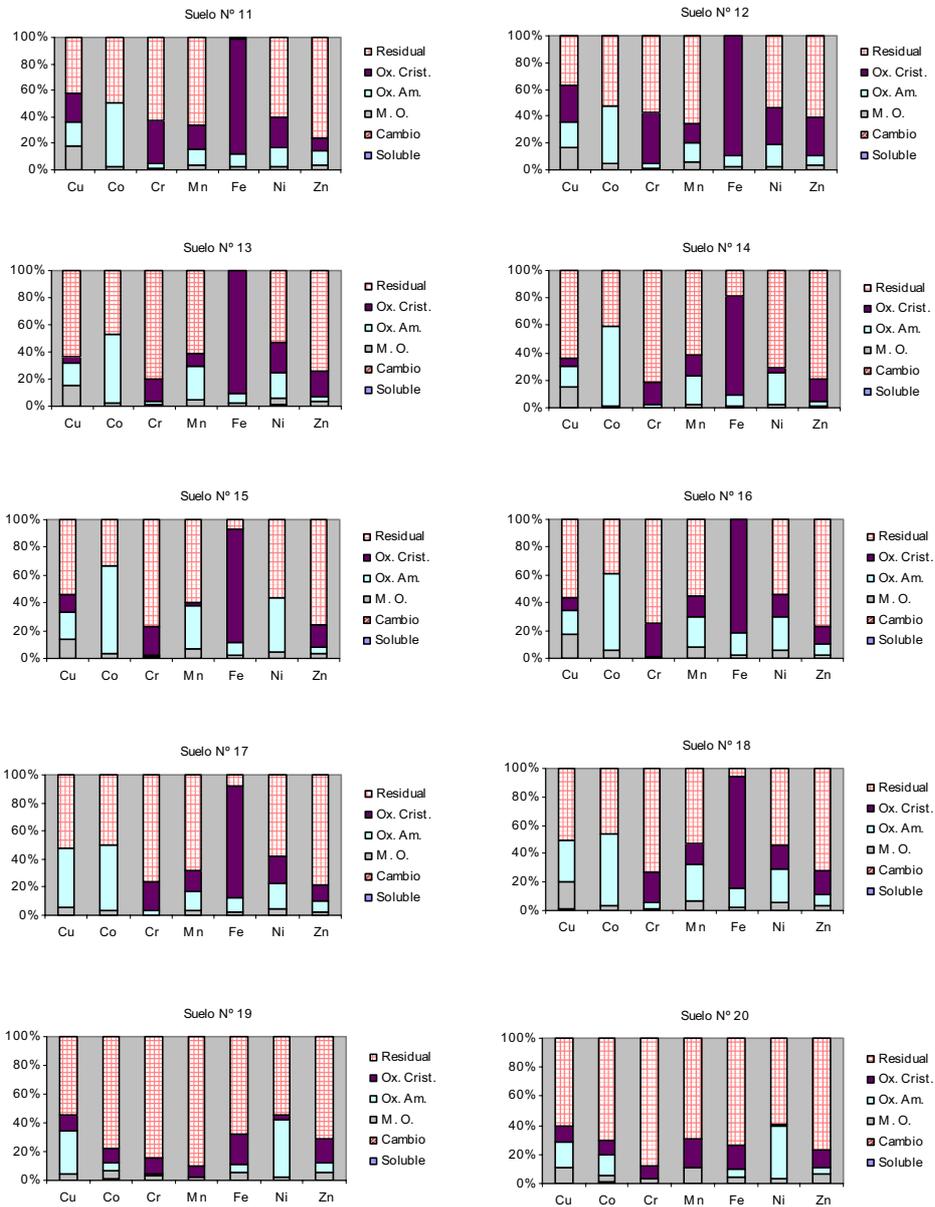


Fig. 26. Continuación

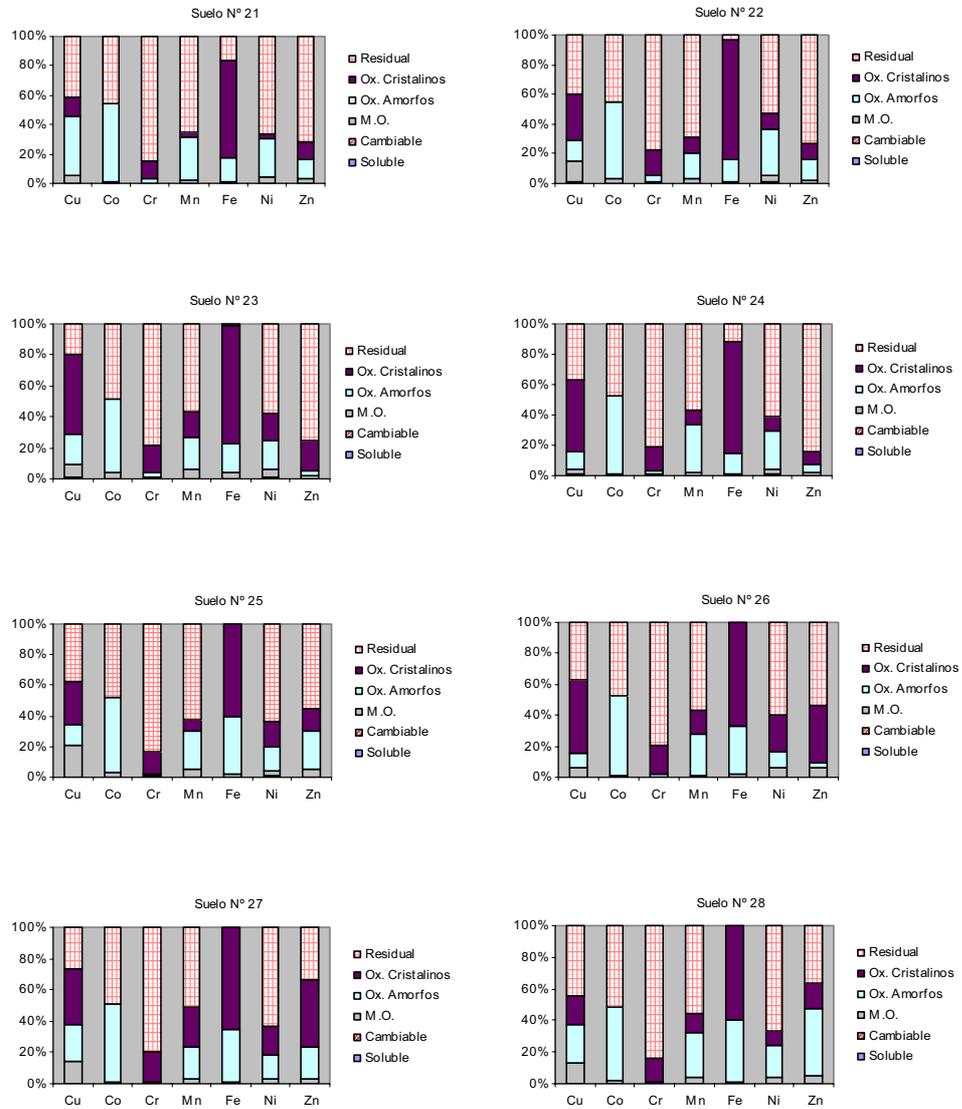


Fig. 26. Continuación

4. 2. 5. Fracción biodisponible de los metales en el suelo

De forma general, se observa en la tabla nº 41 que la abundancia de los metales en forma biodisponible en los suelos es, en orden decreciente, el siguiente: Fe > Ni > Mn > Co > Cu > Zn > Pb > Cr > Cd.

El Fe presenta valores altos en los suelos nº 5, 8, 20 y 25, y menores en los suelos nº 1, 3, 7, 9, 10, 14 y 15. El Ni es alto en los suelos nº 13, 16, 17 y 23, mientras que es bajo en los suelos nº 9, 10, 19 y 20.

En Mn los suelos nº 8, 15, 25 y 27 son los que tienen valores más altos, y los suelos nº 9, 10, 11, 17, 19, 24 y 28 son los que presentan menor cantidad.

Los elementos minoritarios (Cu, Pb, Co, Cr y Zn), en la mayoría de los suelos se presentaron en cantidades traza.

El Co se presenta con niveles más altos en los suelos nº 8, 16, 23, 25 y 27, y en menor concentración en el suelo nº 10. El Cu fue mayor en los suelos nº 1 y 3, y menor en los suelos nº 5, 20, 21, 22, 23, 24, 26 y 28. En Zn los suelos que contienen mayores valores son los de nº 1 y 15, y los de menor valor son los suelos nº 5, 24, 26 y 27. En Pb son los suelos nº 1 y 9 los de mayor nivel y los suelos nº 5, 25, 26, 27 y 28 los de menor valor.

El Cr sólo fue detectado en algunos suelos y el Cd estuvo siempre por debajo del límite de detección.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	2	2	1	0	t	28	53	99	3
2	1	1	1	0	t	29	75	77	1
3	1	t	1	0	0	16	68	54	1
4	1	t	1	0	0	24	82	62	1
5	1	t	1	0	0	18	166	77	t
6	1	1	1	0	t	25	99	93	1
7	1	1	1	0	0	18	64	63	t
8	1	1	3	0	1	48	341	27	1
9	1	2	t	0	t	10	64	11	t
10	1	1	t	0	t	9	70	17	1
11	1	1	t	0	t	10	100	75	1
12	1	1	t	0	t	12	100	50	1
13	1	t	1	0	0	27	96	146	1
14	t	t	1	0	0	26	52	51	t
15	1	1	1	0	t	36	68	110	1
16	1	t	2	0	t	28	75	121	1
17	1	1	1	0	0	9	118	122	1
18	1	1	1	0	t	24	77	117	1
19	1	1	0	0	t	5	134	7	1
20	1	1	1	0	t	13	222	18	1
21	1	1	1	0	t	16	85	81	t
22	1	1	1	0	t	16	86	97	t
23	1	1	1	0	t	16	122	133	1
24	1	1	1	0	0	8	75	100	t
25	1	t	2	0	t	32	178	104	1
26	1	0	1	0	0	12	75	42	t
27	1	t	1	0	0	35	98	85	t
28	1	t	0	0	0	6	107	57	t

Tabla 41. Valores de metales en forma biodisponible ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$).
Valores $< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ = traza (t).

Según los parámetros estadísticos de los elementos metálicos biodisponibles en los suelos, y su distribución relativa (tabla nº 42, figura nº 27), se observa que el Fe es el elemento más abundante y que $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ es el valor más frecuente entre los suelos, presentando una media de $105 \pm 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, con valores entre 52 y $341 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Predominan los suelos con valores muy bajos de Fe mostrando una curva distributiva de sus valores sesgada a la derecha donde se observa que el 79 % de los suelos se pueden encontrar con niveles menores a $120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Después del Fe el Ni es uno de los elementos más abundantes ($75 \pm 38 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), con valores relativamente distribuidos (moda de $77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) que oscilan entre 7 y $147 \text{ mg} \cdot$

Resultados

kg^{-1} , de donde se observa que el 21 % de los suelos presenta valores bajos, entre 7 y 47 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, el 57 % de los mismos muestran valores entre 47 y 107 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, y el resto de los suelos (21%) presentan valores superiores (entre 107 y 147 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

El Mn presenta una media de $20 \pm 11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y una moda de $16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, con valores mínimos y máximos entre 5 y 48 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; se observa que los suelos tienden a concentrar niveles bajos, es decir que el 82 % de los datos observados presentan valores entre 3 y 29 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, y sólo el 18 % alcanza valores superiores (entre 29 y 48,5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

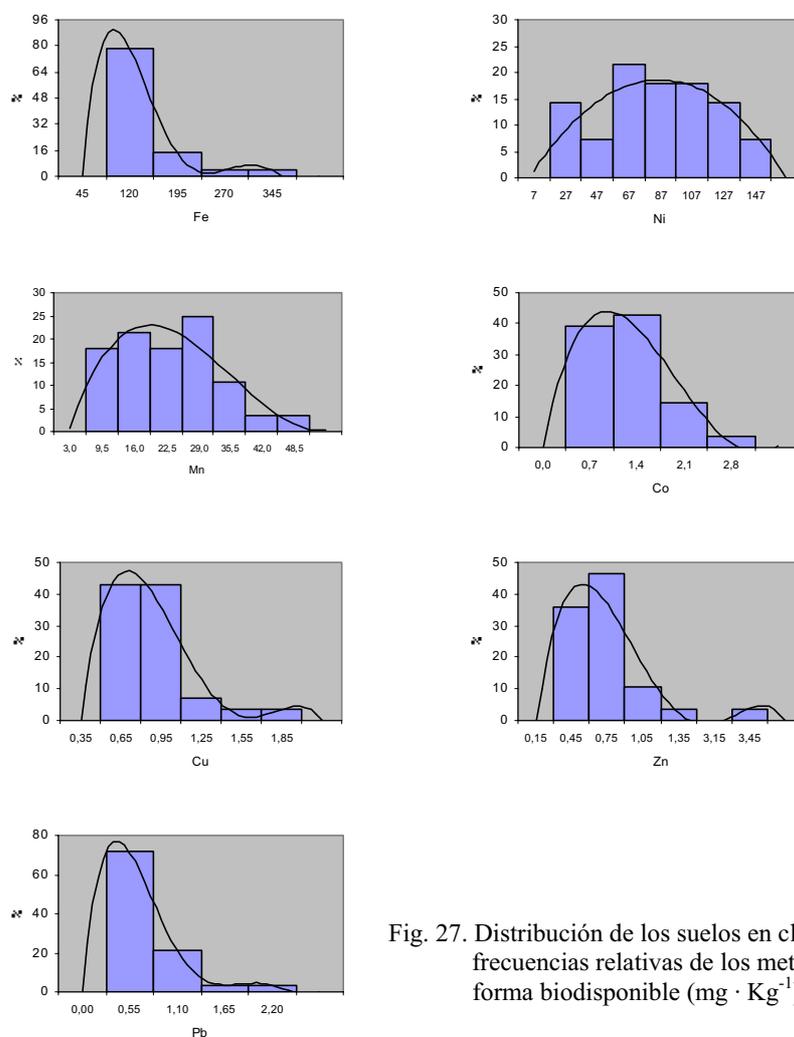
La media y el valor de la moda en el Co son de $1 \pm 0,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ y $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente; los valores se encuentran entre 0 y 3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Se observa que un 82 % de los suelos presentan valores inferiores a $1,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Similar situación muestra la curva de distribución de los suelos en clases de frecuencias del Cu, pues presenta un alto sesgo a la derecha, o sea que la mayoría de los valores (86%) son bajos, menores a $0,95 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, siendo la media y la moda de $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, en ambos casos, y cuyos valores oscilan en un rango entre 0 y 2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

La media y la moda del Zn y el Pb presentan valores iguales ($1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), con datos que oscilan entre 0 y 3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ para el primero y entre 0 y 2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ para el segundo. Igualmente, ambos metales muestran curvas distributivas sesgadas a la derecha, similares a las presentadas por el Fe, el Co y el Cu, donde se observa que el 82 % de los suelos muestran valores traza en Zn, menores a $0,75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, y el 71 % presentan valores traza menores a $0,55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Asimismo, se observa que el Cu es el que presenta menor coeficiente de variación (27%) y que el Zn, seguido del Pb y Co, es el que presenta una mayor dispersión entre sus valores (92 %).

Metal	Media	D. E.	% C.V.	Máximo	Mínimo	Moda
Fe	105	60,4	57	341	52	75
Ni	75	38,4	51	146	7	77
Mn	20	10,6	53	48	5	16
Co	1	0,7	71	3	0	1
Cu	1	0,3	27	2	0	1
Zn	1	0,7	92	3	0	1
Pb	1	0,6	84	2	0	1

Tabla 42. Parámetros estadísticos de los metales biodisponibles en los suelos ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)



Si se relacionan los elementos metálicos en forma biodisponible con la totalidad que hay en los suelos (figura n° 28), se observa que el Cu es el que guarda una mayor proporción, seguido del Ni; en Zn, Mn y Co se presenta una pequeña proporción y en Fe, a pesar de ser el elemento más abundante desde el punto de vista de su biodisponibilidad, en función al total en el suelo presenta la menor proporción entre los metales. A manera informativa y general, se puede observar que el suelo n° 1 contiene altos niveles de Cu, Mn y Zn, el suelo

Resultados

nº 8 de Cu, Co, Mn y Fe, el suelo nº 15 es alto en Mn y Zn, el suelo nº 16 lo es en Co y Ni, el nº 20 en Co, Mn, Fe y Zn, y el suelo nº 25 lo es en Co, Fe, Ni y Zn. Bajos valores se encuentran de Cu, Fe, Ni y Zn en el suelo nº 9, de Co y Fe en los suelos nº 10, 14 y 15, el suelo nº 24 presenta bajos contenidos en Co, Mn, Fe y Zn, en el suelo nº 26 en Cu, Co, Mn y Ni, y en el suelo nº 28 los elementos de Co y Mn.

La proporción de Cr, Pb y Cd biodisponibles es insignificante.

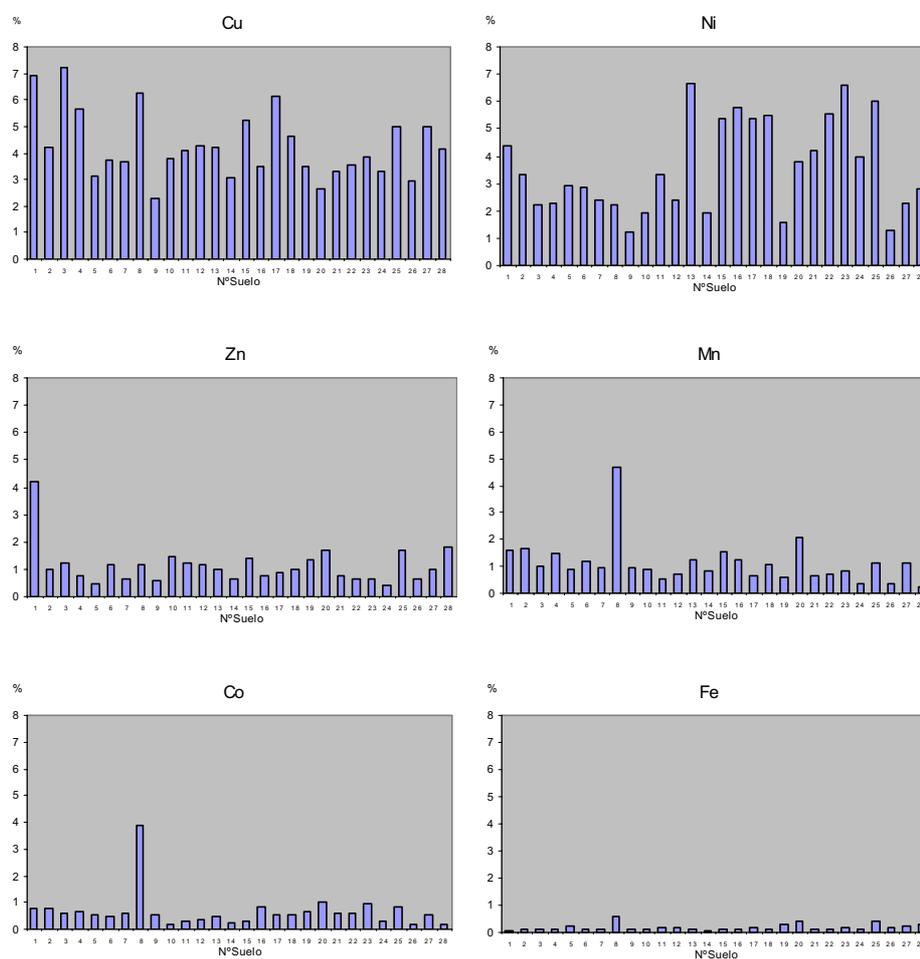


Fig. 28. Cantidad relativa de metales biodisponibles en función al total en el suelo ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 3. PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE LOS SUELOS

4. 3. 1. Biomasa microbiana

El mayor valor del flujo de "C" se observa en el suelo n° 11, seguido del 18 y 19; en cambio, los suelos n° 26 y 24 presentan los valores más bajos. La biomasa microbiana en función al C total muestra las mayores relaciones en los suelos n° 14 y 21, y las más bajas en los n° 5 y 24.

N° Suelo	Fumigado (mg · Kg ⁻¹)	No Fumigado (mg · Kg ⁻¹)	C-flujo (mg · Kg ⁻¹)	C-biomasa (mg · Kg ⁻¹)	Cb/Ct (%)
1	443,17 ± 1,03	179,44 ± 0,46	263,73	586	1,18
2	443,42 ± 0,35	213,58 ± 0,21	229,84	511	0,91
3	329,19 ± 0,25	164,71 ± 0,55	164,48	366	1,00
4	431,36 ± 0,41	130,01 ± 0,18	301,35	670	1,86
5	153,98 ± 1,20	69,86 ± 0,20	84,13	187	0,33
6	348,28 ± 0,73	155,48 ± 0,57	192,80	428	1,96
7	130,36 ± 0,33	32,80 ± 0,38	97,56	217	1,26
8	519,19 ± 0,70	187,92 ± 0,53	331,28	736	1,26
9	353,92 ± 0,10	55,91 ± 0,68	298,01	662	1,96
10	352,27 ± 0,80	9,62 ± 0,30	342,66	761	1,39
11	557,86 ± 0,57	3,10 ± 0,25	554,76	1233	2,03
12	458,38 ± 0,79	33,75 ± 0,71	424,63	944	1,28
13	343,22 ± 1,61	49,21 ± 0,84	294,01	653	1,57
14	186,57 ± 0,47	24,56 ± 0,70	162,01	360	2,59
15	385,38 ± 1,02	44,81 ± 0,64	340,58	757	1,25
16	467,77 ± 0,02	26,73 ± 0,52	441,04	980	1,88
17	449,25 ± 0,53	9,39 ± 0,06	439,86	977	2,23
18	504,45 ± 0,74	28,73 ± 0,63	475,72	1057	2,30
19	484,56 ± 2,42	27,48 ± 0,61	457,08	1016	2,21
20	485,35 ± 0,85	65,22 ± 0,24	420,13	934	1,88
21	297,70 ± 0,47	97,80 ± 0,42	199,89	444	2,81
22	243,05 ± 1,28	72,22 ± 0,67	170,82	380	1,07
23	316,08 ± 0,26	94,78 ± 0,66	221,30	492	1,00
24	159,63 ± 0,18	91,65 ± 0,17	67,98	151	0,68
25	504,42 ± 0,21	128,93 ± 0,58	375,49	834	1,99
26	124,13 ± 0,18	57,47 ± 0,54	66,66	148	1,15
27	135,15 ± 0,14	48,83 ± 0,75	86,31	192	0,95
28	391,54 ± 1,01	64,12 ± 0,98	327,42	728	1,68

Tabla 43. Valores del flujo de carbono, del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)

C-biomasa = C-flujo / 0,45 (Vance *et al.*, 1987).

Resultados

Tal como se puede apreciar en la tabla n° 44, la media de los valores del C-biomasa es de $622 \pm 308 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$, oscilando en un rango muy amplio, entre 1233 y 148 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$.

El valor medio del C-biomasa en función al C-total del suelo es de $1,6 \pm 0,6 \%$, con un valor máximo de 2,8 % y un mínimo de 0,3 %, siendo el valor modal de 1,9 %.

Al comparar estas dos propiedades, se observa que los valores del C-biomasa presentan mayor variación (50 % C. V.) que su relación con el C-total (30 % C. V.).

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
C-biomasa *	622	308	50	1233	148	-
Cb / Ct **	1,6	0,6	30	2,8	0,3	1,9

Tabla 44. Parámetros estadísticos del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct)
* $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$, ** %.

En cuanto a la frecuencia relativa de valores, se observa una distribución bastante uniforme. La mayoría de los suelos (70%) presenta frecuentemente valores de C-biomasa entre 365 y 1025 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$, un 22 % de los datos observados muestra valores inferiores a este rango y sólo un 8 % es superior.

Al determinar la proporción del C-biomasa en función al C-total en el medio (% Cb/Ct), la mayoría de los suelos (74%) presentan valores entre 0,80 y 2,05 observándose claramente dos rangos modales, el primero de 1,05 a 1,30 % y el segundo de 1,80 a 2,05. Ambos rangos, representan el 50 % de los datos observados.

También se observa que un 18 % de los suelos presenta valores superiores a 2,05 y que sólo el 8 % de los suelos muestra valores mínimos (0,30 a 0,80 % Cb/Ct) (fig. n° 29).

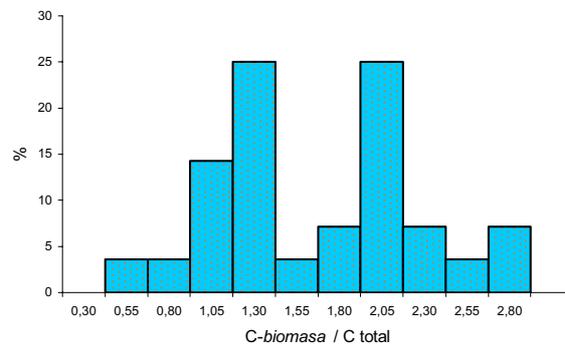
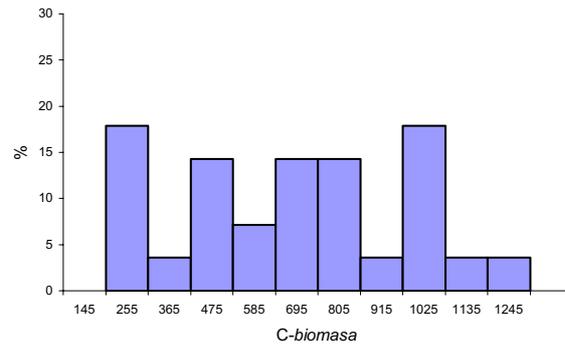


Figura 29. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativa a C-biomasa ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y a biomasa en función al C total (%)

Resultados

De todo lo anterior, se deduce que el contenido en biomasa microbiana en los suelos estudiados está repartida uniformemente; es decir, desde valores muy bajos hasta valores muy elevados. Sin embargo, el contenido de la biomasa microbiana en función de la materia orgánica presenta dos máximos grupos con valores altos y bajos.

4. 3. 2. Respiración del suelo

Los valores de respiración de los microorganismos del suelo, durante una incubación de 10 días en condiciones óptimas de humedad y temperatura, se muestran en la tabla nº 45.

El primer día de actividad respiratoria, los suelos nº 15, 8 y 20 presentaron los valores más altos en producción de CO₂ y los suelos nº 24, 21, 5, 27 y 26 los contenidos más bajos.

En el segundo y cuarto día, fueron los suelos nº 8, 20, 15 y 1 los de mayor producción respiratoria y los suelos nº 14, 24 y 26 los de menor valor, mientras que los suelos nº 26, 24, 14 y 5 lo fueron durante el cuarto día.

Para el séptimo y décimo día de incubación, los suelos nº 8, 20 y 1 mostraron los valores más altos de producción de CO₂ y los suelos nº 26, 27 y 5 los más bajos.

No obstante, el sumatorio de los valores de respiración (Σ), que representa la producción total o acumulada de CO₂ en los suelos durante 10 días, muestra los niveles más altos en los suelos nº 8, 20, 1 y 15 y los niveles más bajos en los suelos nº 26, 24, 27, 14 y 5.

Para poder comparar los valores estadísticos con otros trabajos, la cantidad de carbono mineralizada (Σ) se expresa también por unidad de tiempo (horas).

N° Suelo	mg · Kg ⁻¹ CO ₂ / día						CO ₂ µg·g ⁻¹ ·h ⁻¹
	1°	2°	4°	7°	10°	Σ	
1	223,7	201,8	379,5	542,0	435,0	1781,9	7,4
2	181,4	166,7	321,5	492,7	383,6	1545,8	6,4
3	119,2	91,6	198,4	203,6	175,5	788,3	3,3
4	136,2	128,4	223,1	264,6	224,2	976,4	4,1
5	79,4	52,6	104,7	99,1	92,3	428,2	1,8
6	248,3	186,2	289,8	401,2	186,5	1312,0	5,5
7	124,6	76,5	144,7	157,0	180,3	683,2	2,9
8	334,0	252,0	478,3	734,6	730,4	2529,4	10,5
9	145,4	79,9	200,6	243,8	235,5	905,2	3,8
10	175,9	63,9	197,6	362,3	322,9	1122,6	4,7
11	253,1	108,2	349,3	359,8	317,6	1388,1	5,8
12	197,3	75,3	260,0	292,6	283,5	1108,7	4,6
13	160,4	40,2	151,6	168,5	151,0	671,7	2,8
14	112,4	27,0	101,2	108,6	90,8	440,1	1,8
15	451,2	194,3	423,3	439,2	395,1	1903,1	7,9
16	151,3	50,9	165,8	165,3	161,4	694,7	2,9
17	171,6	73,1	221,4	251,4	227,6	945,1	3,9
18	160,8	74,1	208,9	225,7	210,9	880,3	3,7
19	194,0	87,9	257,5	297,6	279,9	1116,9	4,7
20	288,8	213,5	486,8	577,9	563,4	2130,3	8,9
21	73,5	100,0	114,0	151,9	104,9	544,3	2,3
22	93,1	59,2	183,8	220,4	165,0	721,4	3,0
23	142,5	92,0	140,4	189,5	144,6	709,1	3,0
24	65,6	38,1	77,4	107,8	63,7	352,7	1,5
25	194,2	141,4	262,5	365,5	257,1	1220,7	5,1
26	82,2	38,3	46,8	35,7	43,5	246,6	1,0
27	79,7	88,4	116,6	52,8	35,6	373,1	1,6
28	104,8	159,9	130,9	134,6	122,2	652,3	2,7

Tabla 45. Valores de la respiración microbiana del suelo

Σ = cantidad mineralizada en 10 días.

Resultados

La figura nº 30, muestra los valores acumulados de la producción microbiana de CO₂ durante un periodo de 10 días bajo condiciones óptimas de temperatura y humedad. En ella se observa que los suelo nº 8 y 20, presentan las curvas más ascendentes de producción acumulada de CO₂ y los suelos nº 5, 14, 21, 24, 26 y 27 muestran las curvas menos ascendentes. Como observación importante, se nota que la mayoría de los suelos incrementan su velocidad de acumulación después del segundo día de incubación, y que los suelos nº 6 y 27 presentan un ligero descenso en su velocidad de acumulación después del séptimo día.

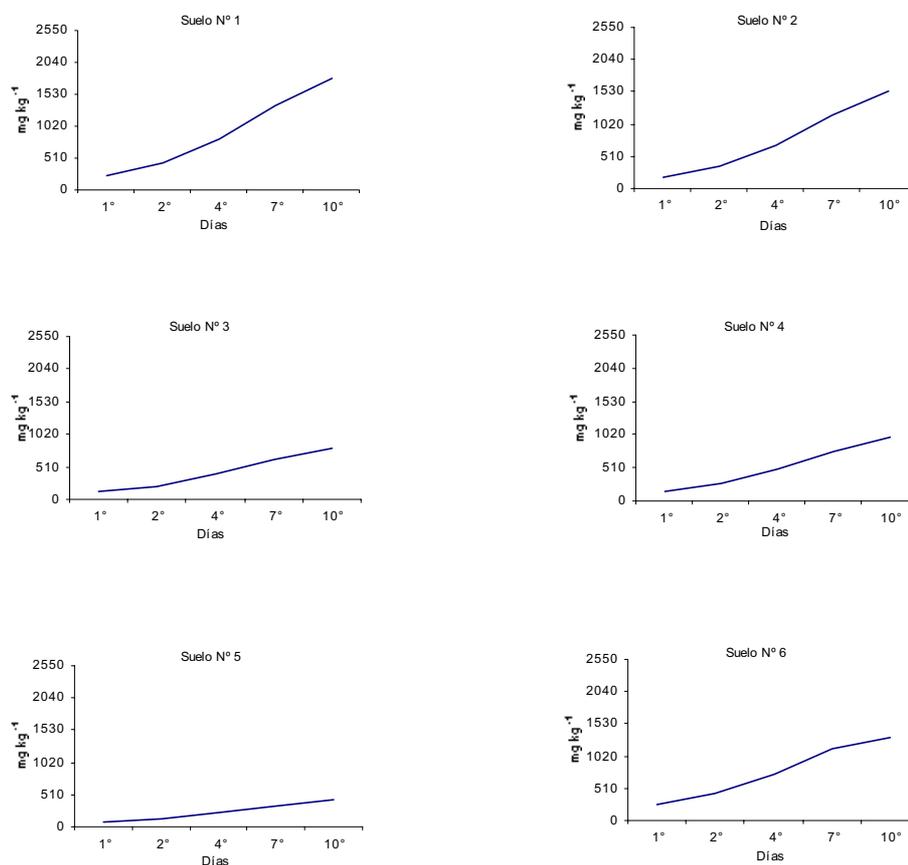


Fig. 30. Evolución de CO₂ (mg · Kg⁻¹) desprendido durante 10 días
(Valores acumulados).

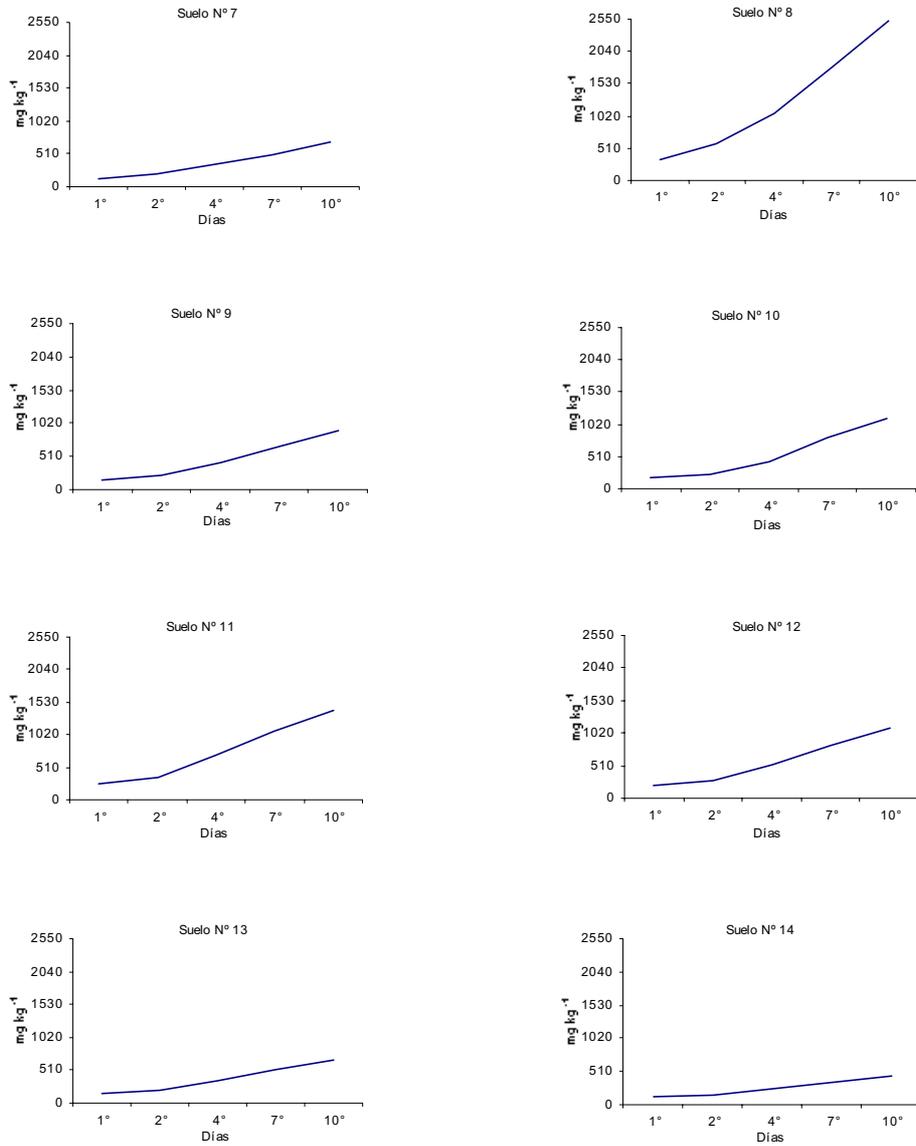


Fig. 30. Continuación

Resultados

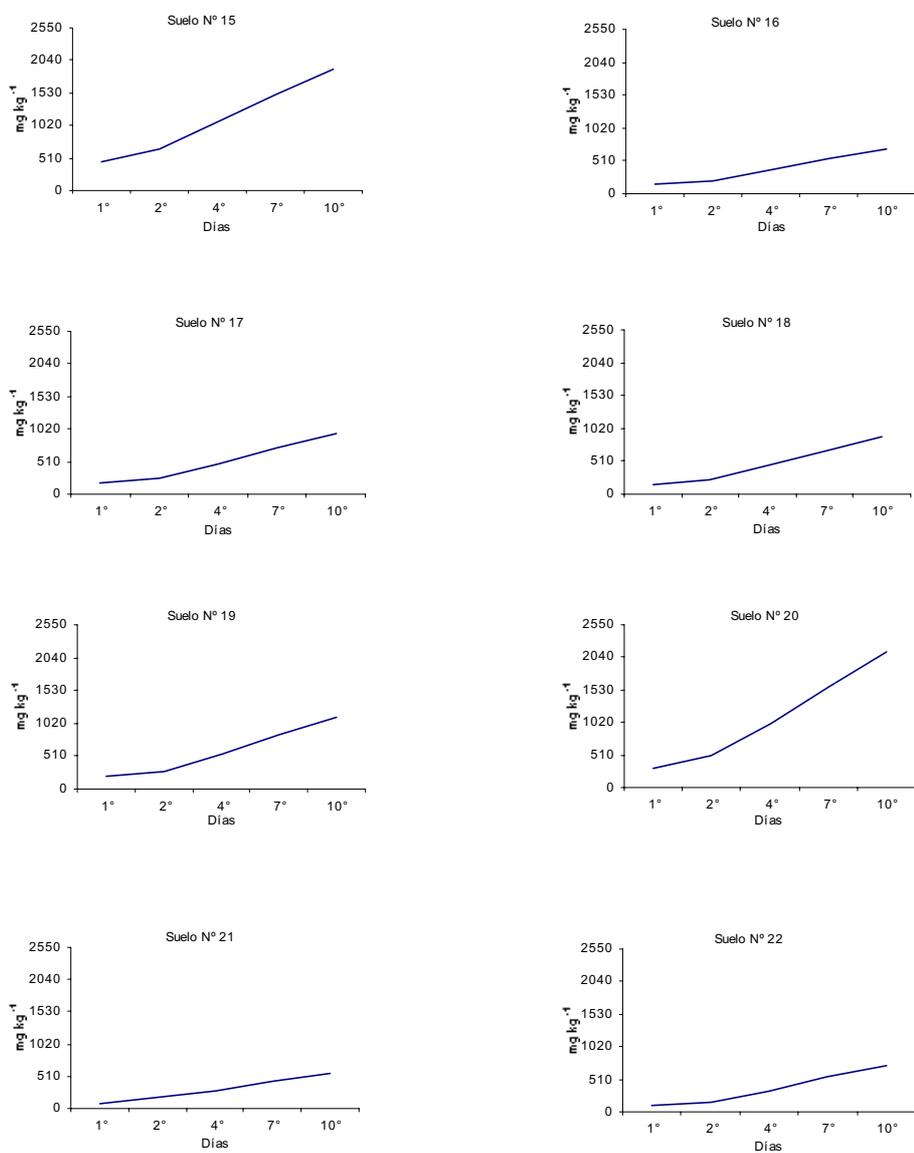


Fig. 30. Continuación

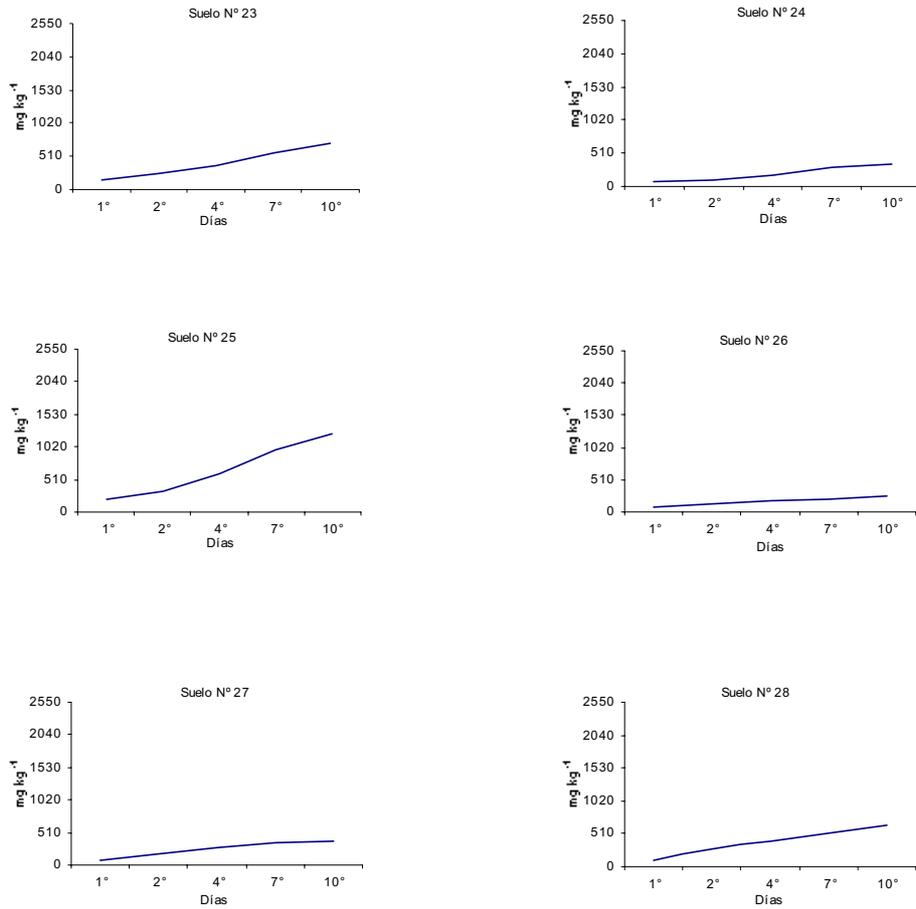


Fig. 30. Continuación.

Resultados

La producción total de CO₂ en los suelos durante los 10 días de incubación presenta una media de $1006 \pm 563 \text{ mg Kg}^{-1}$, y sus valores oscilan entre 246,6 y 2529,4 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. A pesar del amplio rango de valores, los suelos no muestran ningún dato que se repita más que otro (tabla nº 46).

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
$\Sigma \text{ CO}_2$	1006,15	563,11	56	2529,40	246,60	-

Tabla 46. Parámetros estadísticos de los valores del CO₂ acumulado durante 10 días ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

En la figura nº 31, se ilustran las distribuciones de los suelos en clases de frecuencias para la producción total de CO₂ durante el periodo de incubación de 10 días. En ella se puede observar que el 71 % de los datos presentan valores entre 240 y 1160 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ de CO₂ acumulados y que sólo un 4 % de los suelos muestran valores altos, entre 2310 y 2540 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

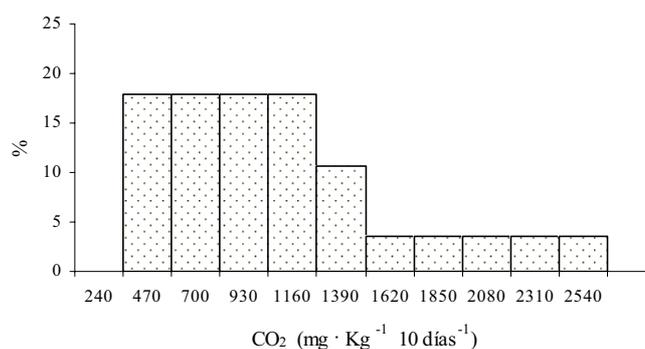


Fig. 31. Distribución de los suelos en clases de frecuencias relativas de CO₂

Por lo general, los microorganismos (biomasa microbiana) de los suelos estudiados mineralizan el carbono de la materia orgánica en un amplio rango de valores, como se mencionó anteriormente y que es reflejado en la variabilidad de los datos observados (56 % C. V.). Además, la mayoría de los suelos muestran evoluciones altas en pocos días de incubación.

La cinética de mineralización del carbono es calculada basándose en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción del carbono que permanece en el suelo, o carbono residual:

$$C \text{ residual} = \frac{(C_t - C_m)}{C_t} \times 100$$

donde C_t representa el carbono total inicial y C_m el carbono de mineralización. Se considera (Gil *et al.*, 1992) que el proceso sigue una cinética de orden 1, según la ecuación:

$$\frac{dc}{dt} = -Kc$$

donde “c” es el carbono mineralizado, “K” es la constante de velocidad y “t” el tiempo.

Si se relaciona el logaritmo del carbono residual con el tiempo de incubación, se obtienen las gráficas de la figura nº 32. Salvo los suelos nº 8, 10 y 12, en los que los puntos determinados se pueden unir en una sola recta; en los demás suelos los puntos se ajustan a dos rectas que se explican considerando que el proceso de mineralización consta de dos procesos de primer orden (Stanford y Smith, 1972), el primero de los cuales consiste en la mineralización de un sustrato más lábil y el segundo en la mineralización de un sustrato más recalcitrante (Gil *et al.*, 1992).

Se observa que en la mayoría de los suelos (71 %) la mineralización del sustrato más recalcitrante se inicia el cuarto día de la incubación; salvo los suelos nº 1, 5, 16, 21, 23, 26 y 28, que la inician el segundo día y el suelo nº 6, que no lo inicia hasta el séptimo día de incubación.

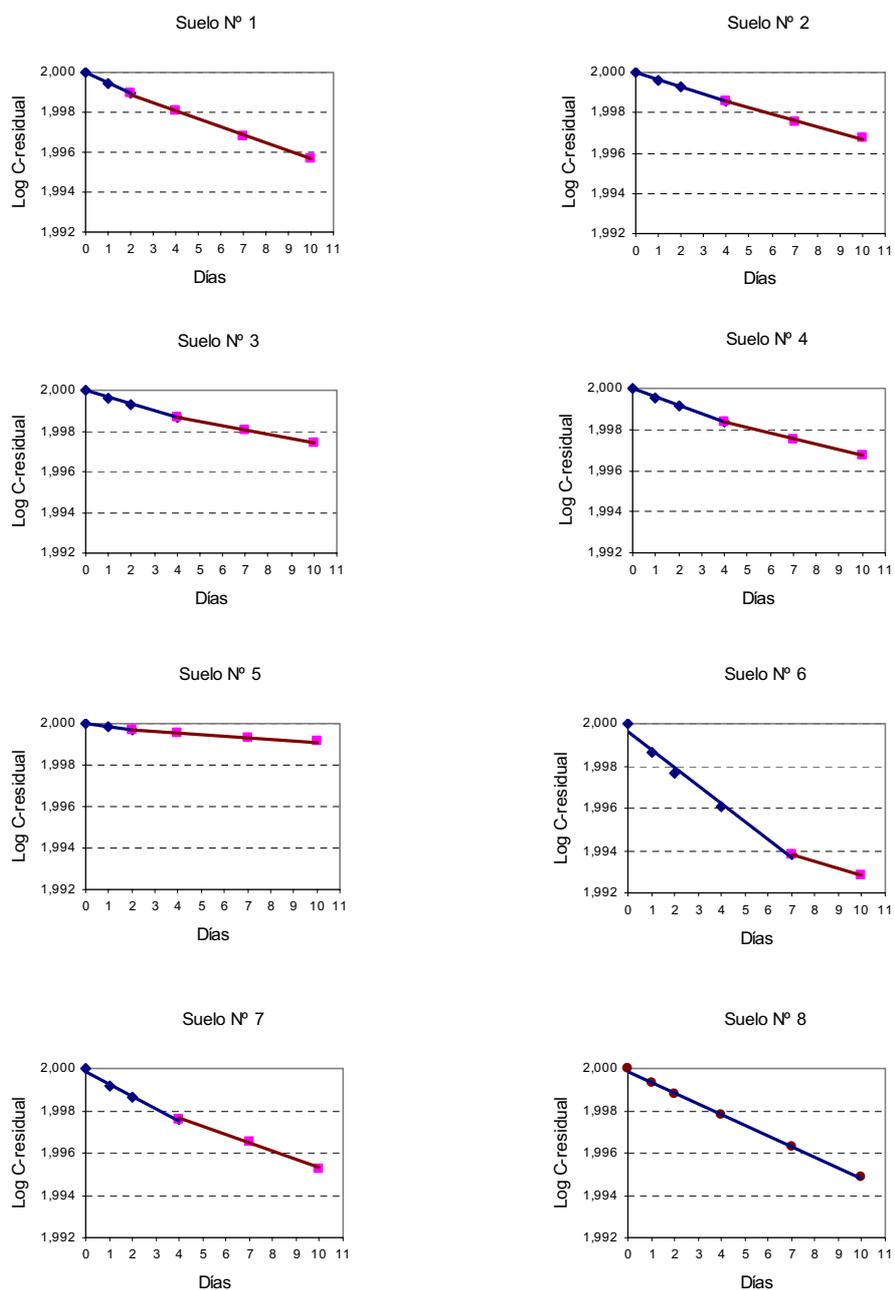


Fig. 32. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono

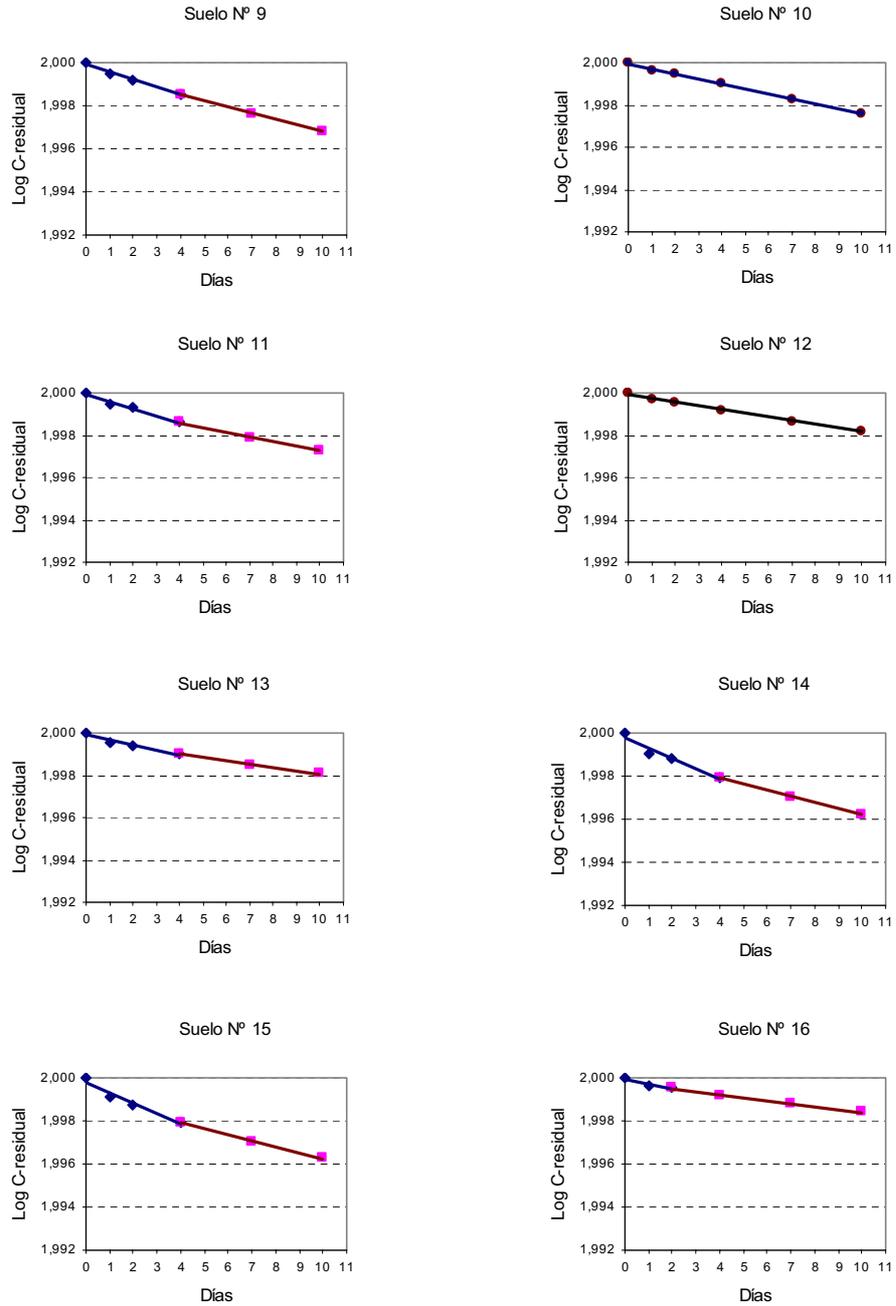


Fig. 32. Continuación

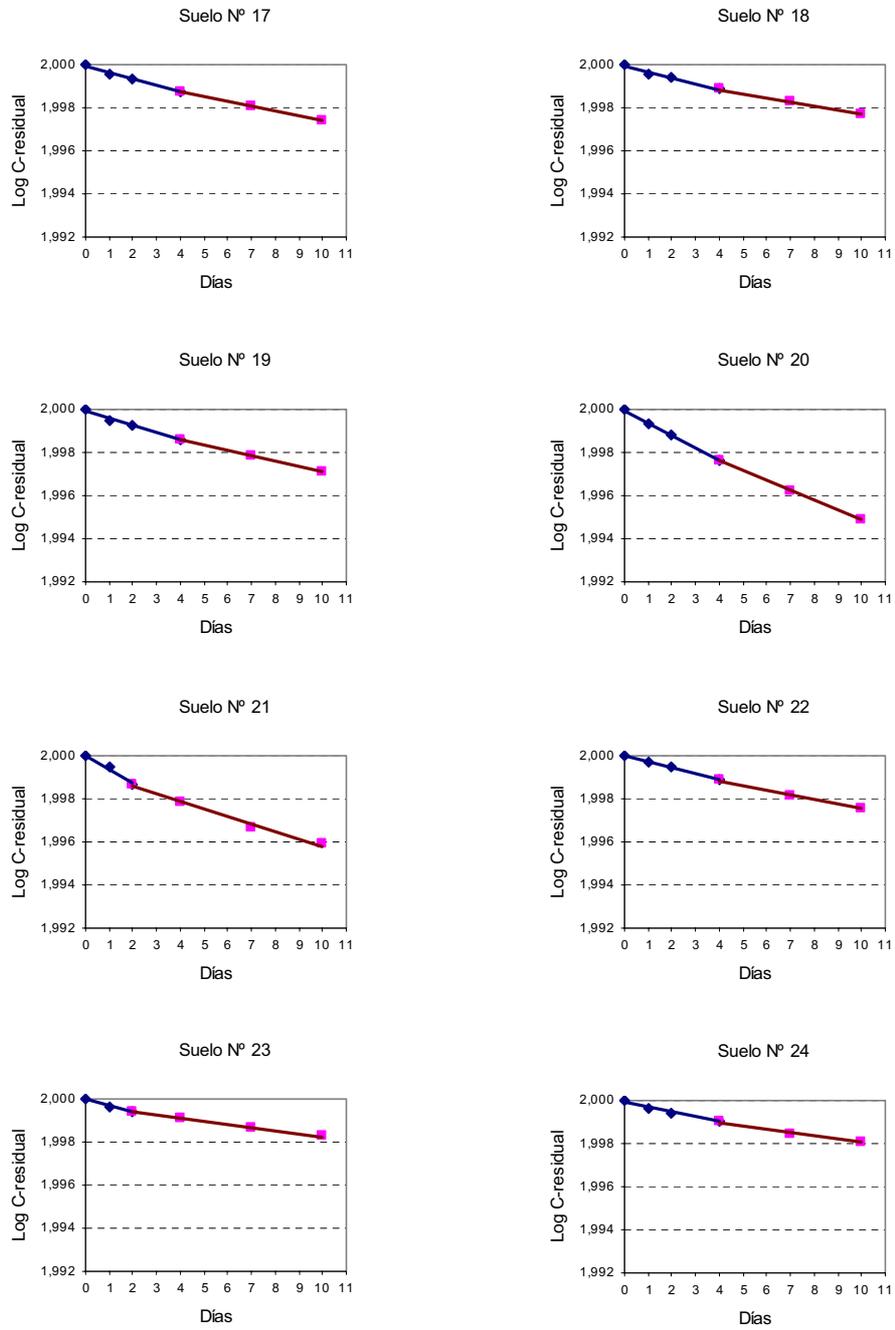


Fig. 32. Continuación

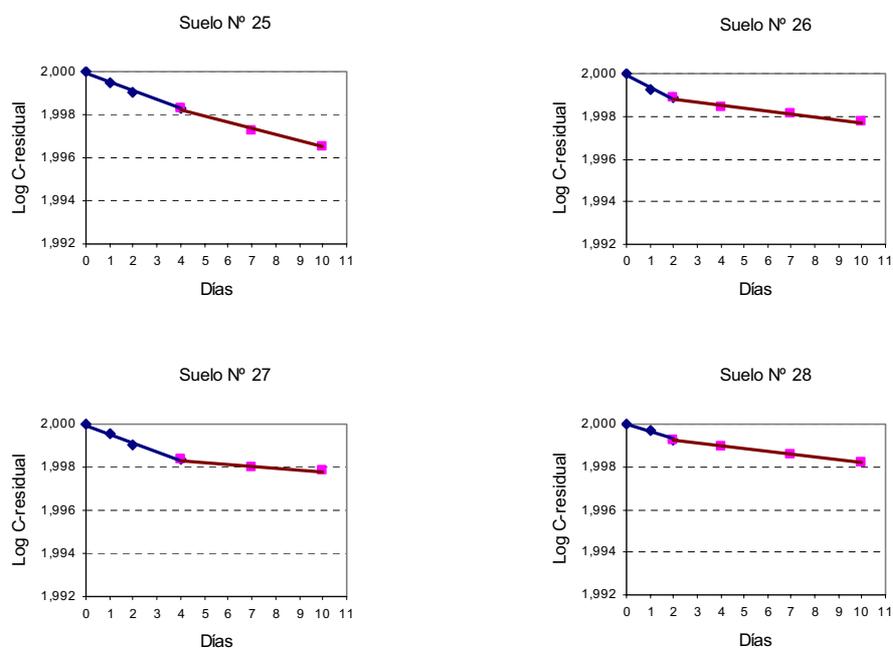


Fig. 32. Continuación.

En la tabla nº 47, se muestran los valores de las constantes cinéticas de ambos procesos. La correlación (r) entre los valores del logaritmo del C-residual y el tiempo, es más alta en los suelos nº 2, 8 y 20 para el primer sustrato y en los suelos nº 6, 9 y 20 para el segundo sustrato. También se observa que todos los valores de los coeficientes de correlación mantienen un nivel de significancia muy alto ($p < 0,001$). Cabe añadir, que los suelos nº 8, 10 y 12 son los únicos en los que se aprecia la existencia de un único sustrato de mineralización del carbono.

Las constantes de velocidad presentan valores que oscilan entre $1 \cdot 10^{-4}$ y $9 \cdot 10^{-4}$ para el sustrato más lábil y entre $0,7 \cdot 10^{-4}$ y $5 \cdot 10^{-4}$ para el sustrato más recalcitrante, y cuyos valores medios son $3,9 \cdot 10^{-4} \pm 1,8$ y $2,4 \cdot 10^{-4} \pm 1,1$ respectivamente. Para el primer sustrato, el suelo nº 6 es el que presenta la mayor labilidad y el suelo nº 5 el de menor labilidad.

Resultados

Para el segundo sustrato, el suelo n° 20 es el que presenta la mayor labilidad mientras que los suelos n° 5 y 27 son los más recalcitrantes.

N° Suelo	Velocidad			
	Sustrato 1°		Sustrato 2°	
	$K \cdot 10^{-4}$	r	$K \cdot 10^{-4}$	r
1	5	0,9995	4	0,9983
2	4	0,9996	3	0,9974
3	3	0,9990	2	0,9991
4	4	0,9987	3	0,9989
5	1	0,9932	0,7	0,9933
6	9	0,9934	3	1,0000
7	6	0,9914	4	0,9991
8	5	0,9994	-	-
9	4	0,9951	3	1,0000
10	2	0,9983	-	-
11	3	0,9929	2	0,9993
12	2	0,9959	-	-
13	2	0,9741	2	0,9995
14	5	0,9710	3	0,9987
15	5	0,9805	3	0,9995
16	2	0,9613	1	0,9955
17	3	0,9916	2	0,9996
18	3	0,9925	2	0,9998
19	3	0,9928	2	0,9998
20	6	0,9990	5	1,0000
21	7	0,9961	4	0,9948
22	3	0,9974	2	0,9966
23	3	0,9924	1	0,9968
24	2	0,9916	2	0,9892
25	4	0,9958	3	0,9950
26	6	0,9787	1	0,9916
27	4	0,9951	0,9	0,9938
28	4	0,9928	1	0,9950
Media:	3,9	0,9914	2,4	0,9972
D. E.	1,8	0,0095	1,1	0,0030

Tabla 47. Valores de las constantes cinéticas (K) y de los coeficientes de correlación de *Pearson* (r) para la mineralización del carbono
Nivel de significancia $p < 0,001$ en todos los casos.

De manera general, se observa que la actividad biológica de los suelos para mineralizar el carbono de la materia orgánica es relativamente alta durante los primeros días de una incubación y decrece gradualmente.

En la tabla n° 48 se muestran los valores del coeficiente metabólico (cantidad de C-CO₂ emitido por unidad de biomasa y por hora) y del coeficiente de mineralización (cantidad de CO₂ emitido en función del carbono total del suelo). Entre los datos del coeficiente metabólico (qCO_2) se observa que el suelo n° 8, seguido del n° 7, 6, 1 y 2, es el que presenta un mayor valor, y que los suelos n° 16, 18 y 28 presentan los valores menores.

Con respecto al coeficiente de mineralización, los suelos n° 6, 8, 20 y 7 alcanzan los mayores valores y el suelo n° 5 muestra el dato más bajo, seguido de los suelos n° 16 y 23.

N° Suelo	qCO_2 ($\mu gC-CO_2 \cdot mg^{-1}C \cdot biomasa \cdot h^{-1}$)	CO ₂ / C-total (%)	N° Suelo	qCO_2 ($\mu gC-CO_2 \cdot mg^{-1}C \cdot biomasa \cdot h^{-1}$)	CO ₂ / C-total (%)
1	3,5	3,6	15	2,9	3,1
2	3,4	2,7	16	0,8	1,3
3	2,4	2,1	17	1,1	2,2
4	1,7	2,7	18	0,9	1,9
5	2,6	0,7	19	1,2	2,4
6	3,5	6,0	20	2,6	4,3
7	3,6	4,0	21	1,4	3,4
8	3,9	4,3	22	2,2	2,0
9	1,6	2,7	23	1,6	1,4
10	1,7	2,1	24	2,7	1,6
11	1,3	2,3	25	1,7	2,9
12	1,3	1,5	26	1,9	1,9
13	1,2	1,6	27	2,2	1,8
14	1,4	3,2	28	1,0	1,5

Tabla 48. Valores del coeficiente metabólico (qCO_2) y del coeficiente de mineralización (CO₂/C-total) del carbono en el suelo

El coeficiente metabólico (qCO_2) reporta una media de $2,04 \pm 0,91 \mu g C-CO_2 \cdot mg^{-1} C \cdot biomasa \cdot h^{-1}$, con valores máximos y mínimos de 3,91 y 0,81 $\mu g C-CO_2 \cdot mg^{-1} C \cdot biomasa \cdot h^{-1}$, respectivamente (tabla n° 49), siendo el rango entre 0,7 y 2,7 $\mu g C-CO_2 \cdot mg^{-1} C \cdot biomasa \cdot h^{-1}$.

biomasa · h⁻¹ donde se localiza el 79 % de los suelos y sólo un 4 % de los datos observados reporta valores superiores, entre 3,7 y 4,2 µg C-CO₂ · mg⁻¹ C-biomasa · h⁻¹ (fig. n° 33a).

En cuanto al coeficiente de mineralización del carbono (CO₂/C-total), presenta una media de 2,54 ± 1,15 % y un amplio rango de valores, entre 0,7 y 6,0 %. Además, se observa que 2,7 % es el valor que más se repite y que la curva de distribución de los datos está sesgada a la derecha, mucho más claramente que la del coeficiente metabólico; o sea que la mayoría de los suelos (79%) presenta valores bajos, entre 0,65 y 3,35 % C-CO₂/C-total, y sólo un 21 % de los datos observados presenta valores superiores a este rango (figura n° 33b). Cabe añadir que ambos parámetros presentan la misma dispersión entre sus valores (45 % C.V.).

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
qCO_2	2,04	0,91	45	0,81	3,91	-
CO ₂ /C-total	2,54	1,15	45	6,00	0,70	2,70

Tabla 49. Parámetros estadísticos del coeficiente metabólico (qCO_2) y el de mineralización (CO₂/C-total)

$qCO_2 = \mu g C-CO_2 \cdot mg^{-1} C-biomasa \cdot h^{-1}$. CO₂/C-total = % Coeficiente de mineralización.

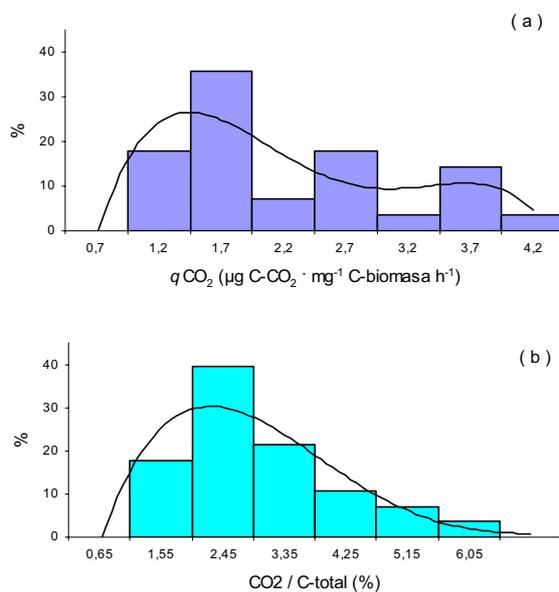


Fig. 33. Distribución de los suelos en clases de frecuencias del coeficiente metabólico (qCO_2) y el de mineralización del carbono (CO₂/C-total)

4. 3. 3. Mineralización del nitrógeno

En la tabla nº 50, se muestra el contenido en nitrógeno inorgánico inicial de los suelos, es decir preincubación. Se observa que los nº 27, 28 y 21, son los que presentan las mayores cantidades de nitrógeno inorgánico total y el nº 9 el menor valor, seguido de los suelos nº 5, 17 y 6.

Muchos suelos (39 % del total) contienen más nitrógeno en forma amoniacal, observándose la mayor proporción en el suelo nº 8 y la menor en el suelo nº 14. Sin embargo, la mayoría de los suelos analizados (61 % del total) contienen más nitrógeno en forma nítrica, alcanzando los valores mayores en el suelo nº 28, seguido de los suelos nº 27 y 21, mientras que los suelos nº 3, 5 y 6 muestran los valores más bajos. No se detectó en los suelos nitrógeno en forma de nitritos (N-NO_2^-).

En la tabla nº 51, se muestran los parámetros estadísticos típicos de la cantidad de nitrógeno inorgánico inicial existente en los suelos estudiados. En ella se observa que es mayor el valor medio en forma nítrica ($4,1 \pm 3,4 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) que en forma amoniacal ($2,7 \pm 1,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), encontrándose el primero con valores extremos entre 0,5 y $10,8 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ N-NO_3^- y cuyo valor de $8,9 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ es el que más se repite, y el segundo entre 0,4 y $8,6 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ N-NH_4^+ , siendo su moda $2,7 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$; la forma nítrica presenta mayor dispersión entre sus valores (84 % C.V.) que la amoniacal.

Al considerar ambas formas conjuntamente, el nitrógeno inorgánico total muestra valores que oscilan entre 2,2 y $13,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, presentando una media de $6,8 \pm 3,7 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$; asimismo, se observa que el valor de $3,2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ es el que más se repite.

Nº Suelo	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-total
1	3,0 ± 0,1	8,9 ± 0,1	11,9 ± 0,2
2	4,0 ± 0,1	6,1 ± 0,1	10,1 ± 0,1
3	2,7 ± 0,1	0,5 ± 0,1	3,2 ± 0,1
4	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,2	3,9 ± 0,1
5	2,3 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,7 ± 0,1
6	2,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,9 ± 0,1
7	5,2 ± 0,1	0,9 ± 0,1	6,0 ± 0,1
8	8,6 ± 0,1	1,6 ± 0,1	10,2 ± 0,1
9	1,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1	2,2 ± 0,2
10	1,3 ± 0,1	1,8 ± 0,1	3,1 ± 0,2
11	1,2 ± 0,4	3,1 ± 0,1	4,2 ± 0,1
12	2,3 ± 0,1	0,9 ± 0,1	3,2 ± 0,1
13	2,1 ± 0,1	2,6 ± 0,1	4,7 ± 0,1
14	0,4 ± 0,1	4,5 ± 0,2	4,9 ± 0,1
15	1,3 ± 0,1	4,3 ± 0,2	5,6 ± 0,1
16	1,3 ± 0,1	4,3 ± 0,1	5,6 ± 0,1
17	2,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	2,8 ± 0,1
18	2,9 ± 0,1	3,3 ± 0,1	6,2 ± 0,1
19	3,3 ± 0,1	1,9 ± 0,1	5,2 ± 0,1
20	2,7 ± 0,1	1,1 ± 0,1	3,7 ± 0,1
21	3,3 ± 0,1	9,8 ± 0,1	13,2 ± 0,4
22	2,4 ± 0,1	4,6 ± 0,1	7,1 ± 0,3
23	2,7 ± 0,2	8,0 ± 0,1	10,7 ± 0,1
24	1,9 ± 0,1	8,9 ± 0,2	10,8 ± 0,2
25	2,7 ± 0,1	8,9 ± 0,0	11,6 ± 0,1
26	3,5 ± 0,1	3,1 ± 0,1	6,6 ± 0,1
27	3,7 ± 0,1	9,8 ± 0,1	13,5 ± 0,1
28	2,5 ± 0,1	10,8 ± 0,1	13,2 ± 0,1

Tabla 50. Valores del contenido en nitrógeno inorgánico inicial de los suelos (mg · Kg⁻¹)
N-NH₄⁺ = nitrógeno amoniacal. N-NO₃⁻ = nitrógeno nítrico.

Nitrógeno	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
N-NH ₄ ⁺	2,68	1,53	57	8,6	0,4	2,7
N-NO ₃ ⁻	4,08	3,41	84	10,8	0,5	8,9
N-total	6,76	3,74	55	13,5	2,2	3,2

Tabla 51. Parámetros estadísticos del nitrógeno inorgánico inicial en los suelos (mg · Kg⁻¹)

En la figura n° 34, se observa que el nitrógeno inorgánico presente inicialmente en los suelos (preincubación) tiende a concentrarse en dos rangos modales, la mayoría de los datos observados (64%) corresponde a valores entre 1,8 y 6,9 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y un 25 % se concentra entre 10,3 y 13,7 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

En cuanto al N amoniacal, un 61 % de los suelos presenta valores entre 1,8 y 3,5 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el 21 % muestra niveles inferiores (0,1 a 1,8 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y sólo el 18 % de los datos observados corresponde a valores superiores.

La forma nítrica se distribuye ampliamente en la mayoría de los suelos, presentado el 39 % de los mismos las concentraciones más bajas (entre 0 y 2 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y sólo el 21 % muestra los valores más altos (entre 8 y 10 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$).

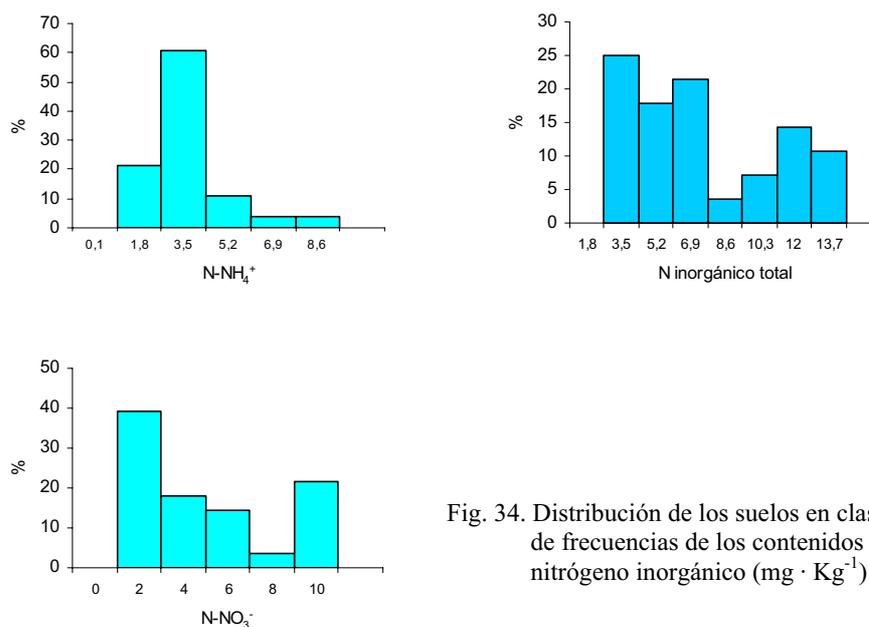


Fig. 34. Distribución de los suelos en clases de frecuencias de los contenidos de nitrógeno inorgánico ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

Los valores en nitrógeno mineralizado, después de una incubación de 10 días, se registran en la tabla n° 52. Se observa que el nitrógeno amoniacal es liberado en mayor proporción en los suelos n° 19, 15, 6 y 1, y en menor en los suelos n° 26, 27 y 28. En cuanto al nitrógeno en forma nítrica, los suelos n° 8, 4 y 3 son los que liberan más cantidad de esta forma de nitrógeno, y el suelo n° 11, seguido del 27 y 9, los que menos. Considerando conjuntamente ambas formas de nitrógeno, los suelos n° 8, 3, 4 y 20 son los que

Resultados

mineralizan más nitrógeno inorgánico y los suelos nº 27, 26 y 28 los que menos, durante el periodo de incubación.

Nº Suelo	Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	Nitrógeno mineralizado (N-total)
(mg · Kg ⁻¹ 10 días ⁻¹)			
1	3,33	2,23	5,56
2	2,33	1,29	3,61
3	2,24	5,41	7,64
4	1,88	5,72	7,60
5	1,30	1,33	2,63
6	3,33	2,39	5,72
7	0,78	0,84	1,62
8	1,97	5,80	7,77
9	1,87	0,42	2,29
10	2,53	2,52	5,05
11	2,93	0,14	3,07
12	1,82	1,81	3,63
13	0,83	4,63	5,46
14	2,34	1,82	4,16
15	3,38	3,36	6,74
16	0,78	3,15	3,92
17	0,85	4,88	5,73
18	0,61	4,49	5,10
19	3,83	2,49	6,32
20	2,50	4,61	7,12
21	0,60	0,50	1,10
22	1,91	4,74	6,65
23	1,29	3,21	4,51
24	1,00	2,09	3,09
25	0,42	0,58	1,00
26	0,13	0,57	0,70
27	0,18	0,39	0,57
28	0,19	0,71	0,90

Tabla 52. Cantidades netas de N-NH₄⁺ y de N-NO₃⁻ liberadas durante la mineralización del nitrógeno en una incubación de 10 días

Tal como se muestra en la tabla nº 53, el incremento de nitrógeno inorgánico total tuvo una media de $4,26 \pm 2,30$ mg · Kg⁻¹, con valores que oscilaron entre 0,57 y 7,77 mg · Kg⁻¹. La forma amoniacal presenta un valor promedio de $1,68 \pm 1,09$ mg · Kg⁻¹, cuyo valor máximo es de 3,83 mg · Kg⁻¹ y el valor mínimo de 0,13 mg · Kg⁻¹, observándose que es la única

forma que presenta un valor modal ($3,33 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). En la forma nítrica la media es de $2,58 \pm 1,83 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, obteniéndose en un rango entre $5,80$ y $0,14 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

Nitrógeno	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	1,68	1,09	64,53	3,83	0,13	3,33
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	2,58	1,83	71,12	5,80	0,14	-
N mineralizado	4,26	2,30	54,11	7,77	0,57	-

Tabla 53. Parámetros estadísticos de la mineralización del nitrógeno en los suelos ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1} 10 \text{ días}^{-1}$)

Además, al comparar los valores medios durante la mineralización (antes y después de una incubación de 10 días) se calcula que un 63 % del nitrógeno incrementa con relación a lo que tenía, del cual el 61 % del nitrógeno mineralizado corresponde a la forma nítrica y el 39 % a la amoniacal (tablas nº 51 y 53).

La distribución de los valores de nitrógeno mineralizado (figura nº 35), muestra que los suelos se sitúan en clases de frecuencias de modo bastante uniforme. El 18 % de los datos observados presenta valores bajos de nitrógeno mineralizado, entre $0,5$ y $1,6 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el 68 % contiene valores entre $1,6$ y $7,1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y sólo el 14 % presenta los niveles más altos, entre $7,1$ y $8,2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

Al observar las diferentes formas mineralizadas, se aprecian amplias distribuciones de sus valores. El nitrógeno amoniacal presenta los niveles más bajos (32 % de los suelos) entre $0,1$ y $0,85 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y los más altos (14 % de los suelos) entre $3,1$ y $3,85 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$; además, se aprecia que el 29 % de los suelos contiene valores entre $1,6$ y $2,35 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

De la forma nítrica, la mayoría de los suelos, 71 %, ha mineralizado cantidades bajas, entre $0,1$ y $3,4 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y el 29 % restante cantidades altas, entre $3,4$ y $6,7 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

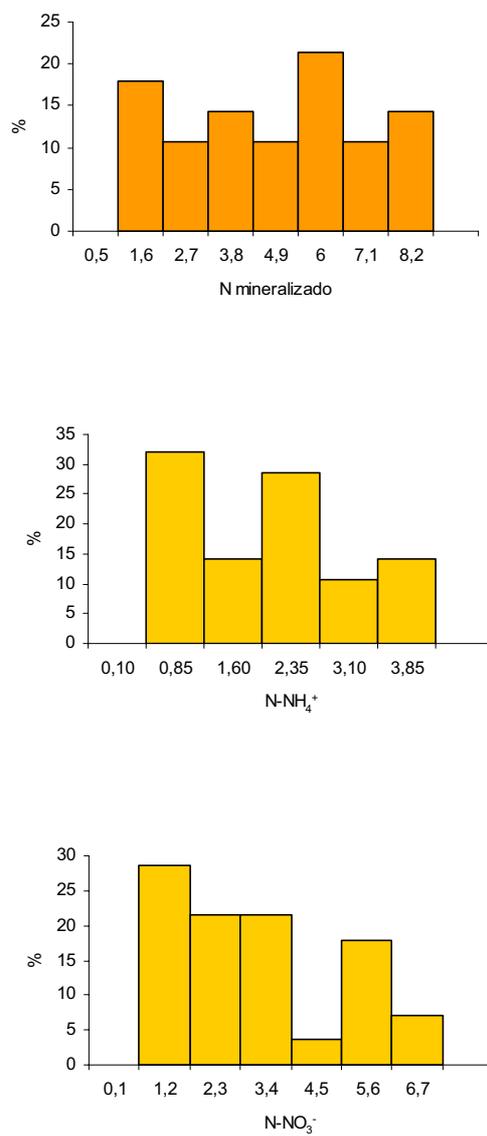


Fig. 35. Distribución de los suelos en clases de frecuencias de los contenidos en nitrógeno incrementado producido durante una incubación de 10 días (mg Kg⁻¹ 10 días⁻¹)
N-NH₄⁺ = nitrógeno amoniacal. *N-NO₃⁻* = nitrógeno nítrico.

4. 3. 4. Actividad enzimática

4. 3. 4. 1. β -D-glucosidasa

Los valores de la actividad β -D-glucosidasa están recogidos en la tabla nº 54. Se observa que la actividad enzimática es mayor en los suelos nº 11, 12, y 15, y menor en los suelos nº 27, 26, 14 y 5. Sin embargo, al hacer la relación con el carbono total del suelo, esta enzima muestra mayor proporción en los suelos nº 21, 6, 7 y 11, y menor en el suelo nº 5, seguido del nº 2 y 19.

Por otro lado, se observa que el nº 11, además de poseer alto contenido en β -D-glucosidasa, es también de los que presentan una materia orgánica con mayor riqueza de esta enzima, y que los suelos nº 5 y 27, con bajos contenidos de dicha actividad enzimática, muestran al mismo tiempo una materia orgánica más empobrecida de β -D-glucosidasa. En cambio, los suelos nº 26, 14 y 7, a pesar que son de los que poseen menos niveles de la actividad β -D-glucosidasa, son de los que tienen una mayor proporción de enzima en relación a su materia orgánica.

Nº	β -D-glucosidasa	β -D-glucos./Ctotal	Nº	β -D-glucosidasa	β -D-glucos./Ctotal
1	1,55 \pm 0,04	31	15	2,25 \pm 0,13	37
2	1,06 \pm 0,09	19	16	1,51 \pm 0,01	29
3	1,36 \pm 0,05	37	17	1,89 \pm 0,04	43
4	1,29 \pm 0,05	36	18	1,61 \pm 0,08	35
5	0,67 \pm 0,01	12	19	0,91 \pm 0,05	20
6	1,42 \pm 0,09	65	20	1,35 \pm 0,08	27
7	0,99 \pm 0,05	58	21	1,25 \pm 0,01	79
8	1,85 \pm 0,09	32	22	1,25 \pm 0,01	35
9	1,17 \pm 0,06	35	23	1,41 \pm 0,03	29
10	1,68 \pm 0,07	31	24	0,87 \pm 0,04	39
11	3,09 \pm 0,06	51	25	1,42 \pm 0,03	34
12	2,32 \pm 0,12	32	26	0,54 \pm 0,01	42
13	1,54 \pm 0,11	37	27	0,51 \pm 0,02	25
14	0,61 \pm 0,04	44	28	1,63 \pm 0,06	38

Tabla 54. Actividad enzimática de la β -D-glucosidasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

Resultados

El valor medio de la actividad enzimática β -D-glucosidasa en todos los suelos (tabla n° 55) es de $1,39 \pm 0,57 \mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, con valores que abarcan un rango entre 0,51 y 3,09 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ y donde el valor más frecuente es de 1,4 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

En cuanto a la proporción de la actividad enzimática en función del carbono total en el suelo, se observa que el valor medio es de 37 ± 14 (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$), oscilando entre 12 y 79. Ambos parámetros, actividad β -D-glucosidasa y proporción de actividad respecto al C total, muestran una variabilidad muy parecida.

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
β -D-glucosidasa	1,39	0,57	41	3,09	0,51	1,4
β -D-glucosidasa/C-total	37	14	37	79	12	40

Tabla 55. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática β -D-glucosidasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

En la figura n° 36a, se aprecia una alta proporción de suelos (89 %) con bajos niveles de la actividad β -D-glucosidasa, entre 0,45 y 2,04 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

La curva de distribución de los valores se presenta bastante normal y ligeramente sesgada a la derecha, de modo que sólo un 4 % de los suelos muestran altos valores de la actividad enzimática, en un rango entre 2,57 y 3,10 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

En función al C total de los suelos (figura n° 36b), se observa que las menores proporciones de la actividad β -D-glucosidasa se presentan en un 14 % de los suelos, con valores entre 12 y 27 ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \text{C total}$). La mayoría de los suelos (60 %), presentan valores medios entre 27 y 42 y aproximadamente el 25 % de los suelos contienen valores superiores a este rango.

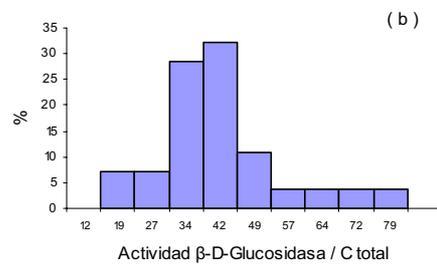
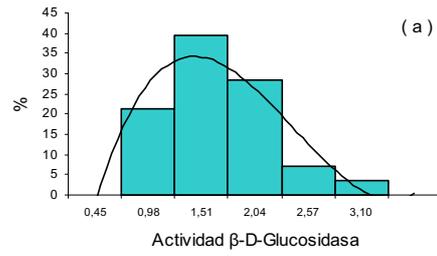


Fig. 36. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad β -D-glucosidasa ($\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

4. 3. 4. 2. Fosfomonoesterasa

La actividad enzimática fosfomonoesterasa presenta mayores valores en los suelos nº 12, 20, 18 y 11, mientras que es menor su actividad en los suelos nº 27, 26, 24 y 5. Los valores de la actividad enzimática en función al carbono total son mayores en los suelos nº 21, 7, 14, 20 y 6 y menores en los suelos nº 5 y 28, seguido del 2 y 27 (tabla nº 56).

Es notable apreciar que el suelo nº 12 es el que presenta la mayor cantidad de la actividad fosfomonoesterasa, pero no muy alta concentración de enzima en relación a la materia orgánica; los suelos nº 26 y 14, a pesar de presentar un nivel bajo, muestra una alta proporción de la enzima en función a la materia orgánica. Además, se observa que los suelos nº 20, 18 y 19 corresponden a niveles altos de la actividad enzimática y a su vez a altas proporciones en función a la materia orgánica, contrario a los valores de los suelos nº 27, 5, 28 y 22 que son bajos en ambos casos.

Nº	Fosfomonoesterasa	Fosfomon./Ctotal	Nº	Fosfomonoesterasa	Fosfomon./Ctotal
1	5,13 ± 0,47	104	15	4,32 ± 0,03	71
2	3,87 ± 0,05	69	16	3,87 ± 0,17	74
3	4,23 ± 0,13	115	17	3,79 ± 0,11	86
4	3,13 ± 0,04	87	18	6,10 ± 0,38	133
5	2,14 ± 0,17	37	19	5,29 ± 0,12	115
6	3,28 ± 0,04	151	20	7,72 ± 0,25	155
7	3,19 ± 0,18	86	21	3,10 ± 0,11	196
8	5,35 ± 0,08	92	22	2,75 ± 0,20	78
9	4,29 ± 0,54	127	23	3,48 ± 0,13	71
10	4,96 ± 0,03	91	24	1,97 ± 0,13	89
11	5,86 ± 0,03	96	25	3,55 ± 0,06	85
12	7,34 ± 0,56	100	26	1,68 ± 0,08	130
13	3,81 ± 0,13	92	27	1,40 ± 0,13	69
14	2,18 ± 0,16	157	28	2,20 ± 0,10	51

Tabla 56. Actividad enzimática de la fosfomonoesterasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{ C}$)

La tabla nº 57, muestra que la actividad fosfomonoesterasa presenta valores entre 1,40 y 1,72 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, cuya media y moda son muy similares ($3,93 \pm 1,61$ y $3,90 \mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, respectivamente). En función al C total del suelo, la actividad fosfomonoesterasa presenta un promedio de 104 ± 39 , valor que es un

poco más bajo que su valor modal (115) abarcando un rango entre 37 y 196 (*p*-nitrofenol liberado · h⁻¹ · g⁻¹ C).

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Fosfomonoesterasa	3,93	1,61	41	7,72	1,40	3,90
Fosfomon./Ctotal	104	39	37	196	37	115

Tabla 57. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática fosfomonoesterasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (actividad enzimática · g⁻¹ C)

La distribución de la actividad fosfomonoesterasa en clases de frecuencia (figura n° 37a) muestra que en los suelos la mayoría de los datos observados (71 %) se concentra a valores bajos, entre 1,35 y 4,35 $\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. En función al carbono total (figura n° 37b), un 14 % de los suelos muestra valores muy bajos, entre 37 y 70 (actividad enzimática · g⁻¹ C), la mayoría (67 % de los datos) presenta valores entre 70 y 136, y valores superiores (entre 136 y 202) sólo lo alcanzan el 19 % de los suelos.

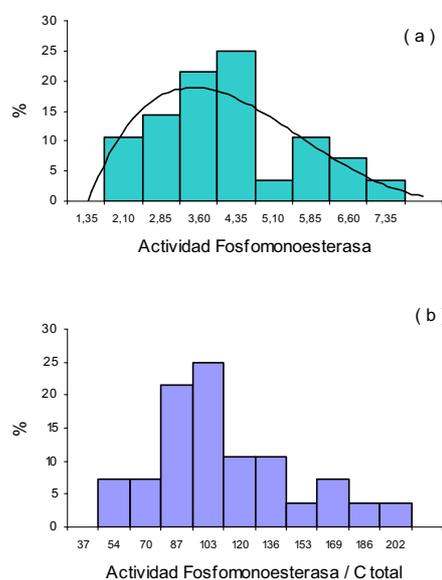


Fig. 37. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad fosfomonoesterasa ($\mu\text{mol } p\text{-nitrofenol liberado} \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (actividad enzimática · g⁻¹ C)

4.3.4.3. Ureasa

En la tabla siguiente (n° 58), se observa que los suelos n° 12, 15, 2, 11 y 16 presentan las mayores actividades enzimáticas de la ureasa en el medio y los suelos n° 26, 5, 27 y 14 las menores. La actividad enzimática en función al C total, presenta valores más altos en los suelos n° 6, 21, 3 y 4, y menores en los suelos n° 5 y 26.

A pesar de presentar bajos niveles de la actividad enzimática, los suelos n° 14 y 21 contienen proporciones altas en relación con la materia orgánica. Los suelos n° 12, 2, 16, 17 y 3 muestran altos valores de ureasa y a su vez presentan proporciones también altas con respecto al C total, contrario a los suelos n° 26, 5 y 27, los cuales corresponden a los valores más bajos.

N°	Ureasa	Ureasa/Ctotal	N°	Ureasa	Ureasa/Ctotal
1	8,83 ± 1,01	178	15	12,59 ± 1,22	207
2	12,05 ± 0,45	214	16	11,52 ± 0,69	222
3	9,31 ± 0,92	254	17	9,80 ± 0,23	223
4	8,89 ± 0,57	247	18	8,07 ± 0,59	176
5	1,74 ± 0,15	30	19	6,30 ± 0,51	137
6	6,01 ± 0,46	276	20	8,14 ± 0,38	164
7	3,56 ± 0,18	207	21	4,22 ± 0,43	267
8	7,68 ± 0,20	132	22	5,04 ± 0,43	142
9	6,49 ± 0,31	192	23	9,36 ± 0,13	191
10	10,03 ± 0,60	183	24	3,50 ± 0,24	158
11	11,63 ± 1,57	191	25	5,15 ± 0,28	123
12	16,31 ± 1,16	221	26	0,86 ± 0,04	67
13	5,45 ± 0,34	131	27	2,70 ± 0,13	133
14	2,81 ± 0,17	202	28	5,93 ± 0,17	137

Tabla 58. Actividad enzimática de la ureasa ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

Los valores de la actividad ureasa (tabla n° 59) oscilan entre 0,86 y 16,31 $\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, presentándose el valor de 8,1 $\mu\text{moles NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ como el que más se repite y 7,2 ± 3,68 como la media. El valor de la actividad enzimática relativo al carbono total en los suelos oscila entre 30 y 276 y presenta una media de 179 ± 57. Además, se observa que la actividad ureasa en función al carbono total presenta menor dispersión de los datos (32 % C.V.) que los valores absolutos de la actividad enzimática (51 % C.V.).

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Ureasa	7,28	3,68	51	16,31	0,86	8,1
Ureasa/Ctotal	179	57	32	276	30	-

Tabla 59. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática ureasa ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

La figura n° 38a, muestra que la mayor parte de los suelos estudiados (57%) presenta unos niveles de actividad enzimática ureasa entre 4,70 y 10,55 $\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, un 25 % alcanza valores inferiores (0,8 a 4,70 $\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y sólo un 18 % reportan valores superiores, entre 10,55 y 16,40 $\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Además, se observa que el 89 % de los datos presentan proporciones entre 156 y 282 de la actividad enzimática en función al C total y el 12 % restante de los suelos presentan valores más bajos, entre 30 y 156 de la actividad enzimática en función al C total del suelo (figura n° 38b).

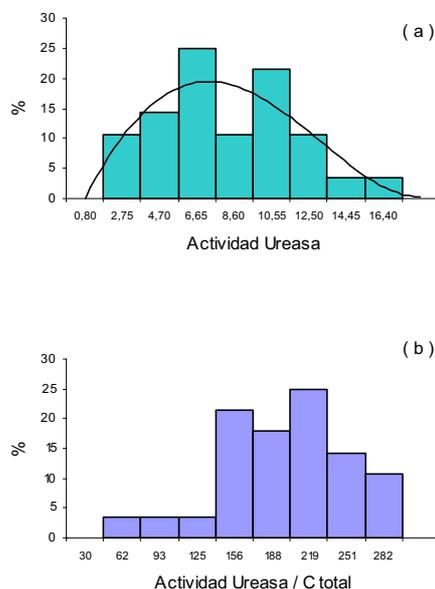


Fig. 38. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad ureasa ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

Resultados

4.3.4.4. Proteasa

Los suelos n° 2, 11 y 12 son los que presentan mayores actividades de la proteasa-*BAA* (tabla n° 60), mientras que los suelos n° 5, 7, 14 y 27 son los de menor actividad enzimática.

Asimismo, se observa que los suelos n° 26, 6, 24, 21, 11 y 4 son los que presentan mayor proporción en función al C total, y el suelo n° 5, seguido del 8 y 25, el menor valor relativo.

Por otro lado, los suelos n° 21, 24 y 26, a pesar de contener niveles bajos de la actividad enzimática, muestran altas proporciones en función a la materia orgánica. Los suelos n° 2, 11, 17, 19 y 18 presentan valores altos tanto en su valor absoluto como relativo al C total; los suelos n° 5, 25, 9, 8 y 13 muestran valores bajos en ambos casos.

N°	Proteasa- <i>BAA</i>	Proteasa- <i>BAA</i> /Ctotal	N°	Proteasa- <i>BAA</i>	Proteasa- <i>BAA</i> /Ctotal
1	13,08 ± 0,48	264	15	17,37 ± 0,84	286
2	23,22 ± 0,55	412	16	19,02 ± 0,68	366
3	12,83 ± 1,23	350	17	18,35 ± 0,25	418
4	15,37 ± 1,13	427	18	16,89 ± 1,01	368
5	2,30 ± 0,08	40	19	17,03 ± 0,93	371
6	12,18 ± 0,44	559	20	11,13 ± 0,30	224
7	5,66 ± 0,08	329	21	7,53 ± 0,18	477
8	8,75 ± 0,58	150	22	10,36 ± 0,77	293
9	7,42 ± 0,37	220	23	16,35 ± 1,04	333
10	15,58 ± 0,42	285	24	10,63 ± 0,38	481
11	26,23 ± 1,93	431	25	7,16 ± 0,35	171
12	25,08 ± 1,34	340	26	10,79 ± 0,50	836
13	9,80 ± 0,35	236	27	7,04 ± 0,44	347
14	4,51 ± 0,28	325	28	13,61 ± 0,80	314

Tabla 60. Actividad enzimática de la proteasa-*BAA* ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

En la siguiente tabla (n° 61) se observa que la actividad proteasa-*BAA* oscila entre 2,30 y 26,23 $\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, cuya media es de $13,05 \pm 6,04 \mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. La proporción relativa al carbono total alcanza valores que oscilan entre 40 y 836 ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \text{C}$ total), siendo 345 ± 145 el valor medio de los datos observados.

Propiedad	Media	D. E.	% C. V.	Máximo	Mínimo	Moda
Proteasa- <i>BAA</i>	13,05	6,04	46	26,23	2,30	-
Proteasa <i>BAA</i> / C total	345	145	42	836	40	-

Tabla 61. Parámetros estadísticos de la actividad enzimática proteasa-*BAA* ($\mu\text{mol NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total del suelo (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

La distribución en clases de frecuencia de los valores de la actividad proteasa-*BAA* se muestra en la figura n° 39a, donde se muestra que la curva formada es de tipo normal y ligeramente sesgada a la derecha, presentando la mayoría de los suelos (82 %) valores entre 2 y 18 $\mu\text{moles NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, y sólo el 18 % de los datos observados contienen valores superiores a este rango (18 a 30 $\mu\text{moles NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

En relación con los valores relativos al carbono total (fig. n° 39b), el 82 % de los suelos presentan valores entre 197 y 517 (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$), un 10 % de los datos observados presentan valores menores (entre 37 y 197) y un 8 % de los datos corresponden a valores más altos (entre 517 y 837).

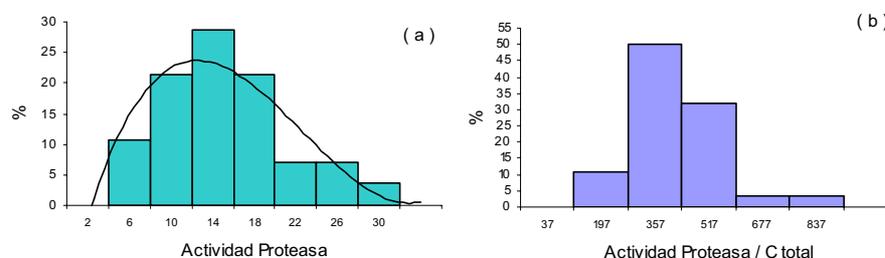


Fig. 39. Distribución relativa de los suelos en clases de frecuencias de la actividad proteasa-*BAA* ($\mu\text{moles NH}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y su relación con el C total (actividad enzimática $\cdot \text{g}^{-1} \text{C}$)

Además, de modo general se puede observar que las actividades enzimáticas en función al carbono total de los suelos presentan menores dispersiones entre sus valores (% C.V.), y que la actividad fosfomonoesterasa presenta valores más altos que la β -D-glucosidasa; la proteasa-*BAA* es mayor que la actividad ureasa y, en los valores relativos al C total, la relación es la misma.

4. 4. CONTENIDO DE METALES EN LAS PLANTAS ENDÉMICAS

Las plantas desarrolladas sobre el material serpentizado del área en estudio, fueron muestreadas según la florecencia, es decir la época del año en que aparecen las flores y el mejor desarrollo (entre marzo y julio de 2001). Son verdaderos endemismos de la región gallega y consideradas como taxones en peligro de extinción (VVAA, 2000; UICN, 2001).

A las 5 plantas endémicas estudiadas, *Armeria merinoi* (Bernis) Nieto Feliner & Silva Pando, *Santonina melidensis* Rodr.-Oubina & S. Ortiz, *Leucanthemum gallaecicum* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz, *Centaurea janeri* Graells subsp. *gallaecica* Laínz y *Sagina merinoi* Pau ex Merino, se les determinó la cantidad de metales en sus tres órganos principales de importancia funcional, a saber: flor (inflorescencia), sistema tallo-hojas y raíz. La numeración de los endemismos corresponde a los suelos o parcelas donde fueron recolectadas.

4. 4. 1. *Armeria merinoi* (Bernis) Nieto Feliner & Silva Pando

En la tabla nº 62, se muestra el contenido en metales de las flores de *Armeria merinoi*; se observa que el Fe presenta una media de $779 \pm 226 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, siendo el elemento más abundante, seguido del Zn ($49 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), del Mn ($36 \pm 7 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), del Ni ($34 \pm 6 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y del Cr ($18 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Entre los elementos minoritarios, el Cu muestra una media ($5 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) mayor que el Pb ($3 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), que el Co ($2 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y que el Cd ($1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$).

En Fe, Mn, Ni y Co, las flores que presentaron los valores más altos fueron las de las parcelas nº 3 y 4. En cambio en Zn, fueron las de nº 15 y 8. En Cr y Cd, las flores que presentaron valores altos fueron las de nº 3, 15 y 8, mientras que para el Cu fueron las de nº 7, 14 y 15, y para el Pb fue en la del nº 7.

Además, se puede observar que el Ni, Mn y Zn fueron los metales que presentaron las dispersiones más bajas, entre 17 y 18 % C. V.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
3	3	2	4	1	27	45	1194	43	40
4	4	3	3	0	15	43	878	38	45
7	6	4	1	0	14	28	718	31	44
8	3	2	2	1	18	35	615	36	53
14	6	2	1	0	15	33	637	27	48
15	6	3	2	1	19	32	631	28	64
Media	5	3	2	1	18	36	779	34	49
D. E.	2	1	1	1	5	7	226	6	9
% C.V.	32	31	54	110	27	18	29	18	17

Tabla 62. Valores de los metales en flores de *Armeria merinoi* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

Los valores medios de los metales localizados en el sistema tallo-hojas de *Armeria merinoi* (tabla nº 63), resultan más altos que los mostrados en las flores, a excepción del Cu, Pb, Cd y Zn; pero guardan un orden de abundancia similar. El Fe es el elemento metálico más abundante, muestra una media de $968 \pm 130 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, seguido del Mn ($80 \pm 22 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), del Ni ($79 \pm 30 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), del Zn ($48 \pm 11 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y del Cr ($34 \pm 15 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Entre los elementos minoritarios, el Cu presenta una media de $5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Co de $4 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Pb de $1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y el Cd no se detecta.

Tanto en Fe, como en Mn, Ni, Cr y Co, la planta nº 4 es la que presenta el mayor valor de estos metales en el sistema tallo-hoja, aunque también existen valores altos en las plantas de los suelos nº 14, 15 y 3. Contenidos altos en Zn se muestran en las plantas de las parcelas nº 8 y 14, en Cu todas presentan un valor similar y en Pb los niveles se encuentran entre 0 y $2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, presentándose el nivel más bajo en la planta de la parcela nº 14.

Además, se puede observar que las dispersiones más bajas entre los valores se encuentran en Cu y en Fe (8 y 13 % C.V.), mientras que Pb y Cr son los que presentan las más altas (61 y 42 % C.V.).

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
3	4	1	5	0	33	91	951	88	34
4	5	2	6	0	52	105	1146	127	52
7	5	2	2	0	18	53	898	44	43
8	5	2	3	0	17	55	779	52	60
14	5	0	5	0	46	100	957	78	60
15	5	1	4	0	40	76	1075	86	37
Media	5	1	4	0	34	80	968	79	48
D. E.	0	1	2	0	15	22	130	30	11
% C.V.	8	61	35	-	42	28	13	37	24

Tabla 63. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de *Armeria merinoi* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$),

En el sistema radical (tabla nº 64), se muestran valores altos en Fe, seguido de Ni, Mn, Zn y Cr; los niveles más bajos se encuentran en Cu, Co y Pb; en Cd no se determinan cantidades apreciables. La media del Fe es de $915 \pm 133 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, la del Ni es de $98 \pm 36 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, la del Mn es de $68 \pm 26 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, la del Zn es de $62 \pm 15 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y la de Cr es de $25 \pm 11 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Entre los elementos minoritarios, el Cu presenta una media de $5 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, en Co es de $4 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y en Pb es de $2 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

Las raíces de las plantas en los suelos nº 4 y 15 muestran los valores mayores en Fe y en Ni son las de las plantas de los suelos nº 3 y 4 donde se muestran los valores más altos. En Zn se presentan los mayores valores en los suelos nº 7 y 8, en Mn en los nº 3 y 4 y en Cr en la planta del suelo nº 4. En Cu, Co y Pb las cantidades son más pequeñas.

La mayor dispersión de los valores se presenta en Cu (55 % C.V.) y en Cr (47 % C.V.), mientras que la menor dispersión se muestra en Fe (15 % C.V.) y en Zn (24 % C.V.).

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
3	3	1	6	0	27	103	954	130	42
4	5	2	5	0	43	96	1048	142	50
7	2	2	3	0	13	44	839	68	80
8	5	1	2	0	13	45	701	55	78
14	5	2	3	0	21	56	898	78	58
15	10	1	4	0	30	62	1049	117	65
Media	5	2	4	0	25	68	915	98	62
D. E.	3	1	2	0	11	26	133	36	15
% C.V.	55	37	38	-	47	38	15	37	24

Tabla 64. Valores de los metales en el sistema radical de *Armeria merinoi* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 4. 2. *Santolina melidensis* Rodr.-Oubina & S. Ortiz

La tabla nº 65 muestra las cantidades de metales en las flores de *Santolina melidensis*, recogidas en 9 parcelas de los suelos estudiados. Se observa que el elemento metálico de mayor abundancia es el Fe, seguido del Cr, el Ni y el Mn; el Cu, el Zn, el Co y el Pb corresponden a los elementos de menor abundancia. En Cd los niveles son muy bajos o no se detectan.

El Fe es el que presenta mayores niveles de concentración, siendo la media de $267 \pm 165 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. El Cr alcanza una media de $46 \pm 36 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Ni de $29 \pm 17 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y el Mn de $24 \pm 18 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Entre los elementos metálicos minoritarios, el Cu muestra una media de $17 \pm 12 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Zn de $14 \pm 8 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Co de $9 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y el Pb de $2 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Además, se observa que el Cr y el Mn son los que presentan mayores coeficientes de variación (77 y 75 % C.V.) y el Pb el menor (42 % C.V.).

En Fe, las plantas de los suelos nº 1, 21 y 25 son las que presentaron mayores niveles en las flores, para el Cr fueron las plantas de las parcelas nº 22, 23 y 24, en Ni fue en la del nº 25 y también nº 21, y en Mn en las de nº 16 y 21. Las plantas que contienen las cantidades

Resultados

más altas en metales minoritarios localizados en las flores fueron las de los suelos n° 23 y 25 para el Cu, la del suelo n° 1 para el Zn, y las de los suelos n° 25 y 22 para el Co.

En resumen, se observa que en las flores del endemismo *Santolina melidensis* en la parcela del suelo n° 25 es donde se localizan los valores más altos de Fe, Ni, Co y Cu.

N° Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	12	2	2	0	20	33	450	28	26
13	9	2	2	0	13	28	378	25	17
15	9	3	2	0	11	30	184	26	18
16	9	2	2	0	9	48	201	21	16
21	2	2	15	0	51	45	433	49	4
22	18	1	19	0	89	1	4	25	19
23	32	1	15	0	90	3	123	1	4
24	24	1	2	1	90	4	174	27	4
25	40	1	23	0	43	21	453	62	15
Media	17	2	9	0	46	24	267	29	14
D. E.	12	1	9	0	36	18	165	17	8
% C.V.	72	42	96	-	77	75	62	59	58

Tabla 65. Valores de los metales en flores de *Santolina melidensis* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

Las hojas y tallos de *Santolina melidensis* (tabla n° 66) presentan un contenido altísimo en Fe, cuyo valor medio es de $679 \pm 276 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, seguido del Ni ($49 \pm 22 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), del Cr ($46 \pm 24 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y del Mn ($31 \pm 22 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$); en menor medida el Cu ($19 \pm 18 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), el Zn ($17 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), el Co ($10 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), el Pb ($1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), oscilando éste último con valores entre 0 y $2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. El Cd registró valores apreciables solamente en las plantas de los suelos n° 21, 22, 23 y 24.

Se observa también que el Fe presenta el valor más alto en la planta del suelo n° 13, el Ni en la del n° 25 y 22, el Cr en la del suelo n° 23 y 24, y el Mn en la del suelo n° 16 y 13. El Zn muestra valores altos en la planta de la parcela n° 22, en Cu se observa en la del n° 23 y en Pb en la del suelo n° 15 y 23. Además, es apreciable la menor dispersión en Fe y Ni (41 y 44 % C.V.) y la mayor dispersión de los datos en Cu y Co (94 y 91 % C.V.).

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	6	1	2	0	21	28	663	33	23
13	8	1	4	0	34	57	1017	59	21
15	9	3	2	0	11	35	340	19	22
16	8	1	4	0	27	60	945	42	17
21	7	1	22	1	61	13	698	49	3
22	10	1	17	1	68	40	744	73	30
23	56	2	2	1	76	3	202	28	2
24	32	1	22	1	70	1	572	50	20
25	38	0	11	0	49	45	932	87	16
Media	19	1	10	0	46	31	679	49	17
D. E.	18	1	9	0	24	22	276	22	9
% C.V.	94	68	91	-	51	70	41	44	54

Tabla 66. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de *Santolina melidensis* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

La distribución de los metales en las raíces de *Santolina melidensis* (tabla nº 67), es muy similar a lo que ocurría en las anteriores partes de la planta, siendo siempre el Fe el elemento mayoritario y presentando una media de $965 \pm 578 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ en la raíz. En este órgano de la planta, el Ni se presenta como el segundo elemento mayoritario, que cuenta con una media de $82 \pm 43 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, seguido de los metales Cr, con una media de $59 \pm 18 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y del Mn ($38 \pm 23 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Con niveles menores están el Zn ($21 \pm 15 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), el Cu y el Co; el Pb y el Cd muestran cantidades muy bajas.

En Fe, se observa que las raíces muestran valores muy altos en las plantas de los suelos nº 22, 16, 13, 1 y 15. Las plantas de las parcelas nº 25, 24 y 13 son las que presentan raíces con los contenidos más altos en Ni; en Cr se muestran en las plantas de los suelos nº 21 y 22, en Mn en la del nº 16, en Zn en la del nº 13 y en Cu en la del nº 25. El Co mostró cantidades altas en las plantas del suelo nº 21 y 22, y en Pb en las plantas del suelo nº 21 y 23, a pesar de presentar valores siempre muy bajos; en Cd solamente se registraron valores apreciables en las plantas de los suelos nº 21 y 22.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	6	1	4	0	40	28	1307	54	10
13	9	1	6	0	58	62	1322	110	35
15	10	1	5	0	47	60	1263	103	19
16	7	1	6	0	52	73	1412	95	20
21	16	3	36	2	85	40	396	32	55
22	16	1	22	1	80	32	1728	88	8
23	21	3	1	0	62	3	40	4	10
24	21	1	7	0	33	19	857	115	10
25	58	1	15	0	70	26	362	134	18
Media	18	1	11	0	59	38	965	82	21
D. E.	16	1	11	0	18	23	578	43	15
% C.V.	88	61	99	-	30	60	60	52	75

Tabla 67. Valores de los metales en el sistema radical de *Santolina melidensis* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 4. 3. *Leucanthemum gallaecicum* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz

Las flores del endemismo *Leucanthemum gallaecicum* presentan mayor abundancia en Fe que de cualquier otro elemento metálico (tabla nº 68), como ocurría en los taxones anteriores. Sin embargo, el Ni y el Mn son otros elementos abundantes, seguidos del Zn, Cu, Cr y Co. El Pb está presente en cantidades muy bajas y el Cd no fue detectado.

El Fe muestra una media de $1343 \pm 770 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, oscilando sus valores entre 684 y 2189 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ (plantas de los suelos nº 5 y 28); el Ni presenta una media de $76 \pm 19 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Mn de $71 \pm 20 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Zn de $39 \pm 18 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, el Cu de $26 \pm 28 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ y el Cr de $20 \pm 13 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Co y Pb presentan valores medios de 9 y 2 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente.

La planta del suelo nº 28 es la que muestra los valores más altos en Fe, Ni, Cu y Co, y la del suelo nº 6 en Mn, Zn, Cr y Pb. Además, se observa que el Cu, el Co, el Pb y el Cr son los elementos que muestran mayores dispersiones entre sus valores, y el Ni y el Mn los de menor proporción en la variación de los datos.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
5	11	1	2	0	22	76	684	59	33
6	9	3	4	0	31	89	1155	74	60
28	59	1	20	0	6	49	2189	96	25
Media	26	2	9	0	20	71	1343	76	39
D. E.	28	1	10	0	13	20	770	19	18
% C.V.	107	69	114	-	64	29	57	24	47

Tabla 68. Valores de los metales en flores de *Leucanthemum gallaenicum* (mg · Kg⁻¹)

En la tabla nº 69, se muestran los valores de metales en los tejidos del sistema tallo-hojas de este taxón endémico. Se observa una abundancia de elementos metálicos similar a la determinada en las flores, presentando el Fe una media de 1804 ± 837 mg · Kg⁻¹, el Ni de 157 ± 50 mg · Kg⁻¹ y el Mn de 132 ± 77 mg · Kg⁻¹.

El Cr muestra niveles más bajos, con un valor medio de 59 ± 55 mg · Kg⁻¹, seguido del Cu (37 mg · Kg⁻¹) y del Zn (35 mg · Kg⁻¹). Valores aún más bajos son los del Co (10 mg · Kg⁻¹) y del Pb (2 mg · Kg⁻¹); el Cd no se detecta valores.

Además, se observa que el Zn, el Ni, el Pb y el Co son los elementos que menos dispersiones muestran entre sus valores (entre 31 y 36 % C.V.), y el Cr y Cu son los que presentan mayores dispersiones (superior a 93 % C. V.).

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
5	19	1	10	0	121	220	1599	208	44
6	4	2	6	0	39	101	1089	109	37
28	88	2	13	0	17	75	2724	153	23
Media	37	2	10	0	59	132	1804	157	35
D. E.	45	1	4	0	55	77	837	50	11
% C.V.	121	35	36	-	93	59	46	32	31

Tabla 69. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de *Leucanthemum gallaenicum* (mg · Kg⁻¹)

Resultados

En las raíces (tabla nº 70), se muestran valores altos en Fe ($844 \pm 736 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), en Ni ($165 \pm 34 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y en Mn ($124 \pm 8 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), y niveles más bajos en Zn, en Cr, en Cu, en Co y en Pb. En Cd no se detectan valores.

Además, destacan los valores más altos en la planta del suelo nº 6 en Fe, Mn, Cr y Co, y en la planta del suelo nº 28 en Ni, Zn y Cu. También se observa que la dispersión de los valores es baja en Mn (6 % C.V.) y alta en Fe, Pb y Cu, con valores superior al 87 % C. V.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
5	10	0	7	0	40	119	1119	127	23
6	10	2	12	0	62	133	1404	173	34
28	69	2	9	0	26	121	10	194	86
Media	30	1	9	0	43	124	844	165	48
D. E.	34	1	3	0	18	8	736	34	34
% C.V.	115	87	27	-	43	6	87	21	71

Tabla 70. Valores de los metales en el sistema radical de *Leucanthemum gallaericum* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 4. 4. *Centaurea janeri* Graells subsp. *gallaericum* Láinz

El metal más abundante en flores de *Centaurea janeri* subsp. *gallaericum* (tabla nº 71), continúa siendo el Fe ($294 \pm 197 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), y es la planta del suelo nº 13 la que muestra el valor más alto ($493 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y la planta del suelo nº 26 el más bajo ($100 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Seguido del Fe, el Ni presenta una media de $77 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, con una clara diferencia de valores entre la planta del suelo nº 26 ($171 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y las de los otras dos suelos (18 y $43 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). El Mn, el Cr, el Cu y el Zn presentan valores medios de 29, 23, 21 y $18 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ (respectivamente) y entre los elementos minoritarios el Co y el Pb presentan una media de 5 y $3 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente.

El Cr, Cu, Co y Ni son los elementos que presentan mayores dispersiones entre sus valores, y el Pb y Zn los de menor proporción. Además, destacan las flores de la parcela nº 26 con los valores más altos en Cu, Co, Cr, Ni y Zn.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	6	3	1	0	3	16	289	18	16
13	6	2	3	0	9	39	493	43	15
26	52	3	12	0	57	32	100	171	23
Media	21	3	5	0	23	29	294	77	18
D. E.	27	1	6	0	30	12	197	82	4
% C.V.	124	22	110	-	129	41	67	106	24

Tabla 71. Valores de los metales en flores de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

En el sistema tallo-hojas (tabla nº 72), el contenido en Fe (media de $1178 \pm 939 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) es claramente superior al Ni ($191 \pm 156 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y al Mn ($61 \pm 41 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$). El Cu, el Zn y el Cr también presentaron valores medios altos (33, 28 y $21 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente); el Pb alcanzó niveles entre 1 y $4 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, y el Cd no detectó valores apreciables.

Asimismo, se observa la alta dispersión de los valores en todos los metales.

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	3	4	2	0	1	17	296	33	52
13	4	2	8	0	51	97	1073	194	12
26	93	1	3	0	10	69	2166	345	21
Media	33	2	4	0	21	61	1178	191	28
D. E.	52	2	3	0	27	41	939	156	21
% C.V.	155	65	74	-	129	67	80	82	74

Tabla 72. Valores de los metales en el sistema tallo-hojas de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

Resultados

En las raíces de *Centaurea janeri* subsp. *Gallaecica* (tabla nº 73), se observa que el Fe es también el elemento más abundante ($745 \pm 482 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$); asimismo, destaca el contenido en Ni ($164 \pm 45 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), en Mn ($55 \pm 12 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), y en Cr, Zn y Cu (33 , 30 y $27 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente). El Co y el Pb presentaron valores bajos, sus medias fueron 5 y $3 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente, y el Cd no registró datos apreciables.

En Fe, las raíces de la planta del suelo nº 1 fueron las que presentaron el valor más alto ($1117 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), siendo a su vez el elemento que presentó la mayor dispersión entre sus datos ($65 \% \text{ C.V.}$), seguido del Pb, el Zn y el Cr. La menor dispersión se observó en Co y en Mn (12 y $22 \% \text{ C.V.}$, respectivamente).

Nº Suelo	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
1	10	3	5	0	48	69	1117	129	39
13	9	4	4	0	31	48	917	147	14
26	62	1	5	0	20	48	200	215	37
Media	27	3	5	0	33	55	745	164	30
D. E.	30	2	1	0	14	12	482	45	14
% C.V.	112	57	12	-	43	22	65	28	46

Tabla 73. Valores de los metales en el sistema radical de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

4. 4. 5. *Sagina merinoi* Pau ex Merino

En la tabla nº 74, se muestran los valores de los metales en las tres partes funcionales de *Sagina merinoi*, que solamente fue muestreada en la parcela nº 27.

Se observa que el Fe es el elemento mayoritario en las flores ($845 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), seguido del Ni, Cu, Cr y Mn, con valores de 96 , 58 , 57 y $51 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, respectivamente. Entre los elementos minoritarios se encontraron el Co, el Zn y el Pb. El Cd no fue detectado.

En cuanto al sistema de tallo-hoja de la planta, el Fe también es el elemento mayoritario ($420 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$), seguido del Ni, el Mn y el Cr; en menor proporción el Cu y el Zn. El Co y el Pb, ambos mostraron valores muy bajos y el Cd no mostró niveles apreciables.

En cambio, las raíces de la planta mostraron los valores más altos en Cu y Fe, seguidos de Cr, Ni y Mn. En menor proporción el Zn y el Co, el Pb y el Cd no se detectaron.

Al observar los datos en forma general, se aprecia que el Fe es el elemento más abundante en la planta, concentrando la mayor parte en la flor. Sin embargo, el Ni, el Cu y el Cr también alcanzan niveles altos, especialmente en las raíces de *Sagina merinoi*.

Continuando el orden de abundancia, el Mn muestra un valor alto en el sistema tallo-hoja, seguido del Zn; en cambio el Co lo presenta en la flor.

	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
Flor	58	1	22	0	57	51	845	96	5
Tallo-Hojas	45	1	1	0	64	200	420	273	21
Raíz	461	0	10	0	377	133	405	319	18

Tabla 74. Valores de los metales en los tres sistemas de tejidos vegetales en *Sagina merinoi* ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$) (Suelo N° 27).

4. 4. 6. Acumulación de metales en las plantas

Por lo general, *Armeria merinoi* y *Santolina melidensis* presentan menos cantidad de casi todos los metales acumulados en sus tejidos que las otras plantas. Asimismo, *Sagina merinoi* y *Leucanthemum gallaecicum*, y en algunos casos *A. merinoi*, son las que muestran contenidos algo mayores en casi todos los metales.

En cuanto al Cu (fig. n° 40), se aprecia el alto contenido en la raíz de *Sagina merinoi*, muy por encima de los valores medios de las otras plantas estudiadas. Además, seguido de este

Resultados

endemismo son *Leucanthemum gallaecicum* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* las que presentan mayores contenidos de Cu en sus tejidos que las otras plantas. Por último, destaca los valores más bajos de este metal en cualquiera de los tejidos vegetales de *Armeria merinoi*.

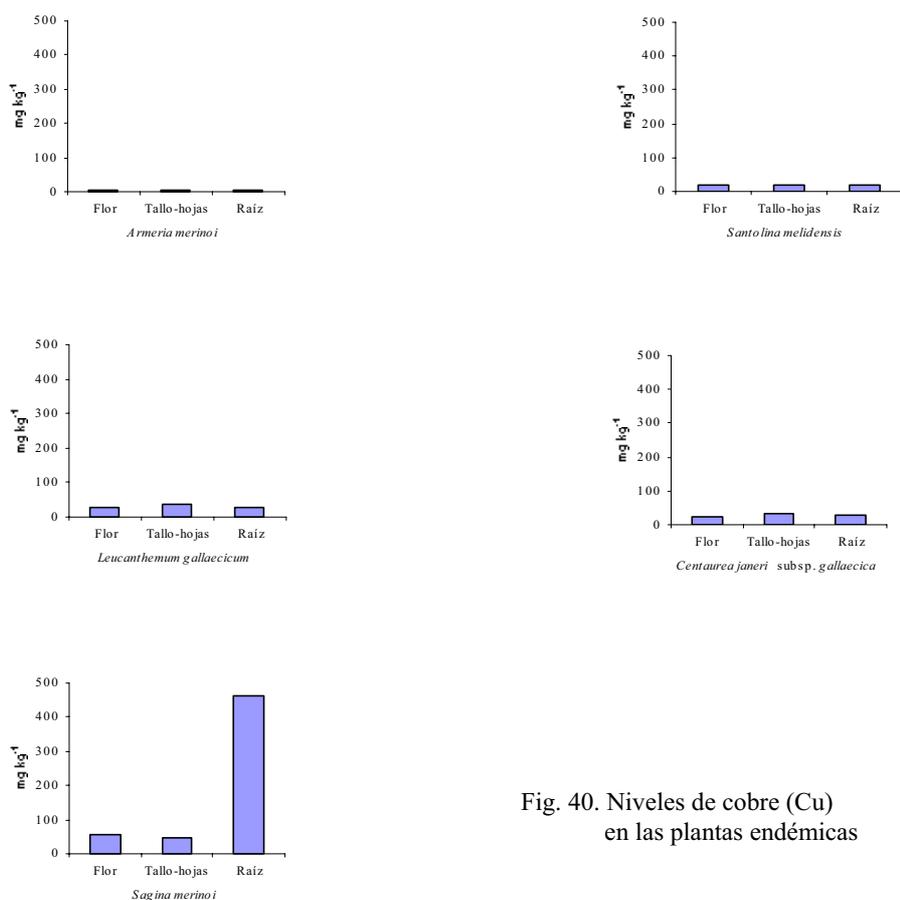


Fig. 40. Niveles de cobre (Cu) en las plantas endémicas

El nivel de plomo en las plantas (fig. n° 41), a pesar que en el suelo está poco concentrado, se observa que *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* es la que alcanza valores medios más altos, sobre todo en raíz y tallo-hojas, contrario a *Sagina merinoi*, que es la que acumula menos. Sin embargo, en todos los casos destaca el contenido bajísimo comparado con los otros metales en las plantas.

Cabe señalar que al nivel de la inflorescencia, las plantas de *Armeria merinoi* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* muestran mayores contenidos que las demás.

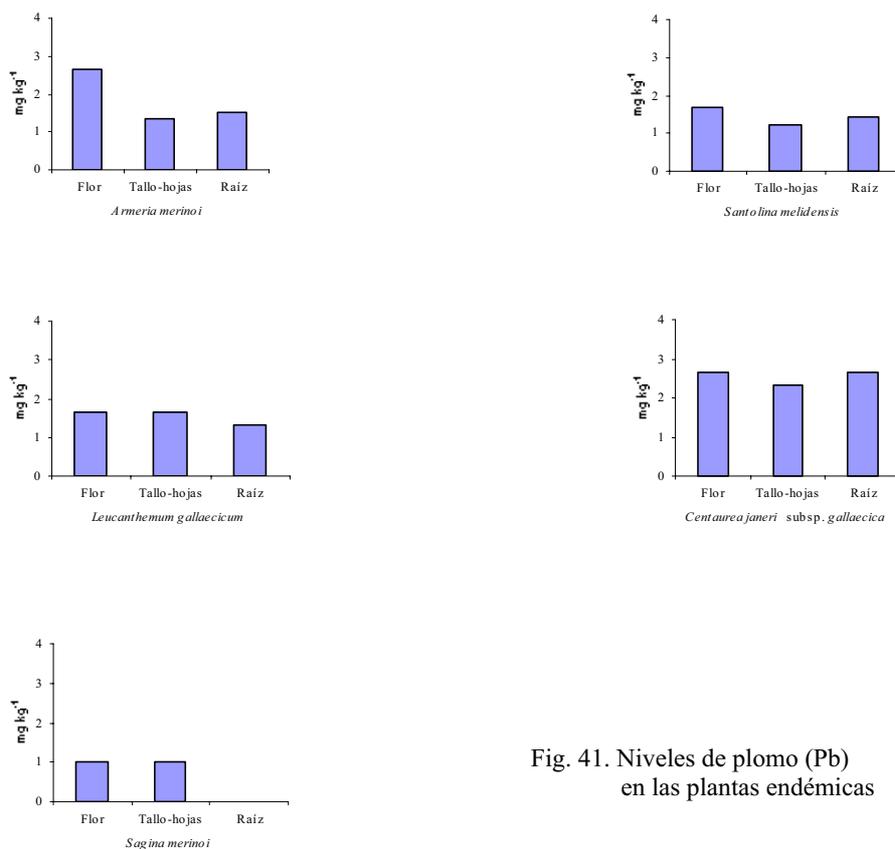


Fig. 41. Niveles de plomo (Pb) en las plantas endémicas

Las plantas que muestran mayores contenidos de Co en las raíces y en el sistema tallo-hojas (fig. nº 42), son *Leucanthemum gallaecicum* y *Santolina melidensis*, seguida de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* y *Armeria merinoi*.

En los tallos y hojas, la planta que presentó los valores más bajos fue *Sagina merinoi*; sin embargo, es también la que mostró el mayor contenido del metal en las flores.

Resultados

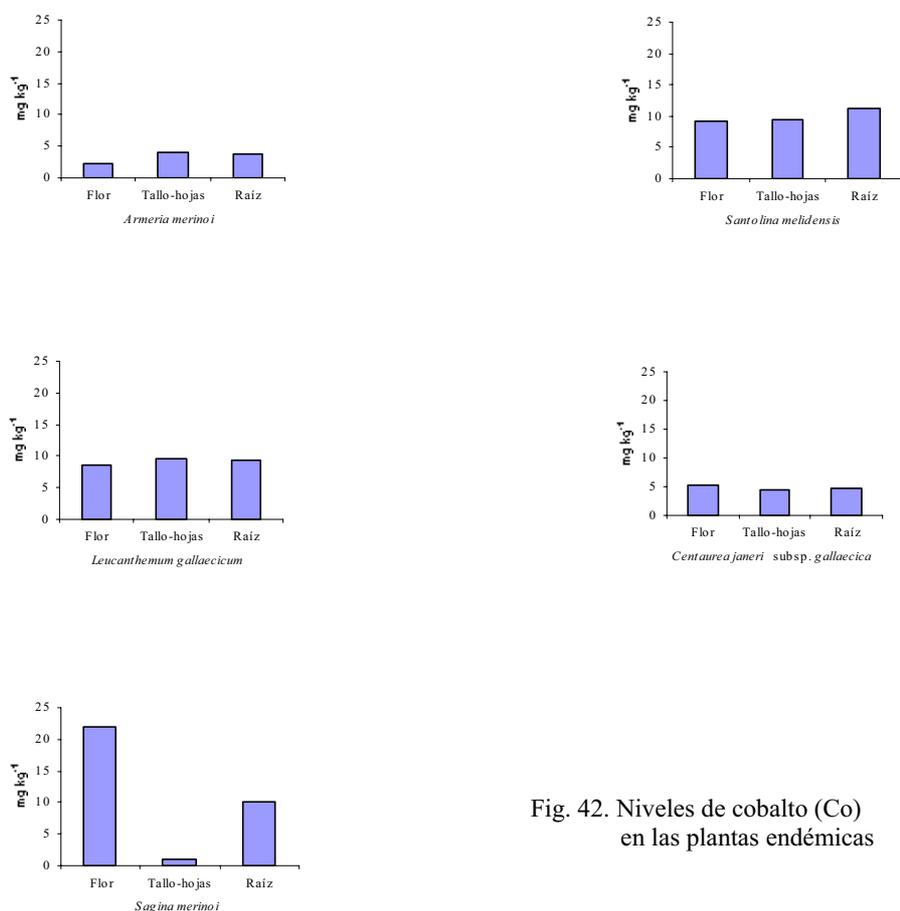


Fig. 42. Niveles de cobalto (Co) en las plantas endémicas

Por lo general, el Cr alcanza los niveles más altos en *Sagina merinoi*, destacando los contenidos mayores en las raíces de la planta (fig. nº 43). En el sistema tallo-hojas se observan los mayores niveles en *Leucanthemum gallaecicum*, *Santolina melidensis* y en *Sagina merinoi*.

En la inflorescencia de las plantas, no hay mayores diferencias en cuanto al contenido del metal, sin embargo las plantas de *Sagina merinoi* y de *Santolina melidensis* son las que presentan contenidos algo mayores que los otros endemismos.

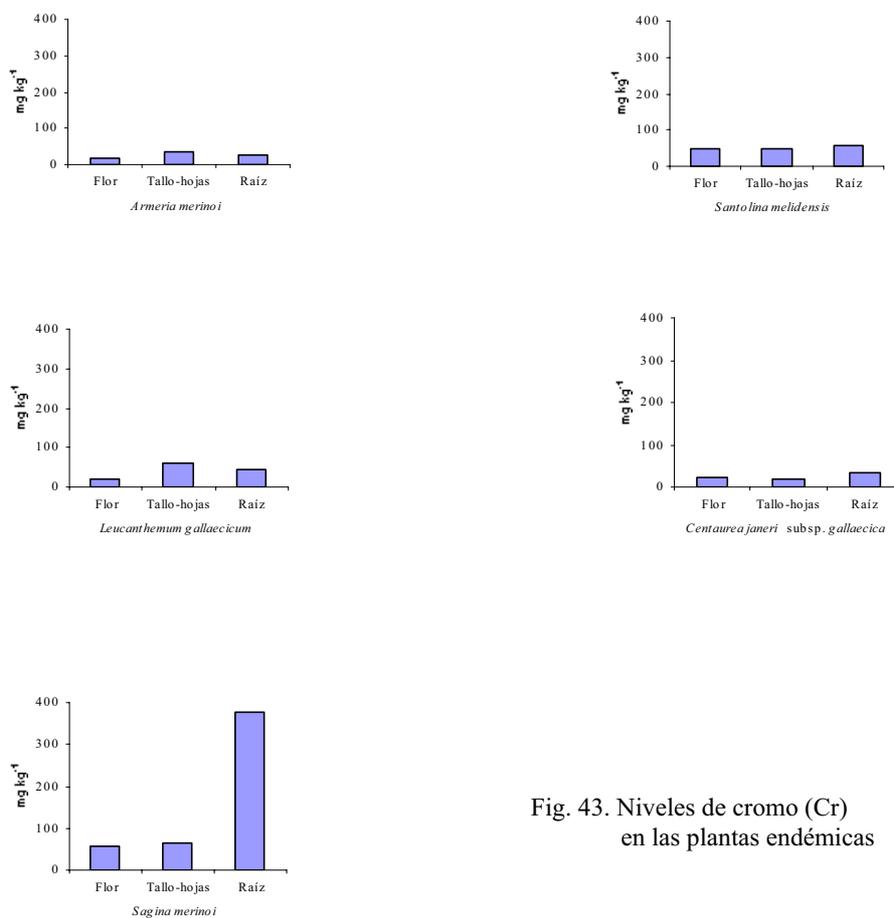


Fig. 43. Niveles de cromo (Cr) en las plantas endémicas

Con respecto al manganeso (Mn), *Sagina merinoi*, *Leucanthemum gallaecicum* y *Armeria merinoi* son los endemismos que presentan las mayores cantidades en el sistema tallo-hojas y raíz, destacando los valores más altos del metal en los tallos y hojas del primero (fig. n° 44).

En cuanto a las flores, *Leucanthemum gallaecicum* y *Sagina merinoi* fueron los endemismos que mostraron los valores más altos, sin embargo, el contenido del metal en la

Resultados

inflorescencia de todas las plantas presentaron valores menores que en las otras partes estudiadas, destacando los niveles más bajos en *Santolina melidensis* en todos los tejidos.

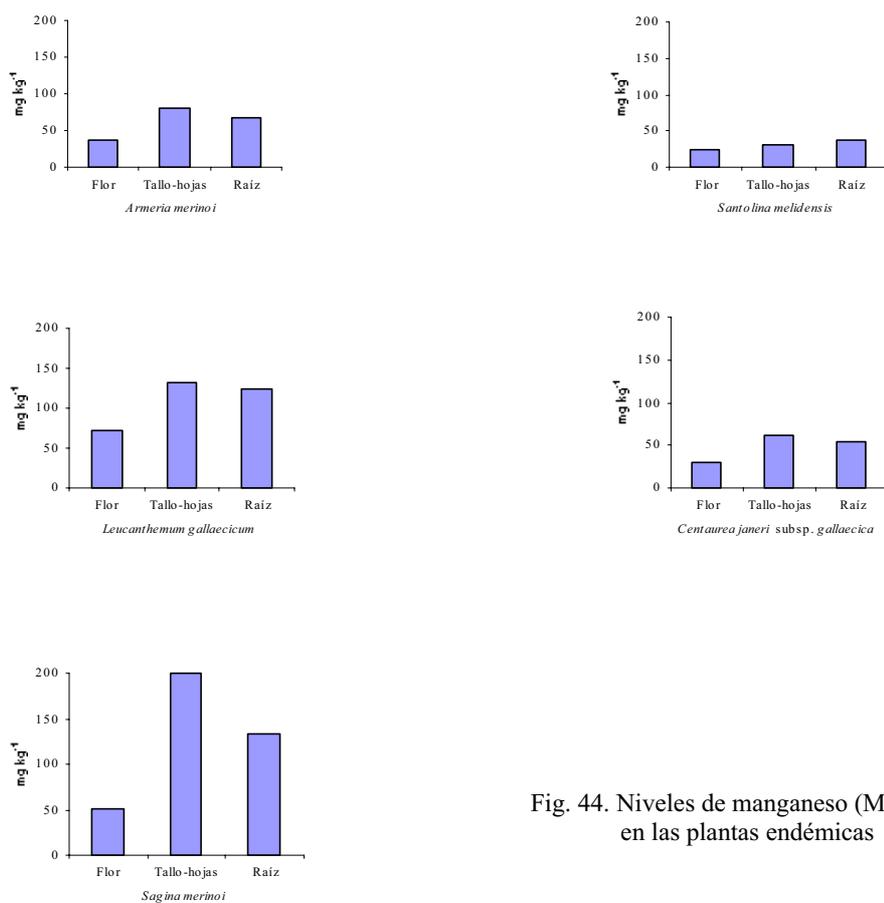


Fig. 44. Niveles de manganeso (Mn) en las plantas endémicas

El metal que mayor contenido mostraron las plantas endémicas fue el hierro (Fe), destacando los valores más altos en el sistema tallo-hojas y en las flores de *Leucanthemum gallaecicum* (fig. n° 45).

En las raíces de las plantas estudiadas, los contenidos en Fe fueron similares en todos los endemismos, salvo en *Sagina merinoi* que mostró los valores más bajos del metal, tanto en

raíz como en el sistema tallo-hojas. En las flores, fueron *Santolina melidensis* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* los que presentaron contenidos más bajos.

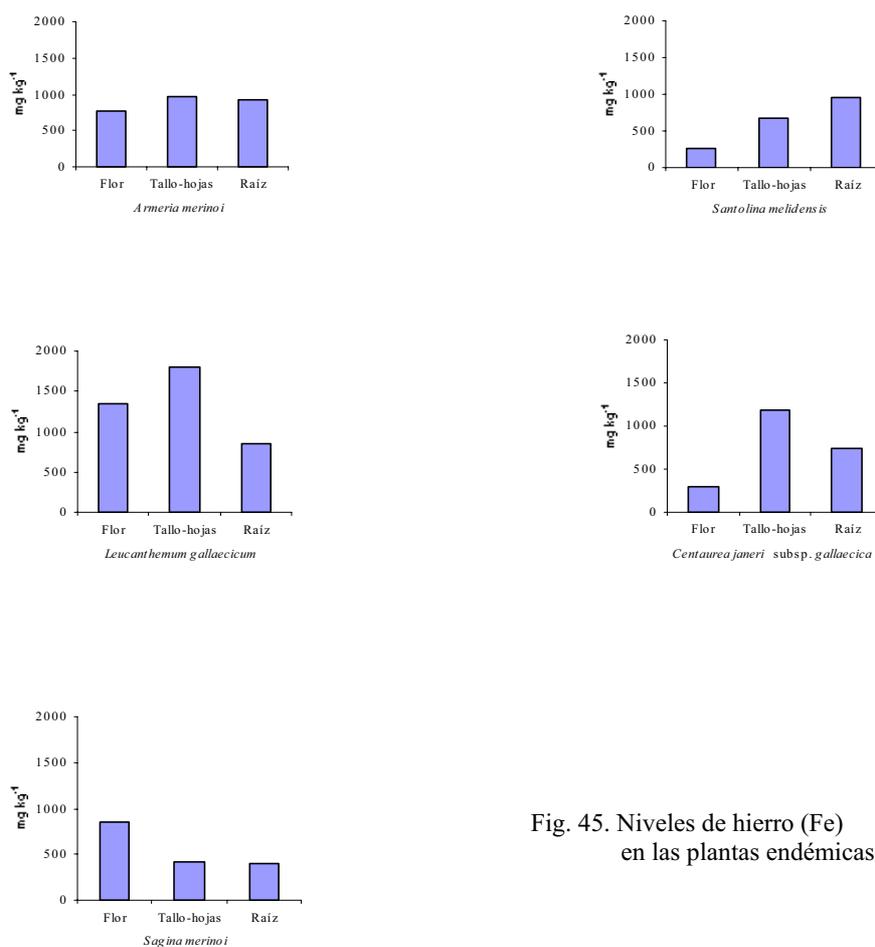


Fig. 45. Niveles de hierro (Fe) en las plantas endémicas

La distribución del Ni en las diferentes partes de las plantas estudiadas, fue similar en casi todos los casos (fig. n° 46). Los mayores valores fueron mostrados en las raíces y en el conjunto tallo-hojas, destacando los niveles más altos en *Sagina merinoi*.

Resultados

Los contenidos del metal en las flores de las plantas fueron muy homogéneos, salvo los valores más bajos que presentaron *Armeria merinoi* y *Santolina melidensis*.

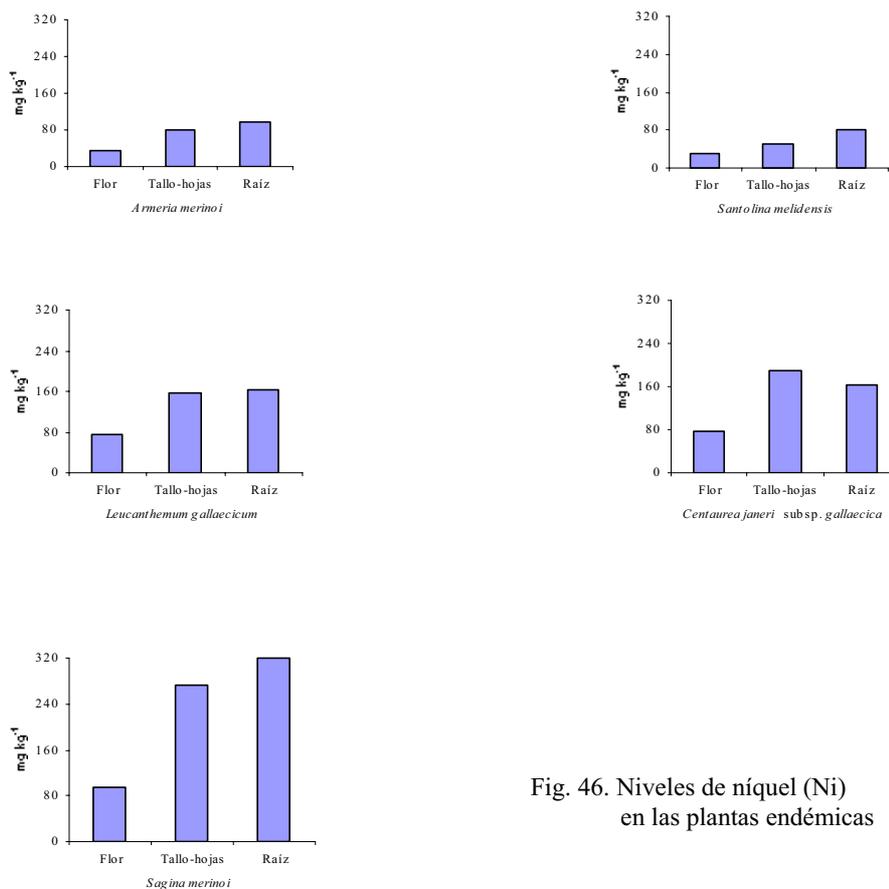


Fig. 46. Niveles de níquel (Ni) en las plantas endémicas

Por último, el Zn se concentró mayoritariamente en *Armeria merinoi*, tanto en raíz, como en tallo-hojas y flores, aunque también lo hizo en *Leucanthemum gallaecicum* un poco menos (fig. n° 47).

Los menores valores del metal se observaron en *Sagina merinoi* y *Santolina melidensis* (flor y tallo-hojas, respectivamente) y ambas en el contenido de las raíces.

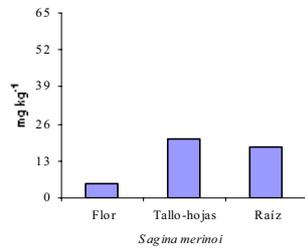
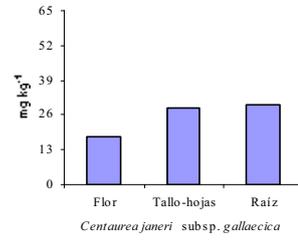
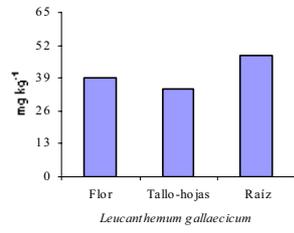
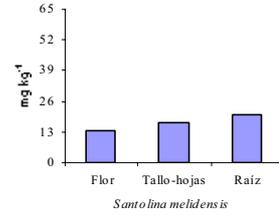
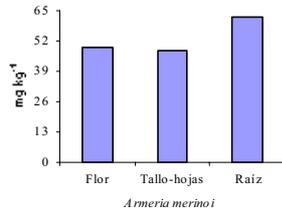


Fig. 47. Niveles de cinc (Zn) en las plantas endémicas.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5. 1. LOS SUELOS SOBRE SERPENTINITAS

5.1.1. Características generales

Los suelos analizados muestran una gran variabilidad de tamaños de partícula en la fracción tierra fina; sin embargo, presentan una granulometría bastante equilibrada, de modo que la mayoría son de texturas de tipo franco, franco-arcilloso y franco arenoso, siendo menos frecuentes las franco arcillo-arenoso, franco limoso y arcillo-arenoso. Estas texturas son muy similares a las determinadas por otros autores para suelos de zonas serpentinizadas en la provincia de A Coruña (López, 1978; Paz *et al.*, 1997).

De acuerdo con las proporciones de las fracciones granulométricas (tabla nº 75), las texturas de los suelos sobre estos materiales son intermedias, lo que implica que en la mayoría de ellos el drenaje será bueno y no habrá encharcamiento ni se producirá un lavado excesivo, a pesar de que en Galicia la pluviometría es relativamente alta (Díaz-Fierros, 1996).

Sin embargo, se encontraron algunos suelos con drenaje impedido (suelos nº 7, 8, 11, 12, 19 y 20), lo que podría deberse, no tanto a que tengan una textura fina, sino más bien a la topografía de la zona, ya que se localizaron en terrenos llanos (p. ej. suelos nº 7, 8, 19 y 20), donde el agua puede llegar a acumularse y originar un encharcamiento permanente durante la época lluviosa, o bien en zonas de ruptura de pendiente (p. ej. suelos nº 11 y 12), en las que el agua de escorrentía se acumula. Otros autores hacen referencia al mismo tipo de drenaje impedido en suelos forestales sobre peridotita serpentinizada (Alexander *et al.*, 1989).

El pH mostrado por estos suelos tampoco es desfavorable desde el punto de vista de su fertilidad, ya que, por lo general, la mayoría de los valores están entre ligeramente ácidos y neutros, siendo similares a los de otros suelos sobre serpentinitas de Galicia (Muñoz y Guitián, 1966; López, 1978, Calvo *et al.*, 1992, Mariño *et al.*, 1994; Paz *et al.*, 1997). Sin embargo, al compararlos con suelos desarrollados sobre otros materiales geológicos en la región gallega, los valores son un poco mayores (Muñoz-Taboadela y Guitián-Ojea, 1966; Leirós *et al.*, 2000), lo que seguramente sea consecuencia de que la serpentinita contiene altas cantidades de cationes, sobre todo de Mg^{2+} (Bonifacio *et al.*, 2001; Burt *et al.*, 2001),

Discusión de resultados

por lo que también los suelos desarrollados sobre ella tendrán más cationes (básicos) en posiciones de cambio y, por lo tanto, presentarán un mayor pH; además los materiales parentales predominantes en Galicia (granitos y esquistos) dan suelos más arenosos, originándose un mayor lavado y una mayor acidificación que los suelos desarrollados sobre serpentinitas. Los valores de pH de estos suelos pueden favorecer algunas actividades microbiales (p. ej. la nitrificación) y, por ende, la disponibilidad de nutrientes. Además, pueden facilitar la precipitación de algunos metales (Tate, 2000).

Parámetro	Suelos sobre serpentinitas			Suelos sobre otras rocas		
	Media	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo
Arena (%)	44	70	24	52*	80	13
Limo (%)	33	56	3	29*	60	12
Arcilla (%)	23	36	8	20*	31	7
pH en KCl	5,4	6,4	4,4	3,5*	4,1	2,8
Materia Orgánica (%)	7,1	12,8	2,2	18,6*	31,6	8,9
N total (%)	0,28	0,40	0,09	0,65*	0,99	0,32
C/N	14	21	8	16*	22	13
P soluble (mg · Kg ⁻¹)	2,7	4,5	1,7	20*	43	8
C.I.C. (cmol (+) · Kg ⁻¹)	42,8	75,2	15,7	18,1**	28,8	7,7
Mg ²⁺ (cmol (+) · Kg ⁻¹)	11,9	18,0	1,6	0,5**	2,3	0,0
Ca ²⁺ (cmol (+) · Kg ⁻¹)	1,6	2,8	0,9	0,5**	1,8	0,1
Na ⁺ (cmol (+) · Kg ⁻¹)	1,1	2,2	0,7	0,3**	0,9	0,1
K ⁺ (cmol (+) · Kg ⁻¹)	0,2	0,5	0,1	0,3**	0,9	0,0
Ca ²⁺ /Mg ²⁺	0,2	0,7	0,1	1,5**	4,6	0,2
V (%)	42	99	8	3**	10	1

Tabla 75. Valores de algunos parámetros físico-químicos de horizontes A de los suelos estudiados y del resto de Galicia

* Suelos sobre diferentes materiales (Leirós *et al.*, 2000);

** Suelos sobre esquistos, granito y anfibolita (García-Rodeja Gayoso, 1983).

El contenido de materia orgánica de los suelos estudiados es muy variable, con cantidades similares a las encontradas en otros estudios de suelos sobre serpentinitas de Melide

(López, 1978; López y Guitián, 1981). Este contenido es muy bajo si se compara con suelos sobre otros materiales de partida de la región gallega (Leirós *et al.*, 2000); lo mismo ocurre con el nitrógeno total, que también es semejante al hallado en otros estudios de suelos de la región pero que, en comparación con suelos sobre otros materiales geológicos, está en una proporción muy baja (tabla nº 75). Ambos parámetros, materia orgánica y nitrógeno total, muestran una alta correlación positiva entre sí (tabla nº 76).

Posiblemente la baja cantidad de materia orgánica y de nitrógeno total se deba al poco desarrollo de la vegetación y, consecuentemente, al escaso aporte de restos de material vegetal que en estos suelos existe. Además, la cantidad de materia orgánica presente está positivamente correlacionada con la proporción de limo y negativamente con la de arena ($p < 0,01$), de modo que son menos orgánicos aquellos suelos de textura más gruesa, en los que los procesos de mineralización deben de estar más favorecidos, como resultado de una mayor aireación; en cambio, los suelos limosos presentarán mayor contenido de materia orgánica como consecuencia de una menor velocidad de mineralización.

También es muy variable la naturaleza y la velocidad de mineralización de la materia orgánica en los suelos estudiados, de modo semejante a lo encontrado para suelos de la región desarrollados sobre serpentinitas (Paz *et al.*, 1997) y sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000). En la mayor parte de los casos (68 %) es de tipo *moder*, y en la práctica totalidad de los restantes suelos (29 %) es de tipo *mull*, de modo similar a lo que aparece en otros trabajos de suelos sobre serpentinitas (López, 1978; Paz *et al.*, 1997; Calvo *et al.*, 1992). Así, en la mayoría de los suelos la actividad biológica, y por lo tanto la humificación y mineralización de la materia orgánica, no será muy intensa, en una tercera parte de los suelos será alta y en un pequeño grupo de suelos será muy escasa. De hecho, se observa una correlación positiva altamente significativa ($p < 0,001$) entre el contenido de carbono total de los suelos estudiados y su relación C/N, que pone de manifiesto la menor velocidad de mineralización existente en los suelos cuyo nivel de materia orgánica es más alto (tabla nº 76).

La naturaleza de la materia orgánica en los suelos está estrechamente relacionada con los aportes de los restos vegetales (Parisi, 1979), es decir, el tipo de vegetación influirá sobre la calidad de la materia orgánica. Sobre los suelos estudiados se desarrolla un tipo de vegetación especial, una parte son taxones endémicos de porte bajo y herbáceas (Rodríguez y Ortiz, 1991) y otra parte mayormente es de tipo brezal con presencia de pinos

Discusión de resultados

y eucaliptos, que son especies con un elevado contenido en compuestos recalcitrantes de tipo fenólico (Calvo y Díaz-Fierros, 1979), por lo que serán bastante resistentes a la descomposición y darán lugar a una materia orgánica poco mineralizable.

	pH H ₂ O	pH KCl	Arena	Limo	Arcilla	C- total	N- total	C/N	P soluble	Mg ²⁺	Ca ²⁺	CIC	V	Ca/Mg
pH H ₂ O	1													
pH KCl	0,91^a	1												
Arena	0,17	0,15	1											
Limo	-0,36	-0,39^c	-0,82^c	1										
Arcilla	0,33	0,41^c	-0,29	-0,31	1									
C-total	-0,46^c	-0,25	-0,52^b	0,48^b	0,05	1								
N-total	-0,32	-0,18	-0,53^b	0,49^b	0,06	0,89^a	1							
C/N	-0,57^b	-0,36	-0,21	0,20	0,01	0,62^a	0,22	1						
P soluble	0,36	0,23	-0,01	0,04	-0,06	-0,40^c	-0,30	-0,35	1					
Mg ²⁺	0,81^a	0,74^a	-0,14	-0,11	0,44^c	-0,24	-0,16	-0,34	0,37	1				
Ca ²⁺	0,07	0,02	-0,19	0,23	-0,06	-0,05	-0,03	-0,02	0,54^b	0,08	1			
CIC	-0,10	0,02	-0,38^c	-0,02	0,65^a	0,45^c	0,31	0,38^c	-0,48^b	0,03	-0,40^c	1		
V	0,51^b	0,34	0,18	0,00	-0,29	-0,38^c	-0,23	-0,45^c	0,65^a	0,50^b	0,44^c	-0,78^a	1	
Ca/Mg	-0,68^a	-0,64^a	-0,03	0,20	-0,27	0,10	0,00	0,35	-0,15	-0,78^a	0,38^c	-0,13	-0,33	1

Tabla 76. Matriz de correlación de *Pearson* de las propiedades generales de los suelos

^a p < 0,001 ^b p < 0,01 ^c p < 0,05

En cuanto al fósforo soluble o asimilable por las plantas, los suelos estudiados contienen valores muy bajos si se comparan con suelos naturales de Galicia sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000), pero semejantes a los de otros estudios realizados en suelos sobre serpentinitas (López, 1978). La variabilidad de las determinaciones es pequeña en comparación con los otros suelos gallegos (Trasar *et al.*, 1987; Leirós *et al.*, 2000), y la mayor parte de ellos (61 %) muestra valores muy bajos, inferiores a 2,45 mg · Kg⁻¹.

El bajo nivel de este elemento nutritivo en forma asimilable en los suelos estudiados se debe, primeramente, a que la roca contiene poca cantidad del nutriente y la que logra liberarse y no es tomada por las plantas puede ser adsorbida por los óxidos de Fe (Brooks, 1987), que son muy abundantes sobre este material, o por la materia orgánica, disminuyendo así su biodisponibilidad. El bajo nivel de este elemento quizá no se puede atribuir a su precipitación como fosfatos de Fe^{3+/2+}, de Al³⁺ o como fosfatos cálcicos (Miller y Gardiner, 1998), ya que en estos suelos los valores de pH no son ni tan elevados ni tan bajos, como para que se potencie dicho proceso. Por otra parte, algunos autores señalan que la vegetación presente en estos medios serpentinizados aporta muy poca

cantidad de fósforo (Brooks, 1987; Burt *et al.*, 2001), lo que es lógico si se considera lo anteriormente descrito.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) en los suelos estudiados es muy variable y relativamente alta si se compara con los datos reportados por otros autores para suelos de Galicia sobre estos mismos materiales (López, 1978; Calvo *et al.*, 1992; Paz *et al.*, 1997) en los que no se supera el valor de $44,5 \text{ cmol (+) } \cdot \text{ Kg}^{-1}$, salvo en los horizontes gleificados donde se alcanzan valores de hasta $65 \text{ cmol (+) } \cdot \text{ Kg}^{-1}$. Pero si la comparación se realiza con suelos sobre diferentes rocas de la región, los suelos aquí estudiados tienen un valor de la CIC mucho mayor (tabla nº 75). El 57 % de los casos presentan niveles de CIC superiores a $40 \text{ cmol (+) } \cdot \text{ Kg}^{-1}$, coincidiendo los valores más altos con algunos de los suelos que contienen mayores cantidades en materia orgánica (p. ej. suelos nº 12, 11, y 8) y de arcilla (p. ej. suelos nº 3, 26 y 8). De hecho, en los suelos estudiados los valores de la CIC se relacionan de forma positiva con la cantidad de arcilla ($p < 0,001$) y con la materia orgánica del suelo ($p < 0,05$). Algunos autores señalan estas mismas relaciones en horizontes A de suelos sobre serpentinitas, afirmando que los valores altos de la CIC se deben a la alta capacidad de intercambio catiónico de la materia orgánica y a la presencia de arcillas tipo montmorillonita, vermiculita y esmectita (Alexander, 1999; Burt *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2001), que muestran una CIC particularmente alta.

En el complejo de cambio del suelo, el Mg^{2+} domina totalmente sobre los otros cationes intercambiables; de hecho, muestra una relación positiva ($p < 0,01$) con el porcentaje de saturación de bases. La alta variabilidad de los niveles de magnesio es similar a lo encontrado en otros suelos gallegos sobre el mismo tipo de roca (López, 1978; Paz *et al.*, 1997; Calvo *et al.*, 1992). El contenido en Mg^{2+} de cambio es mucho más alto que en suelos sobre diferentes materiales geológicos de Galicia (García-Rodeja, 1983), debido principalmente a que, tal como ya se indicó, la serpentina, mineral predominante en estas rocas, contiene altas proporciones de magnesio ocupando los huecos octaédricos (Brooks, 1987; Aubouin *et al.*, 1981).

A pesar de que el Mg^{2+} es un elemento que resulta indispensable para el crecimiento y desarrollo de las plantas, cantidades elevadas, como las encontradas en los suelos estudiados, pueden ocasionar fenómenos de toxicidad y también problemas en la asimilación del calcio (antagonismo). Además, su presencia sobre las superficies minerales del suelo afecta negativamente al estado de floculación de los coloides y, por lo tanto, a la

formación de agregados en estos suelos (Proctor y Woodel, 1971), lo cual puede favorecer situaciones de hidromorfía. Algunos autores citan esta misma apreciación para referirse a la poca fertilidad productiva de estos suelos en Galicia (López, 1978; Paz *et al.*, 1997; Fernández *et al.*, 1998), y al bajo desarrollo de la vegetación (Burt *et al.*, 2001). Es decir, el alto contenido de magnesio en comparación con los otros cationes que presentan los suelos puede estar provocando un desequilibrio de nutrientes esenciales en el medio y, por ende, un menor desarrollo de la vegetación.

En cuanto al calcio y al sodio cambiables, sus valores son similares a los encontrados en suelos sobre serpentinitas de la misma zona (López, 1978) y un poco mayores que los hallados en suelos sobre diferentes materiales de Galicia (García-Rodeja, 1983). El contenido ligeramente superior de Ca^{2+} y Na^+ en posiciones de cambio que puedan presentar estos suelos se debe, posiblemente, a que tienen mayores valores de la CIC, es decir hay mayor espacio de intercambio catiónico.

Los valores de K^+ son similares a los de otros suelos sobre serpentinitas (López, 1978; Paz *et al.*, 1997), y a los de suelos sobre diferentes materiales de la región gallega (García-Rodeja, 1983); por lo general, la mayoría de los suelos estudiados contienen valores bajos dentro del rango. Algunos autores afirman que los bajos niveles de K^+ pueden deberse al poco aporte de este nutriente por parte de la vegetación (Robert y Proctor, 1992), ya que es muy escasa en estos suelos. Sin embargo, al considerar que el potasio de las plantas proviene de la solución del suelo, otros autores llegan a la conclusión de que la poca cantidad que contiene la serpentinita es el factor determinante (Burt *et al.*, 2001).

Los valores de la relación Ca/Mg son similares a los reportados por López (1978) en suelos de la región sobre este mismo material, pero mucho más bajos comparados con lo encontrado en otros suelos sobre diferentes materiales geológicos de Galicia (García-Rodeja, 1983). Dicha relación es siempre baja en suelos sobre serpentinitas, tal como indican diversos autores (Brooks, 1987; Burt *et al.*, 2001), y decrece en profundidad (Lee *et al.*, 2001). Algunos autores consideran que el bajo valor del cociente Ca/Mg, aunado a los niveles bajos de macronutrientes (N, P, K, C), es una de las causas de la poca fertilidad en los suelos sobre serpentinitas (Brooks, 1987; Paz *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 2001); sin embargo, otros aseveran que los valores bajos de Ca/Mg no es determinante en la ecología serpentínica, porque puede causar un retraso del crecimiento vegetal pero no una total inhibición (Proctor y Woodell, 1975). El cociente Ca/Mg debe estar en una razón de 1,5 a

5 para que se dé una buena absorción de ambos cationes divalentes por las plantas (Núñez, 1998), si no (como en el caso de los suelos estudiados) proliferarán las plantas más resistentes, como posiblemente sean las xerófitas y otras plantas pioneras vivaces adaptadas al medio (Lacoste y Salanon, 1973; Rodríguez y Ortiz, 1991).

En cuanto al porcentaje de saturación en bases del complejo de cambio (V), los valores son más altos que los encontrados en suelos desarrollados sobre otras rocas (García-Rodeja, 1983), pero muy similares a los hallados por Paz y col. (1997) en suelos sobre estos mismos materiales de Galicia; sólo un 21 % de los suelos estudiados presentan valores de V superiores al 50 %. Además, y de modo similar a lo encontrado por dichos autores, se encuentran correlaciones positivas y significativas ($p < 0,01$) con los niveles de Mg^{2+} cambiante y con el pH (tabla nº 76). Estas altas relaciones indican que en los suelos con menor lavado de bases, y por lo tanto bajo nivel de acidez, hay mayor cantidad de este catión en el complejo de cambio.

En resumen, los suelos desarrollados sobre serpentinitas se caracterizan por su infertilidad, ya que el contenido de materia orgánica y de nutrientes esenciales es bajo y, además, destacan unos niveles muy altos en magnesio, lo que provoca un desequilibrio del estado nutricional en el medio y, por ende, sobre la vegetación presente en estos suelos. A pesar de esto, hay buenas características granulométricas, de intercambio catiónico (CIC) y del grado de pH (entre ligeramente ácidos y cercanos a la neutralidad).

5.1.2. Presencia de metales

Frecuentemente, los suelos desarrollados sobre serpentinitas llaman la atención por el bajo contenido en nutrientes esenciales, como se expuso en el apartado anterior, y por el alto nivel de metales, que en muchos casos llegan a alcanzar valores que normalmente son tóxicos para los organismos del medio. Sin embargo, la toxicidad por metales no se produce del mismo modo en todos los suelos sobre serpentinitas, pues su comportamiento está vinculado tanto a factores del suelo como al tipo de vegetación (Alexander, 1999).

En la mayoría de los suelos estudiados, el contenido total de metales es muy superior a lo encontrado para los horizontes superficiales de suelos de la provincia de A Coruña

(Galicia), desarrollados sobre otros materiales geológicos que no incluyen a las serpentinitas (Macías *et al.*, 1993), tanto en sus cantidades medias como en el rango de valores, salvo el Cu y el Zn, que son del mismo orden (tabla nº 77).

Metal	Suelos sobre serpentinitas (en este trabajo)		Suelos sobre otras rocas de A Coruña*		Suelos sobre rocas de Galicia**		Toxicidad ^a (>)
	Media	Rango	Media	Rango	Rango	Mayor frecuencia	
Cu	17 ± 4	12 – 26	22	12 – 39	< 15 – 150 >	5 – 25	100
Co	161 ± 65	47 – 282	35	29 – 58	< 7 – 90 >	< 15	50
Cr	1712 ± 425	629 – 2376	53	25 – 135	< 10 – 1000 >	< 100	100
Mn	1960 ± 678	604 – 3310	429	155 – 1083	< 50 – 1000 >	200 – 500	2000
Fe^b	6 ± 1	4 – 7	n.d.	n.d.	< 0,5 – 7,5 >	1 – 7,5	n.d.
Ni	2095 ± 776	465 – 3724	37	27 – 60	< 50 – 1000 >	< 100	100
Zn	59 ± 16	22 – 92	54	37 – 83	< 25 – 900 >	50 – 200	300

Tabla 77. Metales totales en los suelos y los umbrales de fitotoxicidad ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

* Macías *et al.*, 1993; media ponderada, horizontes A sobre granitos, esquistos, anfíboles, gabros y pizarras.

** Guitián *et al.*, 1992; en horizontes C sobre diferentes materiales.

^a Gupta, 1989; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; límites de fitotoxicidad en suelos.

^b Fe en % (p/p).

Media ± D.E. n.d. = no determinado. <: menor que; >: mayor que.

Si se comparan con el contenido en metales en los horizontes “C” de los suelos de Galicia (Guitián *et al.*, 1992), globalmente, se aprecia que Co, Cr, Mn y Ni tienen en los suelos sobre serpentinitas unos niveles muy altos, y que Fe, Cu y Zn muestran valores medios que son del mismo orden.

Asimismo, se observa que los metales que representan un peligro de toxicidad en los suelos estudiados fueron el Ni, el Cr, el Co y el Mn, destacando los dos primeros con valores medios entre 21 y 17 veces mayores a los límites de fitotoxicidad comunes en suelos (Gupta, 1989; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

En cuanto a la mayor abundancia de metales, destaca el Fe total, donde la mayoría de los suelos (71 %) contiene cantidades superiores a 5,9 % (p/p) del elemento. Es común

observar valores altos de Fe en suelos sobre materiales de este tipo; así, en la provincia de A Coruña, Paz y col. (2001) hallaron en algunos casos valores de Fe total de hasta 12,4 %.

Este elemento se encuentra significativamente relacionado con la presencia de Zn ($p < 0,001$), y no con los demás metales (tabla nº 78), quizás porque el Zn es el que tiene más tendencia a co-precipitar en los óxidos de hierro (Sposito, 1989).

Al relacionar los valores de Fe con los de Zn, se observa que los suelos nº 19, 20, 25, 26, 27 y 28 son los que muestran los menores valores de estos elementos, y que el suelo nº 6 muestra valores altos en ambos metales.

Por otro lado, las relaciones que muestra el Fe total con las demás propiedades generales del suelo determinadas no son muy significativas (tabla nº 78), salvo con el fósforo soluble cuya relación es negativa ($p < 0,01$) y que posiblemente se deba a la adsorción específica de los iones PO_4^{3-} sobre los óxidos de hierro (Lindsay, 1979), o bien a la precipitación de fosfatos Fe (Sposito, 1989).

	Cu	Co	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
Cu	1						
Co	-0,45*	1					
Cr	-0,43*	0,80***	1				
Mn	-0,45*	0,92***	0,83***	1			
Fe	0,08	-0,01	-0,10	-0,20	1		
Ni	-0,33	0,82***	0,75***	0,71***	0,13	1	
Zn	0,28	-0,02	-0,02	-0,18	0,84***	0,01	1

Tabla 78. Matriz de correlación de *Pearson* entre los metales totales de los suelos
* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

Los metales, Ni, Cr, Co y Mn, que son potencialmente tóxicos, guardan una relación positiva muy significativa entre sí ($p < 0,001$) y, después del Fe, estos metales son los que están presentes en mayor cantidad en los suelos estudiados.

Estos cuatro metales se relacionan positiva y significativamente ($p < 0,01$) con el pH del suelo y con los niveles de Mg^{2+} cambiante (tabla nº 79), que es el catión dominante en el complejo de cambio, por lo que también se relacionan con la suma de cationes (S). La relación con el pH puede indicar que con el incremento de éste estaría incentivando la precipitación de óxidos (sobre todo de Fe) y, además, la co-precipitación y la adsorción de

Discusión de resultados

los metales sobre los óxidos de Fe, Al y Mn (Ross, 1989; Alloway, 1990; McBride, 1994), con lo que sería menor su pérdida por lavado. La relación negativa que muestran con la materia orgánica del suelo (C-total y N-total) es posible que se deba al efecto tóxico de los metales sobre el desarrollo de la microbiota y la vegetación, tal como señalan algunos autores (Ross, 1994; Brooks, 1998), y que se traduce en un aporte menor de restos orgánicos al suelo.

Parámetros	Cu	Co	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
pH H ₂ O	-0,381*	0,564**	0,499**	0,534**		0,729***	
pH KCl		0,433*				0,671***	
Arena							
Limo							
Arcilla						0,414*	
C-total		-0,500**		-0,488**		-0,447*	
N-total		-0,406*		-0,418*		-0,375*	0,494**
C/N	0,405*	-0,448*		-0,403*		-0,419*	
P (soluble)			0,397*	0,537**	-0,525**		-0,520**
Mg ⁺⁺	-0,381*	0,552**	0,560**	0,530**		0,820***	
Ca ⁺⁺					-0,440*		-0,535**
Na ⁺							
K ⁺	0,376*						
S	-0,385*	0,504**	0,507**	0,475*		0,780***	
C.I.C.	0,475*						
V.	-0,613***		0,390*	0,405*			
Ca ⁺⁺ /Mg ⁺⁺		-0,654***	-0,712***	-0,622***		-0,793***	

Tabla 79. Relación de los metales totales y algunos parámetros físico-químicos en los suelos
* p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

El contenido total de Zn es bajo en relación con los demás metales, lo que podría deberse a que en la serpentinita la presencia de este elemento también es baja (Andrade-Couce, 1974; Brooks, 1987). Se encuentra relacionado positivamente ($p < 0,001$) con el Fe total, tal como ya se indicó, quizás por su tendencia a co-precipitar en óxidos de Fe y otros minerales secundarios, y con la materia orgánica del suelo (N-total), debido a su tendencia a ligarse con compuestos orgánicos (Sposito, 1989). Su relación negativa con el fósforo soluble ($p < 0,01$) sugiere, de modo similar a lo que ocurría con el Fe, la posibilidad de la precipitación de fosfatos de Zn (Lindsay, 1979), o bien la adsorción específica de iones PO_4^{3-} sobre óxidos, fundamentalmente de hierro, pero con una cierta proporción de cinc.

Los niveles de Cu son más bajos que los de los anteriores elementos y no representan un peligro de fitotoxicidad en los suelos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). El Cu total se relaciona negativamente con el porcentaje de saturación de bases del complejo de cambio ($p < 0,001$) y con el pH ($p < 0,05$), quizás debido a que a pH altos se favorece la formación de complejos solubles, sobre todo con la materia orgánica, los cuales pueden perderse por acción del lavado, lo que implica un descenso del Cu total del suelo.

El contenido total de Pb y Cd en los suelos es muy bajo y, en la mayoría de los casos, inapreciable, ya que generalmente la proporción en el material parental también es baja (Brooks, 1987).

No obstante, el conocimiento del contenido total en metales, proporciona una información muy limitada de su comportamiento químico y su disponibilidad para las plantas, Por ello, se consideran las distintas formas en las que se localizan los metales en los suelos estudiados y se observa que las fracciones más abundantes son la residual y la asociada a los óxidos cristalinos y amorfos (generalmente a óxidos de Fe y sólo en ocasiones a los de Mn), debido quizás a las condiciones oxidantes que presenta el suelo, y que favorece la precipitación de óxidos (López, 1978). Además, y dado que el contenido total de metales no es suficiente para evaluar la disponibilidad y su eventual toxicidad en los suelos, se suele estimar la forma biodisponible como posible indicador de la toxicidad de los elementos (Lindsay y Norwell, 1978; Brummer y Herms, 1983). En los suelos estudiados, el orden decreciente de la abundancia de esta forma metálica es en general el siguiente: Fe > Ni > Mn > Co > Cu > Zn > Pb > Cr > Cd. Los tres últimos metales, muestran valores traza y, en algunos suelos, no llegaron a detectarse. A continuación, se comentan las formas en las que se encuentra cada elemento determinado y la proporción en que está en forma biodisponible.

En cuanto al Fe, la fracción soluble y de cambio son poco importantes y, cuantitativamente, están poco relacionadas con las diferentes propiedades del suelo (tabla nº 80); la forma soluble presenta correlación positiva ($p < 0,01$) con la cantidad de arcilla, lo que parece sugerir que en los suelos más arcillosos esta fracción de Fe se pierde menos por lavado. El Fe de cambio muestra una relación negativa con el pH, el Mg^{2+} cambiante y con la suma de cationes de cambio, S ($p < 0,001$), lo que podría explicarse en primer lugar, porque al elevarse el pH el hierro tiende a precipitar y a desaparecer de las fracciones más lábiles y, en segundo lugar, por el hecho de que el lavado del suelo (menores valores de

pH) tiende a aumentar la proporción de cationes en posiciones de cambio con más carga en relación con los menos cargados (reacción de cambio catiónico), es decir, los trivalentes (Fe^{3+}) en lugar de los divalentes (Mg^{2+}).

En cuanto a la fracción orgánica, el Fe se ve afectado negativa y significativamente ($p < 0,001$) por el pH, quizá debido a que sólo a bajos valores de pH está disponible para unirse a la materia orgánica (al elevarse el pH el metal tiende a precipitar). La proporción de esta especie muestra una correlación positiva con la materia orgánica del suelo ($p < 0,01$) que es lógica, y con la biomasa microbiana ($p < 0,01$), posiblemente por la relación que existe entre estas dos últimas propiedades. Esta fracción también se relaciona de forma negativa con el Mg^{2+} cambiante y con la suma de cationes de cambio, S, quizá como consecuencia indirecta del efecto perjudicial de las altas cantidades de magnesio sobre la vegetación y el contenido en materia orgánica.

Los óxidos cristalinos, y en menor proporción los óxidos amorfos, son las fracciones mayoritarias del hierro en el suelo; se relacionan significativamente y de forma positiva con el pH, ya que el Fe tiende a precipitar en óxidos al incrementar el pH del medio (Lindsay, 1979). El Fe, en forma de óxidos cristalinos y amorfos, también muestra relaciones importantes y de forma positiva con el Mg^{2+} cambiante ($p < 0,01$), y por lo tanto con S y V, lo que quizá podría deberse a que ambos cationes, Fe y Mg, tienen una procedencia común, la alteración mineral.

Dado que una mayor presencia de óxidos de Fe indica una alteración mineral más intensa y, en consecuencia, una mayor liberación de metales, es posible que esta sea la causa de la relación negativa del Fe en estas fracciones y algunas propiedades bioquímicas, como la mineralización del carbono y del nitrógeno ($p < 0,05$) y la actividad fosfomonoesterasa ($p < 0,01$). Es decir, el aumento de la presencia de hierro amorfo significa un descenso de las actividades bioquímicas del suelo, ya que parte del Fe amorfo es biodisponible y, además, hay mayor liberación de otros metales potencialmente tóxicos.

Cabe destacar que la fracción residual del Fe es poco importante en casi todos los suelos, siendo su proporción con respecto a las demás fracciones baja, salvo en los suelos con drenaje impedido, en los que las condiciones de anaerobiosis hacen más lenta la alteración de los minerales.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O	0,430*	-0,616***	-0,810***	0,526**	0,442*	-0,628***	0,514**
pH KCl		-0,510*	-0,777***		0,454*	-0,540**	0,489**
Arena							
Limo							
Arcilla	0,491**						
C-total	-0,395*	0,396*	0,478**				
N-total	-0,418*		0,438*				
C/N			0,382*	-0,386*			-0,381*
P(soluble)				0,783***			
Mg ⁺⁺	0,413*	-0,611***	-0,733***	0,598***	0,540**	-0,797***	0,632***
Ca ⁺⁺					-0,439*		
Na ⁺				-0,375*			
S	0,389*	-0,626***	-0,708***	0,589***	0,503**	-0,762***	0,595***
V.		-0,492**	-0,402*	0,607***		-0,392*	
Ca/Mg			0,620***	-0,442*	-0,753***	0,812***	-0,809***
C-biomasa	-0,386*	0,481**	0,555**				
qCO ₂							
CO ₂		0,441*	0,492**	-0,447*		0,425*	0,548**
CO ₂ /Ct							
N miner.			0,375*	-0,471*			
N-NH ₄ ⁺				-0,604***			
N-NO ₃ ⁻							
β-glucos.							
Fosfom.			0,615***	-0,540**		0,438*	
Ureasa		0,377*	0,375*				
Proteasa							
β-gluc./Ct							
Fosf./Ct							
Ureasa/Ct							-0,375*
Prot./Ct	0,618***						-0,427*

Tabla 80. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Fe frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos
 * p< 0,05 ** p< 0,01 *** p< 0,001

Desde el punto de vista de su biodisponibilidad, el Fe es más abundante que los demás elementos estudiados; sin embargo, el rango de los valores de esta fracción es similar al encontrado en suelos naturales de Galicia desarrollados sobre diferentes materiales geológicos (Monterroso *et al.*, 1993). Es el metal que presenta una menor proporción de esta forma biodisponible en relación al contenido total en el suelo. La relación positiva que muestra la biodisponibilidad del Fe con el pH ($p < 0,01$) puede deberse a que al incrementar el pH del suelo se favorece la formación de complejos con ligandos orgánicos solubles (Stevenson, 1991), incentivando la cantidad de hierro biodisponible en el medio.

En cuanto a las propiedades bioquímicas determinadas, se relaciona significativamente, y de forma positiva ($p < 0,01$), con la mineralización del carbono, proceso que se potencia en presencia de hierro; de las demás propiedades bioquímicas únicamente la ureasa y la proteasa, ambas en función al C total, se ven afectadas negativamente ($p < 0,05$), por lo que se puede decir que el Fe sólo muestra un pequeño efecto tóxico o bien no llega a notarse, a pesar de su abundancia. Cabe señalar que el Fe presenta una baja fitotoxicidad, aún en concentraciones superiores a $1000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ya que es esencial para todos los organismos del suelo y es cofactor de muchas enzimas y proteínas (McBride, 1994).

Las cantidades de Ni en los suelos estudiados son altas si se comparan con el contenido en otros suelos sobre diferentes materiales geológicos de la región gallega (Carballas, 1963; Graña, 1989) debido a que, por lo general, este elemento se encuentra en cantidades elevadas dentro de las redes de la serpentina. En el fraccionamiento, los niveles del metal en forma soluble son muy bajos con relación a las demás fracciones, y las formas del Ni residual y asociado a los óxidos cristalinos son las más altas, lo que resulta común en los suelos sobre material serpentizado (Xing *et al.*, 1995; Li *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2001).

El Ni de cambio, ligado a la materia orgánica, asociado a los óxidos y el residual resultan ser muy importantes por la relación negativa que muestra cada una de estas fracciones con las propiedades bioquímicas, como la respiración microbiana, la amonificación y las actividades fosfomonoesterasa y ureasa (tabla nº 81), lo cual evidencia el efecto tóxico de este elemento para las poblaciones microbianas del suelo (Brookes, 2000).

Por su parte, el Ni residual presenta una relación negativa, muy significativa ($p < 0,001$), con la materia orgánica, lo que quizá se deba, en primer lugar, a la toxicidad de níquel para la vegetación, lo cual tiene como consecuencia un menor aporte de restos orgánicos al suelo. Además, se sugiere que esta relación es la causa de la correlación negativa con algunas propiedades bioquímicas determinadas, ya que el efecto potencialmente tóxico que muestra el Ni desaparece cuando se relaciona con las propiedades bioquímicas en función al carbono total del suelo (materia orgánica).

También se observa que la fracción residual se relaciona positivamente, y de forma muy significativa ($p < 0,001$), con el pH, con el Mg^{2+} cambiante y, consecuentemente, con la suma de cationes, S, lo que se debe posiblemente a que ambos elementos (Ni^{2+} y Mg^{2+}) tienen una procedencia común (comparten los huecos octaédricos de las serpentinas), y una dinámica en el suelo también muy semejante, es decir que están presentes en altas

cantidades en la roca (Brooks, 1987) y por ello en la mayoría de las fracciones presentarán también valores altos.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O			0,392*	0,520**	0,429*	0,727***	0,546**
pH KCl				0,406*	0,448*	0,677***	0,516**
Arena							
Limo						-0,385*	
Arcilla					0,552**		0,431*
C-total						-0,578***	
N-total						-0,529**	
C/N		-0,460*		-0,551**		-0,437*	
P(soluble)		0,440*					
Mg ⁺⁺			0,601***	0,420*	0,736***	0,708***	0,795***
Ca ⁺⁺							
Na ⁺							
K ⁺							
S			0,567**		0,726***	0,668***	0,764***
C.I.C.					0,388*		
V.		0,437*					
Ca/Mg		-0,453*	-0,628***	-0,568**	-0,546**	-0,723***	-0,702***
C-biomasa						-0,571**	
C-biom./Ct					-0,387*		
CO ₂		-0,505**	-0,375*	-0,377*		-0,459*	
CO ₂ /Ct							
N miner.						-0,386*	
N-NH ₄ ⁺		-0,628***	-0,463*			-0,384*	
β-glucos.							
Fosfom.		-0,492**	-0,442*	-0,481**		-0,639***	
Ureasa		-0,409*					
Proteasa							
β-gluc./Ct						0,375*	
Prot./Ct			0,544**			0,468*	

Tabla 81. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Ni frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos
 * p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

Desde el punto de vista de su biodisponibilidad, el Ni es uno de los elementos más abundantes, sólo superado por el Fe y, a diferencia de este último metal (Fe), la proporción de la fracción biodisponible en función al contenido total del suelo, es muy elevada, por lo que sería de esperar que las relaciones con las propiedades bioquímicas fuesen negativas. Sin embargo esto no es así, poniendo en duda la eficacia del extractante DTPA para el

cálculo de la forma del Ni biodisponible en suelos desarrollados sobre serpentinitas, tal como también señalan otros autores (Becquer *et al.*, 1995, 2002). Además, podría pensarse que la falta de relaciones negativas de esta forma metálica con las propiedades bioquímicas se debe a la adaptación de la microbiota a medios con altos niveles de este metal (Siciliano y Germida, 1998; Wall y Boyd, 2002); sin embargo, no se puede atribuir a esto, ya que hay muchas relaciones negativas entre estas propiedades y algunas de las otras fracciones estudiadas.

El Mn es otro de los elementos mayoritarios en los suelos desarrollados sobre serpentinitas, lo que se debe al alto contenido en el material de partida. Se trata de un elemento muy abundante en comparación con otros suelos desarrollados sobre diferentes rocas (Barral-Silva, 1987; Brooks, 1987). Las formas más móviles del metal son poco importantes con respecto a las demás fracciones en el suelo: la forma soluble es despreciable y en la fracción cambiante hay muy poco. A pesar de que la proporción de la forma ligada a la materia orgánica es baja con respecto a las demás fracciones, se aprecia un contenido considerable, quizá por su tendencia a formar complejos orgánicos (Barral-Silva, 1987). Estas fracciones no muestran relaciones muy significativas que demuestren que el manganeso tenga un efecto tóxico para la actividad microbiana, sino que, por el contrario, existe una correlación positiva ($p < 0,01$) entre el Mn cambiante y la respiración basal de los suelos (tabla nº 82). Esta última fracción de manganeso también está relacionada, de forma negativa ($p < 0,01$), con el Mg cambiante, lo que sugiere que ambos elementos compiten por las posiciones de cambio.

Cuantitativamente son más importantes las fracciones asociadas a los óxidos y la residual. Los óxidos amorfos y la forma residual de Mn presentan una alta relación positiva ($p < 0,001$) con el pH, lo que significa que al incrementar el pH del suelo el Mn tiende a precipitar como óxidos y, además, que la alteración de los minerales es menor.

El Mg cambiante presenta una relación positiva con las fracciones de manganeso ligadas a los óxidos, posiblemente debido a que ambos cationes tienen una procedencia común, la alteración de la serpentinita.

Las fracciones menos móviles de Mn, es decir residual y las asociadas a los óxidos, muestran una relación negativa con la materia orgánica del suelo, quizá reflejando la toxicidad del Mn, que puede estar influyendo en la vegetación y demás organismos del suelo, lo que implica un menor aporte del sustrato orgánico. Por otro lado, también

presentan una relación negativa con la mayoría de las propiedades bioquímicas, que posiblemente se deba al efecto tóxico sobre la actividad microbiana; sin embargo, este efecto del metal desaparece cuando se relaciona con las propiedades bioquímicas en función al carbono total del suelo (materia orgánica), por lo que se sugiere que se trata de un efecto indirecto.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O		-0,458*		0,650***		0,404*	-0,423*
pH KCl				0,486**			
Arena							
Arcilla					0,390*		
C-total			0,442*	-0,523**		-0,417*	0,415*
N-total			0,385*	-0,395*	-0,413*		
C/N				-0,525**		-0,396*	0,661***
P (soluble)				0,484**		0,509**	
Mg ⁺⁺		-0,485**		0,579***	0,490**		
Ca ⁺⁺							
Na ⁺						-0,415*	
K ⁺			0,521**			-0,421*	
S		-0,506**		0,537**	0,488**		
C.I.C.							
V.		-0,401*		0,472*			
Ca/Mg				-0,607***	-0,388*	-0,489**	
C-biomasa				-0,524**	-0,429*		
C-biom./Ct							0,441*
qCO ₂							0,409*
CO ₂		0,495**		-0,526**		-0,547**	
CO ₂ /Ct							
N miner.				-0,494**	-0,407*	-0,494**	
N-NH ₄ ⁺				-0,469*		-0,487**	
β-glucosid.					-0,385*		
Fosfomon.				-0,654***	-0,415*	-0,582***	
Ureasa			0,555**	-0,502**		-0,393*	
Proteasa			0,379*	-0,377*			

Tabla 82. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Mn frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos
* p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

La biodisponibilidad del Mn no es muy alta comparada con el Ni y el Fe y tampoco su proporción en función al total en el suelo. No muestra relaciones muy significativas con las diferentes propiedades determinadas, salvo la relación positiva que tiene con la relación C/N de la materia orgánica (p < 0,001), en cuyo caso indica que el incremento de la

biodisponibilidad del Mn afecta negativamente al grado de mineralización de la materia orgánica (aumenta relación C/N). También se aprecia una relación positiva muy pequeña con la respiración del suelo y con el coeficiente metabólico (qCO_2), lo que sugiere que al incrementar la biodisponibilidad del metal, aumenta la respiración microbiana y se produce una situación de estrés edáfico (Anderson y Domsch, 1985), ya que también incrementan los valores de qCO_2 , todo lo cual se debería al efecto tóxico del Mn; sin embargo, el efecto desaparece al dividir por el C total (materia orgánica), por lo que se trata sobre todo de un efecto indirecto, similar a lo que ocurre con la forma asociada a los óxidos y la residual.

El Cr es uno de los elementos mayoritarios en los suelos estudiados, ya que el material de partida lo contiene en alta proporción en relación con los otros metales; también es alto si se compara con el contenido en suelos sobre otras rocas (Brooks, 1987; Macías *et al.*, 1993). Tanto la forma soluble como la cambiante son poco importantes, con cantidades muy bajas o despreciables con respecto a las demás formas presentes, y no muestran relaciones muy significativas con las propiedades determinadas (tabla n° 83). La fracción ligada a la materia orgánica, algo más notable que las anteriores, es afectada negativamente por el pH, es decir que a mayor acidez del suelo hay mayor cantidad de estas formas del Cr.

La fracción mayoritaria del Cr en el suelo es la residual, que sugiere que los minerales en los que se encuentra el metal son muy estables en el medio, seguida de la asociada a los óxidos cristalinos, sobre todo en lo que se refiere a óxidos de Fe. Asimismo, estas fracciones, junto a los óxidos amorfos, presentan una relación positiva con el Mg^{2+} cambiante (tabla n° 82), lo que indica la procedencia común de ambos elementos (Brooks, 1987), similar a lo comentado para los anteriores metales.

Por su parte, la fracción residual muestra una relación negativa ($p < 0,01$) con la materia orgánica (C total y N total) y también con la mayoría de las propiedades bioquímicas ($p < 0,001$), lo que es de suponer que se deba al efecto tóxico del Cr sobre las actividades microbianas del suelo. Sin embargo, el efecto negativo sobre las propiedades bioquímicas desaparece al dividir dichas propiedades entre el C total del suelo, lo que indica que posiblemente este metal no produzca directamente la inhibición de la actividad microbiana, sino que el efecto es indirecto a través del descenso del contenido de materia orgánica de estos suelos, propiedad claramente relacionada con la actividad biológica.

La biodisponibilidad del Cr es muy baja y su valor medio es despreciable en los suelos, sólo está en cantidades traza, por lo que las relaciones que presenta con algunas propiedades son muy poco importantes.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O		-0,519**	-0,537**			0,471*	
pH KCl			-0,591***				
Arena							
Limo							
Arcilla							
C-total						-0,488**	
N-total	-0,403*					-0,425*	
C/N		0,612***	0,380*	-0,398*			
P(soluble)		-0,383*				0,496**	
Mg ⁺⁺		-0,556**	-0,421*	0,418*	0,534**	0,464*	0,527**
Ca ⁺⁺					-0,452*		-0,450*
S		-0,565**	-0,432*	0,391*	0,466*	0,428*	0,459*
C.I.C.					0,388*		
V.		-0,582***		0,439*		0,461*	
Ca/Mg		0,529**		-0,559**	-0,697***	-0,574**	-0,710***
C-biomasa						-0,450*	
C-biom./Ct							0,400*
qCO ₂							0,530**
CO ₂		0,448*				-0,555**	
CO ₂ /Ct							
N miner.						-0,615***	
N-NH ₄ ⁺		0,381*				-0,724***	
N-NO ₃ ⁻							
β-glucos.							
Fosfom.						-0,763***	
Ureasa						-0,399*	
Proteasa							
β-gluc./Ct							
Fosf./Ct							
Ureasa/Ct	-0,388*						
Prot./Ct	0,663***						

Tabla 83. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Cr frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos
* p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

Las cantidades de Co de los suelos estudiados no son tan altas en comparación con los demás metales analizados anteriormente, pero sí en comparación con suelos sobre otras rocas de la región (Graña, 1989; Guitián *et al.*, 1992; Macías *et al.*, 1993).

El Co se presenta en muy baja proporción en forma soluble y de cambio, y en mayor proporción en las demás fracciones, destacando las formas asociadas a los óxidos amorfos y la residual. Entre las formas asociadas a los óxidos, a diferencia de los demás metales determinados, el Co se asocia preferentemente a los óxidos de Mn, ya que estos presentan una alta selectividad por dicho metal (McBride, 1994).

Las fracciones mayoritarias (residual y óxidos amorfos), se relacionan de forma negativa con la materia orgánica del suelo ($p < 0,01$) y, consecuentemente, con la mayoría de las propiedades bioquímicas: la biomasa y respiración microbiana, la mineralización del nitrógeno (específicamente con el proceso de amonificación) y las actividades fosfomonoesterasa y ureasa; pero no muestran relación alguna con las actividades específicas, es decir con las propiedades bioquímicas en función al C total (tabla nº 84). Por lo tanto, no tiene un efecto directo sobre las propiedades bioquímicas, sino que las modifica en la medida en la que afecta al contenido en materia orgánica de estos suelos, propiedad muy relacionada con aquellos. También presentan una relación positiva con el Mg^{2+} cambiante ($p < 0,01$), quizá indicando una procedencia común.

La biodisponibilidad del Co en el suelo es muy baja con respecto a los demás metales, aún comparando la proporción de esta forma en función al contenido total en el suelo; sin embargo, las cantidades determinadas resultan algo mayores que las encontradas en suelos desarrollados sobre otros materiales en Galicia (Monterroso *et al.*, 1993), lo que se debe a la relativamente alta cantidad del Co que presenta la serpentinita con respecto a otras rocas. Las relaciones más significativas, y positivas ($p < 0,01$), las presenta con el carbono total y el nitrógeno total del suelo, es decir con la materia orgánica, lo que indica que a mayor cantidad de materia orgánica más biodisponible es el Co; esto sugiere que posiblemente en la fracción biodisponible se incluyen complejos orgánicos solubles, y que cuando la materia orgánica es escasa se forman complejos en menor proporción.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O		-0,436*		0,551**		0,520**	
pH KCl				0,407*			
Arcilla							
C-total			0,426*	-0,503**		-0,520**	0,558**
N-total	-0,399*		0,418*	-0,416*		-0,458*	0,501**
C/N		0,398*		-0,444*		-0,380*	
P (soluble)	0,584***	-0,375*				0,466*	-0,392*
Mg ⁺⁺				0,483**	-0,454*	0,593***	
Ca ⁺⁺							
Na ⁺							
K ⁺		0,439*	0,428*				0,376*
S				0,426*	-0,439*	0,549**	
C.I.C.							
V.		-0,392*			-0,413*		
Ca/Mg				-0,610***	0,451*	-0,529**	
C-biomasa			0,384*	-0,480**		-0,464*	
C-biom./Ct							
qCO ₂							0,382*
CO ₂		0,404*	0,375*	-0,513**	0,395*	-0,570**	
CO ₂ /Ct							
N miner.	-0,536**			-0,471*	0,401*	-0,526**	
N-NH ₄ ⁺	-0,468*			-0,447*		-0,538**	
N-NO ₃ ⁻	-0,397*				0,375*		0,378*
β-glucos.						-0,398*	
Fosfom.	-0,377*	0,520**		-0,628***		-0,647***	
Ureasa	-0,419*		0,400*	-0,453*		-0,542**	
Proteasa							
β-gluc./Ct							
Fosfom./Ct							
Ureasa/Ct	-0,444*						
Prot./Ct						0,419*	

Tabla 84. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Co frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos
 * p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

Las cantidades de Zn presente en estos suelos son menores que las de los metales discutidos anteriormente, pero del mismo orden que las encontradas en otros suelos sobre diferentes materiales parentales en la región gallega (Andrade-Couce, 1974; Guitián *et al.*, 1992; Macías *et al.*, 1993).

La presencia de este elemento en la fracción soluble y cambiante es escasa o inexistente, por ello tiene muy poca importancia la relación positiva que la fracción soluble (altamente

Discusión de resultados

significativa, $p < 0,001$) tiene con el coeficiente metabólico (qCO_2), lo que indicaría que a mayor movilidad del Zn le correspondería un mayor estrés edáfico (tabla nº 85).

Las demás fracciones, menos móviles, tienen pocas relaciones, y no muy significativas, con las diferentes propiedades determinadas. Destacan las mayores cantidades de la fracción residual de Zn, que presenta una ligera relación negativa con el P soluble y el Ca^{2+} cambiante, y negativa con las propiedades bioquímicas, especialmente con la mineralización del nitrógeno.

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O							
pH KCl							0,432*
Arena							-0,440*
Arcilla	0,456*						0,402*
C-total			0,376*				
N-total		0,419*				0,398*	0,381*
C/N							
P (soluble)		-0,404*				-0,550**	
Mg ⁺⁺							0,469*
Ca ⁺⁺		-0,476**				-0,567**	
Na ⁺				0,423*			
K ⁺	0,411*		0,658***	0,592***			0,379*
S							0,465*
C.I.C.					0,436*		
V.			-0,384*				
Ca/Mg							-0,483**
C-biomasa		0,441*					0,488**
C-biom./Ct	-0,412*						
qCO_2	0,575***	-0,375*					
CO ₂			0,648***				0,626***
CO ₂ /Ct							
N miner.						0,479**	0,524**
N-NH ₄ ⁺			0,428*				0,509**
N-NO ₃ ⁻						0,418*	
β-glucos.							0,471*
Fosfom.			0,490**				0,587***
Ureasa		0,381*				0,425*	0,597***
Proteasa		0,375*					0,472*
Ureas./Ct						0,433*	

Tabla 85. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Zn frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

La forma biodisponible, que es poco abundante, también presenta una relación positiva con la materia orgánica (N total) y con la mayoría de las propiedades bioquímicas, especialmente las relacionadas con la mineralización del nitrógeno, lo que significa que el metal no es tóxico para la actividad microbiana, al menos en la cantidad presente; algunos autores señalan que la fitotoxicidad del metal es baja y que, en cambio, es esencial para todos los organismos del suelo (McBride, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992), siendo componente de algunas actividades enzimáticas (Tate, 2000), por lo que la presencia de Zn es importante.

Son muy bajas las cantidades de Cu que presentan los suelos estudiados, si se comparan con los anteriores metales, ya que el material parental contiene una pequeña proporción de este metal con respecto a los otros elementos. Si se compara con el contenido en Cu en otros suelos sobre diferentes rocas de la región (Gutián *et al.*, 1992; Macías *et al.*, 1993), los niveles aquí encontrados también son del mismo orden.

Igual que en el Zn, las cantidades de Cu soluble y de cambio son menores que las demás fracciones determinadas y tampoco presentan relaciones altamente significativas con las diferentes propiedades del suelo; las formas menos móviles, especialmente la residual, son mayoritarias. Esta última fracción del Cu (residual), presenta una correlación negativa y muy significativa ($p < 0,001$) con el Mg^{2+} de cambio (tabla nº 86), lo que se podría explicar porque cuanto menor es la alteración de los minerales más cobre queda en la fracción residual y menos Mg^{2+} se libera y puede ocupar las posiciones de cambio.

La fracción de Cu ligado a la materia orgánica es bastante importante en relación con su contenido total en estos suelos. Se trata de la fracción que está más relacionada con el sustrato orgánico del suelo, es decir con el carbono total y el nitrógeno total, siendo la relación positiva ($p < 0,01$). Además, igual que el Zn, muestra una relación positiva con algunas de las propiedades bioquímicas principales, como la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas de la β -glucosidasa, la fosfomonoesterasa y la ureasa, lo que se debe posiblemente a que tiene una función importante en el metabolismo de la población microbiana del suelo (Huang *et al.*, 1995).

A pesar de que este elemento está en cantidades mucho menores que los demás metales, aún en forma biodisponible, la proporción del Cu biodisponible en función al contenido total en el suelo es más alta que la de los otros metales y poco más o menos comparable con la proporción que muestra el Ni. Esto quizá se deba al aporte a esta forma que realiza

Discusión de resultados

la fracción ligada a la materia orgánica, que es bastante abundante. Además, esta fracción tiene una relación positiva ($p < 0,01$) con la cantidad de arcilla presente, seguramente por el aporte de superficie de adsorción que supone esta fracción del suelo, y con la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

	Soluble	Cambio	M. O.	Ox. Am.	Ox. Crist.	Resid.	Biodisp.
pH H ₂ O						-0,557**	
pH KCl				0,408*		-0,521**	
Arena							
Arcilla				0,392*		-0,375*	0,523**
C-total			0,496**				
N-total			0,375*				
C/N			0,445*				
P (soluble)						-0,455*	
Mg ⁺⁺						-0,657***	
Ca ⁺⁺							
Na ⁺				0,453*	-0,449*		
K ⁺		0,411*	0,417*	0,582***			0,488**
S						-0,677***	
C.I.C.			0,532**				0,416*
V.			-0,539**			-0,483**	
Ca/Mg						0,456*	
C-biomasa			0,471*		-0,375*	0,375*	
C-biom./Ct					-0,466*		
CO ₂							
CO ₂ /Ct							
qCO ₂							
N miner.		0,403*					
N-NH ₄ ⁺							
N-NO ₃ ⁻							
β-glucosid.			0,492**				
Fosfomon.			0,515**			0,414*	
Ureasa			0,572**				
Proteasa							
β-gluc./Ct							
Fosf./Ct							
Ureasa/Ct				0,400*			
Proteasa/Ct							

Tabla 86. Correlaciones de *Pearson* del fraccionamiento del Cu frente a las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos

* $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

En resumen, el contenido total de metales es abundante en los suelos estudiados, destacando el Fe, el Co, el Cr, el Mn y el Ni por sus niveles altos, mucho mayores que en suelos sobre otras rocas, y por sus relaciones significativamente importantes con el Mg^{2+} cambiante (relación positiva) y con la materia orgánica (relación negativa el Co, el Mn y el Ni). El alto contenido de estos elementos, posiblemente sea uno de los factores más importantes de la infertilidad del medio y, por lo tanto, la causa del poco desarrollo de la vegetación y del bajo nivel de materia orgánica.

De todas formas, estos elementos están predominantemente en formas poco lábiles. Así, la proporción de metales en forma biodisponible, es siempre baja, salvo en el caso del Cu y del Ni, y no muestran relaciones importantes con la actividad biológica.

5.1.3. Parámetros bioquímicos

Los valores de **biomasa microbiana** observados en los suelos estudiados son muy variables, abarcando un rango amplio (tabla nº 87) que va desde valores muy bajos hasta niveles muy elevados, pero la mayoría de los suelos (92 %) contienen cantidades menores a $1025 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$; el valor medio es algo mayor a los hallados en otros estudios, como los de Díaz-Raviña (1990) y Fernández y col. (1999), en suelos gallegos desarrollados sobre este tipo de roca (valores medios de 497 y $601 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$, respectivamente). Sin embargo, tanto la media como el rango de valores son menores a los de otros suelos de Galicia sobre diferentes materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000), lo que indica que en general el desarrollo microbiano es inferior en los suelos sobre serpentinitas que en los suelos naturales de Galicia sobre otros materiales.

Si se considera que la biomasa microbiana es un indicador de la actividad biológica de los suelos, se puede indicar que los suelos sobre serpentinitas estudiados disponen en general de una baja actividad microbiana, presentando menor desarrollo biológico que otros suelos de la región.

Parámetro	Suelos sobre serpentinitas		Suelos del resto de Galicia*	
	Media	Rango	Media	Rango
C-biomasa microbiana ^a	622 ± 308	148 – 1233	781 ± 253	250 – 1483
CO ₂ emitido ^b	1006 ± 563	246 – 2529	2261 ± 704	1232 – 4576
qCO ₂ ^c	2,0 ± 0,9	0,8 – 3,9	3,5 ± 1,3	1,5 – 8,5
Mineralización del Nitrógeno ^d	4,3 ± 2,3	0,6 – 7,8	30,5 ± 14,8	1 – 69
Amonificación (N-NH ₄ ⁺) ^d	1,7 ± 1,1	0,1 – 3,8	22,3 ± 12,2	1 – 59
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻) ^d	2,6 ± 1,8	0,1 – 5,8	8,2 ± 10,3	0 – 41
β-D-glucosidasa ^e	1,4 ± 0,6	0,5 – 3,1	1,6 ± 0,9	0,7 – 4,6
Fosfomonoesterasa ^e	3,9 ± 1,6	1,4 – 7,7	6,6 ± 3,3	2,2 – 15,8
Ureasa ^f	7,3 ± 3,7	0,9 – 16,3	16,6 ± 10,6	3,2 – 49,8
Proteasa-BAA ^f	13,1 ± 6,0	2,3 – 26,2	15,3 ± 8,9	2,7 – 34,3

Tabla 87. Comparación de las propiedades bioquímicas en Galicia

* en 40 suelos desarrollados sobre diferentes materiales (Leirós *et al.*, 2000; Trasar *et al.*, 2000).
^a mg · Kg⁻¹; ^b mg · Kg⁻¹ 10 días⁻¹; ^c µg C-CO₂ · mg⁻¹ C-biom. h⁻¹; ^d mg N · Kg⁻¹ 10 días⁻¹;
^e µmol p-nitrofenol · g⁻¹ h⁻¹; ^f µmol NH₃ · g⁻¹ h⁻¹.

Además de la biomasa microbiana, la **respiración microbiana** (CO₂ emitido) también es utilizada para indicar el estado biológico de los suelos (Nannipieri *et al.*, 1990). Con la respiración del suelo se estima la cantidad de biomasa microbiana que es realmente activa (West *et al.*, 1986).

El desprendimiento de CO₂ en estos suelos es muy variable, con valores que abarcan un rango muy amplio. Sin embargo, la mayor parte de los suelos (71 %) presentan valores muy bajos, menores de 1160 mg · Kg⁻¹ 10 días⁻¹, quedando por lo tanto fuera del rango de valores para suelos de Galicia sobre otros materiales (Leirós *et al.*, 2000).

El valor medio de la respiración en estos suelos es similar al encontrado por Fernández y col. (1999) en suelos sobre serpentinitas de la región gallega (994,4 mg CO₂ · Kg⁻¹ 10 días⁻¹), pero mucho menor (siempre menos de la mitad) que lo encontrado en suelos sobre otros materiales geológicos de Galicia, lo que pone de manifiesto una mineralización del sustrato muy baja.

Por otro lado, y en relación con la velocidad de respiración de los suelos estudiados, se constata la existencia de dos sustratos, uno más lábil, cuya constante cinética (*K*) oscila entre 1 · 10⁻⁴ y 9 · 10⁻⁴, y otro más recalcitrante con una constante cinética que varía entre 0,7 · 10⁻⁴ y 5 · 10⁻⁴; a pesar que estos rangos oscilan mucho, la mayoría de las velocidades

son relativamente bajas. La existencia de dos sustratos de diferentes labilidades en la materia orgánica, fue hallada en distintos estudios sobre la materia orgánica de suelos naturales sobre diferentes materiales geológicos de Galicia (Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1981; Bellas, 2002; Moscoso, 2003), en los que se observa una velocidad de mineralización semejante cuando los valores de respiración son bajos y algo mayor cuando incrementa la mineralización del carbono (CO₂).

En cuanto a la **mineralización neta del nitrógeno**, que es la diferencia entre el nitrógeno mineralizado y el inmovilizado, en los suelos estudiados es muy variable, pero siempre muy baja; el valor medio es mucho menor que el de los suelos naturales sobre otras rocas de Galicia.

Con relación al proceso de amonificación neta, el valor medio es mucho menor que el de los suelos sobre otros materiales de partida de la región gallega (Leirós *et al.*, 2000). La mayoría de los suelos (75 %) muestran valores muy bajos de $N-NH_4^+$ (menores que $2,3 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} \cdot 10 \text{ días}^{-1}$).

El proceso de nitrificación neta, en general es más intenso que el anterior proceso de amonificación, lo que implica que la mayor parte del nitrógeno que se mineraliza lo hace hasta la etapa nitrato. Sin embargo, también muestra valores bajos en comparación con los suelos del resto de Galicia; la mayoría de los suelos estudiados (71 %) nitrifican cantidades bajas de $N-NO_3^-$ (menores que $3,4 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1} \cdot 10 \text{ días}^{-1}$).

Por lo tanto, y con relación a las dos etapas de la mineralización del nitrógeno, se observa que así como en los suelos de Galicia sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000), el proceso de mineralización del nitrógeno suele detenerse en la etapa de amonificación, estando menos favorecido el paso de amonio a nitratos, en los suelos aquí estudiados ambos procesos son mucho menos intensos, pero sobre todo la amonificación, de tal manera que los nitratos son el producto final del proceso en una gran parte de los suelos; esto quizá se deba al carácter más o menos neutro que presentan estos medios, que será más favorable para la nitrificación, a diferencia de lo que ocurre en otros suelos sobre diferentes materiales de la región gallega, que normalmente son de carácter ácido.

Otro indicador del balance de la actividad metabólica de los microorganismos en los suelos es la actividad enzimática; la estimación de los **enzimas** implicados en los ciclos del C, N y P permite el cálculo de la diversidad funcional de las comunidades microbianas en el suelo. Los enzimas son los parámetros bioquímicos más complejos del medio edáfico y son

dependientes de multitud de factores, tales como la temperatura, la presencia o ausencia de inhibidores, la presencia de metales, el pH, etc. (Alef y Nannipieri, 1995; Brookes, 1995; Trasar *et al.*, 2000).

Al comparar en su conjunto las cuatro actividades enzimáticas estudiadas, se observa que en los suelos sobre serpentinitas los valores son, en general, menores que en los suelos de Galicia sobre diferentes materiales geológicos (Trasar-Cepeda *et al.*, 2000).

Los niveles de las actividades β -D-glucosidasa y proteasa son sólo algo menores, pero los de ureasa y fosfomonoesterasa son mucho más bajos, presentando valores medios que son casi la mitad que los de los suelos del resto de la región gallega. Quizá sea consecuencia de la escasa cubierta vegetal de estos suelos que no necesita un gran aporte de nutrientes, por lo que la actividad de los enzimas disminuye.

La notable inhibición que destacan las actividades ureasa y fosfomonoesterasa posiblemente también se deba a la presencia de metales, aunado a lo anteriormente dicho.

El **cociente metabólico** ($q\text{CO}_2$), que relaciona la respiración (C-CO₂) y la cantidad de C-biomasa por unidad de tiempo, fue descrito por primera vez por Anderson y Domsch (1985) como un índice sencillo de la actividad biológica del suelo; está basado en la hipótesis de la optimización energética de los ecosistemas, derivada de la teoría ecológica de Odum (1985) sobre la sucesión de los ecosistemas y la eficiencia metabólica de la microflora edáfica. Así, en ecosistemas jóvenes (inmaduros) el valor de $q\text{CO}_2$ debe ser elevado y es bajo al referirse a ecosistemas maduros; es decir, la relación entre la respiración total y la biomasa total de un ecosistema debe disminuir progresivamente a medida que el ecosistema alcanza el estado de equilibrio o de estabilidad (Doran *et al.*, 1994), salvo que las condiciones sean adversas para el buen funcionamiento del mismo (p. ej. metales; Brookes, 2000).

Los suelos estudiados presentan un rango de valores de $q\text{CO}_2$ que son bajos, menores que en la mayoría de los suelos del resto de Galicia (Leirós *et al.*, 2000), lo que implica que no presentan una situación de estrés edáfico; es decir, que en los suelos sobre serpentinitas los microorganismos mantienen un equilibrio fisiológico con el medio, quizá debido a que la población microbiana, aunque presente en escaso número, está bien adaptada a vivir en esas condiciones, tal como observaron otros autores (Díaz-Raviña, 1990). Esto está bastante de acuerdo con los valores de la relación C/N de la materia orgánica, que en estos suelos suele mantenerse a niveles bastante bajos, indicando en general una actividad

biológica aceptable. Se puede pensar que los microorganismos en estos suelos, con condiciones nutritivas tan adversas, presentan unas características especiales, tales como una energía de mantenimiento y una tasa de respiración bajas, además de una velocidad celular menor que cuando las condiciones del medio son más favorables (Jenkinson y Ladd, 1981). Así, Tate (2000) afirma que en ausencia de una entrada de energía apropiada, los microorganismos podrían entrar en un estado metabólico reducido o en formas de estructuras resistentes (p. ej. esporas, endosporas, etc.), pero que, aunque en menor medida, siempre consumirían el oxígeno libre (respiración) para mantener su estructura celular.

En cuanto a la relación existente entre las distintas propiedades bioquímicas, destaca la relación positiva de la biomasa microbiana con todos los enzimas estudiados ($p < 0,001$), lo cual es lógico ya que los microorganismos dependen de que las actividades enzimáticas liberen nutrientes para poder realizar su actividad metabólica (tabla nº 88).

Propiedad	C-biom	CO ₂	Nt min.	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	β-gluc.	Fosfom	Ureasa	Proteasa
C-biomasa microb.	1,00								
CO ₂	0,50**	1,00							
Nt mineralizado	0,31	0,55**	1,00						
N-NH ₄ ⁺	0,27	0,60***	0,63***	1,00					
N-NO ₃ ⁻	0,23	0,34	0,89***	0,19	1,00				
β-glucosidasa	0,74***	0,53**	0,29	0,30	0,18	1,00			
Fosfomonoesterasa	0,75***	0,69***	0,47**	0,48**	0,31	0,63***	1,00		
Ureasa	0,67***	0,53**	0,43*	0,42*	0,29	0,76***	0,69***	1,00	
Proteasa	0,65***	0,30	0,25	0,32	0,12	0,68***	0,53**	0,85***	1,00

Tabla 88. Matriz de correlación de *Pearson* entre las propiedades bioquímicas de los suelos sobre serpentinitas
* = $p < 0,05$ ** = $p < 0,01$ *** = $p < 0,001$.

Por otro lado, cabe señalar la existencia de relaciones positivas de los enzimas entre sí, con un nivel de significación muy alto en casi todos los casos ($p < 0,001$), únicamente la fosfomonoesterasa y la proteasa tienen entre sí una correlación algo menor; así, se pone de manifiesto que los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo están muy relacionados.

La respiración basal presenta relaciones positivas con la mineralización del nitrógeno, sobre todo con el proceso de amonificación ($p < 0,001$), obviamente ya que ambos parámetros son una medida de la mineralización de la materia orgánica; también la respiración microbiana del suelo muestra relación positiva con la actividad enzimática de la β -glucosidasa, cuyo producto es fuente de energía para la actividad microbiana (azúcares), y con la fosfomonoesterasa y la ureasa, implicados en liberar nutrientes esenciales, fósforo y nitrógeno, respectivamente.

En cuanto a las relaciones con las propiedades generales del suelo (físicas y químicas), el C-biomasa y la respiración microbiana muestran una ligera relación negativa con el pH (tabla nº 89). Por otro lado, el pH de los suelos se relaciona negativamente con la actividad fosfomonoesterasa, lo que puede indicar que se trata de una fosfomonoesterasa ácida, cuya actividad disminuye al aumentar el pH. Cabe indicar que este enzima presenta una relación negativa con el fósforo soluble del suelo, poniendo de manifiesto que cuando éste se incrementa la presencia del enzima deja de ser necesaria.

La ligera relación positiva del limo con la población microbiana, quizá indique el efecto favorable de las superficies aportadas por las partículas de menor tamaño sobre la presencia de microorganismos, ya que les permiten un mejor aprovechamiento del sustrato y evitan su desecación (Marshal, 1975; Theng y Orchard, 1995). Con las demás propiedades bioquímicas, la cantidad de limo en estos suelos no presenta relaciones significativas, salvo una ligera relación negativa con el qCO_2 , que quizá sea un efecto indirecto de la relación con la biomasa.

La cantidad de arena del suelo presenta una cierta relación negativa con la actividad ureasa y proteasa; es decir, que a mayor proporción de partículas gruesas del suelo menor tiende a ser el nivel de estos enzimas. Esto indica que quizá los enzimas del ciclo de nitrógeno estén asociados a los coloides minerales del suelo y por lo tanto estabilizados.

Las relaciones negativas del Mg^{2+} cambiante con la biomasa microbiana, la actividad respiratoria y la fosfomonoesterasa (tabla nº 89), posiblemente se deba al efecto antagónico que muestra este elemento con el calcio, que es un macronutriente esencial para la actividad metabólica de los microorganismos. Es decir, cuando este último elemento (Ca^{2+}) está en bajas cantidades en el suelo, se provoca un desequilibrio nutricional (Sposito, 1989) y por ende una disminución de la biomasa microbiana y de su actividad mineralizadora.

	pH H ₂ O	pH KCl	Limo	Arena	C-total	N-total	C/N	P (soluble)
C-biomasa	-0,555**	-0,453*	0,391*		0,654***	0,665***		-0,421*
CO ₂	-0,457*				0,578***	0,456*	0,444*	
qCO ₂			-0,384*					
Nt miner.						0,518**		-0,472*
N-NH ₄ ⁺								-0,425*
N-NO ₃ ⁻						0,472*		
β-glucosid.					0,669***	0,634***		
Fosfomon.	-0,593***	-0,459*			0,668***	0,598***	0,404*	-0,554**
Ureasa				-0,398*	0,771***	0,737***		-0,483**
Proteasa				-0,541**	0,616***	0,613***		

Tabla 89. Correlaciones de *Pearson* de las propiedades físicas y químicas frente a los parámetros bioquímicos de los suelos
* = p < 0,05 ** = p < 0,01 *** = p < 0,001.

	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	S	C.I.C.	V	Ca/Mg
C-biomasa	-0,468*				-0,461*		-0,427*	
CO ₂	-0,474*			0,701***	-0,418*		-0,485**	0,380*
qCO ₂				0,468*				
Nt miner.							-0,384*	
N-NH ₄ ⁺				0,441*			-0,480**	
N-NO ₃ ⁻								
β-glucosid.						0,437*		
Fosfomon.	-0,530**			0,485**	-0,505**	0,442*	-0,558**	0,436*
Ureasa				0,568**		0,495**		
Proteasa				0,434*		0,452*		

Tabla 89. Continuación
* = p < 0,05 ** = p < 0,01 *** = p < 0,001.

El potasio intercambiable (K⁺), por el contrario, presenta relaciones positivas con la mayoría de las actividades bioquímicas, sobre todo con las actividades enzimáticas y los procesos de mineralización, lo cual posiblemente se deba a la necesidad que de este elemento nutritivo tienen los microorganismos, para realizar su actividad metabólica (Tate, 2000). Con la mineralización del carbono (CO₂) muestra una alta relación (p < 0,001), es decir que a mayor cantidad de este elemento la respiración del suelo se ve incrementada; consecuencia de esta fuerte correlación con la respiración es la relación también positiva, aunque poco significativa, que presenta el K⁺ con el qCO₂. Con la mineralización del

nitrógeno, el K^+ cambiante muestra una correlación mucho menor que con la mineralización del carbono.

Por otro lado, la materia orgánica (C total y N total) presenta una relación altamente significativa, y de forma positiva, con la mayoría de las propiedades bioquímicas determinadas, tal como ocurre en la mayoría de los estudios (Brookes, 1985; Gil, 1997; García y Hernández, 2000; Leirós *et al.*, 2000; Trasar *et al.*, 2000). Destacan las relaciones con las actividades enzimáticas β -glucosidasa, fosfomonoesterasa, ureasa y la proteasa-*BAA* ($p < 0,001$), lo cual posiblemente se debe a que una importante proporción de las actividades enzimáticas que se determinan en los suelos, corresponde a enzimas estabilizados por su unión a las sustancias húmicas del suelo (Tate, 2000).

Además de relacionarse con las actividades enzimáticas, el contenido en materia orgánica de los suelos se relaciona positiva y muy significativamente ($p < 0,001$) con la biomasa microbiana (fig. nº 48a) y con su actividad respiratoria (fig. nº 48b), tal como también fue encontrado por otros autores (Gil-Sotres y Díaz-Fierros, 1981; García y Hernández, 2000; Leirós *et al.*, 2000).

La relación con la biomasa microbiana se debe, por un lado, a que el sustrato orgánico contiene nutrientes que son esenciales para muchos organismos del suelo, incluyendo los microorganismos y, por otro lado, a que la materia orgánica coloidal presenta una gran área superficial a la que se adhieren los microorganismos, existiendo una fuerte interacción entre las comunidades microbianas y la fracción orgánica de los suelos (Theng y Orchard, 1995; Tate, 2000).

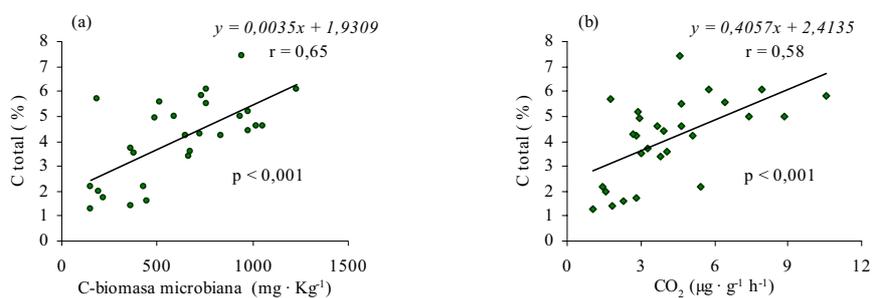


Fig. 48. Relación de la biomasa microbiana y su actividad respiratoria con la materia orgánica de los suelos

La relación positiva del contenido en materia orgánica con el desprendimiento de CO₂ es muy lógica, ya que los microorganismos del suelo utilizan los compuestos orgánicos del mismo para obtener energía y nutrientes para su crecimiento y desarrollo. No obstante, el proceso de mineralización neta del nitrógeno, sólo muestra una relación significativa ($p < 0,01$) con el contenido de nitrógeno orgánico, que equivale al nitrógeno total y que es el sustrato de dicho proceso.

Dado que las propiedades bioquímicas están relacionadas con el contenido en materia orgánica de los suelos (Duchaufour, 1984; Isam, 1990), se expresó cada uno de estos parámetros en función de la cantidad de carbono total de los mismos (tabla nº 90).

Se observa que la biomasa microbiana en los suelos estudiados, constituye una proporción variable de la materia orgánica, abarcando un amplio rango de valores (C-biomasa/C-total), similares a los hallados por otros autores en suelos de la misma zona serpentinizada (Díaz-Raviña, 1990; Fernández *et al.*, 1999), pero algo mayores en relación a suelos desarrollados sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000). Parece ser que en este tipo de suelos, cuyas condiciones afectan negativamente tanto a la cantidad de materia orgánica presente (ya que la cubierta vegetal es escasa) como a la proporción de biomasa microbiana que ésta contiene, el efecto sobre la biomasa es menor que sobre los otros componentes de la materia orgánica, posiblemente a causa de su diversidad y capacidad de adaptación a medios adversos, como se citó anteriormente.

Parámetro / C total	Suelos sobre serpentinitas		Suelos del resto de Galicia*	
	Media	Rango	Media	Rango
C-biomasa microbiana ^a	1,6 ± 0,6	0,3 – 2,8	0,8 ± 0,3	0,2 – 1,6
CO ₂ ^a	2,5 ± 1,2	0,7 – 6,0	2,2 ± 0,7	0,9 – 3,7
β-D-glucosidasa ^b	37 ± 14	12 - 79	15 ± 8	4 – 41
Fosfomonoesterasa ^b	104 ± 39	37 – 196	63 ± 29	21 – 151
Ureasa ^b	179 ± 57	39 – 276	159 ± 108	31 – 638
Proteasa-BAA ^b	345 ± 145	40 – 836	148 ± 84	26 – 307

Tabla 90. Valores específicos de las propiedades bioquímicas en función al contenido de materia orgánica

* en 40 suelos desarrollados sobre diferentes materiales (Leirós *et al.*, 2000; Trasar *et al.*, 2000).
^a %, ^b actividad enzimática · g⁻¹ C total.

La relación de la respiración microbiana / C-total (coeficiente de mineralización) de los suelos estudiados es, en general, algo menor que los valores de otros suelos sobre serpentinitas en la región gallega (Fernández *et al.*, 1999) y similares a las encontradas en el resto de suelos de Galicia desarrollados sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, 2000).

Es decir que, a pesar de que los valores absolutos de la respiración microbiana son menores a lo encontrado en el resto de suelos naturales de Galicia, las cantidades de esta propiedad relativas al contenido de materia orgánica son ligeramente similares, lo que indica que la proporción de materia orgánica que se mineraliza es bastante parecida en ambos casos.

Los valores de las actividades enzimáticas en función al contenido en carbono total de los suelos, de manera general, son mayores que los encontrados en suelos del resto de Galicia (Trasar-Cepeda *et al.*, 2000). Esta mayor proporción de enzimas que presenta la materia orgánica de los suelos sobre serpentinitas, quizá se deba a la tendencia de los enzimas a estabilizarse por su unión a las moléculas húmicas (Tate, 2000), con el fin de protegerse de la desnaturalización en un medio adverso y estar disponibles en el momento en que la necesidad de nutrientes lo exige. Sin embargo, los valores proporcionales de la actividad ureasa (enzima/C-total) no son mucho más altos que los de otros suelos de Galicia (Trasar *et al.*, 2000), quizá indicando que la ureasa está más afectada como actividad individual que por su relación con la materia orgánica.

Por otro parte, al observar las diferentes relaciones existentes entre los contenidos totales de metales y las propiedades bioquímicas (tabla nº 91), se puede afirmar que existen dos grupos; un primer grupo (Co, Cr, Mn y Ni) en que presentan correlaciones negativas con la mayoría de dichas propiedades, y un segundo grupo (Cu, Fe y Zn) que muestran relaciones positivas.

Así, la biomasa microbiana presenta relación negativa con el Co y con el Mn ($p < 0,05$), pero sobre todo con el Ni ($p < 0,01$). En general, la población microbiana decrece por el incremento de metales (Brookes y McGrath, 1984; Raimam y Caritat, 1998), principalmente Ni, ya que las altas concentraciones este metal alteran el metabolismo normal de los microorganismos (Doelman, 1986); sin embargo, se ha citado que algunas bacterias de suelos sobre serpentinitas pueden resistir a altas concentraciones de níquel (Héry *et al.*, 2003).

	Cu	Co	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
C-biomasa		-0,466*		-0,450*		-0,556**	
CO ₂		-0,524**	-0,539**	-0,572***		-0,484**	
qCO ₂							
Nt miner.		-0,446*	-0,596***	-0,576***	0,501**		0,470*
N-NH ₄ ⁺	0,453*	-0,452*	-0,680***	-0,527***			
N-NO ₃ ⁻				-0,411*	0,416*		0,405*
β-glucosid.							
Fosfomon.	0,424*	-0,642***	-0,645***	-0,677***		-0,625***	
Ureasa		-0,427*		-0,438*	0,365*		0,483**
Proteasa							

Tabla 91. Correlaciones de *Pearson* de los parámetros bioquímicos frente a los metales totales en los suelos. * p < 0,05 ** p < 0,01 *** p < 0,001

La mineralización de la materia orgánica muestra relaciones negativas con los cuatro metales, Co, Cr, Mn, y Ni, destacando además los tres primeros por el efecto inhibitorio que tienen sobre la amonificación.

De todas las actividades enzimáticas estudiadas, la actividad fosfomonoesterasa es la más inhibida por la presencia de metales, estando muy afectada por el Co, el Cr, el Mn y el Ni. La ureasa también está afectada, aunque en menor medida y sólo por el Co y el Mn (p. ej. suelos n° 14 y 27). Las otras dos actividades enzimáticas no parecen estar inhibidas por la presencia de los metales.

Cabe señalar que la fosfomonoesterasa, la mineralización del carbono y nitrógeno y, en menor medida, la biomasa microbiana fueron los parámetros bioquímicos más afectados por las cantidades totales de estos metales, especialmente en los suelos n° 26 y 27. Pero al calcular los valores de estas propiedades en función al contenido en carbono total el efecto negativo desaparece, lo que implica que las correlaciones negativas halladas, posiblemente se deben al efecto sobre la materia orgánica del suelo. Este último aspecto sugiere que, la presencia de metales en los suelos, a altas concentraciones dificultan el establecimiento de la vegetación y, en consecuencia, la materia orgánica de los suelos es escasa, siendo esta la causa principal de que las propiedades bioquímicas sean menores (García y Hernández, 2000).

En cuanto a los demás metales, Cu, Fe y Zn, mostraron correlaciones positivas con algunas de las propiedades bioquímicas, aunque cabe señalar que la significación es baja. Estas relaciones indican que las cantidades totales de estos elementos, que, por otra parte, son esenciales para la actividad de los microorganismos, no muestran un efecto tóxico sobre la población microbiana (Raimam y Caritat, 1998). Con la mineralización del nitrógeno, especialmente con la nitrificación, el Fe y el Zn muestran una correlación positiva y con la amonificación se correlaciona el Cu.

Asimismo, la actividad ureasa presenta una ligera relación positiva con el Fe y, sobre todo, con el Zn, lo cual está justificado ya que ambos elementos son esenciales para los procesos de esta actividad enzimática y, por lo tanto, para la mineralización del nitrógeno (Tate, 2000; Brookes, 2000; Nannipieri *et al.*, 2002).

Por último, cabe señalar que el contenido total de metales en los suelos no resultó un factor significativo para la actividad enzimática de la proteasa ni para la β -glucosidasa; sin embargo, el suelo con el valor más bajo de estas enzimas coincide con el suelo que muestra el nivel más alto de Co total (suelo nº 5).

En resumen, en los suelos desarrollados sobre serpentinitas hay una baja actividad biológica y, por lo tanto, bioquímica. Esto posiblemente se debe a la presencia de contenidos altos en elementos metálicos (principalmente Ni, Cr, Co y Mn) y de magnesio de cambio en los suelos, que dificultan el establecimiento de la vegetación y, en consecuencia, la materia orgánica de los suelos es escasa, siendo esta la causa principal de que las propiedades bioquímicas sean menores en estos suelos que en los desarrollados sobre otros materiales geológicos (Leirós *et al.*, Trasar *et al.*, 2000).

5. 2. LOS SUELOS SOBRE SERPENTINITAS CON PRESENCIA DE PLANTAS ENDÉMICAS

Para ver si, entre los suelos sobre serpentinitas, aquellos con presencia de plantas endémicas tienen unas características especiales que los diferencie de otros suelos sobre serpentinitas de la misma zona, pero en la que no se detecta una presencia significativa de los endemismos estudiados, y, además, para ver si los suelos con presencia de los distintos endemismos son diferentes entre sí, se seleccionaron y agruparon los suelos con presencia de cada endemismo (más del 6 % de presencia, según lo visto en materiales – tabla nº 10) y se denominaron de acuerdo con la especie endémica presente (tabla nº 92). Algunos de los suelos estudiados contienen más de una planta endémica, por lo que aparecen como pertenecientes a varios grupos. Los suelos que no presentan ningún endemismo se incluyeron en un grupo denominado “ausencia”.

Las características de los suelos, que se recogen en la tabla nº 93, se sometieron a un análisis estadístico de la varianza de medias (ANOVA), a un análisis de discriminantes (AD) para verificar el correcto agrupamiento de los suelos, a un análisis de correlaciones multivariante y, por último, a un análisis de componentes principales para determinar las propiedades más significativas para cada grupo de suelos. Para realizar el análisis estadístico de las diferentes propiedades en el agrupamiento de suelos, se utilizaron los programas estadísticos “SPSS-11.5 y StatGraphic-plus V5”, además de Excel-XP.

Nº GRUPO	PRESENCIA DE ENDEMISMO	Nº SUELO
1	<i>Santolina melidensis</i>	1, 5, 6, 13, 14, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28
2	<i>Armeria merinoi</i>	3, 4, 7, 8, 14,
3	<i>Centaurea janeri</i> subsp <i>gallaecica</i>	4, 7, 21, 23, 24, 25, 26, 27
4	<i>Sagina merinoi</i>	1, 4, 5, 27
5	<i>Leucanthemum gallaecicum</i>	5, 6, 28
6	Ausencia	2, 9, 10, 11, 12, 17, 18, 19, 20

Tabla 92. Grupos de suelos con y sin presencia de plantas endémicas

Discusión de resultados

Propiedades	Nº Grupo de suelos desarrollados sobre serpentinitas											
	1. <i>S.m.</i>		2. <i>A.m.</i>		3. <i>C.j.</i>		4. <i>Sg.m.</i>		5. <i>L.m.</i>		6. Ausencia	
	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
pH H ₂ O	7,1	0,3	7,2	0,6	7,2	0,4	7,3	0,2	7,3	0,2	6,5	0,4
pH KCl	5,5	0,4	5,9	0,6	5,6	0,4	6,0	0,2	5,9	0,2	5,1	0,4
Arena (%)	45,2	9,9	55,2	18,5	44,1	13,6	34,3	7,7	46,3	8,1	39,3	11,6
Limo (%)	32,6	10,0	17,6	13,6	33,8	9,6	37,0	6,7	29,3	14,6	38,8	10,3
Arcilla (%)	22,3	7,8	27,0	10,6	22,4	9,9	29,0	6,4	24,3	6,7	22,1	4,7
C total (%)	3,3	1,5	3,2	1,8	2,7	1,4	4,1	1,6	4,1	1,8	5,2	1,1
N total (%)	0,242	0,095	0,242	0,104	0,220	0,102	0,290	0,090	0,256	0,079	0,318	0,069
C/N	13,2	2,4	13,0	2,8	12,3	2,1	13,8	2,5	15,3	2,9	16,7	2,8
^a P soluble	3,4	0,9	2,4	0,2	3,6	0,8	3,2	1,0	2,9	1,0	1,9	0,3
^b Mg ²⁺	14,1	3,4	11,8	5,3	14,3	3,2	16,2	1,5	16,6	0,7	9,3	5,2
^b Ca ²⁺	1,8	0,5	1,4	0,3	1,8	0,3	1,7	0,2	1,9	0,5	1,5	0,7
^b Na ⁺	0,9	0,2	1,4	0,5	1,1	0,5	1,0	0,3	1,0	0,3	1,3	0,6
^b K ⁺	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
^b S	17,0	3,5	14,7	5,6	17,4	3,1	19,2	1,3	19,8	1,1	12,3	5,1
^b CIC	35,2	16,0	45,6	18,0	33,9	17,7	47,5	6,3	37,6	15,0	48,3	14,7
V (%)	57,3	25,6	36,9	19,2	60,5	22,5	41,1	6,5	61,2	33,0	26,7	12,9
Ca/Mg	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,3
^a C-biomasa	429	226	470	222	394	260	409	255	448	271	899	219
^c CO ₂	727	448	1083	831	638	333	890	654	798	459	1238	400
^d qCO ₂	7,5	3,0	9,5	4,1	7,6	2,6	9,1	2,8	8,7	4,6	6,2	3,0
^c N-mineralizado	3,2	2,2	5,8	2,8	2,5	2,5	4,1	3,1	3,1	2,4	4,7	1,6
^c N-NH ₄ ⁺	1,3	1,1	1,8	0,6	0,8	0,6	1,7	1,3	1,6	1,6	2,1	1,0
^c N-NO ₃ ⁻	1,9	1,5	3,9	2,4	1,7	1,9	2,4	2,3	1,5	0,8	2,5	1,8
^e β-Glucosidasa	1,1	0,4	1,2	0,5	1,0	0,4	1,0	0,5	1,2	0,5	1,7	0,7
^e Fosfomon.	2,8	1,0	3,6	1,2	2,7	0,9	3,0	1,6	2,5	0,6	5,5	1,4
^f Ureasa	4,7	2,5	6,5	3,1	4,8	3,0	5,5	3,9	4,6	2,4	9,9	3,2
^f Proteasa-BAA	9,6	3,9	9,4	4,6	10,1	4,0	9,4	5,9	9,4	6,2	17,9	6,2
^a Cu-total	16	4	16	2	16	2	19	5	15	2	19	4
^a Co-total	199	49	160	77	194	51	188	57	201	23	111	64
^a Cr-total	1914	315	1658	231	2026	269	1781	463	1907	125	1392	470
^a Mn-total	2432	490	1835	769	2399	611	2102	652	2186	276	1391	533
Fe-total *	5,8	1,2	6,5	0,3	5,6	1,2	6,0	1,2	5,8	1,5	5,9	0,6
^a Ni-total	2449	627	2325	635	2563	681	2829	634	2613	614	1523	824
^a Zn-total	54	19	62	4	51	17	60	20	52	26	59	10

Tabla 93. Características de los suelos con cada uno de los endemismos y con ausencia de ellos

Media ± Desviación Estándar.
^a mg · Kg⁻¹; ^b cmol(+) · Kg⁻¹; ^c mg · Kg⁻¹ · 10 días⁻¹;
^d µg C-CO₂ · mg⁻¹ C-biomasa microbiana · h⁻¹;
^e µmol *p*-nitrofenol · g⁻¹ h⁻¹; ^f µmol NH₃ · g⁻¹ h⁻¹;
 *: % (p/p).

Metal	1. S. m.		2. A. m.		3. C. j.		4. Sg. m.		5. L. m.		6. Ausencia	
	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E
Mn-s	0,05	0,07	0,02	0,04	0,05	0,08	0,03	0,05	0,03	0,06	0,10	0,17
Fe-s	5,60	11,65	5,17	6,19	8,89	14,75	7,19	5,61	2,21	0,32	0,81	0,78
Ni-s	0,43	0,24	0,26	0,11	0,45	0,30	0,53	0,33	0,37	0,06	0,37	0,32
Zn-s	0,05	0,08	0,10	0,07	0,05	0,05	0,13	0,10	0,10	0,10	0,08	0,08
Cu-c	0,03	0,05	0,04	0,05	0,03	0,05	0,03	0,05	0,00	0,00	0,03	0,05
Pb-c	0,31	0,24	0,38	0,11	0,24	0,23	0,35	0,29	0,27	0,25	0,40	0,17
Co-c	0,14	0,14	0,22	0,16	0,15	0,13	0,13	0,13	0,07	0,06	0,31	0,16
Cd-c	0,04	0,05	0,04	0,05	0,00	0,00	0,05	0,06	0,07	0,06	0,06	0,05
Cr-c	0,03	0,05	0,10	0,07	0,04	0,05	0,08	0,05	0,07	0,06	0,11	0,12
Mn-c	2,05	1,83	5,46	9,69	1,78	1,90	1,48	1,58	0,37	0,29	2,12	1,52
Fe-c	0,90	1,02	2,26	3,05	0,85	1,10	0,00	0,01	0,67	1,16	2,53	1,02
Ni-c	9,89	4,84	4,14	1,98	10,56	4,42	6,30	2,89	4,67	2,20	3,07	3,44
Zn-c	0,03	0,05	0,02	0,04	0,01	0,04	0,00	0,00	0,03	0,06	0,07	0,09
Cu-mo	1,7	1,0	2,0	0,4	1,5	0,8	2,0	1,2	1,0	0,6	2,5	1,0
Pb-mo	0,4	0,6	0,0	0,0	0,4	0,5	0,3	0,7	0,6	1,1	0,2	0,2
Co-mo	4,4	2,0	4,0	2,9	4,1	2,6	3,5	1,4	3,9	1,5	5,0	2,7
Cd-mo	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Cr-mo	13,3	11,2	14,5	19,5	16,5	13,2	5,8	0,6	5,8	1,1	18,7	6,2
Mn-mo	79,3	35,2	64,3	15,5	72,7	37,5	73,1	39,5	70,1	34,6	100,0	55,6
Fe-mo	801	599	1067	1283	889	721	415	110	407	99	1873	563
Ni-mo	87,7	35,8	47,4	8,1	87,8	44,3	77,5	20,1	73,2	9,1	52,0	37,0
Zn-mo	1,8	1,4	1,6	1,2	1,4	0,4	2,2	2,6	1,2	0,5	2,0	0,4
Cu-am	3,6	2,0	4,9	3,5	3,6	2,3	6,2	1,9	4,9	1,8	5,3	4,2
Co-am	130,8	40,5	92,8	69,8	126,3	49,4	111,1	51,1	117,5	5,1	50,4	46,1
Cr-am	37,0	19,5	29,1	16,5	36,4	20,7	36,2	9,9	24,9	3,9	33,8	29,1
Mn-am	622,8	140,6	406,1	261,8	624,3	175,3	528,1	130,3	678,6	36,5	163,3	186,0
Fe-am	10055	3872	5811	2761	10821	3938	9227	3729	9628	5394	4274	2536
Ni-am	473,8	115,8	366,2	180,2	425,8	127,7	452,2	107,3	501,6	88,6	269,0	125,0
Zn-am	6,2	4,0	6,0	4,2	6,0	3,6	10,2	2,9	9,2	3,6	10,8	20,8
Cu-crist	4,5	2,5	4,0	2,8	5,6	1,9	6,5	0,7	4,0	2,1	3,0	3,0
Co-crist	0,0	0,0	6,3	8,6	2,0	5,7	4,1	8,1	0,0	0,0	3,4	4,3
Cr-crist	339,2	70,7	297,3	66,3	345,7	76,4	387,1	68,3	377,2	64,7	295,6	215,9
Mn-crist	341,4	176,5	329,1	101,7	349,9	214,9	439,8	238,9	306,8	40,3	267,8	144,8
Fe-crist	44221	13506	45785	14137	40283	11729	48830	14315	47632	20376	36256	22286
Ni-crist	429,3	291,6	318,5	249,9	406,1	254,1	673,7	193,2	659,6	402,3	303,1	281,0
Zn-crist	9,9	4,4	9,2	3,7	9,0	4,8	12,5	2,6	11,4	6,8	8,1	5,3

Tabla 93. Continuación

Media ± Desviación Estándar (mg · Kg⁻¹).
s = soluble; c = cambiante; m.o. = ligado a materia orgánica;
am = asociado a óxidos amorfos; crist = asociado a óxidos cristalinos.

Discusión de resultados

Metal	1. S. m.		2. A. m.		3. C. j.		4. Sg. m.		5. L. m.		6. Ausencia	
	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E	Media	D.E
Cu-r	6,0	2,4	5,5	3,6	5,0	2,7	4,0	3,3	4,7	0,8	8,5	2,6
Co-r	121,6	35,9	75,3	39,6	115,0	48,7	106,3	50,8	128,5	8,6	61,0	33,6
Cr-r	1525	293	1317	177	1629	231	1352	410	1499	191	1044	309
Mn-r	1387	364	1030	495	1350	399	1059	364	1130	220	858	276
Fe-r	3067	4456	12114	13469	4055	5800	1928	3521	197	141	16916	18059
Ni-r	1442	422	1588	388	1623	451	1619	564	1374	315	896	438
Zn-r	36,3	16,9	44,7	4,9	34,6	16,9	34,8	16,9	30,2	19,8	42,5	8,5
Cu-ox.Mn	0,4	0,2	0,5	0,1	0,3	0,1	0,4	0,2	0,4	0,3	0,4	0,1
Co-ox.Mn	82,4	32,2	68,4	51,4	81,7	30,1	61,0	32,9	65,4	29,6	32,8	30,2
Cr-ox.Mn	0,4	0,4	0,6	0,3	0,3	0,2	0,5	0,3	0,2	0,1	0,6	0,5
Mn ox.	1052	260	900	506	1057	266	1039	209	1085	201	403	361
Fe-ox.Mn	1791	320	1936	407	1855	245	1545	378	1605	400	1511	462
Ni-ox.Mn	168,7	62,9	127,2	79,3	167,6	68,0	142,5	77,2	141,2	85,7	59,6	47,4
Zn-ox.Mn	1,3	1,1	1,3	0,4	1,0	0,4	2,0	1,9	1,1	0,5	1,3	0,3
Cu-ox.*	9,4	3,2	10,5	4,4	10,4	2,5	14,2	3,0	9,6	2,6	9,8	3,3
Co-ox.*	7,5	13,3	17,2	15,0	10,1	14,9	25,4	19,5	14,4	24,9	17,4	13,9
Cr-ox.*	388,3	61,4	340,3	65,5	397,0	66,7	428,5	58,4	407,8	67,0	347,3	242,0
Mn-ox.*	61,7	80,0	23,4	52,4	71,9	89,4	44,0	88,1	51,5	89,1	146,4	109,1
Fe ox.	53247	10470	50727	15702	50138	10094	56801	11109	56062	15055	40892	23796
Ni-ox.*	828	296	605	301	762	250	1061	280	1093	452	565	367
Zn-ox.*	16,6	5,1	15,6	5,0	15,3	4,8	22,9	2,9	20,7	6,7	14,7	5,7
Cu-b	1,0	0,4	0,8	0,4	1,0	0,0	1,3	0,5	1,0	0,0	1,0	0,0
Co-b	1,0	0,4	1,4	0,9	1,1	0,4	1,0	0,0	0,7	0,6	0,4	0,5
Mn-b	20,4	9,1	26,4	12,8	20,1	9,5	26,3	7,1	16,3	9,6	13,4	7,8
Fe-b	99,4	37,8	121,4	123,2	97,4	37,1	99,8	47,9	124,0	36,6	106,7	49,1
Ni-b	89,6	29,7	51,4	14,6	83,8	28,7	80,8	15,5	75,7	18,0	54,9	45,1
Zn-b	0,5	0,9	0,6	0,5	0,4	0,5	1,0	1,4	0,3	0,6	0,9	0,3

Tabla 93. Continuación.

Media \pm Desviación Estándar (mg \cdot Kg⁻¹).

r. = forma residual; ox.Mn = asociado a óxidos de Mn;

ox.* = asociado a otros óxidos no de Mn; b = biodisponible.

5.2.1. Análisis de la varianza de las medias

El análisis de las medias estadísticas de los parámetros en los grupos de suelos (ANOVA), se hizo usando el *Test HSD de Tukey* para diferenciar las características físicas, químicas y bioquímicas del medio con presencia de las distintas especies endémicas y con ausencia de ellas. Los resultados se presentan en las figuras siguientes (de la n° 58 a la n° 67), las cuales sólo muestran los parámetros donde hubo grandes diferencias significativas ($p < 0,05$; g. l. = 5,41).

Entre las propiedades físicas (granulometría) y las fisico-químicas (pH en agua y en KCl), sólo las segundas mostraron diferencias significativas entre los grupos de suelos (fig. n° 49).

Se observa que el pH del grupo de suelos con ausencia de endemismos (grupo n° 6) se diferencia significativamente del de los demás grupos ($p < 0,01$), siendo menor su valor medio en ambas medidas de pH, de modo que son ligeramente ácidos (Guitián y Carballas, 1976). Posiblemente esta ligera acidificación sea consecuencia, por un lado, del menor contenido en Mg^{2+} cambiante, ya que la presencia en gran proporción de este catión en posiciones de cambio no deja lugares para el Al^{3+} o $Fe^{2+/3+}$, cationes que acidifican el suelo. Además, uno de los factores que incide en la acidificación de los suelos, aparte de la erosión o el material de partida, es la vegetación. Es decir, las plantas de tipo acidófilo, que predominan en algunos de los suelos con ausencia de endemismos, posiblemente potencien su acidificación; algunos autores afirman al respecto que especies forestales, como *Eucalyptus globulus* y *Pinus Pinaster*, tienen un efecto acidificante sobre el agua de lluvia, lo que implica que los pluviolavados y los escurridos por los troncos influyen en la acidificación de los suelos (Calvo y Díaz-Fierros, 1979; Díaz-Fierros, 1985).

Por otro lado, entre los suelos con presencia de algún endemismo destaca el pH de los suelos con *Armeria merionoi* (grupo n° 2), pues es el grupo de suelos con mayor variabilidad y donde llegan a alcanzarse los mayores valores de pH.

Valores medios		
pH en H ₂ O		
1. <i>S. melidensis</i>	7,1	B
2. <i>A. merinoi</i>	7,2	B
3. <i>C. janeri</i>	7,2	B
4. <i>S. merinoi</i>	7,3	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	7,3	B
6. Ausencia	6,5	A
Sig. p <	0,0016	
pH en KCl		
1. <i>S. melidensis</i>	5,5	A B
2. <i>A. merinoi</i>	5,9	B
3. <i>C. janeri</i>	5,6	A B
4. <i>S. merinoi</i>	6,0	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	5,9	B
6. Ausencia	5,1	A
Sig. p <	0,0041	

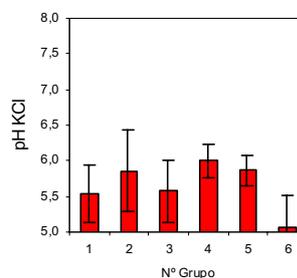
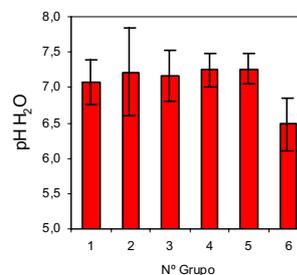


Fig. 49. Análisis de la varianza de las propiedades físico-químicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,005$)

En el complejo de cambio de los suelos (fig. nº 50), el grupo con ausencia de endemismos (grupo nº 6) es el que presenta los valores más bajos de magnesio cambiante (Mg^{2+}) y de porcentaje de saturación de cationes (% V); entre los suelos con presencia de plantas endémicas, el grupo con presencia de *Armeria merinoi* (grupo nº 2) es el que muestra los valores menores de estos dos parámetros. La tendencia de estos dos grupos de suelos a mostrar los valores más bajos del complejo de cambio es consecuencia del contenido también menor en magnesio de cambio (Mg^{2+}), el cual es el catión dominante en el complejo de cambio. Tal como ya se señaló, por lo general, los suelos desarrollados sobre serpentinitas presentan altos contenidos de magnesio, ya que es un componente principal de la serpentina (Brooks, 1987).

Posiblemente, la vegetación (plantas endémicas) que crece sobre los suelos con mayores contenidos de este catión esta adaptada fisiológicamente a condiciones que, para otras plantas, resultarían tóxicas (Roberts y Proctor, 1992).

Valores medios		
Mg ²⁺ (cmol+Kg ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	14,1	B
2. <i>A. merinoi</i>	11,8	A B
3. <i>C. janeri</i>	14,3	B
4. <i>S. merinoi</i>	16,2	B
5. <i>L. gallaenicum</i>	16,6	B
6. Ausencia	9,3	A
Sig. p <	0,0178	
Saturación de cationes (% V)		
1. <i>S. melidensis</i>	57,3	B
2. <i>A. merinoi</i>	36,9	A B
3. <i>C. janeri</i>	60,5	B
4. <i>S. merinoi</i>	41,1	A B
5. <i>L. gallaenicum</i>	61,2	B
6. Ausencia	26,7	A
Sig. p <	0,0127	

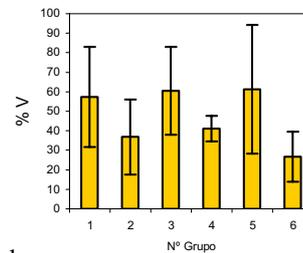
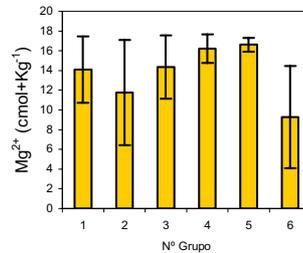


Fig. 50. Análisis de la varianza de las propiedades del complejo de cambio con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos (p < 0,02)

Entre las propiedades químicas más significativas de los suelos (fig. nº 51), el valor medio más alto de carbono lo presentan los suelos con ausencia de plantas endémicas (grupo nº 6), ya que en ellos es más abundante la cubierta vegetal que en los suelos con presencia de endemismos, por lo que hay mayor aporte de restos vegetales y, consecuentemente, mayor cantidad de materia orgánica. Además, algunos autores afirman que en los meses de poca luz (otoño-invierno) la mayoría de estos endemismos no germinan y el crecimiento es muy bajo (Moure, 2002), por lo que en los períodos siguientes del año hay menos materia orgánica, que fue cuando se muestrearon los suelos con presencia de las plantas endémicas.

De entre los suelos con presencia de endemismos destaca el valor medio más bajo de materia orgánica en las parcelas con *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* (grupo nº 3), que seguramente es reflejo de que sobre estos suelos hay poca biomasa vegetal, ya que este endemismo es una planta herbácea y de bajo porte (Rodríguez *et al.*, 1998). Además, y tal como se verá más adelante, estos suelos tienen una mineralización más alta de la materia orgánica.

Discusión de resultados

Valores medios		
% C total		
1. <i>S. melidensis</i>	3,3	A B
2. <i>A. merinoi</i>	3,2	A B
3. <i>C. janeri</i>	2,7	A
4. <i>S. merinoi</i>	4,1	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	4,1	A B
6. Ausencia	5,2	B
Sig. p <	0,0263	
C / N		
1. <i>S. melidensis</i>	13,2	A
2. <i>A. merinoi</i>	13,0	A
3. <i>C. janeri</i>	12,2	A
4. <i>S. merinoi</i>	13,8	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	15,3	A B
6. Ausencia	16,7	B
Sig. p <	0,0132	
P soluble (mg · Kg ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	3,4	B
2. <i>A. merinoi</i>	2,4	A B
3. <i>C. janeri</i>	3,6	B
4. <i>S. merinoi</i>	3,2	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	2,9	A B
6. Ausencia	1,9	A
Sig. p <	0,0007	

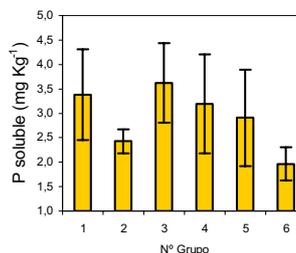
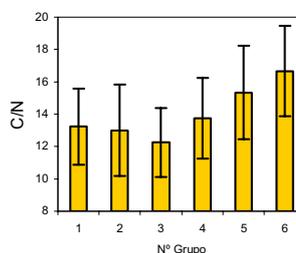
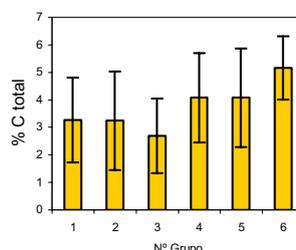


Fig. 51. Análisis de la varianza de las propiedades químicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,03$)

Por otra parte, la relación C/N es mayor en los suelos con ausencia de endemismos (grupo nº 6), quizá como consecuencia del carácter recalcitrante de la mayoría de las especies vegetales que presenta este grupo de suelos. En los suelos con endemismos, el grupo con presencia de *Centaurea janeri* (grupo nº 3) es el que muestra el valor más bajo de la relación C/N, es decir el que presentará una mejor mineralización del sustrato orgánico y, consecuentemente, una menor tendencia a acumularse lo que, posiblemente, sea un factor garante de la presencia del endemismo en estos suelos.

En cuanto al fósforo soluble, los suelos con ausencia de endemismos (grupo nº 6) son los que presentan los valores más bajos, lo que implica que seguramente los fosfatos del medio

se fijan en gran proporción a la materia orgánica, que es más abundante en ellos, y la pequeña proporción que queda es asimilada rápidamente por la vegetación presente (brezal, pinos, eucaliptos, pastos, etc.); además, los valores de pH más bajos de estos suelos podrían facilitar la fijación y/o precipitación de los fosfatos. Cabe señalar que, seguido del grupo de suelos con ausencia de endemismos, los suelos con presencia de *Armeria merinoi* (grupo n° 2) son los que muestran menos cantidad de P soluble.

Resumiendo las características generales de los distintos grupos de suelos, se puede decir que, en general, las propiedades analizadas presentan pocas diferencias significativas entre sí; sin embargo, quizá en los suelos con presencia de algún endemismo la vegetación esté mejor nutrida, ya que hay mayor contenido de fósforo asimilable por las plantas y mejor humificación de la materia orgánica (valores bajos de C/N), a pesar de los valores altos de Mg^{2+} en el complejo de cambio.

En cuanto a las propiedades bioquímicas (fig. n° 52), de todos los parámetros analizados son los que mostraron mayores diferencias significativas ($p < 0,006$) entre los grupos de suelos con y sin endemismos, destacando la biomasa microbiana ($p < 0,0005$) y los niveles de la actividad fosfomonoesterasa ($p < 0,0001$).

El grupo de suelos con ausencia de endemismos (grupo n° 6) es el que se diferencia claramente de los demás en casi todos los casos, ya que presenta los valores más altos de los parámetros bioquímicos señalados. Posiblemente, la mayor cantidad de biomasa microbiana que presentan estos suelos se debe a que son los que contienen los niveles más altos de materia orgánica y menores de metales. Por otro lado, son los que muestran los mayores niveles de actividades enzimáticas, entre ellas la fosfomonoesterasa, seguramente debido a que es el grupo de suelos que contiene los valores de fósforo soluble más bajos y necesita liberar este nutriente para que pueda ser aprovechado por las plantas. Estos suelos con ausencia de endemismos son los que presentan una mayor actividad ureasa y proteasa.

En cuanto a los suelos con endemismos, no muestran una clara diferencia entre ellos. Todos tienen valores bajos de la actividad proteasa-BAA en comparación con los suelos sin endemismos (grupo n° 6). Sin embargo, con respecto a los otros parámetros bioquímicos, los suelos con presencia de *Armeria merinoi* (grupo n° 2) son los que, después de los suelos con ausencia de endemismos (grupo n° 6), presentan los valores medios más altos de la actividad fosfomonoesterasa, quizá debido a la necesidad de liberar fósforo (contenidos en fósforo soluble más bajo de entre los suelos con endemismos). También este grupo de

Discusión de resultados

suelos (grupo n° 2) muestra valores algo más altos de biomasa microbiana y de actividad ureasa.

Valores medios		
C biomasa microbial (mg · Kg ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	429,5	A
2. <i>A. merinoi</i>	469,8	A B
3. <i>C. janeri</i>	393,5	A
4. <i>S. merinoi</i>	408,7	A
5. <i>L. gallaecicum</i>	447,7	A
6. Ausencia	899,4	B
Sig. p <	0,0005	
Fosfomonoesterasa (µmoles PNF · g ⁻¹ h ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	2,8	A
2. <i>A. merinoi</i>	3,6	A B
3. <i>C. janeri</i>	2,9	A
4. <i>S. merinoi</i>	2,9	A
5. <i>L. gallaecicum</i>	2,5	A
6. Ausencia	5,5	B
Sig. p <	0,0001	
Ureasa (µmoles NH ₃ · g ⁻¹ h ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	4,7	A
2. <i>A. merinoi</i>	6,5	A B
3. <i>C. janeri</i>	4,8	A
4. <i>S. merinoi</i>	5,5	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	4,6	A
6. Ausencia	9,9	B
Sig. p <	0,0051	
Proteasa (µmoles NH ₃ · g ⁻¹ h ⁻¹)		
1. <i>S. melidensis</i>	9,6	A
2. <i>A. merinoi</i>	9,4	A
3. <i>C. janeri</i>	10,1	A
4. <i>S. merinoi</i>	9,4	A
5. <i>L. gallaecicum</i>	9,4	A
6. Ausencia	17,9	B
Sig. p <	0,0057	

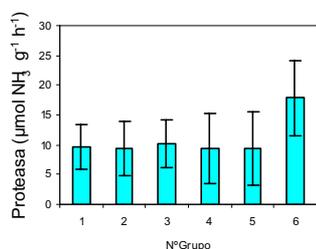
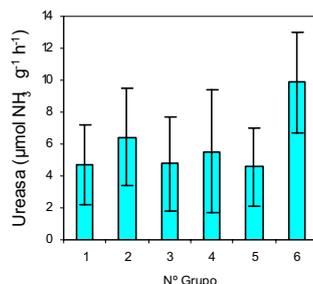
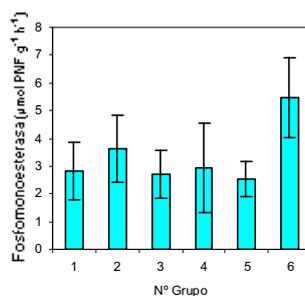
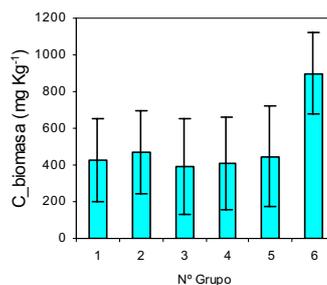


Fig. 52. Análisis de la varianza de las propiedades bioquímicas con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,006$)

De las propiedades químicas del suelo que son consideradas más nocivas para los organismos que viven en éste están los metales, que pueden provocar la inhibición de algunas actividades microbiológicas y, por ende, alterar la mineralización, la liberación de nutrientes y la presencia de vegetación en el suelo.

Los únicos metales (totales) que se diferencian significativamente ($p < 0,03$) entre los grupos de suelos estudiados son, en orden creciente de abundancia, el Co, el Cr, el Mn y el Ni (fig. nº 53).

En los suelos con ausencia de plantas endémicas (grupo nº 6) los valores de todos estos metales son los más bajos, posibilitando la presencia y abundancia de una vegetación más común (brezos, tojos, etc.). En los suelos con implantación de algún endemismo, la mayor cantidad de estos metales posibilita la presencia de algunas plantas (endemismos) especialmente adaptadas a estas condiciones.

Entre los grupos de suelos con presencia de endemismos, se observa que no hay mucha diferencia en cuanto al contenido total de estos metales, si bien los suelos con presencia de *Armeria merinoi* (grupo nº 2) muestran niveles algo más bajos que los otros grupos de suelos con endemismos.

El diferente contenido en metales de los suelos con y sin presencia de endemismos, debe ser un reflejo de la diferente composición química del material de partida. Esto indicaría que las plantas endémicas se asientan sobre suelos cuyo sustrato geológico es distinto de aquellos suelos en los que están ausentes. Una gran variabilidad en cuanto al contenido en metales en horizontes C de suelos de la zona, ya fue observada anteriormente (Gutián *et al.*, 1992).

Discusión de resultados

Valores medios (mg · Kg ⁻¹)			
Co total			
1. <i>S. melidensis</i>	198,9		B
2. <i>A. merinoi</i>	160,4	A B	
3. <i>C. janeri</i>	193,5		B
4. <i>S. merinoi</i>	187,7	A B	
5. <i>L. gallaecicum</i>	200,7		B
6. Ausencia	111,0	A	
Sig. p <	0,0168		
Cr total			
1. <i>S. melidensis</i>	1913,5	A B	
2. <i>A. merinoi</i>	1658,2	A B	
3. <i>C. janeri</i>	2026,0		B
4. <i>S. merinoi</i>	1780,7	A B	
5. <i>L. gallaecicum</i>	1907,0	A B	
6. Ausencia	1392,0	A	
Sig. p <	0,0263		
Mn total			
1. <i>S. melidensis</i>	2432,5		B
2. <i>A. merinoi</i>	1834,6	A B	
3. <i>C. janeri</i>	2398,5		B
4. <i>S. merinoi</i>	2101,5	A B	
5. <i>L. gallaecicum</i>	2186,0	A B	
6. Ausencia	1391,3	A	
Sig. p <	0,0032		
Ni total			
1. <i>S. melidensis</i>	2449,2	A B	
2. <i>A. merinoi</i>	2324,6	A B	
3. <i>C. janeri</i>	2563,1	A B	
4. <i>S. merinoi</i>	2828,7		B
5. <i>L. gallaecicum</i>	2613,3	A B	
6. Ausencia	1523,2	A	
Sig. p <	0,0157		

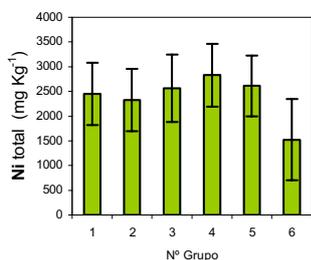
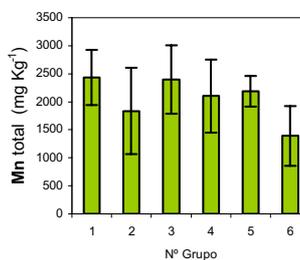
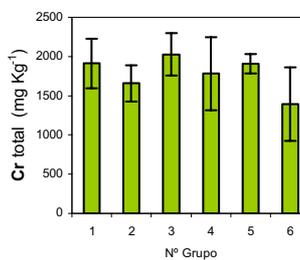
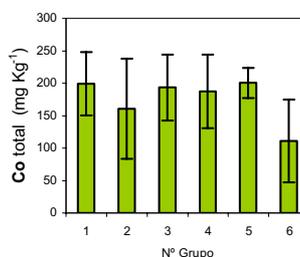


Fig. 53. Análisis de la varianza del contenido total en metales con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,03$)

Tras analizar el contenido total de los metales en los grupos de suelos estudiados, se procedió a evaluar las distintas formas, destacando el Co, el Fe, el Mn, el Cr y el Ni como los elementos que presentaron mayores diferencias significativas ($p < 0,05$).

En la figura nº 54 se muestran los valores medios de las formas de cobalto (Co) que presentaron diferencias significativas entre los grupos de suelos (biodisponibles, ligado a óxidos y residual); se observa que el grupo de suelos con ausencia de plantas endémicas (grupo nº 6) es el que muestra menor cantidad de estas fracciones del metal, quizá como consecuencia de presentar los niveles más bajos de Co total.

El cobalto en forma biodisponible muestra valores muy bajos y no existe mucha diferencia en el contenido entre los suelos con los distintos endemismos, siendo los suelos donde está presente *Armeria merinoi* (grupo nº 2) los que contienen un valor más elevado y significativamente diferente de los suelos con ausencia (grupo nº 6). El valor más bajo corresponde a los suelos con *Leucanthemum gallaecicum* (grupo nº 5).

La fracción de Co asociada a óxidos amorfos es, en todos los suelos con endemismos, muy alta y superior a la presentada por los suelos con ausencia (grupo nº 6), siendo significativamente diferente en los suelos con *Santolina melidensis* y con *Centaurea janeri* (grupos nº 1 y nº 3, respectivamente). De modo semejante se comporta la fracción asociada a los óxidos de Mn, si bien para esta fracción metálica los únicos suelos que alcanzan un valor significativamente superior al presentado por los suelos con ausencia son los de *Santolina melidensis* (grupo nº 1). Los niveles de Co de la fracción residual son muy parecidos a los asociados a los óxidos amorfos, siendo en este caso los suelos de *Leucanthemum gallaecicum* (grupo nº 5) los únicos que presentan un nivel significativamente superior a los suelos con ausencia.

Discusión de resultados

Valores medios (mg · Kg ⁻¹)		
Co biodisponible		
1. <i>S. melidensis</i>	1,0	A B
2. <i>A. merinoi</i>	1,4	B
3. <i>C. janeri</i>	1,1	A B
4. <i>S. merinoi</i>	1,0	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	0,7	A B
6. Ausencia	0,4	A
Sig. p <	0,0208	
Co asociado a óxidos amorfos		
1. <i>S. melidensis</i>	130,8	B
2. <i>A. merinoi</i>	92,8	A B
3. <i>C. janeri</i>	126,3	B
4. <i>S. merinoi</i>	111,1	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	117,5	A B
6. Ausencia	50,4	A
Sig. p <	0,0097	
Co asociado a óxidos de Mn		
1. <i>S. melidensis</i>	82,4	B
2. <i>A. merinoi</i>	68,4	A B
3. <i>C. janeri</i>	81,7	A B
4. <i>S. merinoi</i>	61,0	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	65,4	A B
6. Ausencia	32,8	A
Sig. p <	0,0373	
Co residual		
1. <i>S. melidensis</i>	121,6	A B
2. <i>A. merinoi</i>	75,3	A B
3. <i>C. janeri</i>	114,9	A B
4. <i>S. merinoi</i>	106,3	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	128,5	B
6. Ausencia	61,0	A
Sig. p <	0,0106	

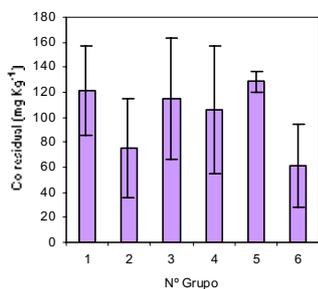
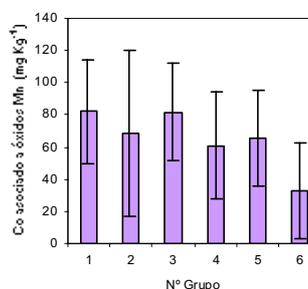
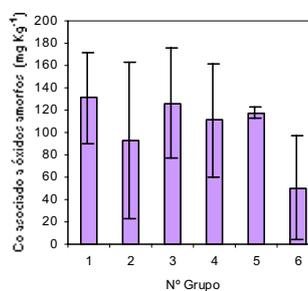
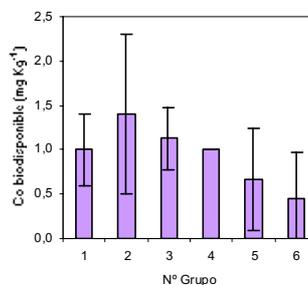


Fig. 54. Análisis de la varianza de las formas de Co con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,04$)

Tal como se vio anteriormente, en general no hay mucha diferencia en el contenido total de Fe entre los grupos de suelos; no obstante, existen pequeñas diferencias en cuanto a las formas de este metal. Las fracciones que presentan mayores diferencias entre los suelos aparecen en la figura n° 55, en la que destaca el alto grado de significación ($p < 0,004$) de Fe ligado a la materia orgánica y de Fe asociado a óxidos amorfos.

En todas las fracciones de Fe consideradas, el grupo de suelos con ausencia de endemismos (grupo n° 6) es el que presenta los valores más altos de Fe, salvo en la forma asociada a los óxidos amorfos, donde este mismo grupo es el que tiene el valor medio más bajo. Los niveles mucho más altos en la forma de Fe ligado a la materia orgánica en estos suelos, quizá sea consecuencia de que es también el grupo de suelos que presenta un mayor contenido orgánico.

Entre los suelos con endemismos, el grupo con presencia de *Armeria merinoi* (grupo n° 2) muestra un comportamiento bastante similar al grupo de suelos con ausencia (grupo n° 6); es decir, valores más altos, en comparación con los otros suelos con endemismos, de Fe de cambio y de Fe ligado a la materia orgánica, que quizá se deban a su contenido superior en arcilla y en materia orgánica (mayor superficie de cambio).

El valor medio del Fe asociado a los óxidos amorfos es mayor en los suelos con presencia de *Centaurea janeri* y con *Santolina melidensis* (grupo n° 3 y n° 1, respectivamente); sin embargo, los niveles son muy altos en casi todos los suelos con endemismos, salvo en el grupo de suelos con *Armeria merinoi* (grupo n° 2) que, junto con el grupo de ausencia de endemismos (grupo n° 6), es el que muestra el valor medio más bajo. Quizá los valores altos de pH en los suelos con endemismos, sean lo que hace que el Fe esté preferentemente precipitado en forma de óxidos.

Discusión de resultados

Valores medios (mg · Kg ⁻¹)			
Fe de cambio			
1. <i>S. melidensis</i>	0,9	A	B
2. <i>A. merinoi</i>	2,3	A	B
3. <i>C. janeri</i>	0,8	A	B
4. <i>S. merinoi</i>	0,0	A	
5. <i>L. gallaecicum</i>	0,7	A	B
6. Ausencia	2,5	A	B
Sig. p <	0,0189		
Fe ligada a materia orgánica			
1. <i>S. melidensis</i>	801,3	A	B
2. <i>A. merinoi</i>	1066,8	A	B
3. <i>C. janeri</i>	889,3	A	B
4. <i>S. merinoi</i>	414,8	A	
5. <i>L. gallaecicum</i>	406,9	A	
6. Ausencia	1872,5	A	B
Sig. p <	0,0044		
Fe asociado a óxidos amorfos			
1. <i>S. melidensis</i>	10054,9	A	B
2. <i>A. merinoi</i>	5811,0	A	B
3. <i>C. janeri</i>	10820,9	A	B
4. <i>S. merinoi</i>	9226,7	A	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	9627,7	A	B
6. Ausencia	4274,4	A	
Sig. p <	0,0040		
Fe residual			
1. <i>S. melidensis</i>	3067,1	A	
2. <i>A. merinoi</i>	12113,6	A	B
3. <i>C. janeri</i>	4054,9	A	
4. <i>S. merinoi</i>	1928,0	A	
5. <i>L. gallaecicum</i>	197,0	A	
6. Ausencia	16916,0	A	B
Sig. p <	0,0283		

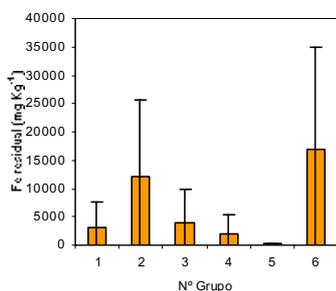
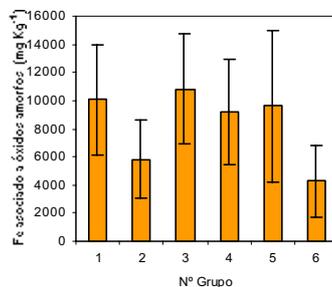
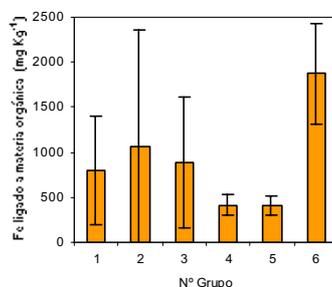
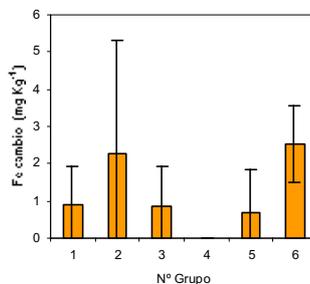


Fig. 55. Análisis de la varianza de las formas de Fe con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,03$)

Las fracciones del manganeso (Mn), en las que los grupos de suelos estudiados mostraron mayores diferencias significativas entre sí (fig. nº 56), son la asociada a óxidos amorfos y la residual. El grupo de suelos con ausencia de endemismos (grupo nº 6), que tenía el menor nivel en Mn total, contiene los valores más bajos de ambas formas, diferenciándose significativamente ($p < 0,03$) de los demás grupos de suelos, salvo el grupo con presencia de *Armeria merinoi* (grupo nº 2), que tiene también un bajo contenido en estas fracciones, a la vez que es el grupo de suelos con presencia de endemismos con el nivel más bajo de Mn total.

Entre los suelos con endemismos, destacan los altos valores medios de estas fracciones en los suelos con presencia de *Santolina melidensis*, *Centaurea janeri* y *Leucanthemum gallaecicum*, (grupos nº 1, nº 3 y nº 5, respectivamente), lo cual coincide con que son los suelos que presentan una mayor cantidad de Mn total. Además, los suelos con endemismos tienen niveles más altos de pH, lo que puede favorecer la precipitación de los óxidos.

Valores medios ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)		
Mn asociado a óxidos amorfos		
1. <i>S. melidensis</i>	622,8	B
2. <i>A. merinoi</i>	406,1	A B
3. <i>C. janeri</i>	624,3	B
4. <i>S. merinoi</i>	528,1	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	678,6	B
6. Ausencia	163,3	A
Sig. p <	0,0001	
Mn residual		
1. <i>S. melidensis</i>	1386,9	B
2. <i>A. merinoi</i>	1029,6	A B
3. <i>C. janeri</i>	1349,7	B
4. <i>S. merinoi</i>	1059,0	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	1130,2	B
6. Ausencia	858,0	A
Sig. p <	0,0284	

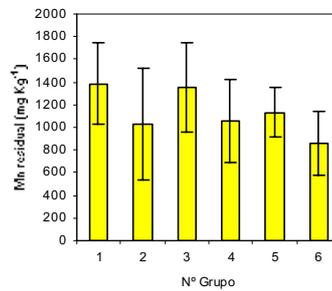
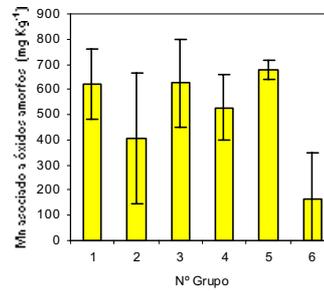


Fig. 56. Análisis de la varianza de las formas de Mn con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,03$)

Discusión de resultados

Las diferentes fracciones de cromo (Cr) no mostraron diferencias muy significativas entre los grupos de suelos con y sin presencia de plantas endémicas. Únicamente en la fracción de Cr en forma residual (fig. nº 57), los valores medios de ambos grupos de suelos se diferencian muy significativamente ($p < 0,0024$).

El grupo de suelos con ausencia de plantas endémicas (grupo nº 6) fue el que presentó los valores más bajos del Cr residual, lo que coincide con que es el grupo de suelos que contiene los niveles significativamente más bajos de Cr total (sobre todo en los suelos nº 19 y 20). Posiblemente el Cr no sea un factor limitante para el crecimiento y desarrollo de la vegetación de estos suelos, ya que, además de tener menos cantidades, presentan un contenido en materia orgánica bastante alto, por lo que el metal se puede complejar y así reducir su poder fitotóxico, aspecto que ha sido revisado también por Fernández y col. (1999) en suelos sobre serpentinitas de la misma zona.

Los valores medios de Cr residual más altos que muestran los suelos con presencia de plantas endémicas, son mayores en los suelos donde crecen *Santolina melidensis*, *Centaurea janeri* subsp *gallaecica* y *Leucanthemum gallaecicum* (grupos nº 1, nº 3 y nº 5, respectivamente), coincidiendo con que son los grupos de suelos con los valores más altos de Cr total. Así, sobre estos suelos el Cr está contenido generalmente en los silicatos (forma residual), lo que ha sido verificado en otras revisiones en Galicia (López, 1978; Calvo *et al.*, 1987).

Valores medios ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)		
Cr residual		
1. <i>S. melidensis</i>	1524,8	B
2. <i>A. merinoi</i>	1317,2	A B
3. <i>C. janeri</i>	1628,6	B
4. <i>S. merinoi</i>	1351,7	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	1499,0	A B
6. Ausencia	1043,9	A
Sig. p <	0,0024	

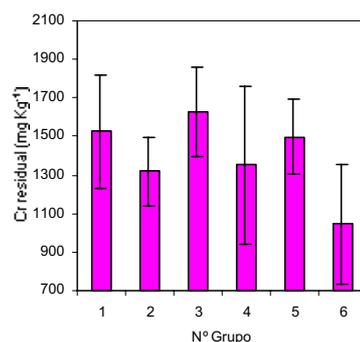


Fig. 57. Análisis de la varianza de las formas de Cr con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,003$)

Las fracciones de níquel (Ni) que presentaron mayores diferencias significativas entre los grupos de suelos con y sin endemismos fueron el Ni de cambio, el asociado a óxidos amorfos, el asociado a óxidos de Mn y la fracción residual (fig. nº 58).

El grupo de suelos con ausencia de plantas endémicas (grupo nº 6) muestra los valores medios más bajos en las citadas fracciones, posiblemente como consecuencia del menor contenido total de Ni que presentan estos suelos. Además de un menor contenido de Ni, tanto en la totalidad como en sus diferentes fracciones en el suelo, la mayor posibilidad de complejación a la materia orgánica, presente en estos suelos en proporción más alta que en los suelos con endemismos, quizá pueda explicar un descenso de la toxicidad del metal y así posibilitar el establecimiento de la vegetación común de la zona.

En cuanto a los suelos con endemismos, destacan los valores más bajos en casi todas las fracciones de Ni en los suelos con presencia de *Armeria merinoi* (grupo nº 2), salvo en la fracción residual.

Los valores significativamente más altos de Ni en la fracción de cambio los mostraron los grupos de suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp *gallaecica* (grupo nº 3) y *Santolina melidensis* (grupo nº 1), que igualmente son los grupos que contienen mayor cantidad de la fracción asociada a los óxidos de Mn.

Por otro lado, no se observa una clara diferencia entre los suelos con endemismos en las otras dos fracciones de Ni (asociada a óxidos amorfos y residual). Los niveles son siempre más altos que en los suelos sin endemismos (grupo nº 6), siendo en la fracción asociada a óxidos amorfos el grupo de suelos con presencia de *Leucanthemum gallaecicum* (grupo nº 5) y, algo menos, los grupos con *Santolina melidensis* (grupo nº 1) y *Sagina merinoi* (grupo nº 4), los que presentan los mayores valores. En la fracción residual, son los grupos de suelos con presencia de *Centaurea janeri*, *Sagina merinoi* y *Armeria merinoi* (grupos nº 3, nº 4 y nº 2, respectivamente) los que muestran valores algo más altos. Posiblemente, la tolerancia a los altos niveles de Ni de las plantas que viven en estos suelos se vea favorecida por el hecho de que el metal se encuentre mayormente en estas formas poco móviles.

Discusión de resultados

Valores medios (mg · Kg ⁻¹)		
Ni de cambio		
1. <i>S. melidensis</i>	9,9	B
2. <i>A. merinoi</i>	4,1	A B
3. <i>C. janeri</i>	10,6	B
4. <i>S. merinoi</i>	6,3	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	4,7	A B
6. Ausencia	3,1	A
Sig. p <	0,0011	
Ni asociado a óxidos amorfos		
1. <i>S. melidensis</i>	473,8	B
2. <i>A. merinoi</i>	366,2	A B
3. <i>C. janeri</i>	425,7	A B
4. <i>S. merinoi</i>	452,1	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	501,6	B
6. Ausencia	269,0	A
Sig. p <	0,0125	
Ni asociado a óxidos de Mn		
1. <i>S. melidensis</i>	168,7	B
2. <i>A. merinoi</i>	127,2	A B
3. <i>C. janeri</i>	167,6	B
4. <i>S. merinoi</i>	142,5	A B
5. <i>L. gallaecicum</i>	141,2	A B
6. Ausencia	59,6	A
Sig. p <	0,0115	
Ni residual		
1. <i>S. melidensis</i>	1442,3	A B
2. <i>A. merinoi</i>	1588,1	A B
3. <i>C. janeri</i>	1622,9	B
4. <i>S. merinoi</i>	1618,6	B
5. <i>L. gallaecicum</i>	1373,9	A B
6. Ausencia	895,7	A
Sig. p <	0,0165	

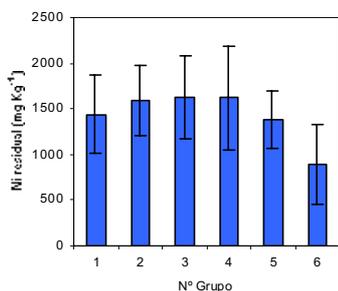
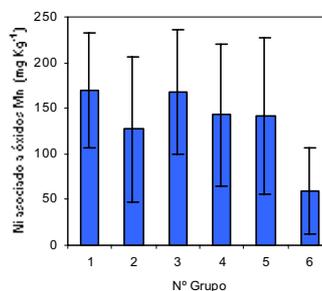
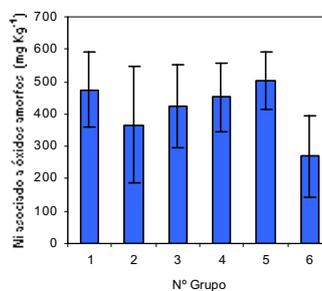
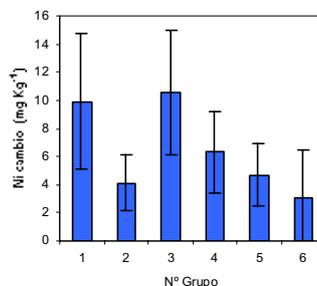


Fig. 58. Análisis de la varianza de las formas de Ni con más diferencia significativa entre los suelos sobre serpentinitas con y sin endemismos ($p < 0,02$)

De forma general, se observa que los suelos sobre serpentinitas con ausencia de plantas endémicas (grupo n° 6) son los que contienen menos metales potencialmente tóxicos, lo que posibilita la presencia de comunidades vegetales semejantes a las que crecen sobre otros materiales geológicos.

Por otro lado, los endemismos se presentan en suelos poco fértiles y con altos contenidos en metales (mayormente en formas metálicas poco lábiles). Esto podría deberse a que las plantas endémicas están mejor adaptadas, logrando solubilizar más cantidad de elementos metálicos, y así al ver invadido su territorio por otras plantas, compitiendo por espacio y nutrientes, pero que no toleran mucho tales condiciones químicas, predominan sobre ellas (Rice, 1984; Gabrielli *et al.*, 1990; Krämer *et al.*, 1996; Boyd y Martens, 1998; Boyd *et al.*, 2000). Además, presentan mecanismos especiales de desintoxicación de los metales, logrando acumularlos en sus tejidos para posteriormente excretarlos (Brookes, 1998; Mizuno *et al.*, 2002), o también secretando sustancias orgánicas en la zona de la rizosfera, que complejan el metal e inhiben la toxicidad en el medio (Siciliano y Germida, 1998; Tute, 2000).

Además, los suelos con presencia de estas plantas contienen una materia orgánica más humificada, es decir fácilmente mineralizable, lo que facilita una buena liberación de nutrientes para el crecimiento y desarrollo de la vegetación y, posiblemente, la complejación de los metales, como anteriormente se ha señalado.

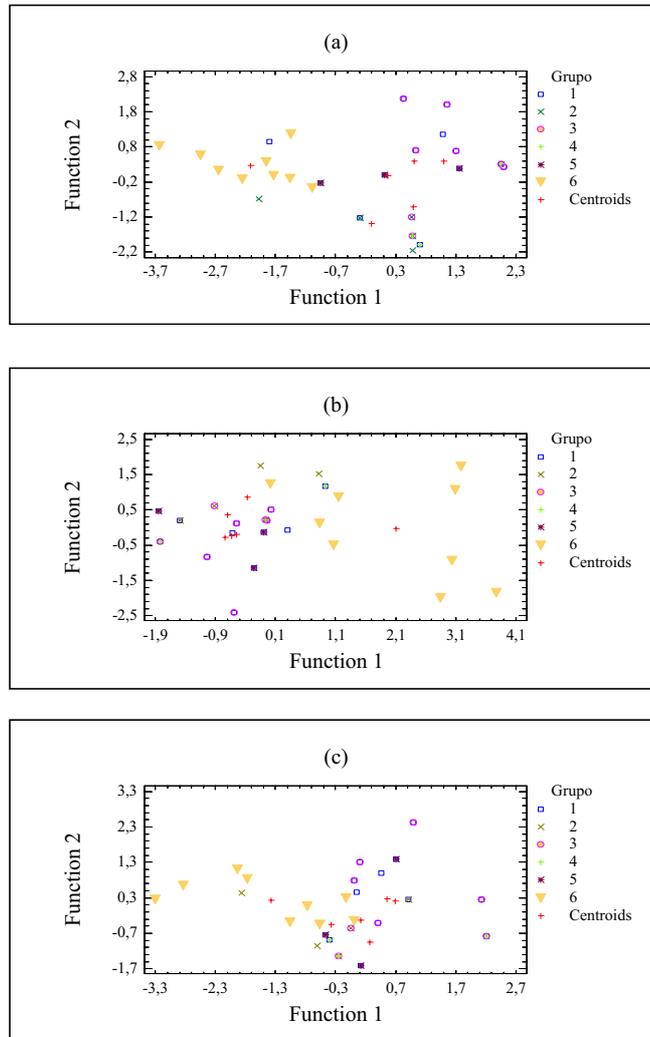
5.2.2. Análisis discriminante

Para corroborar si son realmente diferentes entre sí los grupos de suelos establecidos, según la presencia de los endemismos (más del 6 % de presencia por parcela), tras el análisis de medias (ANOVA, Test *HSD* de Tukey) se realizó otro tratamiento estadístico de agrupamiento, el análisis discriminante (AD), que fue aplicado a los parámetros que presentaron las diferencias más claras, los cuales fueron utilizados como variables independientes.

Este análisis indica la existencia de dos bloques de suelos, separados claramente y que corresponden a los suelos con presencia de los taxones endémicos estudiados (> 6 %) y sin presencia de los mismos (fig. n° 59a,b,c), lo que coincide con lo expuesto en el apartado anterior en el que, a partir del ANOVA realizado, se indicó que el grupo de suelos con ausencia de las plantas endémicas (grupo n° 6) tiene una clara diferencia con los que sí presentan endemismos.

Entre los suelos con presencia de plantas endémicas, la diferencia no es muy clara. Posiblemente esto se debe, en parte, a que coinciden en su tolerancia a altas concentraciones de metales (Elias y Nelson, 1987; Brooks, 1998), lo cual quizá es una consecuencia de su adaptación a los medios adversos (Rice, 1984; Krämer *et al.*, 1996; Rajakaruna *et al.*, 2002; Mizuno *et al.*, 2002). Por otro lado, algunos endemismos generalmente requieren de las mismas características edafológicas y microbiológicas para su crecimiento y desarrollo (Roberts y Proctor, 1992; Reeves *et al.*, 1999; Harrison, 1999).

En resumen, los suelos con presencia de endemismos destacan por ser muy diferentes a los suelos con ausencia de los mismos, ya que cualquier grupo de las propiedades determinadas diferencia a estos suelos entre sí.



Grupos de suelos:	Grupos de propiedades:
1 = <i>Santolina melidensis</i>	a = pH H ₂ O/KCl, C-total, C/N, % V, P soluble, Mg ²⁺ de cambio.
2 = <i>Armeria merinoi</i>	b = C - biomasa microbiana, fosfomonoesterasa, ureasa, proteasa.
3 = <i>Centaurea jameri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	c = Metales Totales: Co, Cr, Mn, Ni.
4 = <i>Sagina merinoi</i>	
5 = <i>Leucanthemum gallaecicum</i>	
6 = Ausencia de endemismos	

Fig. 59. Análisis de discriminantes entre los grupos de suelos

5.2.3. Características de los suelos con presencia de cada endemismo

5.2.3.1. Matriz de correlaciones

A pesar de que en el análisis discriminante únicamente se individualizan los suelos con ausencia de endemismos y no fue posible separar los distintos grupos de suelos con plantas endémicas entre sí, en este apartado se intentó su caracterización a través de una matriz de correlaciones (tabla nº 94), identificando las propiedades así que más influyen en la presencia de cada planta endémica estudiada (> 6 % de endemismo por parcela); no obstante, estos resultados hay que tomarlos con cautela, ya que en algunos casos se disponía de pocos suelos para realizar el estudio.

Se observa que la presencia de *Santolina melidensis* no se relaciona significativamente con las propiedades generales (tabla nº 94a), salvo levemente con el cociente C/N (relación negativa), lo que implica que el endemismo es favorecido cuando la materia orgánica es más mineralizable (relación C/N baja). No existen relaciones significativas de este endemismo con el contenido total de los metales en el suelo, ni con las diferentes fracciones de estos elementos, salvo una ligera correlación positiva con el Cr asociado a óxidos amorfos y negativa con el Co y Cr residual. En cuanto a las propiedades bioquímicas (tabla nº 94b), la presencia del endemismo presenta relación positiva con la respiración microbiana en función al contenido de materia orgánica (C-CO₂/C-total) y con la amonificación (N-NH₄⁺), es decir, con la mineralización de la materia orgánica; asimismo muestra relación positiva con la actividad ureasa por unidad de carbono total. Por lo tanto, de lo anterior se deduce que esta planta endémica necesita suelos en los que funcione muy bien el proceso de mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, la presencia de la planta tiene una relación positiva con el coeficiente metabólico (qCO_2), indicando que *Santolina melidensis* va a ser más abundante en una situación de estrés, es decir, en aquellos suelos en los que los microorganismos respiren más intensamente, quizá para poder sobrevivir en un medio que es poco favorable.

Propiedad del suelo	PRESENCIA DE LAS PLANTAS ENDÉMICAS EN LOS SUELOS				
	Santolina (n = 13)	Armeria (n = 5)	Centaurea (n = 8)	Sagina (n = 4)	Leucanthemum (n = 3)
Arena					0,888*
C - total					-0,977***
N - total					-0,947**
C/N	-0,539*				-0,982***
P - soluble				0,919***	
Na ⁺					1,000***+
K ⁺			-0,625*		1,000***+
C.I.C.			0,654*		
Co-total			0,665*		
Mn-soluble			0,802***		
Fe-soluble		0,762*	0,934***+		
Fe-cambio					0,982***
Zn-cambio					0,982***
Cu-mat.org.				0,839*	
Co-mat.org.				0,998***+	
Cr-mat.org.			0,730**		
Mn-mat.org.		-0,800**		0,849*	
Ni-mat.org.			0,845***	0,975***+	0,861*
Zn-mat.org.					0,976***
Co-óx.amorf.			0,664*		-0,991***+
Cr-óx.amorf.	0,507*		-0,709**		
Mn-óx.amorf.			0,625*		
Fe-óx.amorf.		0,907***			
Zn-óx.amorf.					-0,962***
Mn-óx.crist.				0,821*	0,889*
Fe-óx.crist.		0,776*			
Zn-óx.crist.		0,790*			
Co-residual	-0,522*		0,634*		
Cr-residual	-0,541*				
Fe-residual		-0,796*			
Ni-residual					0,979***
Co-óx.Mn			0,613*		1,000***+
Mn-óxidos				0,826*	0,970***
Fe-óx.Mn			0,841***		0,968***
Ni-óx.Mn			0,669*	0,922***	0,991***+
Zn-óx.Mn		-0,807**			

***+ p < 0,001; *** p < 0,01; ** p < 0,02; * p < 0,05; n = cantidad de parcelas (suelos) de 4 m² cada una.

Tabla 94a. Relación de la presencia de los endemismos en función a las propiedades más significativas del suelo

Propiedad del suelo	PRESENCIA DE LAS PLANTAS ENDÉMICAS EN LOS SUELOS				
	Santolina (n = 13)	Armeria (n = 5)	Centaurea (n = 8)	Sagina (n = 4)	Leucanthemum (n = 3)
Co-óx. †				-0,897**	
Fe-óxidos		0,814**			
Ni-óx. †		0,803**			
Mn-biodisponible				0,850*	
Ni-biodisponible			-0,588*	0,840*	
Zn-biodisponible					0,982***
CO ₂	0,544*				0,998***+
CO ₂ / C-total	0,643***	-0,896***			0,999***+
qCO ₂	0,582**	-0,941***+			
Mineralización N					0,851*
Amonificación	0,667***				0,855*
Nitrificación					0,845*
Fosfomonoesterasa					0,990***+
β-Glucos./C-total					0,948**
Fosfomon./C-total					0,997***+
Ureasa/C-total	0,614**		-0,647*		0,967***
Proteasa/C-total			0,856***		0,934**

***+ p < 0,001; *** p < 0,01; ** p < 0,02; * p < 0,05; n = cantidad de parcelas (suelos) de 4 m² cada una.
 óx. † = asociado a otros óxidos no de Mn.

Tabla 94b. Relación de la presencia de los endemismos en función a las propiedades más significativas del suelo

La presencia de *Armeria merinoi* muestra relación con pocas de las propiedades analizadas. Así, no presenta una relación significativa con ninguna de las propiedades generales de los suelos donde crece este endemismo. Sin embargo, la planta se favorece en presencia de Fe y Ni en forma de óxidos; por el contrario, el Mn ligado a la materia orgánica y el Zn asociado a los óxidos de Mn influyen negativamente en su presencia. En cuanto a las propiedades bioquímicas sólo muestran relaciones negativas con el qCO₂ y con el CO₂/C-total, es decir que la presencia de la planta se favorece en suelos en los que la respiración por unidad de biomasa microbiana o de materia orgánica es más baja, es decir, en suelos en los que la microbiota tiene una baja actividad vital.

El grupo de suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp *gallaecica* no muestra relaciones significativas con las propiedades generales, salvo una ligera relación positiva con la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y negativa con el potasio de cambio (K^+). Con muchos de los metales muestran una relación que es positiva en casi todos los casos. Así, está correlacionado con el contenido total de Co y con las fracciones poco lábiles de este elemento (residual y asociado a óxidos de Mn). También hay relaciones positivas con el Mn y el Fe en la forma soluble y con el Mn asociado a óxidos amorfos, con el Cr y Ni ligados a la materia orgánica y con el Ni asociado a óxidos de Mn. Por el contrario, presenta relaciones negativas con el Cr asociado a óxidos amorfos y con el Ni biodisponible. Con las propiedades bioquímicas las correlaciones son poco significativas y sólo muestra una clara relación positiva con la actividad proteasa, y una leve relación negativa con la actividad ureasa, ambas en función al contenido en materia orgánica. De todo lo anterior se puede decir que, la implantación de *Centaurea janeri*, se favorece en presencia de metales en el suelo, sobre todo de Fe, Co y Ni como los elementos que más condicionan este endemismo. No se ve muy afectada por las actividades biológicas del suelo y únicamente necesita una alta proporción de proteasa con relación a su contenido en materia orgánica, posiblemente señalando que el proceso de hidrólisis de las proteínas tiene que ser muy activo en estos suelos.

La presencia de *Sagina merinoi* con las propiedades generales del suelo muestra una relación altamente significativa y de forma positiva ($p < 0,01$) sólo con el fósforo soluble, lo que implica que posiblemente la cantidad de este nutriente esencial sea un factor garante para la presencia del endemismo en estos suelos. Con los metales, destacan las relaciones positivas de la presencia de este taxón endémico con el contenido de Ni en óxidos cristalinos de Mn y con el Co y Ni ligados a la materia orgánica, es decir, con formas no demasiado disponibles para la planta; también se observa una relación positiva con el Mn y Ni en forma biodisponible, no obstante estas relaciones son poco significativas. Por lo tanto, *Sagina merinoi* se asienta en suelos con alto contenido en metales, especialmente Ni, si bien éste está mayormente en formas poco asimilables por las plantas, sobre todo asociado a los óxidos de Mn. La presencia del endemismo no muestra relación con las propiedades bioquímicas, indicando que es bastante independiente de la actividad biológica del suelo.

Por último, se aprecia que la presencia de *Leucanthemum gallaecicum* en los suelos sobre serpentinitas es la que muestra más relaciones con las diferentes propiedades determinadas.

Con las propiedades generales, existe una relación positiva con el sodio y con el potasio de cambio, lo que implica que a mayor cantidad de nutrientes (Na^+ y K^+) adsorbidos sobre superficies de cambio hay mayor presencia del endemismo; también es significativa, pero de forma negativa, la materia orgánica (C y N total) y la relación C/N, lo que posiblemente sugiera que, a pesar de no necesitar suelos con gran cantidad de materia orgánica, la planta se asentará en aquellos donde ésta sea más fácilmente mineralizable. La presencia del endemismo muestra relaciones con muchos de los metales en las distintas formas. Así, relaciones positivas con el Fe de cambio y asociado a los óxidos de Mn, con el Zn de cambio, ligado a la materia orgánica y biodisponible, con el Ni ligado a la materia orgánica, asociado a los óxidos de Mn y residual, con el Co asociado a los óxidos cristalinos de Mn. O sea, que el asentamiento de la planta se ve favorecido en presencia de estos metales en formas poco lábiles y también en suelos que contienen Zn y Fe en formas lábiles. La relación únicamente es negativa con el Zn y el Co asociados a los óxidos amorfos. Con casi todas las propiedades bioquímicas la presencia de esta planta presenta relaciones positivas, destacando la mineralización del carbono y del nitrógeno y el contenido en enzimas del suelo, lo que sugiere que este endemismo requiere de un medio con una gran actividad biológica. Sin embargo, cabe señalar que el muestreo de suelos en parcelas con presencia de *Leucanthemum gallaecicum* fue bajo, debido a la poca distribución del endemismo en la zona.

En resumen, se aprecia que, salvo en el caso de *Santolina melidensis*, todos los suelos con presencia de endemismos presentan relaciones positivas con el contenido de metales, sobre todo con las formas poco móviles, es decir, que las plantas endémicas tienden a ser más abundantes en aquellos suelos en los que los metales están en mayor concentración, sobre todo cuando éstos están precipitados en óxidos, con distinto grado de cristalinidad. Asimismo, los grupos de suelos con presencia de *Santolina melidensis* y con presencia de *Leucanthemum gallaecicum*, endemismo que fue muestreado en las mismas parcelas en las que también había *Santolina melidensis*, generalmente muestran buenas relaciones con las propiedades bioquímicas del medio, es decir que, a pesar de los altos contenidos en metales, la presencia de estos endemismos depende de la actividad microbiológica de los suelos.

5.2.3.2. Análisis de componentes principales

Tras observar las relaciones existentes entre las diferentes propiedades del suelo y la presencia de cada endemismo, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para caracterizar mejor a cada grupo de suelos y saber cuáles son los parámetros edáficos que mantienen mayor relación entre sí. El ACP busca las combinaciones lineales de las variables o parámetros que expliquen la mayor variabilidad posible; para ello, agrupa los diferentes parámetros analizados por factores, donde se incluyen, además de la presencia de cada endemismo, las propiedades generales de los suelos (físicas y químicas), el contenido total y biodisponible de los metales y las propiedades bioquímicas. A partir del ACP, se visualizaron las distancias y discrepancias existentes entre las variables estimadas en un plano cartesiano de 2 dimensiones.

En la tabla n° 95, se muestran los parámetros con mayor correlación significativa del ACP para los suelos con *Santolina melidensis*. Se aprecia que el primer componente presenta una baja relación (positiva) con la presencia de *Santolina melidensis*. Se compone principalmente de las variables implicadas en la mineralización de la materia orgánica, es decir contenido en materia orgánica y actividades bioquímicas del suelo, con el K^+ cambiante, nutriente esencial, y también con algunos metales totales (Zn, Fe y Cu), o biodisponibles (Cu, Ni y Zn), que se encuentran correlacionados positivamente con el factor; por el contrario, el contenido total en otros metales (Co, Cr, Ni y Mn) está negativamente correlacionado con este primer componente. Este primer factor incluye, por lo tanto, la actividad biológica del suelo, la cual se potencia en presencia de algunos metales y se inhibe en presencia de aquellos que son potencialmente tóxicos.

El segundo factor, mucho menos importante que el primero, se correlaciona positivamente con la mineralización de nitrógeno, sobre todo con la amonificación ($N-NH_4^+$) y el contenido total en Fe y Ni; negativamente se relaciona con el limo, el fósforo soluble, el calcio y el Fe biodisponible. Entre estos dos factores ya se explica hasta el 50 % de la varianza total. En el tercer componente se explica sólo el 14 % de la varianza y lo define el contenido total y biodisponible de Cu, el Mg^{2+} cambiante, el pH y la presencia de arcilla, los cuales se relacionan positivamente entre sí.

PROPIEDAD	COMPONENTES		
	1	2	3
% <i>Santolina melidensis</i>	0,452	0,299	0,177
Arena	-0,062	0,408	-0,410
Limo	0,103	-0,812	-0,152
Arcilla	-0,069	0,474	0,719
pH en H ₂ O	-0,539	0,212	0,622
pH en KCl	-0,153	0,253	0,745
C total	0,629	-0,439	0,053
N total	0,790	-0,419	-0,060
P soluble	-0,213	-0,686	0,426
Mg ²⁺	-0,301	-0,034	0,752
Ca ²⁺	0,151	-0,680	0,438
Na ⁺	0,365	0,526	-0,300
K ⁺	0,784	-0,110	0,371
C.I.C.	-0,041	0,504	0,339
Cu total	0,489	0,369	0,476
Co total	-0,793	0,405	-0,081
Cr total	-0,704	-0,336	-0,103
Mn total	-0,802	-0,025	-0,075
Fe total	0,576	0,568	-0,371
Ni total	-0,555	0,529	0,303
Zn total	0,734	0,469	-0,284
Cu biodisponible	0,561	-0,188	0,708
Co biodisponible	0,141	-0,106	-0,407
Mn biodisponible	0,198	0,195	-0,167
Fe biodisponible	0,021	-0,651	-0,256
Ni biodisponible	0,731	-0,207	-0,313
Zn biodisponible	0,808	0,127	0,318
C biomasa microbiana	0,558	-0,437	-0,109
CO ₂	0,775	0,065	0,307
Mineralización del N	0,726	0,501	-0,174
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	0,592	0,681	0,085
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	0,633	0,234	-0,321
β-D-glucosidasa	0,779	-0,309	0,078
Fosfomonoesterasa	0,922	0,020	0,048
Ureasa	0,854	-0,183	0,149
Proteasa-BBA	0,450	-0,151	0,440
% Varianza explicada	33	17	14
% V. acumulada	33	50	64

En negrita = p < 0,05

Tabla 95. ACP de los suelos con presencia de *Santolina melidensis*

Al considerar conjuntamente los dos componentes que explican la mayor varianza de las propiedades del suelo (fig. n° 60), se observa que existe una correlación positiva entre los procesos de mineralización del nitrógeno y el contenido total en Cu, Fe y Zn; por el contrario, estos parámetros se encuentran negativamente correlacionados con el Cr total y el fósforo soluble. Por otro lado, el contenido total de Co y Ni se encuentran inversamente correlacionados con la materia orgánica (C y N total) y con la actividad enzimática (ureasa, β -glucosidasa y proteasa).

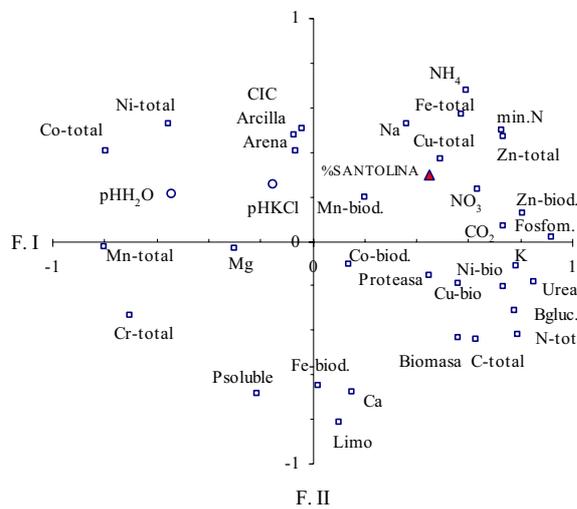


Fig. 60. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de *Santolina melidensis*

En resumen, se puede decir que los suelos con presencia de *Santolina melidensis* se caracterizan por su actividad biológica y por su contenido en metales, si bien ambos factores están negativamente correlacionados entre sí; es decir, en los suelos con presencia de dicho endemismo cuanto mayor es el contenido total de algunos metales (Co, Cr, Mn y Ni) menor es su actividad biológica. En cambio, los metales en forma biodisponible o bien no le afectan o, caso del Ni, Zn y Cu, potencian dicha actividad.

En cuanto a los suelos con presencia de *Armeria merinoi* (tabla nº 96), se observa que el primer factor, que explica ya el 52 % de la varianza, se define por su actividad biológica, que es afectada negativamente por la presencia de metales; es decir, lo componen, como variables más significativas y con relación positiva, la arcilla, la materia orgánica (C y N total) el fósforo soluble, el potasio cambiante y el complejo de cambio (CIC), todos ellos relacionados con la fertilidad del suelo, si bien también se incluyen el Zn, el Fe y el Co biodisponibles y propiedades responsables de la actividad biológica de los suelos, tales como la biomasa microbiana, la mineralización del carbono (CO₂) y del nitrógeno (nitrificación) y las actividades enzimáticas; por el contrario, el factor se relaciona negativamente con el contenido total de algunos metales, Co, Cr, Mn, Fe y Ni. Se puede decir, por lo tanto, que el primer factor, que se define en función del contenido en nutrientes, las propiedades bioquímicas y los elementos Zn, Fe y Co asimilables, es afectado negativamente por el contenido total de la mayoría de los metales determinados.

En el segundo factor, que es mucho menos importante que el primero, destaca la relación positiva con ambos valores de pH, con los nutrientes esenciales (Mg²⁺ y Ca²⁺ de cambio) y con la actividad proteasa. Ambos factores (1 y 2) explican el 76 % de la varianza total.

El tercer factor analizado, a pesar de explicar sólo un 14 % de la varianza, destaca por la relación positiva con el porcentaje de presencia del endemismo; además, se relaciona significativamente y de forma positiva con el proceso de amonificación (N-NH₄⁺) y negativamente con el sodio de cambio y el contenido total de Cu.

PROPIEDAD	COMPONENTES		
	1	2	3
% <i>Armeria merinoi</i>	-0,293	0,606	0,736
Arena	-0,553	-0,554	-0,143
Limo	0,087	0,372	0,054
Arcilla	0,825	0,520	0,181
pH en H ₂ O	-0,477	0,849	-0,078
pH en KCl	-0,388	0,868	-0,209
C total	0,996	-0,051	0,064
N total	0,920	0,375	0,114
P soluble	0,919	-0,247	-0,284
Mg ²⁺	-0,188	0,945	-0,194
Ca ²⁺	0,579	0,691	-0,410
Na ⁺	-0,303	-0,059	-0,818
K ⁺	0,850	0,252	-0,279
C.I.C.	0,885	0,368	0,224
Cu total	0,173	0,350	-0,847
Co total	-0,913	-0,096	0,395
Cr total	-0,903	0,022	-0,203
Mn total	-0,896	-0,166	0,408
Fe total	-0,822	0,346	0,415
Ni total	-0,797	0,586	0,027
Zn total	-0,018	0,221	0,112
Cu biodisponible	0,642	0,410	-0,644
Co biodisponible	0,784	-0,618	-0,006
Mn biodisponible	0,671	-0,655	0,192
Fe biodisponible	0,829	-0,552	-0,024
Ni biodisponible	-0,668	0,682	-0,270
Zn biodisponible	0,872	0,437	0,205
C biomasa microbiana	0,819	-0,002	0,335
CO ₂	0,896	-0,426	-0,063
Mineralización del N	0,791	0,335	0,508
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	0,206	0,046	0,953
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	0,862	0,376	0,340
β-D-glucosidasa	0,984	0,003	-0,159
Fosfomonoesterasa	0,908	-0,173	-0,198
Ureasa	0,773	0,602	0,135
Proteasa-BBA	0,542	0,826	0,136
% Varianza explicada	52	24	14
% V. acumulada	52	76	90

En negrita = p < 0,05

Tabla 96. ACP de los suelos con presencia de *Armeria merinoi*

Al representar las variables en función de los dos primeros factores (fig. 61a), se observa que existe una correlación positiva entre el contenido total y biodisponible de Ni y el Fe total del suelo; además, estas variables están relacionadas negativamente con el Co, el Mn y el Fe en forma biodisponible y con la respiración microbiana (CO₂). Por otro lado, se observa que la materia orgánica, junto con el contenido de fósforo soluble, la biomasa y respiración microbiana y las actividades β-glucosidasa y fosfomonoesterasa son afectados negativamente por el contenido total de Cr, Co y Mn.

En cuanto a los factores que presentan mayor significación con la presencia del endemismo (factores 2 y 3, fig. nº 61b), no se observa una clara agrupación de variables antagónicas. La presencia del endemismo tiene una ligera relación positiva con la mineralización del nitrógeno, sobre todo con el proceso de nitrificación, y con el contenido total de Fe. Esto corrobora lo visto anteriormente (matriz de correlaciones), en cuanto a que la presencia de esta planta guarda poca relación con las variables analizadas.

En resumen, los suelos con presencia de *Armeria merinoi* se caracterizan por su actividad biológica, la cual se inhibe en presencia de metales (contenido total de Co, Cr, Mn, Fe y Ni), si bien se potencia en presencia de algunos de ellos en forma biodisponible (Co, Zn, Fe) y también cuando los suelos son más fértiles y ricos en materia orgánica.

En la tabla nº 97 se muestran las relaciones de los componentes principales en los suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp *gallaecica*.

El primer componente, que explica la mayor proporción de la varianza total (41 %), lo definen las propiedades bioquímicas, la materia orgánica del suelo y algunos metales en forma biodisponibles, que se encuentran relacionadas positiva y significativamente con este factor. Estas variables son: C total y N total, Ca^{2+} y K^+ cambiabiles, Zn total, contenido biodisponible de Ni y Zn, biomasa microbiana, mineralización del C y N y la mayoría de las actividades enzimáticas. Por el contrario, este primer componente se encuentra relacionado negativamente con la presencia del endemismo, con el Mg^{2+} de cambio y con el contenido total de algunos de los metales determinados (Cu, Co, Mn y Ni). Cabe añadir que, si la mayoría de las actividades bioquímicas se correlacionan positivamente con el Ni biodisponible esto indica que posiblemente los microorganismos del suelo estén adaptados a estas concentraciones altas de Ni, cuya presencia favorece su actividad.

En el segundo componente la relación es positiva principalmente con el pH y los procesos de mineralización de la materia orgánica; sin embargo, existe también una relación positiva con el Na^+ cambiabie y con el contenido total de Fe y Zn. Por el contrario, el factor se relaciona negativamente con el calcio de cambio y el fósforo soluble, con el contenido total de Cr y Mn y con el Co y Fe biodisponibles. Ambos factores (1 y 2) alcanzan a explicar el 66 % de la varianza total.

Los componentes nº 3 y nº 4 no son tan importantes; sin embargo, se observa que el quinto factor considerado se relaciona muy significativamente y de forma negativa con la presencia del endemismo en los suelos y, positivamente, con el Cu biodisponible. Esto indica que la planta es afectada negativamente por la biodisponibilidad de este metal, que en altas cantidades debe de resultarle ser fitotóxico. Cabe añadir que este factor sólo explica el 6 % de la varianza, por lo que tiene poca importancia en cuanto a la caracterización de los suelos con *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*.

PROPIEDAD	COMPONENTES				
	1	2	3	4	5
% <i>Centaurea janeri</i>	-0,617	-0,020	0,222	-0,059	-0,714
Arena	-0,041	0,062	-0,978	-0,024	-0,028
Limo	0,494	-0,546	0,590	0,012	0,130
Arcilla	-0,419	0,431	0,783	0,004	-0,092
pH en H ₂ O	-0,522	0,704	0,140	0,308	-0,103
pH en KCl	-0,343	0,683	0,109	0,584	0,221
C total	0,875	-0,230	0,318	-0,013	0,011
N total	0,935	-0,043	0,315	-0,084	0,050
P soluble	-0,136	-0,925	0,124	-0,277	0,079
Mg ²⁺	-0,619	0,343	0,613	-0,168	0,091
Ca ²⁺	0,615	-0,647	0,304	-0,076	0,148
Na ⁺	0,095	0,663	-0,334	0,506	0,266
K ⁺	0,836	0,084	-0,102	0,398	-0,143
C.I.C.	-0,490	0,218	0,688	0,367	-0,309
Cu total	-0,625	0,534	-0,267	0,466	0,035
Co total	-0,844	-0,464	0,208	0,092	-0,114
Cr total	-0,537	-0,688	0,163	0,166	-0,042
Mn total	-0,654	-0,711	0,155	0,034	-0,201
Fe total	0,532	0,725	-0,246	-0,294	0,153
Ni total	-0,771	0,215	0,500	0,102	0,273
Zn total	0,701	0,596	-0,065	-0,248	0,090
Cu biodisponible	-0,456	-0,304	0,394	0,082	0,731
Co biodisponible	0,362	-0,713	-0,144	0,455	-0,216
Mn biodisponible	0,095	-0,481	0,317	0,653	0,477
Fe biodisponible	0,530	-0,807	0,087	0,194	-0,059
Ni biodisponible	0,650	-0,439	-0,037	-0,498	0,330
Zn biodisponible	0,850	-0,138	0,388	0,219	-0,186
C biomasa microb.	0,798	-0,289	0,133	0,440	-0,178
CO ₂	0,784	-0,167	-0,032	0,589	-0,065
Mineralización del N	0,631	0,614	0,460	-0,019	-0,028
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	0,710	0,651	0,235	-0,053	0,037
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	0,597	0,594	0,525	-0,007	-0,048
β-D-glucosidasa	0,973	-0,040	-0,195	0,099	-0,131
Fosfomonoesterasa	0,850	0,035	-0,356	0,247	-0,123
Ureasa	0,908	0,219	0,294	-0,027	0,099
Proteasa-BBA	0,496	0,350	0,627	-0,384	-0,266
% Varianza explicada	41	25	15	9	6
% V. acumulada	41	66	81	90	96

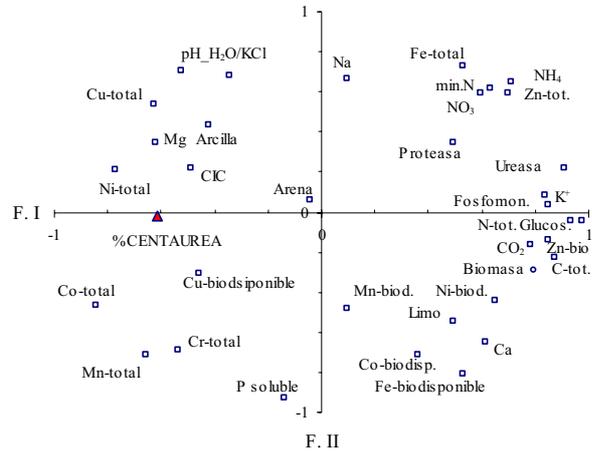
En negrita = $p < 0,05$

Tabla 97. ACP de los suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp *gallaecica*

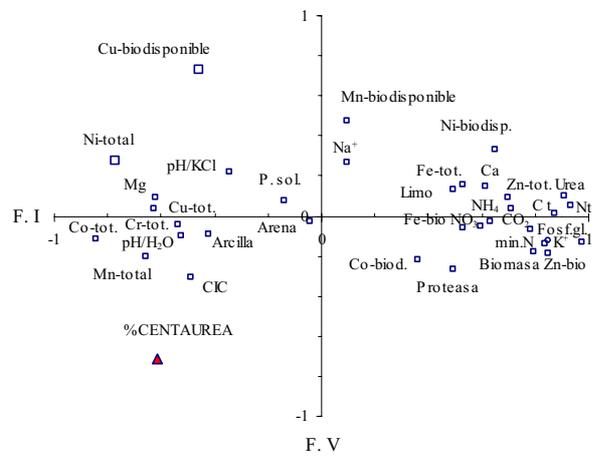
En la figura nº 62a se representa las diferentes propiedades, en función de los dos primeros componentes. En ella, se observa que la existencia del endemismo en los suelos tiene muy poca relación con los parámetros considerados, siendo, quizá, el Ni el metal que más favorece su presencia. Más clara es la correlación negativa que dicha planta tiene con la materia orgánica (C y N totales), la mayoría de las propiedades bioquímicas (la biomasa microbiana, la respiración microbiana y las actividades enzimáticas: β -glucosidasa y fosfomonoesterasa), el K^+ cambiante y el Zn asimilable. Según estos factores, se puede decir que la actividad biológica del suelo y su contenido en materia orgánica son afectados negativamente en estos suelos, sobre todo por la cantidad total de Ni presente.

Como el quinto factor es el que presenta mayor significancia con la presencia de la planta, se comparó con el primero y se pudo observar (fig. nº 62b) que la asociación de variables con el asentamiento de esta planta es aún menor que en la anterior figura (fig. nº 62a) y únicamente aparece como antagónica a la biodisponibilidad de Mn y de Ni. Otro grupo lo conforman el pH, el Mg^{2+} cambiante, la CIC, la arcilla y el contenido total de la mayoría de los metales (Cu, Ni, Co, Cr y Mn), que muestran una relación negativa con las propiedades bioquímicas, la materia orgánica, el calcio y el limo, entre otros menos importantes.

Se puede resumir diciendo que los suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp *gallaecica* se caracterizan principalmente por su actividad biológica, que está limitada por el contenido total en metales (Cu, Co, Mn y Ni) y en Mg^{2+} cambiante. En cambio, la presencia de Zn y Ni biodisponibles, favorece dicha actividad. En estos suelos la planta se establece preferentemente cuando la actividad biológica es menor y, además, es mayor el nivel de metales totales y de Mg^{2+} de cambio.



(a)



(b)

Fig. 62. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*

El grupo de suelos de *Sagina merinoi* (tabla nº 98) muestra un primer componente, que explica una proporción alta de la varianza (56 %), y que está definido principalmente por la relación negativa del contenido total en metales (Co, Cr, Mn y Ni), el Mg^{2+} cambiante y la presencia del endemismo frente a la mayoría de las propiedades bioquímicas, la materia orgánica (N total), el pH en KCl, el Zn total y biodisponible y Fe total. Por lo tanto, de acuerdo a este primer factor los suelos se caracterizan por su actividad biológica y su contenido en materia orgánica, los cuales son afectados negativamente por los metales (salvo en Zn y Fe totales y Zn biodisponible) y por el Mg^{2+} cambiante; además, el asentamiento del endemismo se favorece en presencia de la mayoría de los metales.

El segundo componente está conformado principalmente por las relaciones positivas con la arcilla, el calcio de cambio y el Mn biodisponible, y por las relaciones negativas con el carbono total y el Fe biodisponible. Ambos componentes (1 y 2) explican la mayor variabilidad de los parámetros (79 %).

El tercer componente es un poco menos importante, sólo explica el 21 % de la varianza total. Está conformado por la relación positiva con el porcentaje en arena y el contenido de Ni biodisponible, y de forma negativa con el pH en agua y el sodio de cambio.

Al considerar los dos primeros componentes, que explican la mayor variabilidad, se observa en un plano de dos dimensiones que la presencia de *Sagina merinoi* (fig. nº 63) se favorece notoriamente por contenido total de Ni, Mn y Cr, por la presencia de niveles altos en Mg^{2+} cambiante y, menos claramente, por el contenido en fósforo soluble; por el contrario, la materia orgánica (C y N total) se relaciona negativamente con el contenido total de estos elementos.

Otras relaciones a destacar lo son el grupo constituido por la arcilla, las actividades proteasa y ureasa, la biomasa microbiana y la CIC, que son afectadas por el contenido de la forma biodisponible del Fe.

PROPIEDAD	COMPONENTES		
	1	2	3
% <i>Sagina merinoi</i>	-0,816	0,548	0,186
Arena	0,223	-0,471	0,853
Limo	-0,688	-0,246	-0,683
Arcilla	0,387	0,871	-0,303
pH en H ₂ O	0,215	0,372	-0,903
pH en KCl	0,915	0,366	-0,168
C total	0,521	-0,828	0,207
N total	0,850	-0,549	-0,079
P soluble	-0,445	0,699	0,559
Mg ²⁺	-0,950	0,162	-0,268
Ca ²⁺	-0,135	0,941	0,310
Na ⁺	0,383	0,381	-0,842
K ⁺	0,912	0,314	0,266
C.I.C.	0,701	0,514	-0,494
Cu total	0,689	0,178	0,703
Co total	-0,976	0,047	0,212
Cr total	-0,954	0,214	-0,208
Mn total	-0,874	0,365	0,321
Fe total	0,825	-0,502	-0,177
Ni total	-0,876	0,461	-0,139
Zn total	0,912	-0,409	-0,010
Cu biodisponible	0,689	0,178	0,703
Co biodisponible	0,795	-0,548	-0,186
Mn biodisponible	-0,334	0,880	0,337
Fe biodisponible	-0,556	-0,813	-0,175
Ni biodisponible	0,100	0,150	0,984
Zn biodisponible	0,861	0,275	0,428
C biomasa microbiana	0,878	0,376	-0,297
CO ₂	0,901	0,264	0,344
Mineralización del N	0,889	0,098	-0,447
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	0,963	-0,042	0,266
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	0,645	0,155	-0,748
β-D-glucosidasa	0,974	0,223	0,033
Fosfomonoesterasa	0,936	0,114	0,333
Ureasa	0,873	0,459	-0,162
Proteasa-BBA	0,707	0,651	-0,276
% Varianza explicada	56	23	21
% V. acumulada	56	79	100

En negrita = p < 0,05

Tabla 98. ACP de los suelos con presencia de *Sagina merinoi*

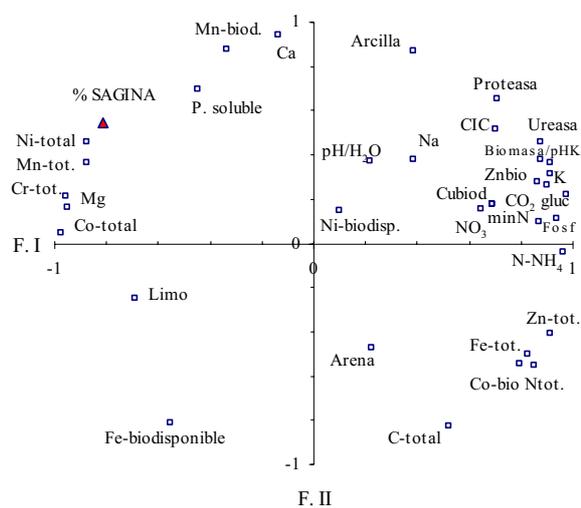


Fig. 63. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de *Sagina merinoi*

En resumen, los suelos con presencia de *Sagina merinoi* se caracterizan principalmente por su contenido total en metales (Ni, Mn, Cr, Co) que afecta negativamente al contenido en materia orgánica y a su actividad biológica. El establecimiento de este endemismo se favorece cuando hay un incremento del contenido total en metales y Mg^{2+} cambiante, o cuando es menor la actividad biológica del suelo.

En cuanto a los suelos con presencia de *Leucanthemum gallaecicum*, el análisis de componentes principales muestra sólo dos factores que entre ellos explican la varianza total (tabla nº 99), de los cuales el primero destaca por su relación positiva, aunque algo leve, con el porcentaje de presencia del endemismo. También con relación positiva se encuentra la CIC, los procesos de mineralización del nitrógeno y el contenido total de la mayoría de metales, salvo el Cr y Mn, y de metales biodisponibles (Co, Mn y Ni). Por el contrario, las relaciones negativas se observan levemente con ambos valores de pH y con el P soluble y el Mg^{2+} de cambio. En resumen, este primer componente lo define principalmente la mineralización del nitrógeno, el contenido en metales y, antagónicamente, el pH, el Mg^{2+} cambiante y el nivel de nutrientes esenciales.

En el segundo factor, la relación positiva se presenta con la arena, el K^+ de cambio y la mayoría de las actividades enzimáticas, salvo la fosfomonoesterasa cuya relación, a pesar de ser igualmente positiva, no es muy significativa; la relación es negativa con la materia orgánica (C y N total) y con la forma biodisponible de Cu y Fe.

En la figura nº 64 se observan las relaciones que presentan las diferentes propiedades determinadas en los suelos con *Leucanthemum gallaecicum*. Se nota que el endemismo es favorecido, sobre todo, por la actividad fosfomonoesterasa, el contenido en arcilla y el contenido de Zn biodisponible. Por el contrario, es afectada negativamente por la materia orgánica.

Otro grupo de variables lo conforman la biomasa microbiana y su actividad enzimática (proteasa, ureasa y β -glucosidasa) y el contenido de K^+ cambiante, que son afectados negativamente por la presencia de Cu biodisponible. Por otro lado, parece ser que el contenido total de la mayoría de los metales (Cu, Zn, Fe, Co y Ni), la forma biodisponible de Ni y Mn y el grado de capacidad de intercambio catiónico (CIC) son afectada principalmente por el nivel de acidez (pH) y del Mg^{2+} de cambio en el suelo.

En resumen, los suelos con presencia del endemismo *Leucanthemum gallaecicum* se caracterizan por el contenido total en metales (Cu, Co, Fe, Ni y Zn) y biodisponible (Co, Mn y Ni), que favorecen la presencia de la planta y la mineralización del nitrógeno; además, el endemismo se asienta en suelos donde es bajo el nivel de Mg^{2+} de cambio y de P soluble y el medio es más ácido.

PROPIEDAD	COMPONENTES	
	1	2
% <i>Leucanthemum gallaericum</i>	0,816	0,577
Arena	0,544	0,839
Limo	-0,654	-0,757
Arcilla	0,771	0,637
pH en H ₂ O	-0,800	0,677
pH en KCl	-0,982	0,188
C total	-0,524	-0,852
N total	-0,425	-0,905
P soluble	-0,906	0,423
Mg ²⁺	-0,989	0,150
Ca ²⁺	-0,746	0,666
Na ⁺	0,717	0,697
K ⁺	-0,092	0,996
C.I.C.	0,966	-0,119
Cu total	0,908	-0,418
Co total	0,999	-0,033
Cr total	-0,700	0,714
Mn total	-0,778	0,622
Fe total	0,927	-0,376
Ni total	0,994	0,106
Zn total	0,938	-0,347
Cu biodisponible	0,092	-0,996
Co biodisponible	0,908	-0,418
Mn biodisponible	0,998	-0,059
Fe biodisponible	-0,018	-0,969
Ni biodisponible	1,000	0,028
Zn biodisponible	0,769	0,570
C biomasa microbiana	-0,628	0,779
CO ₂	0,651	0,759
Mineralización del N	0,973	0,251
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	0,939	0,257
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	0,971	0,205
β-D-glucosidasa	-0,297	0,955
Fosfomonoesterasa	0,789	0,615
Ureasa	-0,075	0,953
Proteasa-BBA	-0,207	0,978
% Varianza explicada	59	41
% V. acumulada	59	100

En negrita = p < 0,05

Tabla 99. ACP de los suelos con presencia de *Leucanthemum gallaericum*

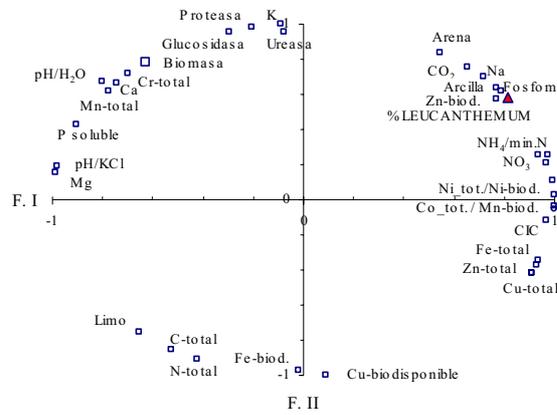


Fig. 64. Relación entre las variables del grupo de suelos con presencia de *Leucanthemum gallaecicum*

Como se ha demostrado anteriormente, el grupo de suelos con ausencia de endemismos se diferencia claramente de los suelos con presencia de los mismos; en la tabla nº 100 se pueden observar las variables que determinan los componentes principales en estos suelos.

El primer componente se define principalmente con las variables: Mg²⁺ cambiante, el contenido total de metales (salvo el Cu), la biodisponibilidad de Ni, las actividades enzimáticas del ciclo del nitrógeno y el grado de pH de los suelos, con todos los cuales se relacionan positivamente. En el lado negativo, las variables están muy poco relacionadas con este factor. Este primer componente es el más importante, ya que explica el 37 % de la varianza total.

El segundo componente lo define las relaciones (significativa y positivamente) con la materia orgánica, la mineralización del nitrógeno y del carbono (CO₂) la actividad fosfomonoesterasa, el porcentaje en limo, el Ca²⁺ cambiante y la biodisponibilidad de Cu, Fe y Zn. Negativamente el componente se relaciona con el porcentaje en arena y el contenido total de Zn. Estos dos primeros componentes (1 y 2) explican la mayor varianza total (57 %).

Por último, el tercer factor se relaciona positivamente con el Na⁺ de cambio, el Co biodisponible y el proceso de la nitrificación; negativamente el factor se relaciona con el carbono total, con la CIC y el Cu total.

PROPIEDAD	COMPONENTE		
	1	2	3
<i>Ausencia de endemismos</i>			
Limo	0,061	0,757	-0,255
Arena	-0,335	-0,746	0,300
Arcilla	0,673	0,215	-0,130
pH en H ₂ O	0,874	0,208	0,132
pH en KCl	0,835	0,148	0,148
C total	0,536	0,516	-0,609
N total	0,529	0,621	-0,158
P soluble	-0,203	0,255	-0,104
Mg ²⁺	0,969	0,132	0,064
Ca ²⁺	-0,576	0,684	0,141
Na ⁺	-0,021	0,482	0,631
K ⁺	0,525	0,429	0,004
C.I.C.	0,437	0,133	-0,830
Cu total	-0,572	-0,297	-0,588
Co total	0,817	-0,118	0,411
Cr total	0,892	-0,358	0,044
Mn total	0,903	-0,203	0,020
Fe total	0,977	0,012	0,063
Ni total	0,979	-0,085	0,077
Zn total	0,667	-0,635	0,137
Cu biodisponible	-0,499	0,597	0,225
Co biodisponible	0,251	0,310	0,864
Mn biodisponible	0,508	0,110	0,377
Fe biodisponible	-0,451	0,738	0,196
Ni biodisponible	0,831	-0,052	0,498
Zn biodisponible	0,416	0,782	0,100
C biomasa microbiana	0,163	0,267	-0,122
CO ₂	-0,258	0,752	-0,009
Mineralización del N	-0,378	0,628	0,519
Amonificación (N-NH ₄ ⁺)	-0,495	0,378	-0,553
Nitrificación (N-NO ₃ ⁻)	-0,061	0,349	0,770
β-D-glucosidasa	0,575	0,035	-0,474
Fosfomonoesterasa	-0,118	0,588	-0,310
Ureasa	0,706	0,268	-0,485
Proteasa-BBA	0,804	0,359	-0,384
% Varianza explicada	37	20	15
% V. acumulada	37	57	72

En negrita = p < 0,05

Tabla 100. ACP de los suelos sin presencia de endemismos

En la figura nº 65 se representa las diferentes propiedades de los suelos con ausencia de endemismos, en función a los dos primeros factores que explican la mayor varianza. En ella se observa que, por un lado, el contenido total de Cu y arena en los suelos se

relacionan de forma negativa, principalmente, con la materia orgánica, la biomasa microbiana, la actividad ureasa y proteasa, la arcilla, la CIC, el pH y el Mg^{2+} y K^+ cambiables, así como con el contenido de Zn, Co y Mn biodisponibles. Por otro lado, el contenido total de metales (Co, Ni, Mn, Cr y Zn) y de Ni biodisponible, están negativamente relacionados con la mineralización del nitrógeno y del carbono, la actividad fosfomonoesterasa, el contenido en P soluble, el Ca^{2+} cambiante y el Fe y Cu biodisponibles.

Cabe indicar que el contenido de Ca^{2+} y el de Mg^{2+} cambiables se encuentran relacionados negativamente entre sí, igual que el de arena y el de arcilla, quizá indicando el antagonismo que casi siempre presentan estas variables.

De manera general, los suelos con ausencia de endemismos se caracterizan por el contenido total de metales, Ni biodisponible y Mg^{2+} cambiante, a pesar de ser el grupo de suelos que contiene menor concentración de todos estos elementos, y por el pH y arcilla, relacionándose positivamente todas estas variables entre sí. Para definirlos son poco importantes las actividades biológicas, salvo las actividades ureasa y proteasa.

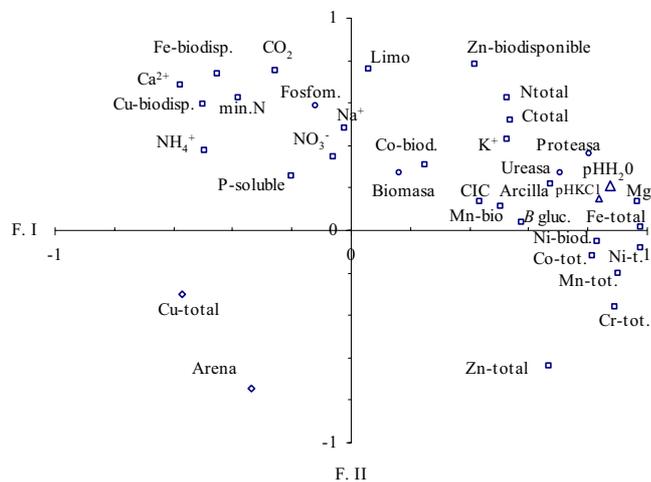


Fig. 65. Relación entre las variables del grupo de suelos sin presencia de endemismos

5. 3. LAS PLANTAS ENDÉMICAS

Del estudio de los suelos se deduce que una de las características que diferencian a los suelos con endemismos de los suelos con ausencia es el contenido alto de metales. En todos los casos, las cantidades que hay en los suelos con presencia de las plantas endémicas estudiadas son mucho mayores que donde no hay estas especies; por lo tanto, sería interesante conocer el efecto acumulativo de estos metales en la vegetación endémica que se instala sobre estos suelos.

Por otro lado, se sabe que la fertilidad que tiene un suelo se refleja en su actividad biológica y en el crecimiento de la vegetación que sobre él se instala. Las plantas que persisten en las áreas serpentinizadas son especiales, ya que han tenido que adaptarse a un medio que, en general, resulta adverso para el crecimiento y desarrollo normal de la vegetación (Roberts y Proctor, 1992). La concentración de metales en suelos desarrollados sobre serpentinitas, normalmente es alta y tóxica para la mayoría de las especies vegetales. Sin embargo, existen algunas plantas que pueden vivir en estas condiciones; de estas plantas, se dice que son *tolerantes* a las altas concentraciones de metales (Brooks, 1998), sin que esto influya de forma decisiva sobre su crecimiento o desarrollo.

Algunos autores señalan que las vías por las cuales una planta resiste la presencia de grandes cantidades de estos elementos son, o bien excluir (p. ej. vía gutación, donde el metal es excretado por los estomas junto con el agua y los exudados) o bien regular fisiológicamente la entrada del metal a la planta (Baker y Walker, 1990; Barceló y Poschenrieder, 1992); incluso, cuando la planta llega a absorber el metal se puede desencadenar la biosíntesis de cisteína, que a su vez genera la producción de fitoquelatinas que complejan al elemento, por lo que deja de ser tóxico (Shaw, 1990; Brooks, 1998). En general, se puede decir que todas las plantas tienen una cierta tolerancia a los metales, si bien el gradiente de concentración difiere de una especie a otra, por lo que algunas literalmente no toleran casi nada y otras llegan a tolerar cantidades elevadas.

Es muy difícil el definir con exactitud cuál es la reacción de la vegetación al estrés químico provocado por el exceso de estos elementos, debido a que las plantas, durante su evolución, desarrollan diversos mecanismos bioquímicos que conducen a su adaptación y tolerancia a nuevos ambientes químicos; es decir, se trata de una adaptación genética (Roberts y Proctor, 1992; Nordal *et al.*, 1999). Además, la tolerancia depende de otros

factores externos, ambientales (físicos, químicos, biológicos, etc.) que posibilitan el desarrollo de estrategias de protección al estrés químico del medio donde las plantas crecen (Barceló y Poschenrieder, 1992).

Por otra parte, existen especies vegetales que acumulan algunos metales en grandes cantidades y que, para no tener un efecto tóxico, los almacenan en zonas de la planta poco sensitivas (tricomas, vacuolas, células epidermales, etc.); son las llamadas “plantas acumuladoras” (Brooks, 1977; Fergusson, 1990; Barceló y Poschenrieder, 1992). Los niveles de metales en las plantas varían mucho (Horie *et al.*, 2000), inclusive en la misma área serpentizada donde las plantas crecen normalmente (Brooks, 1998); algunos autores llegan a diferenciar entre vegetación acumuladora de metales, como aquellas plantas que simplemente acumulan una alta cantidad de estos elementos, superior a un cierto nivel para cada metal, y vegetación “hiperacumuladora” de metales (Brooks, 1998; Boyd *et al.*, 2000), que serían aquellas plantas que acumulan una cantidad aún mayor (p. ej. Ni > 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, en *Thlaspi*, *Alyssum*, *Streptanthus*). Estas plantas tienen una *tolerancia* a estos elementos muy superior a cualquier otro tipo de plantas (Boyd *et al.*, 2000).

Otro concepto a considerar es el de los endemismos. Se trata de plantas que crecen sólo dentro de un área geográfica, por lo que son propias y exclusivas de determinadas localidades o regiones (Real Academia Española, 2003). Dentro de la vegetación endémica que existe en las áreas serpentizadas, hay algunas especies que toleran altas cantidades de metales en los sustratos donde crecen. Así ocurre en Galicia, en cuyos suelos sobre material serpentizado existen plantas endémicas que pueden vivir en presencia de metales en concentraciones elevadas. Son muy pocas las especies endémicas en esta región y algunos autores (Izco, 1989, 1995; Rodríguez *et al.*, 1998; Iglesias *et al.*, 2000; Izco *et al.*, 2003) consideran que casi todas están en peligro de extinción, según los criterios de la Lista Roja de la flora española (VV.AA., 2000; UICN, 2001), debido a la alteración que se está produciendo en su hábitat.

De entre los endemismos existentes en las áreas serpentizadas de la región gallega, se escogieron cinco especies consideradas como de las más raras y amenazadas (Rodríguez-Oubiña, com. personal). Todas ellas están presentes en la zona de Melide (A Coruña), algunas en mayor abundancia que otras y está siendo investigada tanto su distribución como su presencia tras muchos años de control (Dpto. Botánica, Fac. Farmacia).

5.3.1. Contenido en metales

La determinación del contenido en metales en las plantas endémicas seleccionadas, puso de manifiesto que generalmente el Fe destaca por su presencia en mayor cantidad, seguido del Ni, Mn y Cr, y en menor concentración el Cu, Co, Zn y Pb, este último en cantidades muy bajas; los valores de Cd fueron muy bajos o no detectables (tabla nº 101), lo mismo que ocurría en los suelos.

Santolina melidensis muestra en las raíces los valores medios más altos en la mayoría de los metales, salvo en Cu y en Pb cuyas cantidades son muy similares en las tres partes de las plantas; el Cd apenas se detectó en cantidades traza en algunas muestras de plantas. Una característica a recalcar es que el Fe está presente en cantidades muy altas. El Ni y otros metales están presentes con valores más altos en las raíces de *Santolina melidensis* que en las otras partes de la planta, lo cual es igualmente indicado para otra planta de su mismo género, *Santolina semidentata*, en suelos sobre serpentinitas al norte de Portugal en Tras-Os-Montes (Meneses de Sequeira y Pinto da Silva, 1992).

En cuanto a *Armeria merinoi*, las cantidades de Fe fueron muy superiores a las de otros elementos y el valor medio más alto lo mostró en el sistema tallo-hojas y en las raíces. De los demás metales, el Ni y el Zn se concentran mayoritariamente en las raíces; cabe señalar que los valores de Ni son muy similares a los hallados de *Armeria duriaei* en la misma zona serpentinizada (López, 1978), tanto en raíces como en los demás tejidos estudiados. El Cr y el Mn presentan niveles altos en el sistema tallo-hojas, y el Cu y el Co se reparten bastante uniformemente. El Pb es minoritario y tiene un valor algo más alto en las flores; el Cd también es minoritario y sólo mostró valores traza en las flores de este endemismo, quizá indicando que la planta remueve el metal hacia el tejido menos sensitivo y de fácil eliminación (Fergusson, 1990).

Las concentraciones medias de Fe en *Centaurea janeri* subsp *gallaecica* son igualmente altas, salvo en las flores cuyo valor medio es más bajo que el de los otros endemismos. Seguido del Fe, el Ni y, en menor medida, el Mn son los elementos más abundantes y contienen el valor medio más alto en tallo-hojas y en raíces. El Zn también se concentró un poco en raíces y en tallo-hojas, y el Cr en las raíces, mientras que en Cu los valores son mayores en tallo-hojas. En menor proporción están el Co y el Pb, cuyos valores fueron muy similares en las tres partes de la planta; el Cd no fue detectado.

Planta	Tejido	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
<i>Santolina melidensis</i>	Flor	17	2	9	t	46	24	267	29	14
	T-h	19	1	10	t	46	31	679	49	17
	Raíz	18	1	11	t	59	38	965	82	21
<i>Armeria merinoi</i>	Flor	5	3	2	t	18	29	779	34	49
	T-h	5	1	4	0	34	80	968	79	48
	Raíz	5	2	4	0	25	68	915	98	62
<i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	Flor	21	3	5	0	23	29	294	77	18
	T-h	33	2	4	0	21	61	1178	191	28
	Raíz	27	3	5	0	33	55	745	164	30
<i>Sagina merinoi</i>	Flor	58	1	22	0	57	51	845	96	5
	T-h	45	1	1	0	64	200	420	273	21
	Raíz	461	t	10	0	377	134	405	319	18
<i>Leucanthemum gallaecicum</i>	Flor	26	2	9	0	20	71	1343	76	39
	T-h	37	2	10	0	59	132	1804	157	35
	Raíz	30	1	9	0	43	124	844	165	48

Tabla 101. Valores medios de metales en las plantas endémicas ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)T-h = sistema tallo y hojas. t = cantidades traza ($< 0,5 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$).

En cuanto a las plantas de *Sagina merinoi*, este endemismo contiene cantidades muy diferentes de metales en las distintas partes estudiadas en comparación con las otras plantas analizadas; así, se observa que el Fe es menos abundante aunque sigue siendo el elemento mayoritario en la planta, destacando un valor muy alto en las flores. El Ni sigue al Fe en importancia y se concentra mayoritariamente en las raíces. De los siguientes elementos, Mn, Cr y Cu, destacan el Cr y el Cu por presentar unas cantidades muy elevadas en las raíces. En menor cantidad está el Zn, que es más abundante en tallo-hojas y en raíces de la planta y el Co, que muestra las cantidades mayores en la inflorescencia. El Pb apenas mostró valores de $1 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ en la parte aérea de la planta y el Cd no fue detectado.

Por último, en *Leucanthemum gallaecicum*, las cantidades en Fe destacan sobre las de los demás metales, incluso en comparación con los otros endemismos estudiados; este elemento, mayoritariamente se concentra en los tallos y hojas. Seguido del Fe, otros metales que también están en altas concentraciones en esta planta, aunque en mucho menor medida, son el Ni, que es más abundante en tallo-hojas y en raíces, el Zn, que

mayoritariamente se concentra en las raíces, y el Mn y el Cr, que se concentran en el sistema tallo-hojas. En menor proporción están el Cu, que es algo más abundante en tallo-hojas, y el Co y el Pb, que están bastante uniformemente repartidos en la planta. El Cd no fue detectado.

Por otro lado, al comparar los valores medios de metales en estos endemismos con los hallados en otros trabajos de plantas no endémicas (vegetación común) que crecen en suelos sobre diferentes rocas (tabla nº 102), se observa que, salvo en flores de *Santolina* y *Centaurea*, y en tallo-hojas y en raíces de *Sagina merinoi*, las concentraciones de Fe son mucho más altas en estos medios serpentinizados. Además, cabe señalar que, la mayoría de las plantas estudiadas, contiene niveles de este metal que son superiores al valor crítico (concentración de metales en las plantas cuando se observan los primeros síntomas de toxicidad) mostrado por la parte aérea de plantas comunes sobre suelos desarrollados sobre otros materiales geológicos (tabla nº 102) (Pais y Jones, 1997).

Seguido del Fe, el Ni se concentra mayoritariamente en las raíces en casi todas las plantas, salvo en *Centaurea janeri* que lo hace en tallo-hojas. Le sigue en orden de abundancia el Cr, cuyos niveles son más altos también en raíces (destacando *Sagina merinoi*) y, en menor medida, en tallo-hojas de la mayoría de las plantas. En general, estos dos metales muestran valores mucho más altos que los de la vegetación común que crece en otros suelos y, en la mayoría de los casos, llegan a alcanzar niveles por encima de la concentración tóxica crítica (MacNicol y Beckett, 1985; Pais y Jones, 1997), pero ninguna de las plantas analizadas llega a mostrar valores medios que hagan que se la considere como vegetación acumuladora de estos dos metales, Ni y Cr (Brooks, 1998).

Al contrario que los elementos anteriores, el Mn presenta niveles en el rango de concentraciones normales de plantas que crecen sobre material no serpentizado (Allaway, 1968; Pais y Jones, 1997), no llegando a alcanzar niveles críticos (tabla nº 101); las cantidades son más altas en tallo-hojas y en raíces de la mayoría de los endemismos, sobre todo en *Sagina merinoi*.

Planta	Autor	Cu	Pb	Co	Cd	Cr	Mn	Fe	Ni	Zn
Valores Normales	a	5-20	5-10		0,05-0,7	0,1-5			1-3	25-150
	b	4-15	0,1-10	0,05-0,5	0,1-0,8		15-100			8-15
	c	5-30					20-300	100-500	0,3-3,5	27-100
	d	6					50	100		20
	e	10			1	0,1	400		3	70
	f	4-14	1,8-2,7	0,2-0,5	0,2-0,6	0,2-1	330	140	1,8-2,7	26-160
	g	10					200	150		50
Valores Críticos *	a	20-100	30-300		5-30	5-30				100-400
	c	20-100		> 6		> 10	300-500	>500		100-400
	h								8-50	
	i								10-100	
	j			> 100						
Acumuladora	a	13700	11395		560	20000				25000
	e	5000		5000	100	> 1000	10000		500-10000	10000

Tabla 102. Algunos valores de metales en plantas ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$)

* concentración tóxica crítica en parte aérea de plantas que crecen sobre otros suelos.
a) Barceló y Poschenrieder, 1992; b) Allaway, 1968; c) Pais y Jones, 1997; d) Chesworth *et al.*, 1998;
e) Brooks, 1998; f) Freedman y Hutchinson, 1981; g) Markert, 1994; h) MacNicol y Beckett, 1985.
i) Baker y Walker, 1990; j) Cottenie *et al.*, 1979 (en raygrass y algunos cultivos).

En relación con los elementos minoritarios, el Zn muestra siempre cantidades dentro del rango de valores que presenta la vegetación en los suelos sobre otras rocas; es decir, que no son cantidades potencialmente fitotóxicas (Barceló y Poschenrieder, 1992; Pais y Jones, 1997) Los valores son algo más altos en las raíces de las plantas, sobre todo en *Armeria merinoi*. Por otro lado, el Cu es un elemento que muestra, en la mayoría de los endemismos, cantidades muy similares en las tres partes de cada planta. En casi toda la vegetación estudiada, salvo en *Armeria merinoi*, los valores de este metal son más altos en

relación con los de la vegetación natural que crece sobre otros suelos. Destaca el valor medio elevadísimo de Cu en las raíces de *Sagina merinoi*, el cual resultaría muy tóxico si se tratase de la parte aérea de la planta (Barceló y Poschenrieder, 1992; Pais y Jones, 1997).

En cuanto al Co, presenta cantidades muy variables entre las plantas analizadas, que son mayores que las halladas en plantas que crecen sobre otros materiales y con tendencia a ser más altas en el sistema tallo-hojas y en raíces, lo cual es lo normal en la mayoría de las plantas (Graña, 1989); sin embargo, destaca un valor medio elevadísimo en las flores de *Sagina merinoi*. En cuanto a niveles críticos, no hay muchos autores que señalen concentraciones críticas de Co para las plantas; algunos estudios indican valores de más de $6 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ (Pais y Jones, 1997) y, en este caso, *Santolina melidensis*, *Sagina merinoi* y *Centaurea janeri* sobrepasan esa cifra, otros investigadores (Cottenie *et al.*, 1979) mencionan valores altísimos ($> 100 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) en plantas de cultivo y en raygrass (*Lolium multiflorum*), y ninguno de los endemismos estudiados llega a contener estos niveles de Co en sus tejidos; obviamente, la concentración de Co hallada en las plantas estudiadas tampoco llega a alcanzar los altos niveles que algunos autores señalan para las plantas acumuladoras (Brooks, 1998).

Por último, el Pb mostró cantidades muy bajas, siempre en el rango de valores normales y que no representan peligro de fitotoxicidad; el Cd no fue detectado en la mayoría de los endemismos estudiados.

Lo visto hasta aquí pone de manifiesto que los metales se distribuyen de modo diferente en las fracciones de cada planta, indicando su preferencia a acumularse en distintas partes de éstas. Para resaltar esa diferente distribución de los metales en las plantas, se calculó el porcentaje del contenido en metales de la parte de la planta tallo-hojas en función de la cantidad presente en la raíz, lo cual puede ser indicativo de la capacidad de translocación de los metales desde la raíz hacia la parte aérea de la planta (fig. nº 66). Cabe señalar que el Pb y el Cd son muy escasos tanto en la vegetación como en los suelos, por lo que no son tenidos en cuenta en este apartado.

De forma general, se observa que *Sagina merinoi* es la planta en la que los metales (especialmente Cu, Co, Cr y Ni) tienen una mayor tendencia a acumularse en la parte radical (porcentaje del contenido en tallo-hojas con relación a raíces, muy bajo), siendo el

Mn el elemento que, en mayor proporción, es transportado a la parte aérea (donde su concentración llega a superar la de las raíces). En las demás plantas, la distribución de los elementos entre raíz y tallo-hojas es bastante uniforme, salvo el Fe, que en *Centaurea janeri* y en *Leucanthemum gallaenicum* su proporción en tallo-hojas llega a ser 4 y 90 veces, respectivamente, mayor que en raíces.

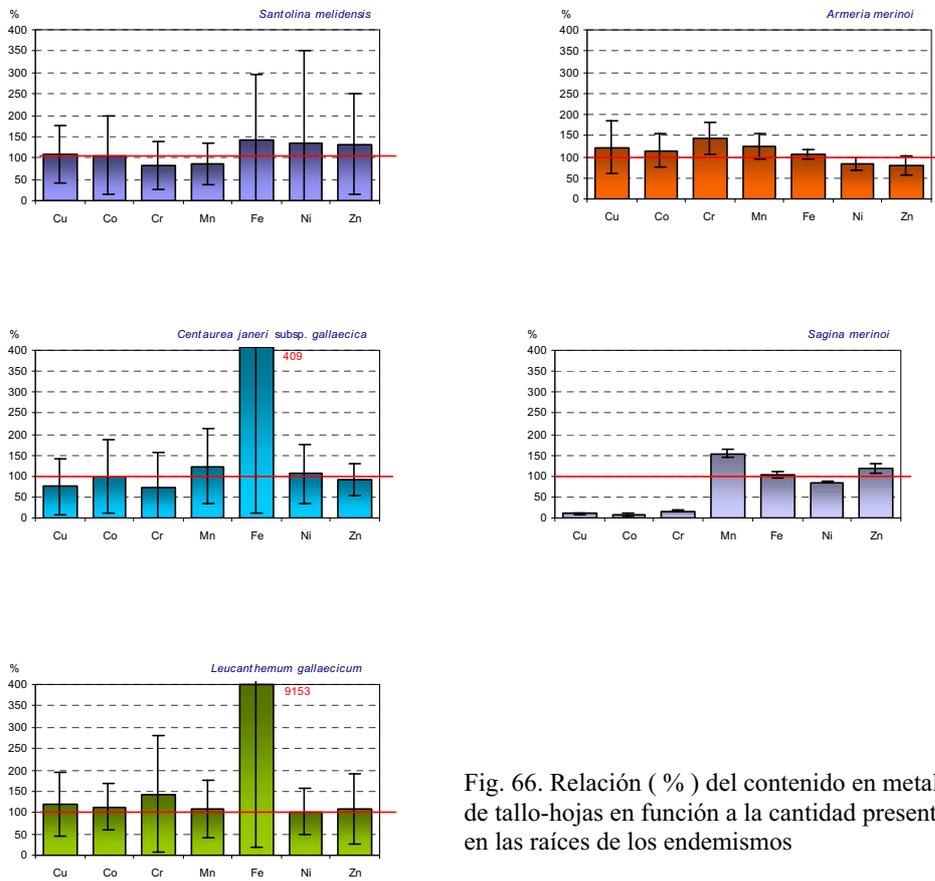


Fig. 66. Relación (%) del contenido en metales de tallo-hojas en función a la cantidad presente en las raíces de los endemismos

Discusión de resultados

Además de seguir la translocación de los metales hacia la parte aérea de las plantas, se calculó el porcentaje del contenido en metales de las flores en función a la cantidad hallada en el sistema tallo-hojas, lo que puede ser indicativo de la capacidad de translocación de los metales desde la parte tallo-hojas hacia la parte reproductiva de las plantas, es decir, las flores (fig. nº 67).

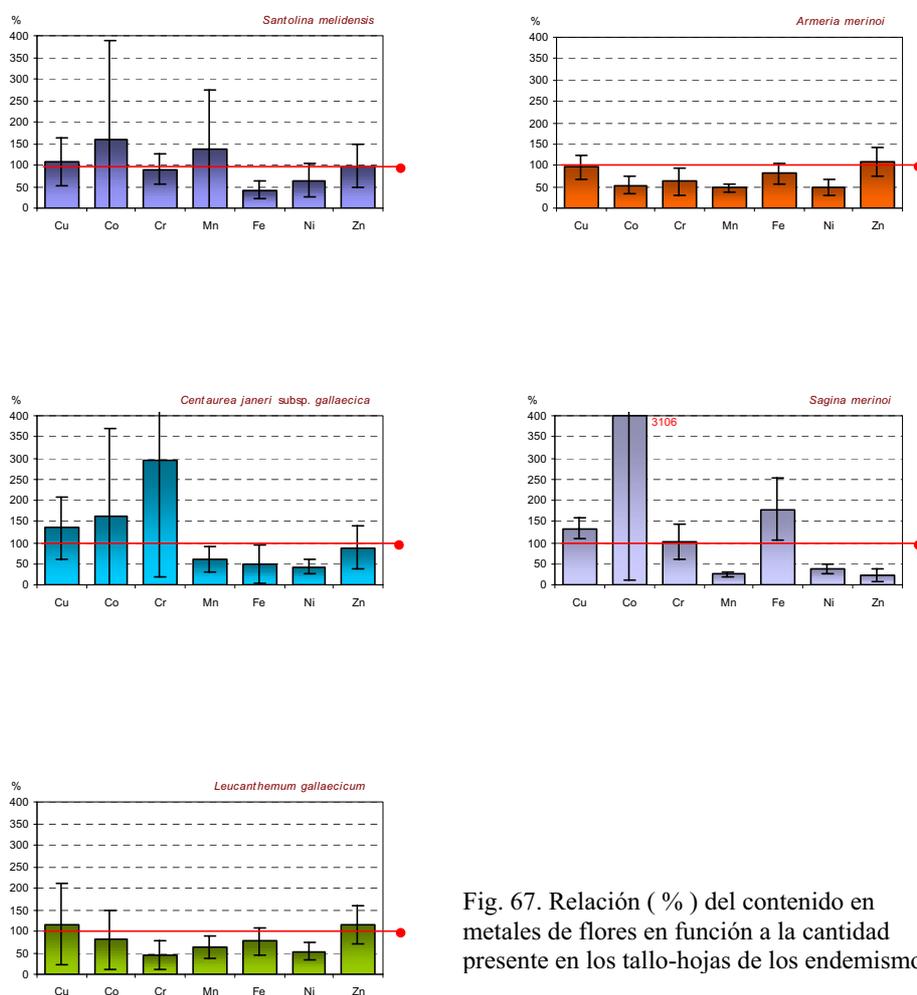


Fig. 67. Relación (%) del contenido en metales de flores en función a la cantidad presente en los tallo-hojas de los endemismos

Al observar la proporción de cada metal translocado hacia las flores, se nota que el Cu muestra en *Centaurea janeri* y en *Sagina merinoi* valores superiores al 100 % de acumulación, indicando que es translocado preferentemente hacia la inflorescencia, y en los restantes endemismos su distribución entre tallo-hojas y flores está muy equilibrada.

El Co es translocado mayoritariamente hacia las flores de *Santolina melidensis*, *Centaurea janeri* y, sobre todo, de *Sagina merinoi*, en donde llega a alcanzar un valor 31 veces mayor en las flores que en tallo-hojas.

En cuanto al Cr y Mn, en la mayoría de las plantas se translocaron poco hacia las flores, salvo el Cr en *Centaurea janeri*, que llega a ser 3 veces mayor en las flores que en tallo-hojas, y el Mn en *Santolina melidensis* (1,5 veces mayor en flores). Por otro lado, sólo *Sagina merinoi* translocó proporcionalmente más el Fe hacia las flores (casi el doble que en tallo-hojas) y ninguna de las plantas lo hizo en Ni.

Por último, el Zn se reparte bastante uniformemente entre algunas partes de la planta, salvo en *Sagina merinoi*, en donde casi no pasa a las flores.

5.3.2. Acumulación de metales en relación con el suelo

Además de estudiar las partes de la planta en las que tiende a acumularse cada metal, es importante conocer la proporción en la que dichos elementos metálicos son absorbidos del suelo por la vegetación. Se utiliza un índice de bioacumulación, empleado por muchos investigadores (Fergunsson, 1990; Ross, 1994; Brooks, 1998; Palmer *et al.*, 2001), que se expresa mediante la siguiente relación:

$$\% \text{ metal acumulado} = (P / S) \times 100$$

donde “P” es la cantidad del metal en la planta y “S” la concentración en el suelo.

Según los valores del índice de acumulación (fig. nº 68), se observa que el Cu muestra mayor concentración en las plantas endémicas que en el suelo (valor del índice mayor que 100 %), salvo en *Armeria merinoi*, cuyos valores fueron bajos.

Destacan los valores excepcionalmente altos en raíz de *Sagina merinoi* (casi 30 veces más del que tiene el suelo) y en las otras partes de la planta (unas 3 veces el contenido del suelo), seguido de *Leucanthemum gallaericum* (entre 2 y 3 veces) y de *Centaurea janeri* (entre 1,5 y 2 veces). En *Santolina melidensis*, únicamente se observa una pequeña acumulación en raíz y en tallo-hojas, presentando las flores una concentración de Cu similar a la del suelo.

El hecho de que *Sagina merinoi* es el endemismo que acumula más Cu en sus tejidos principales, con respecto a lo que hay en el suelo, se debe posiblemente a que los suelos en los que se localizan estas plantas tienen mayor biodisponibilidad de Cu en función al contenido total (8 %). Contrario a lo que ocurre en los suelos de *Armeria merinoi*, cuya biodisponibilidad en función al total es la más baja de todos los suelos (5 %); quizá esta baja biodisponibilidad se deba a que los suelos correspondientes a las plantas de *Armeria merinoi* son, en algunos casos, medios algo encharcados, por lo que el Cu podría precipitar en forma de sulfuros.

Cabe señalar, que todas las plantas estudiadas presentan valores del índice de acumulación de Cu mayores que el obtenido para vegetación común (16-66 %) en suelos sobre diferentes materiales geológicos (Barceló y Poschenrieder, 1992), salvo *Armeria merinoi*, cuyos valores son del mismo orden que los de esta vegetación.

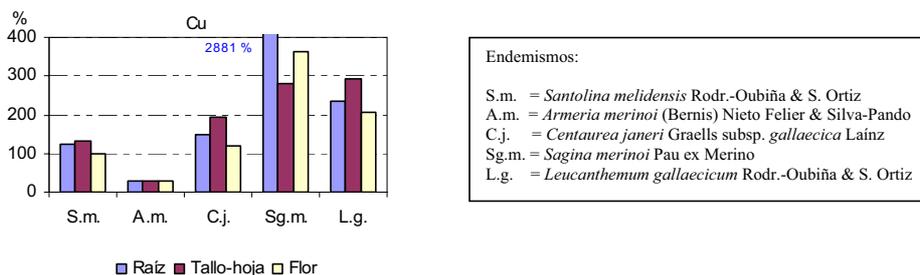


Fig. 68. Acumulación de cobre (Cu) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo

Después del cobre, el cinc (Zn) es el elemento que más se acumula en los endemismos estudiados (fig. nº 69), pero únicamente sobrepasa el contenido del suelo en las raíces de *Leucanthemum gallaericum* (más de 1,5 veces el contenido del suelo). En las demás partes de la planta de *L. gallaericum* y de *Armeria merinoi*, el contenido en Zn está entre el 50 y el 100 % del presente en el suelo. En *Centaurea janeri* y en *Sagina merinoi* la raíz y tallo-hojas tienen en torno al 50 % del que contiene el suelo y, en ambos casos, las flores muestran un contenido menor. Además, se observa de forma general que *Santolina melidensis* es la planta endémica en la que el Zn está en menor proporción.

Los valores más altos de acumulación de Zn se dan, en general, en las raíces, quizá porque es un elemento que está involucrado en funciones enzimáticas de la parte radical de las plantas, similar al Fe, Mg y Mn (Pais y Jones, 1997).

El Zn es un metal que presenta un comportamiento similar al del Fe (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; McBride, 1994), mayoritariamente precipitado sobre óxidos o en forma residual. Sin embargo, en los suelos donde se encontraban *Leucanthemum* y *Armeria* existe una alta proporción de formas móviles (fracción soluble, de cambio y asociado a la materia orgánica) que están disponibles para las plantas, lo que puede indicar que, posiblemente, sea este factor el que haya incidido en la mayor acumulación del metal en estas especies vegetales. Por último, cabe señalar que casi no existe información que se refiera al índice de acumulación de Zn; algunos autores (Ross, 1994) señalan que la acumulación de este metal en vegetación común sobre diferentes suelos, tiene lugar en un rango muy amplio, entre 5 y 350 %, rango que incluiría los valores de acumulación hallados para suelos sobre serpentinitas.

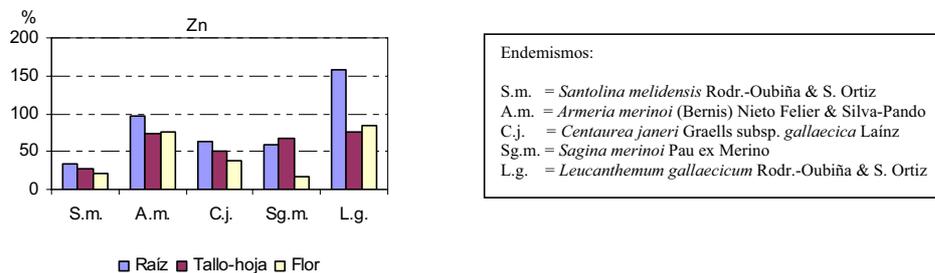


Fig. 69. Acumulación de cinc (Zn) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo

En cuanto al Co (fig. nº 70), su acumulación en las plantas analizadas es mucho menos alta que la de los anteriores elementos (Cu y Zn), coincidiendo con la poca abundancia de este elemento en la vegetación; destaca el valor medio más alto de acumulación en las flores de *Sagina merinoi* (sobre un 8 % en función al total en el suelo) y el menor en el sistema tallo-hojas de esta misma planta.

Posiblemente, esta baja acumulación de Co se debe a que en los suelos el metal es poco biodisponible, ya que se encuentra mayormente asociado a los óxidos de Mn. Sin embargo, los endemismos *Santolina melidensis* y *Leucanthemum gallaecicum* son los que acumulan más Co y de una forma bastante uniforme en las tres partes funcionales de la planta (más de un 4 % de Co en función al contenido en el suelo), quizá como consecuencia de que los suelos de estas plantas presentan cantidades del elemento, en forma disponible, algo más altas que los otros suelos estudiados. Además, las plantas deben absorberlo en poca proporción ya que, por un lado, el elemento es muy tóxico, por lo que muchas plantas tienden a regular su entrada y, por otro, el Co es un elemento que no es esencial para la vegetación (Pais y Jones, 1997), no es necesario para el crecimiento y desarrollo de las plantas y, por lo tanto, la vegetación tiende a no concentrarlo en sus tejidos.

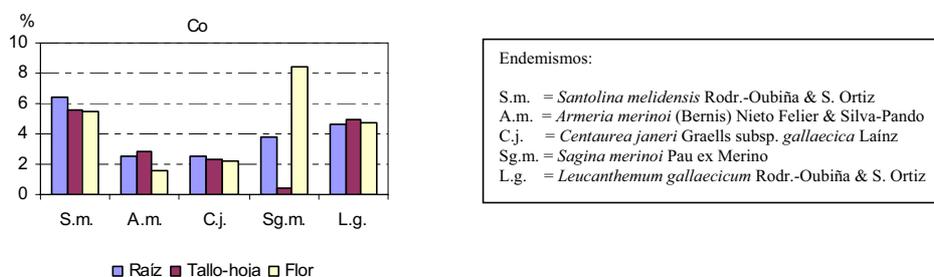


Fig. 70. Acumulación de cobalto (Co) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo

El Ni se acumuló en menor proporción que los dos elementos antes citados, Cu y Zn (fig. nº 71). Las plantas que más acumularon este elemento en las tres partes estudiadas (más del 4 % de Ni en función al total en el suelo) fueron *Sagina merinoi*, *Leucanthemum gallaecicum* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*, y en relación con esto se encontró una relación significativamente positiva entre el contenido soluble de Ni en el suelo y en las

plantas; las que acumularon menos con respecto a lo que hay en el suelo, *Santolina melidensis* y *Armeria merinoi*. Por lo general, se observa que la mayoría de las plantas endémicas acumularon proporcionalmente más Ni en las raíces y menos en las flores, salvo *Centaurea janeri* cuyos valores fueron más altos en tallo-hojas. Quizá esta tendencia de los endemismos, a acumular más Ni en las raíces que en las otras partes, se deba a una estrategia de protección, ya que el metal en altas cantidades es muy tóxico para la vegetación.

Si se comparan los valores de acumulación de Ni obtenidos para los endemismos con los de la vegetación común (entre 5 y 10 %, Ross 1994) se observa que, todas las plantas endémicas estudiadas, presentan valores de acumulación de Ni dentro del rango normal. Sin embargo, y a pesar de que la acumulación no es muy alta, su contenido en la vegetación es muy elevado, llegando a superar, tal como ya se indicó anteriormente, la concentración tóxica crítica para la vegetación natural (MacNicol y Beckett, 1985), debido a que en los suelos sobre serpentinitas el Ni es un metal muy abundante y, además, muy biodisponible (sobre el 3 % con relación al contenido total).

En relación con el alto contenido en Ni de estas plantas, algunos autores creen que, aparte de la toxicidad que puede producir este elemento en ciertos medios, como los suelos desarrollados sobre serpentinitas, puede ser beneficioso para el crecimiento y desarrollo de algunas especies vegetales, ya que, fisiológicamente, les posibilitan el competir con otras plantas menos tolerantes por el espacio y los nutrientes (Adriano, 1986; Brooks, 1998).

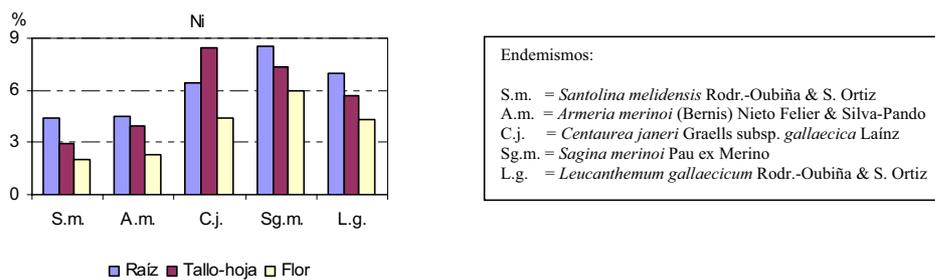


Fig. 71. Acumulación de níquel (Ni) en las plantas endémicas en función al contenido total en el suelo

En cuanto la acumulación de Mn (fig. nº 72) en las tres partes de la planta en función al contenido en el suelo, destacan los valores más altos en *Leucanthemum gallaecicum* y, en menor medida, en *Sagina merinoi* y *Armeria merinoi*. Por el contrario, los índices más bajos de acumulación se dan en *Santolina melidensis* y en *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*.

Una de las características a destacar es que la acumulación de este metal en las plantas es más baja que la de los anteriores metales, es decir que la vegetación tiene muy poco contenido con respecto a lo que hay en el suelo. Además, se observa que las plantas endémicas tienden a acumular más en raíces y en tallo-hojas que en las flores.

La causa de que el Mn tienda a acumularse relativamente poco en las plantas, posiblemente se deba a que los suelos tienen muy bajo nivel de las fracciones más disponibles del metal, ya que las fracciones mayoritarias corresponden a las formas residual y asociada a los óxidos cristalinos, es decir las formas menos disponibles para las plantas.

La mayor acumulación de Mn que se produce en *Leucanthemum gallaecicum*, *Sagina merinoi* y en *Armeria merinoi* no les producirá una fitotoxicidad, ya que es un elemento esencial para las plantas y, posiblemente, la mayoría de estos endemismos presenten una adaptación a los altos contenidos totales en el suelo.

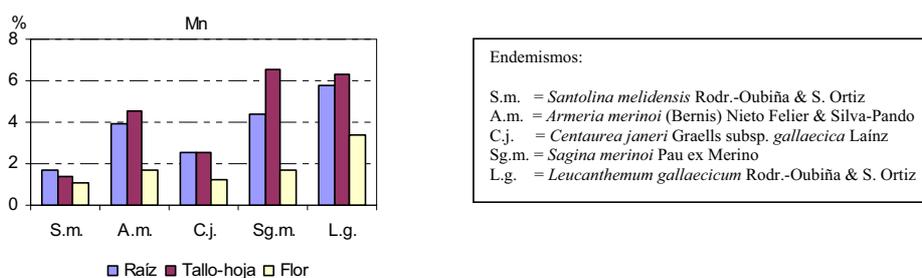


Fig. 72. Acumulación de manganeso (Mn) en las plantas endémicas en función al contenido total en suelo

El Cr es uno de los metales que se acumuló poco en las plantas estudiadas (fig. nº 73), al igual que el Ni y el Mn. En la mayoría de los endemismos la acumulación del Cr se dio en la raíz y en el sistema tallo-hojas y, en general, supone menos del 3,5 % con respecto al total en el suelo. *Sagina merinoi*, *Santolina melidensis* y *Leucanthemum gallaecicum* son las plantas que acumulan más Cr en sus tejidos (raíz, tallo-hojas y flores). Hay que destacar la elevadísima concentración de Cr en las raíces de *Sagina merinoi*, que llega a suponer casi un 16 % con respecto al total del suelo; el valor del índice de esta planta, es el único valor más alto que el indicado para la vegetación común (0,2 - 5 %) sobre otros suelos (Ross, 1994). Los endemismos que acumularon menos el metal fueron *Armeria merinoi* y *Centaurea janeri*.

Por otra parte, hay que tener en cuenta que, aunque la acumulación de Cr sea baja, como en los suelos el nivel del metal es alto, en las plantas endémicas el contenido es elevado, como ocurría con el Ni.

La poca acumulación de este metal en la mayoría de los endemismos, posiblemente se deba a que la biodisponibilidad del metal es muy baja o nula en los suelos de estas plantas; la mayor parte del Cr se encuentra en el suelo en forma asociada a los óxidos y a los silicatos, lo que implica que no esté disponible para la vegetación.

Por otro lado, quizá las plantas se defienden contra la toxicidad del Cr, de manera que no lo acumulan en altas cantidades en sus tejidos; además, es un elemento no esencial para la vegetación y no es fácilmente translocado hacia las partes aéreas, por lo que en la mayoría de las plantas se acumula en las raíces (Pais y Jones, 1997).

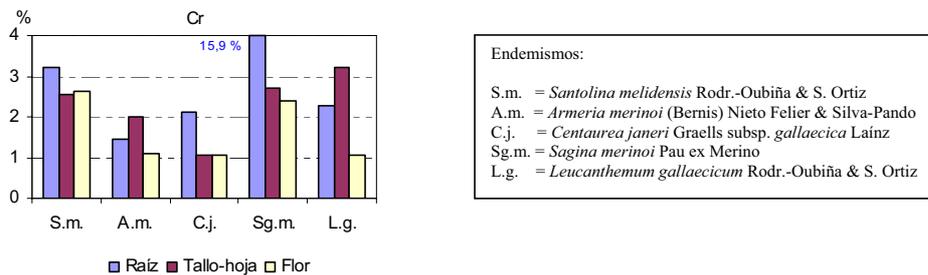


Fig. 73. Acumulación de cromo (Cr) en las plantas endémicas en función al contenido total en suelo

El metal acumulado en menor proporción con relación a su presencia en el suelo fue el Fe (fig. nº 74), ya que, a pesar de ser el de mayor contenido absoluto en las plantas, es el más abundante en los suelos con mucha diferencia; en general, el Fe y el Cr son los metales que menos se acumulan en las plantas estudiadas en función al contenido total en el suelo.

La mayoría de los endemismos acumularon valores bajísimos del metal, entre un 1 y 2 % con respecto a lo que hay en el suelo, salvo en *Leucanthemum gallaecicum* (tallo-hojas y raíces) y en *Centaurea janeri* (tallo-hojas) cuyos valores del índice fueron los más altos (2-3,5 %).

Santolina melidensis acumuló más Fe en las raíces (del orden del 1,5 %) que las otras plantas, y en relación con esto fue hallada una estrecha relación positiva entre el contenido de Fe biodisponible en el suelo y en las raíces de esta planta. *Leucanthemum gallaecicum* junto a *Sagina merinoi* fueron las que acumularon más en la inflorescencia en función al Fe total en el suelo (entre 2 y 3 %).

De forma general, *Leucanthemum gallaecicum* es el endemismo que acumuló más Fe en función al total del suelo, quizá debido a que sus suelos fueron de los que presentaron una proporción más alta de este metal en forma biodisponible.

Cabe señalar que, los valores de Fe biodisponible en función al contenido total en los suelos, son mucho más bajos que en los demás metales (salvo con Cr que es aún más bajo); en la mayoría de los suelos estudiados el Fe se encuentra en las fracciones residual y asociado a óxidos cristalinos y amorfos, es decir en las formas menos disponibles a las plantas. Aunado a lo anterior, el Fe no es un elemento muy tóxico para las plantas, por el contrario es esencial (Pais y Jones, 1997), y normalmente está presente a altos niveles en los suelos (Brooks, 1987).

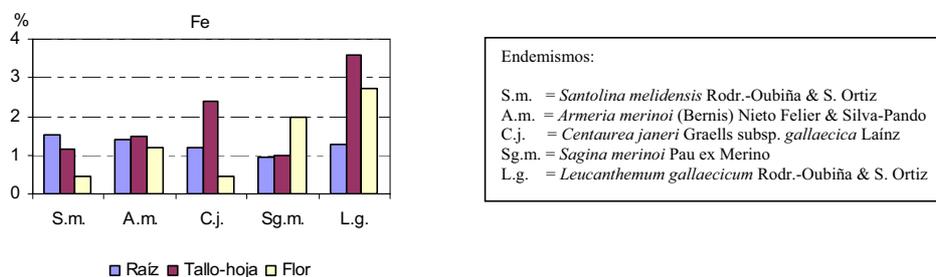


Fig. 74. Acumulación de hierro (Fe) en las plantas endémicas en función al contenido total en suelo

Como síntesis de lo anterior, se puede decir que la proporción de metales acumulados en las plantas endémicas en función al total que hay en los suelos es muy alta para el Cu y, en menor medida, para el Zn en la mayoría de las plantas analizadas, especialmente en *Leucanthemum gallaecicum* y a pesar de los bajos niveles medidos en las plantas y en los suelos. Otra característica a señalar es que el Cu es el único elemento que presenta valores del índice de acumulación, que en la mayoría de las plantas, son mayores que los hallados en vegetación común (Barceló y Poschenrieder, 1992). Por otro lado, a pesar de ser un elemento tóxico en altas cantidades, la mayor acumulación posiblemente se deba a su alta biodisponibilidad en los suelos; para evitar la posible toxicidad del metal, seguramente estas plantas utilizan algún mecanismo fisiológico, como por ejemplo el inhibir al metal dentro de sus tejidos con proteínas u otras sustancias orgánicas, ya que es un elemento que es fácilmente complejado.

Por lo general, los metales que presentan los valores más bajos de acumulación en las plantas son el Fe, Ni, Mn y Cr, a pesar de ser los elementos mayoritarios en los suelos. Posiblemente, esta tendencia sea obvia porque las fracciones mayoritarias de estos metales en el suelo son las formas menos disponibles a la vegetación, es decir residual y asociadas a los óxidos (McBride, 1994; Ross, 1994). Además, el Ni y el Cr son elementos muy tóxicos para la vegetación, por lo que la mayoría de las plantas no lo toman en altas cantidades. Asimismo, el Co también muestra valores bajos del índice de acumulación y, posiblemente, esto es debido a su toxicidad para la vegetación.

El orden decreciente del porcentaje de metal acumulado (o factor de concentración relativo al total en el suelo; Ross, 1994) en las plantas de *Santolina melidensis* es: Cu > Zn > Co > Ni > Cr > Mn > Fe; para *Armeria merinoi*: Zn > Cu > Ni > Mn > Co > Cr > Fe; en *Leucanthemum gallaecicum* y en *Centaurea janeri*: Cu > Zn > Ni > Co > Mn > Fe > Cr; y en *Sagina merinoi*: Cu > Zn > Cr > Ni > Co > Mn > Fe.

Se puede concluir que las plantas endémicas, de las áreas serpentinizadas estudiadas, están adaptadas fisiológicamente a vivir en medios con altas concentraciones de metales. Incluso, algunos autores aseveran que las especies vegetales de las zonas serpentinizadas crecen mejor en los suelos con altos contenidos en metales que cuando sus concentraciones son bajas, ya que la defensa contra patógenos y otras especies vegetales es mayor (Boyd *et al.*, 2000; Rajakaruna *et al.*, 2002). Es decir, la capacidad de acumular o excluir los altos niveles de metales en las plantas es una característica que puede permitir la presencia de la

vegetación en áreas serpentinizadas. Algunos metales (por ejemplo el Ni) presentan propiedades antimicrobianas para la vegetación, y en algunos estudios (Boyd y Martens, 1992; Boyd, 1998) se ha demostrado que la acumulación de metales en las plantas es la mejor defensa contra los herbívoros y patógenos productores de enfermedades y, además, contra la interferencia de plantas vecinas. Por ejemplo, la hiperacumulación de Ni por la planta *Streptanthus polygaloides* Gray (Brassicaceae) puede ser efectiva contra el patógeno fúngico *Erysiphe polygoni*, contra el patógeno bacteriano *Xanthomonas campestris* pv. *campestris* y la necrotropica fúngica *Alternaria brassicicola* (Boyd *et al.*, 1994).

Un mecanismo que utiliza la vegetación ante las elevadas cantidades de metales que presentan los suelos desarrollados sobre serpentinitas es la utilización de compuestos como algunos aminoácidos, que favorecen la formación de quelatos (Brooks, 1998), con lo cual los metales dejan de ser tóxicos. Así, algunos hiperacumuladores de metales en estos suelos (p. ej. *Alyssum lesbiacum*) presentan un sistema de desintoxicación en la epidermis de la planta, utilizando para ello histidina (Krämer *et al.*, 1996). Además de este mecanismo, que podría explicar la presencia de los endemismos estudiados, otras plantas (p. ej. *Thlaspi japonicum*) pueden excluir altas concentraciones de Ni y Mn por la vía de la gutación de fluidos (Mizuno *et al.*, 2002); el exceso de Ni en plantas creciendo en suelos sobre serpentinitas, es translocado hacia los estomas, concentrado alrededor del *estomata* y excretado en la gutación. Este hecho puede explicar la supervivencia de las plantas en suelos con altos contenidos en Ni, sobre todo en plantas jóvenes en demanda de un crecimiento rápido (Mizuno *et al.*, 2003).

Otro mecanismo que explica los altos niveles de metales en estas plantas, consiste en que dichos elementos son removidos desde las áreas metabólicamente más sensibles, de las células de la planta o de los tejidos, para concentrarlos y acumularlos en partes menos sensibles, por ejemplo en vacuolas, células epidermales y tricomas (Boyd *et al.*, 2000).

Otra hipótesis es que existe una función alelopática elemental, ya que las plantas mejor adaptadas a estos suelos predominan sobre las otras, menos adaptadas a restricciones por altos contenidos en metales (Rice, 1984; Gabrielli *et al.*, 1990). Algunos autores aseveran que este último aspecto es muy común en plantas que crecen sobre serpentinitas, en las que determinadas comunidades de especies vegetales (p. ej. endemismos) interfieren con plantas vecinas (p. ej. brezos, tojos, etc.), utilizando un mecanismo consistente en excretar sustancias orgánicas que solubilizan el metal cuando hay una invasión de otras plantas, que

compiten por espacio y nutrientes, sobre todo solubilizan los metales que son más tóxicos para las plantas invasoras; además señalan en algunos estudios que, por medio de las diferentes vías citadas anteriormente, las plantas que presentan una alta adaptación a estos medios sólo permiten la supervivencia del mismo tipo de especie o comunidad vegetal que, por supuesto, también presentan una alta adaptación a tales condiciones del medio (Rice, 1984; Brooks, 1998; Boyd *et al.*, 2000), es decir tolerancia a las altas cantidades de metales, al desequilibrio del estado nutricional y a la deficiencia de humedad que puedan tener los suelos.

De todas formas, algunos autores señalan que el contenido de metales en los suelos sobre serpentinitas no tiene una influencia tan grande, especialmente en comunidades de plantas endémicas, como otros factores ecológicos de estos suelos, tales como el estrés nutricional y el déficit hídrico (Chiarucci *et al.*, 1998).

DISCUSIÓN GLOBAL

6. DISCUSIÓN GLOBAL

Las áreas serpentinizadas del centro de Galicia presentan una cubierta vegetal bastante escasa, en la que los bosques sólo están presentes de forma puntual y predomina el matorral, que cubre casi toda la zona, salvo en los suelos menos profundos y con abundante afloramiento rocoso en los que se desarrollan pastizales pioneros vivaces (Rodríguez y Ortiz, 1991). En cualquier caso, la vegetación más abundante es de porte bajo y generalmente está adaptada a las condiciones adversas que muestran los suelos formados sobre serpentinitas. Incluso, hay áreas donde no crece ninguna planta, que aparecen como pequeños claros o calvas.

El poco desarrollo vegetal en los suelos de estas zonas está relacionado con su estado nutricional, pudiéndose decir que los suelos sobre serpentinitas son muy poco fértiles. Así, contienen niveles muy bajos de elementos esenciales, tales como nitrógeno total y fósforo, este último muy escaso en la serpentinita; asimismo, presentan cantidades bajas de materia orgánica, reflejando de esta manera que es muy poco el aporte por parte de la vegetación que sobre ellos se instala. El escaso nivel en elementos esenciales es uno de los factores más importantes de la infertilidad, apreciación que también se ha señalado en otros estudios (López, 1978; Kruckeberg, 1984; Proctor y Nagy, 1992).

Otra característica de estos suelos, es que contienen niveles muy altos de Mg^{2+} cambiante, procedente de la serpentina ($H_4Mg_3Si_2O_9$), y que supone, aparte de una situación de toxicidad (Kabata y Pendias, 1992), un empeoramiento del estado nutricional en los suelos estudiados, ya que origina una baja relación Ca/Mg, lo que provoca una pequeña toma de Ca^{2+} por las plantas (Foth y Ellis, 1997). Además, la presencia de un alto nivel de Mg^{2+} sobre las superficies minerales del suelo dificulta la floculación de los coloides y, por lo tanto, la formación de agregados (Proctor y Woodell, 1971), hecho que puede tener un efecto negativo sobre la dinámica del aire y del agua en estos suelos y que, en algunos casos, origina situaciones de hidromorfía, lo cual tiene una considerable incidencia en la infertilidad de los suelos sobre serpentinitas (Chiarucci *et al.*, 1998).

Por otro lado, se observa que las propiedades bioquímicas, que en estos suelos han sido muy poco estudiadas, son muy variables y en general son bajas, en comparación con las de los suelos sobre otros materiales; en algunos parámetros, como la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas β -glucosidasa y proteasa, los niveles son sólo algo menores que lo

hallado en diferentes suelos de la región (Trasar *et al.*, 2000), pero en otros, como la mineralización del carbono y del nitrógeno, los valores son mucho más bajos. No obstante, si bien la mineralización del nitrógeno no es alta, la etapa de nitrificación es muy favorable, a diferencia de lo que ocurre en la mayoría de los suelos de Galicia donde la mineralización suele detenerse en la etapa de la amonificación, posiblemente debido al carácter menos ácido que presentan los suelos sobre serpentinitas.

La actividad respiratoria de la biomasa microbiana (qCO_2 , Anderson y Domsch, 1985), es decir la cantidad de CO_2 emitido por la escasa microflora de estos suelos por unidad de tiempo, en general es baja, indicando que los microorganismos mantienen un equilibrio fisiológico con el medio y que no están en una situación de estrés (Anderson y Domsch, 1993), quizá debido a que la población microbiana está bien adaptada a vivir en esas condiciones adversas.

La baja actividad biológica y bioquímica que tienen los suelos estudiados, se debe no sólo a la reducida población de microorganismos sino también a la escasez y naturaleza de su materia orgánica. Así, se observa que en la mayoría de ellos la materia orgánica es de tipo *moder*, tratándose por lo tanto de un material poco mineralizable; posiblemente esto es consecuencia del tipo de vegetación que se instala sobre estos suelos, que contiene compuestos recalcitrantes (Calvo y Díaz-Fierros, 1979), afectando a la naturaleza del sustrato orgánico (Parisi, 1979) y, consecuentemente, a la actividad biológica del medio.

A pesar de la baja actividad microbiana, cuando se consideran las propiedades bioquímicas con relación al contenido en materia orgánica los valores suelen ser altos, indicando una mayor eficiencia del sustrato orgánico en los suelos estudiados, en comparación con lo hallado en suelos sobre otras rocas de Galicia (Trasar *et al.*, 2000).

Otra característica de los suelos sobre serpentinitas, que va a ser desfavorable para el desarrollo de la vegetación, es el elevado nivel en metales que presentan, destacando valores muy altos de Fe, así como de Ni, Mn, Cr y Co. El Fe, a pesar de que sus niveles son de los más altos de los hallados en suelos de Galicia (Guitián *et al.*, 1992), no representa un peligro de fitotoxicidad para la vegetación de la zona. El Ni tiene valores muy altos, de los máximos encontrados en suelos de la región (Guitián *et al.*, 1992), llegando a sobrepasar ampliamente las cantidades que comúnmente se admiten como de límite de fitotoxicidad para la mayoría de las plantas (el valor medio es 21 veces mayor, Kabata-Pendias y Pendias, 1992). A pesar de esto, el Ni no es el único metal que causa

infertilidad en los suelos, ya que el Cr también destaca por sus niveles altamente fitotóxicos, 17 veces la cantidad requerida para que se considere una situación de fitotoxicidad. El contenido en Co y Mn se sitúan en el rango de mayor nivel de los presentados por los suelos de Galicia (Guitián *et al.*, 1992), y en el caso del Mn el valor medio no llega a superar el límite de fitotoxicidad, pero en el del Cr lo supera casi 3 veces. El contenido en Cu y Zn es muy bajo en relación con los demás metales y, a pesar de mostrar una alta biodisponibilidad, no llegan a superar los niveles de fitotoxicidad en suelos. El Pb y el Cd no fueron detectados.

En los suelos sobre serpentinitas el contenido total en metales (Ni, Cr, Mn y Co) muestra una relación negativa con el nivel de materia orgánica y con las propiedades bioquímicas, de modo que aquellos suelos con un mayor nivel en metales son los que tienen una menor actividad bioquímica y biológica. No obstante, cuando las propiedades bioquímicas son expresadas en función al contenido en materia orgánica, dejan de estar afectadas negativamente por la presencia de los elementos metálicos. Quizá esto indica que se trata de un efecto indirecto, es decir, los metales modifican las propiedades bioquímicas en la medida en la que afectan al contenido en materia orgánica, propiedad muy relacionada con aquellos. En realidad, posiblemente los metales tienen un efecto negativo sobre la vegetación y la producción de biomasa de estos suelos e indirectamente sobre el contenido en sustrato orgánico y sobre la actividad de los microorganismos (Huang *et al.*, 1995).

Por lo tanto, la composición química de la roca serpentinizada origina suelos con un bajo nivel de fertilidad y con un alto contenido en metales, en los cuales la actividad de la microflora y el desarrollo de la vegetación son bastante escasos.

De todas formas, los suelos sobre serpentinitas, aunque presentan una cubierta vegetal escasa, tienen una vegetación variada, ya que en algunas áreas aparecen plantas que son comunes, es decir taxones que crecen en suelos sobre diferentes materiales geológicos de la zona, y en otras, en cambio, únicamente existen plantas que son estrictas de los suelos sobre esta roca, endemismos, las cuales a su vez varían de una parcela a otra.

El estudio de los suelos, agrupados según la vegetación que soportan, puso de manifiesto que, si bien los suelos sobre serpentinitas siempre presentan las limitaciones antes señaladas, existe una clara diferencia entre los que tienen endemismos y aquellos en los que están ausentes las plantas endémicas, que presentan una vegetación que es la común en la zona (brezos, tojos, pinos, eucaliptos y, en algunos casos, robles), si bien el desarrollo de

ésta es bastante escaso (Bellot y Casaseca, 1966; Silva-Pando, 1989). Así, en estos últimos suelos con ausencia de endemismos, es más bajo el contenido total de metales, especialmente Ni, Cr, Co y Mn (del orden la mitad de lo que presentan los suelos con endemismos), si bien por lo general continúan estando a niveles que son potencialmente fitotóxicos, sobre todo los tres primeros. Por otro lado, y desde el punto de vista de su fertilidad, aunque tienen menos fósforo asimilable, quizá debido a que su mayor contenido en materia orgánica facilita su fijación a ella así como a que sus valores de pH (menores) posibilitan su fijación y precipitación, el Mg^{2+} cambiante no está en una proporción tan alta, lo que implica un mejor estado nutricional teniendo en cuenta el antagonismo que presenta este catión con el Ca^{2+} asimilable.

En estos suelos con ausencia de endemismos, su menor contenido de metales favorece una vegetación más abundante. Además, las plantas comunes que crecen sobre ellos son de mayor porte que la vegetación endémica, lo que significa un mayor aporte de restos vegetales y, por lo tanto, una alta proporción de materia orgánica. Sin embargo, la mineralización del sustrato orgánico no es muy buena (valores muy altos de C/N que implican predominio de la inmovilización) lo que contribuye a que la materia orgánica se acumule en estos suelos más que en aquellos que tienen plantas endémicas.

La mayor proporción de materia orgánica de los suelos sin endemismos, unido al hecho de su menor contenido en metales, posiblemente sea la causa de que tengan una mayor proporción de microorganismos, aproximadamente el doble que los suelos con plantas endémicas. La mayor actividad biológica de este grupo de suelos se refleja también en su nivel enzimático que, en el caso de los enzimas de los ciclos del N y del P (ureasa, proteasa y fosfomonoesterasa), es claramente más alto.

Para la caracterización de los suelos con ausencia de endemismos, las propiedades más importantes, deducidas a partir del análisis de componentes principales, son el contenido total de elementos metálicos (especialmente Ni, Cr, Co y Mn), el Mg^{2+} cambiante, el Ni biodisponible y el pH, relacionándose positivamente todas estas variables entre sí y con las actividades enzimáticas (ureasa y proteasa). Hay que destacar que los parámetros bioquímicos, salvo las citadas actividades enzimáticas del ciclo del nitrógeno, tienen poca relevancia para definir estos suelos.

Los suelos con presencia de endemismos y los suelos en los que estos están ausentes son, tal como ya se indicó, clara y significativamente diferentes entre sí. Sin embargo, los

suelos en los que se asientan cada una de las plantas endémicas muestran unas propiedades bastante semejantes, de modo que las características que los definen, deducidas a partir del análisis de componentes principales, son parecidas. Así, el contenido total en metales potencialmente tóxicos, Ni, Cr, Co y Mn, es importante para todos los suelos, salvo Mn y Co para los que presentan *Leucanthemum gallaecicum*; en cambio, y correlacionadas negativamente con ellos, tienen menos relevancia las formas biodisponibles, excepto el Ni y el Co para algunos suelos. En cuanto a la cantidad de materia orgánica y a las propiedades bioquímicas, también en relación negativa con los metales totales, son esenciales para caracterizar todos los suelos menos los de *Leucanthemum gallaecicum*. El nivel de Mg^{2+} cambiante y la presencia del endemismo, que muestra una correlación positiva con los metales totales, son importantes para definir únicamente los suelos que presentan *Centaurea janeri*, *Sagina merinoi* y *Leucanthemum gallaecicum*. Por último, el pH, el nivel de P asimilable y el Ca^{2+} y K^+ cambiantes tienen importancia para menos suelos.

A pesar de las similitudes antes citadas, se pueden señalar algunas propiedades que son diferentes para los distintos grupos de suelos en los que se asientan las distintas especies endémicas.

Así, los que tienen presencia de *Santolina melidensis* muestran cantidades relativamente altas de P soluble y, consecuentemente, es baja la actividad fosfomonoesterasa. Generalmente contienen cantidades altas de metales (Co, Ni, Mn, Cr), mayormente en formas poco móviles, aunque cabe destacar el nivel alto en Ni de cambio. Sus propiedades bioquímicas son semejantes a las de los demás grupos de suelos con endemismos, siendo la actividad biológica baja en la mayoría de los casos.

Los suelos que presentan *Armeria merinoi* son en general mejores que los de los otros endemismos, ya que no contienen valores muy altos de metales y de Mg^{2+} cambiante, y sus valores de pH son altos, por lo que en ellos la actividad biológica es bastante elevada; no obstante su contenido en P soluble es significativamente bajo.

En cuanto a los suelos con presencia de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*, tienen unas características muy similares a las de los suelos con *Santolina melidensis*, es decir, niveles altos en P soluble y en metales, sobre todo asociados a los óxidos y en forma residual. Además, es el grupo de suelos que significativamente presenta menor contenido en materia orgánica, con una mejor mineralización y cuya microflora edáfica es más reducida.

Los suelos de *Sagina merinoi* tienen un pH bastante alto e igualmente son altos los niveles de Mg^{2+} cambiante, de Ni residual y de materia orgánica, la cual está poco humificada.

Los suelos con presencia de *Leucanthemum gallaecicum* tienen un pH bastante alto, similar al mostrado por el grupo de *Armeria merinoi* y de *Sagina merinoi*; igualmente contienen cantidades altas de Mg^{2+} cambiante. En cuanto a los metales presentan niveles altos, especialmente de Co, Cr, Ni y Mn en formas poco disponibles. También es bastante alta la cantidad de materia orgánica, la cual está poco humificada.

Por otro lado, la implantación de cada una de las especies endémicas en distintos puntos de las áreas serpentinícolas está condicionada por las diferentes propiedades que presentan los suelos, distintas en cada caso.

Así, entre las características del suelo que influyen positivamente en la presencia de *Santolina melidensis*, destacan la actividad ureasa, la respiración microbiana y la amonificación, así como el grado de mineralización de su materia orgánica; ninguna de las propiedades estudiadas afectan negativamente de manera apreciable al endemismo.

De las propiedades que favorecen la presencia de *Armeria merinoi* en los suelos, destaca el contenido en Fe y Ni asociados a los óxidos; por el contrario, los niveles de Mn ligado a la materia orgánica, el Zn asociado a óxidos de Mn y la respiración microbiana tienen una influencia negativa.

La presencia de *Centaurea janeri*, en general, se potencia a niveles altos de metales en el suelo, especialmente Fe, Co y Ni en sus diferentes formas. En cambio, las propiedades bioquímicas casi no influyen sobre la implantación de este endemismo.

En cuanto a las propiedades del suelo que favorece la presencia de *Sagina merinoi*, están el P soluble y el Ni de fracciones poco móviles. El asentamiento de esta planta es bastante independiente de la actividad biológica del suelo.

Por último, se aprecia que el asentamiento de *Leucanthemum gallaecicum* se favorece cuando es alto el nivel de las propiedades bioquímicas, a pesar de que éstas poco caracterizaban a los suelos con presencia del endemismo. También le influye positivamente la presencia de metales, Ni, Co y Mn, en formas poco móviles. Por el contrario, le afecta negativamente el nivel de materia orgánica y el Zn y el Co asociados a óxidos amorfos.

O sea, que únicamente la presencia de *Santolina melidensis* y de *Leucanthemum gallaecicum* se favorecen cuando la actividad microbiológica del suelo es buena, y en los demás endemismos en general no tiene importancia.

En cambio, la presencia de metales potencialmente tóxicos, tan abundantes en estos suelos, sí influyen en la implantación de las especies endémicas (salvo en *Santolina melidensis*), destacando el efecto positivo que tiene el nivel de Ni sobre la presencia de *Armeria merinoi* y de *Sagina merinoi*, y el nivel de Ni y Co sobre la presencia de *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* y de *Leucanthemum gallaecicum*. Es decir, que el contenido en metales de los suelos, especialmente de Ni (mayormente en formas poco móviles), favorece en muchas ocasiones la implantación de los citados taxones endémicos.

La existencia de relaciones positivas entre la presencia de ciertas plantas endémicas y algunos de los metales implica, por un lado, que sobre los endemismos realmente no hay una situación de fitotoxicidad, quizá debido a que el pH en estos suelos es lo bastante alto como para favorecer la precipitación y lo suficientemente bajo como para que no sea muy intensa la formación de complejos solubles, por lo que los metales estarán predominantemente en formas poco disponibles para la planta y hay mayor posibilidad de que se asiente la vegetación endémica; es decir, no hay una influencia negativa del metal sobre la presencia de las plantas estudiadas. Pero no sólo no es negativo, sino que sobre la implantación de la vegetación endémica la presencia de metales tiene en ocasiones un efecto positivo. Posiblemente este aspecto favorecedor de algunos metales se deba a la capacidad de las plantas para soportar niveles altos de los mismos, lo que les aporta una protección contra enfermedades patógenas y el poder competir con otras plantas menos especializadas para desarrollarse en estos medios adversos, pero con un mayor porte (Rajakaruna *et al.*, 2002; Kok, 2002). Incluso, se ha demostrado que en ocasiones los metales son solubilizados en la rizosfera, y de este modo los endemismos incrementan la toxicidad del medio para impedir la invasión de otras comunidades vegetales mejor desarrolladas y de mayor porte (Mizuno *et al.*, 2003), como el matorral y los brezos, con los que estos taxones endémicos no pueden competir por espacio y nutrientes, (Rice, 1984). Esto explicaría su desarrollo en áreas cuyas condiciones son desfavorables para la vegetación común.

Por otro lado, se observó que las plantas endémicas estudiadas contienen grandes cantidades de metales, alcanzando en la mayoría de los casos valores más altos que los de

la vegetación común y que el nivel de concentración considerado como tóxico para las plantas (Freedman y Hutchinson, 1981; McNicol y Beckett, 1985; Pais y Jones, 1997). No obstante, ningún endemismo llega a alcanzar niveles de concentración como para ser considerado acumulador de estos metales (Brooks, 1998). Los más abundantes son generalmente Fe, Ni, Cr y Mn, como consecuencia de su presencia sobre suelos con altos niveles de estos elementos. Pero las plantas no tienen un comportamiento uniforme y así, *Armeria merinoi* es el endemismo que concentró menos de estos metales, siendo casi siempre los valores del mismo orden que los de la vegetación común (Barceló y Poschenrieder, 1992), y coincidiendo con que sus suelos también contienen menos elementos metálicos, comparado con los otros grupos de suelos con presencia de endemismos. En cuanto al contenido en Mn y Zn de las plantas endémicas, sus niveles están dentro del rango normal en plantas sobre otros materiales.

A pesar de que las cantidades de metales en las plantas endémicas son altas, generalmente los mayores niveles de metales en las plantas endémicas no se corresponden con aquellos más abundantes en el suelo. Así, el Cu es el elemento que más se acumula en las plantas con respecto al contenido en el suelo, posiblemente debido a que este elemento es uno de los que está más biodisponible, que se compleja fácilmente y además su toxicidad es inhibida dentro de la planta por unión a múltiples compuestos orgánicos, como aminoácidos, péptidos u otros (Mizuno, 1968; Mizuno *et al.*, 2003). Por el contrario, los otros metales se acumulan proporcionalmente muy poco; así, a pesar de que el Ni está en alta proporción, tanto en los suelos como en las plantas, y de su alta biodisponibilidad, hecho por el que casi siempre destaca en los suelos sobre serpentinitas (Brooks, 1987, 1998), este metal no es muy acumulado en los taxones endémicos estudiados en relación con su nivel en los suelos. Tampoco son acumulados el Cr, el Fe, el Mn y el Co, ya que estos elementos están en formas poco disponibles en los suelos donde aparecen los endemismos. Además, y debido a su toxicidad, posiblemente la mayoría de las plantas estudiadas no tienden a tomarlos, lo que indicaría una estrategia de protección (Reeves *et al.*, 1992, Boyd, 1998).

Por otro lado, los metales casi nunca se distribuyen uniformemente en los endemismos considerados. En general, la mayor acumulación, como en el caso del Ni, se produce en las raíces, que es una zona poco sensible (Boyd *et al.*, 1992; Barceló y Poschenrieder, 1992), lo que quizá sea un mecanismo de defensa que utilizan las plantas contra la toxicidad de los metales.

De entre los endemismos, *Sagina merinoi* y *Santolina melidensis* fueron los que acumularon más metales en las raíces, especialmente Cu, Co, Cr y Ni; en algunas plantas la mayor acumulación se produce a veces en el sistema tallo-hojas, sobre todo en *Leucanthemum gallaecicum* y, en menor medida, en *Armeria merinoi* y *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*. En flores, las plantas que más acumularon fueron *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica* y *Sagina merinoi*, destacando el valor altísimo de Co en *Sagina merinoi*. Una posible explicación a esta acumulación de metales en la parte aérea de las plantas quizá sea la de proporcionarle unas cualidades antipatógenas, tal como indican algunos autores (Rajakaruna *et al.*, 2002).

De todo lo visto anteriormente, se puede deducir que, en general, los suelos desarrollados sobre serpentinitas son muy especiales, pudiendo decirse que tienen un estado de fertilidad muy bajo, de modo que la vegetación que sobre ellos se asienta, o bien tiene un desarrollo muy escaso o se trata de taxones muy poco competitivos y que únicamente pueden vivir allí donde la flora común de la zona no puede asentarse. Por lo tanto, se podría decir que en estos suelos la función productiva está muy escasamente desarrollada y que, desde esta perspectiva, se trataría de suelos con un bajo nivel de calidad.

Pero, aunque la función productiva de los suelos es muy importante, no es la única a considerar, ya que, aún sabiendo que tiene mucha relevancia, un suelo de calidad tiene que ser capaz de mantener una alta productividad pero causando una mínima distorsión del medio ambiente (Doran y Parkin, 1994). Si el interés se centra en la protección medioambiental, un suelo de calidad es aquel que está en equilibrio con los factores del medio ambiente y, por lo tanto, se trata de un suelo climax (Leirós *et al.*, 1999). A partir de lo anterior, muchos autores (Doran *et al.*, 1994; Gil, 1997; Leirós *et al.*, 1999) consideran que la calidad de los suelos debe tener como referencia los suelos climax de la zona. El problema surge a la hora de establecer las características edáficas que tienen que utilizarse para realizar el diagnóstico de la calidad ya que, en principio, todas las propiedades físicas, químicas y bioquímicas están implicadas en el buen funcionamiento del suelo.

Muchos autores han sugerido que el mejor modo de medir el funcionamiento de un suelo es a través de las propiedades bioquímicas (Nannipieri *et al.*, 1990; Alef y Nannipieri, 1995; García y Hernández, 2000; Leirós *et al.*, 2000), ya que de ellas depende esencialmente la función degradativa de los suelos y, por lo tanto, la dinámica de la materia orgánica y de los nutrientes esenciales.

Para los suelos naturales de Galicia, sobre distintos materiales geológicos, entre los que no se incluían las serpentinitas, se observó (Trasar-Cepeda *et al.*, 1998) que existía un equilibrio entre el contenido en materia orgánica y las propiedades bioquímicas. Es decir, que los suelos con un alto equilibrio medioambiental, suelos clímax, mostraban también un equilibrio bioquímico, el cual se expresaba a través de una ecuación matemática polinomial:

$$\mathbf{N\ total} = 0,38 \times 10^{-3} \mathbf{C-biomasa} + 1,4 \times 10^{-3} \mathbf{N\ mineralizado} + 13,6 \times 10^{-3} \mathbf{Fosfomonoesterasa} \\ + 8,9 \times 10^{-3} \mathbf{\beta-D-glucosidasa} + 1,6 \times 10^{-3} \mathbf{Ureasa}.$$

Si **Nc** es el nitrógeno calculado con la expresión anterior basándose en las propiedades bioquímicas y **Nk** el nitrógeno total del suelo determinado a través del método *Kjeldahl* y que representa el contenido en materia orgánica, la relación Nc/Nk tiene un valor del 100 % para suelos naturales bajo vegetación clímax de Galicia (Leirós *et al.*, 1999), e indica un buen balance entre el contenido en materia orgánica y las propiedades bioquímicas consideradas.

Si se aplica esta ecuación a los suelos sobre serpentinitas estudiados, se obtienen valores de la relación Nc/Nk (fig. nº 75) que, si bien son variables dentro de un rango muy amplio, como variable es la naturaleza de la materia orgánica de estos suelos, el valor medio es más elevado en comparación con lo hallado en los suelos clímax de la región sobre otras rocas (Trasar *et al.*, 1998), indicando que en muchos de ellos existe un desequilibrio.

Por otro lado, al aplicar la ecuación a cada uno de los grupos de suelos estudiados (fig. nº 76), se halla que los valores de la relación Nc/Nk en los suelos con presencia de endemismos son bastante similares a los encontrados en los suelos naturales del resto de Galicia (Trasar *et al.*, 1998), indicando la existencia, en mayor o menor medida, de un equilibrio bioquímico, lo que puede ser indicativo de un cierto equilibrio medioambiental en este grupo de suelos sobre serpentinitas con vegetación endémica.

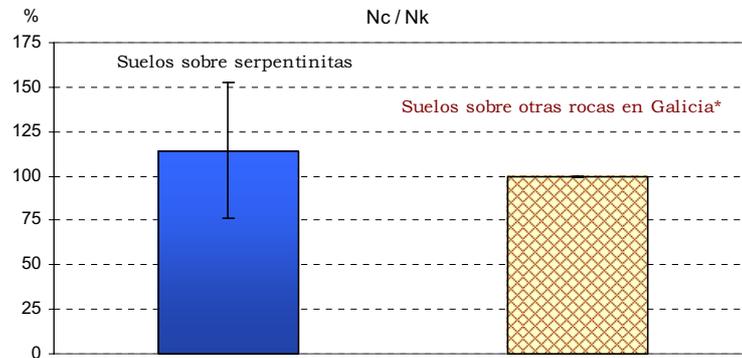
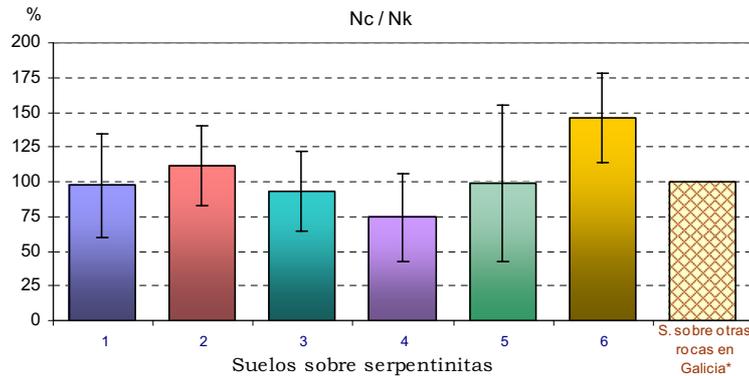


Fig. 75. Comparación del nitrógeno calculado con la ecuación del equilibrio bioquímico (% Nc) y el nitrógeno experimental (% Nk) en suelos sobre serpentinitas y sobre diferentes materiales en Galicia
* Trasar *et al.*, 1998, 2000.



Grupos de suelos sobre serpentinitas	
Nº	Presencia de:
1	<i>Santolina melidensis</i> Rodr.-Oubiña & S. Ortiz
2	<i>Armeria merinoi</i> (Bernis) Nieto Felier & Silva-Pando
3	<i>Centauraea janeri</i> Graells subsp. <i>gallaecica</i> Laínz
4	<i>Sagina merinoi</i> Pau ex Merino
5	<i>Leucanthemum gallaecicum</i> Rodr.-Oubiña & S. Ortiz
6	Ausencia de endemismos.

Fig. 76. Comparación del equilibrio bioquímico de los suelos sobre serpentinitas con y sin presencia de endemismos y suelos sobre otros materiales en Galicia (valores medios \pm D.E.)
* Trasar *et al.*, 1998, 2000.

Esta similitud entre los suelos sobre serpentinitas con presencia de taxones endémicos y los suelos sobre otras rocas con vegetación clímax de robledal Atlántico en Galicia, se produce a pesar de que los primeros tienen menor nivel de materia orgánica y de las actividades bioquímicas, pero que, sin embargo, están en una proporción adecuada; es decir, que los suelos bajo vegetación endémica tienen la actividad bioquímica suficiente para mantener su nivel de materia orgánica y, viceversa, un contenido en materia orgánica capaz de sustentar su actividad bioquímica, y todo ello les permite una liberación de nutrientes que es la necesaria para el mantenimiento de la vegetación que soportan.

Asimismo, en términos generales, se observa que los suelos con presencia de *Sagina merinoi* (grupo nº 4) y con presencia de *Armeria merinoi* (grupo nº 2) son los que presentan menor equilibrio bioquímico con respecto a los demás grupos de suelos estudiados. Los suelos con *Sagina merinoi* posiblemente tienen un menor equilibrio bioquímico debido a que son los que contienen la mayor cantidad de Ni y de Mg^{2+} , los cuales en altas concentraciones son metales muy tóxicos para la población microbiana, por lo que ésta es poco abundante. Por el contrario, los suelos con presencia de *Armeria merinoi* presentan el contenido más bajo de estos metales, comparado con lo hallado en los demás suelos con endemismos, lo que seguramente posibilita el que sean los que presentan un mejor desarrollo de la microflora edáfica.

Por otro lado, los suelos sobre serpentinitas con ausencia de endemismos (grupo nº 6) tienen un mayor desequilibrio bioquímico que aquellos que poseen vegetación endémica o que aquellos desarrollados sobre otro tipo de rocas y con vegetación clímax (Trasar *et al.*, 1998), pudiéndose decir que se encuentran en un estado transitorio de elevada actividad microbiana y bioquímica (Leirós *et al.*, 1999; Trasar *et al.*, 2000). Es decir, en estos suelos, la población microbiana muestra una situación de “euforia”, con mayor actividad biológica de lo que le corresponde a su contenido en materia orgánica y que, posiblemente, no se pueda mantener en el tiempo y se tienda hacia un descenso de la población microbiana y/o de la mineralización de la materia orgánica, produciéndose un aumento de la misma con el fin de alcanzar un equilibrio bioquímico. De hecho la materia orgánica de estos suelos sin plantas endémicas es poco mineralizable, por lo que se favorece su acumulación.

Pero este estado de desequilibrio bioquímico de los suelos sin endemismos no significa que sean de menor fertilidad que aquellos con taxones endémicos; por el contrario, son suelos

mejores desde el punto de vista de su estado nutricional, de modo que las plantas comunes de la zona (brezal, tojos, etc.) son capaces de sobrevivir en ellos, gracias a que se produce una aceleración de la actividad bioquímica para poder aportar los nutrientes necesarios para el desarrollo de la vegetación. Además, las características de estos suelos no son lo suficientemente malas como para que sobre ellos se asiente la vegetación endémica de la zona, que son especies de menor porte y poco competitivas, de modo que su distribución se limita a aquellos suelos de peores condiciones, en los cuales ya no domina la vegetación común porque no está especializada a vivir en tales medios.

Cabe añadir que, en cuanto a las interrelaciones que existen en el hábitat serpentinizado, si se considera la vegetación como un factor sinecológico a tomar en cuenta para diferenciar el grado de desarrollo de los ecosistemas (Tate, 2000), es posible que en los suelos estudiados las plantas endémicas correspondan a la vegetación en equilibrio con estos suelos, ya que, a pesar de no ser una comunidad vegetal tan evolucionada como lo es una vegetación forestal (Alexander , 1989; Groombridge, 1992; Chiarucci *et al.*, 1998), son plantas muy especializadas (Brooks, 1998; Kok, 2002), que toleran las condiciones adversas de un área geobotánica tan especial como son los medios serpentinizados, que para la mayoría de las especies resultan muy tóxicos.

Por otro lado, al considerar que la fertilidad de estos suelos es muy baja, especialmente la de los suelos con vegetación endémica, no es aconsejable el uso agrícola o forestal que se está dando en éstas áreas ya que, aparte de que es muy poca la producción que se puede sacar y muy alta la inversión que se necesita para poder rendir en el mercado, se destruyen esos medios únicos en los que pueden sobrevivir las plantas endémicas, que, como ya se indicó, no son capaces de colonizar otros suelos, aún sobre serpentinitas pero con una mejor calidad, porque no pueden competir con la vegetación común, de mayor porte que aquellos y ampliamente distribuida en la zona. Algunos autores (Izco *et al.*, 2003; Rodríguez y Gómez, com. personal) señalan que durante los últimos años se han perdido muchos espacios importantes, con presencia de taxones endémicos raros y amenazados, que han sido estudiados y controlados para su conservación durante largo tiempo; tal es el caso, que durante la década anterior se perdió cerca de la tercera parte de la población de *Santolina melidensis*, debido al incremento de las actividades agropecuarias y forestales en la zona y, en algunos casos, a los incendios provocados.

Así, en el marco de un desarrollo sostenible y de una mejor planificación territorial es aconsejable que estas áreas serpentizadas sean declaradas de “protección”, ya que su transformación en suelos agrícolas y forestales, aparte de no ser favorable económicamente, haría que muchas especies endémicas llegaran a desaparecer y con ello disminuiría la biodiversidad de un lugar de importancia comunitario (LIC), como lo es la zona de suelos sobre serpentinitas en Galicia.

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

1. – Los suelos desarrollados sobre serpentinitas tienen algunas características que son favorables desde el punto de vista de su fertilidad. Así, en general, la granulometría es bastante equilibrada, la capacidad de intercambio catiónica (CIC) es alta y según el pH se sitúan entre ligeramente ácidos y neutros.

2. – Pero la mayoría de las propiedades de estos suelos son desfavorables para el desarrollo de la vegetación. Así, en casi todos ellos el contenido de materia orgánica es bajo, consecuencia de la escasa cubierta vegetal, y poco mineralizable. Además, suelen tener poco N y P pero mucho Mg^{2+} cambiante, siendo la relación Ca/Mg generalmente menor que la unidad, por lo que existe un desequilibrio en cuanto al aprovechamiento del Ca^{2+} .

3. – Otro de los factores que acentúan la infertilidad de los suelos sobre serpentinitas es el contenido en metales que, aunque variable, es elevado reflejando una distinta composición del material de partida. Destacan el Ni, Cr, Mn y Co como elementos presentes a niveles muy altos, potencialmente tóxicos. El Cu y el Zn, en general, muestran valores mucho más bajos que los anteriores elementos y están dentro del rango normal en la región.

4. – Los metales están presentes mayormente en formas poco lábiles, generalmente asociados a los óxidos y en forma residual. Las fracciones más móviles son muy escasas, siendo el Fe y el Ni los elementos que están en mayor proporción en la fracción soluble y el Ni, el Mn y el Fe los de mayor abundancia en la fracción cambiante. La proporción de metales en forma biodisponible es muy variable, siendo el Cu y el Ni los que están en mayor proporción, seguidos del Fe y, en mucha menor medida, del Mn y el Co.

5. – Existe un claro efecto negativo de los metales, especialmente Ni, Co, Cr y Mn, sobre la cantidad de materia orgánica y sobre las propiedades bioquímicas de estos suelos, siendo la cantidad de biomasa microbiana, la respiración y la actividad fosfomonoesterasa los parámetros más afectados. No obstante, cuando las propiedades bioquímicas son expresadas en función al contenido en materia orgánica, dejan de estar afectadas negativamente por la presencia de los elementos metálicos, indicando que se trata de un efecto indirecto, es decir, los metales tienen un efecto negativo sobre el contenido en sustrato orgánico y esto influye negativamente sobre las propiedades bioquímicas. A su vez, la influencia sobre la materia orgánica posiblemente sea una consecuencia del efecto negativo de los metales sobre el desarrollo de la vegetación.

6. – La actividad respiratoria de la biomasa microbiana ($q\text{CO}_2$) en estos suelos generalmente es baja, lo que indica que los microorganismos mantienen un equilibrio fisiológico con el medio, debido a que la población microbiana está bien adaptada a las condiciones adversas de su entorno. Por otro lado, y a pesar de la baja actividad microbiana, la eficiencia metabólica es elevada, ya que cuando se consideran las propiedades bioquímicas en función al contenido en materia orgánica los valores suelen ser altos.

7. – La comparación de los suelos agrupados según la ausencia de endemismos o la presencia de los taxones endémicos considerados (*Santolina melidensis* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz, *Armeria merinoi* (Bernis) Nieto Felier & Silva-Pando, *Centaurea janeri* Graells subsp. *gallaecica* Laínz, *Sagina merinoi* Pau ex Merino y *Leucanthemum gallaecicum* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz), que son endemismos raros y amenazados, pone de manifiesto que los suelos con endemismos presentan valores más altos de metales (Co, Cr, Ni y Mn) y de Mg^{2+} cambiante, y menores de materia orgánica, y de todas las propiedades bioquímicas. Sin embargo, su materia orgánica es más mineralizable y contienen más P asimilable.

8. – Los suelos con presencia de cada una de las plantas endémicas son bastante parecidos entre sí, destacando aquellos donde crece *Armeria merinoi* (Bernis) Nieto Felier & Silva-Pando, que en la mayoría de los casos tienden a parecerse más a los suelos en los que están ausentes los endemismos.

9. – De las propiedades que se consideran más importantes para definir a la mayoría de los suelos con endemismos, destacan el contenido total de metales potencialmente tóxicos, Ni, Cr, Co y Mn, la biodisponibilidad de Ni, la cantidad de materia orgánica y su actividad bioquímica. Además, el Mg^{2+} cambiante es importante sólo en los suelos con presencia de *Centaurea janeri*, *Sagina merinoi* y *Leucanthemum gallaecicum*.

10 – Existe una influencia positiva de los metales, especialmente del Ni, sobre la implantación de todos los endemismos excepto en el caso de *Santolina melidensis*. En cambio, el nivel de actividad microbiológica del suelo solamente favorece la presencia de las especies *Santolina melidensis* y de *Leucanthemum gallaecicum*.

11 – El Ni, el Mn, el Cr y el Co están en cantidades muy elevadas en los suelos, por lo que, y a pesar de ser absorbidos en baja proporción, llegan estar en altas concentraciones en las plantas endémicas estudiadas.

12 – El Cu es el metal que se absorbe en mayor proporción en las plantas en relación al contenido en los suelos, debido posiblemente a su alta biodisponibilidad y a que tiene facilidad para formar complejos dentro de la planta, lo que hace disminuir su potencial toxicidad.

Conclusiones

13 – Los metales se distribuyen en modo diferente en cada una de las plantas endémicas, aunque se observa una tendencia a su acumulación en las raíces, especialmente en el caso del Ni.

14 – Por lo general, *Sagina merinoi* y, en menor medida, *Leucanthemum gallaecicum* son los endemismos que acumulan más metales en sus tejidos en relación al contenido en los suelos, y el que menos *Armeria merinoi*, con valores casi siempre del mismo orden que los de la vegetación común, lo cual seguramente es debido al menor contenido en metales de sus suelos.

15 – Los suelos sobre serpentinitas con ausencia de endemismos se encuentran en un estado transitorio de elevada actividad microbiana y bioquímica, mayor de lo que le corresponde a su contenido en materia orgánica y que, posiblemente, no se pueda mantener en el tiempo.

16 – Los suelos sobre serpentinitas con presencia de endemismos presentan un mejor equilibrio bioquímico que aquellos en los que las especies endémicas están ausentes y que es semejante al que generalmente muestran los suelos de Galicia con vegetación clímax de robledal Atlántico, indicando la existencia en ellos de un equilibrio con el medio ambiente.

17 – El asentamiento de las plantas endémicas en los suelos sobre serpentinitas de características más desfavorables para la vegetación común, pero en los que el equilibrio medioambiental es mayor, lleva a considerar que el uso ideal de dichos suelos sea el de conservación, lo cual, por otra parte, supone una contribución al mantenimiento de la biodiversidad de estos medios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEA, M. J.; CARBALLAS, T. 1986. Estudio de la población microbiana de diversos suelos de la zona húmeda (N.O. España). *Anales de Edafología y Agrobiología* 45: 381-398.
- ADRIANO, D. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer, New York.
- ALCARAZ, F. 1989. Criterios para definir las áreas importantes para la flora y la vegetación. *Ecología* 3: 3-5.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London.
- ALEXANDER, M. 1961. 1967. *Introduction to soil microbiology*. J. Wiley, New York.
- ALEXANDER, E. B. 1989. Soils and conifer productivity on serpentinized peridotite of the Trinity Ophiolite, California. *Soil Science* 148: 412-423.
- ALEXANDER, E. B. 1999. Cation-exchange capacities of some Serpentine soils in relation to precipitation. *Soil Survey Horizons* 40 (3): 75-108.
- ALFARO, M. P. 2004. Estudio de los procesos de contaminación difusa y de los riesgos de eutrofización en los embalses de Portodemouros (cuena del Ulla) y Fervenza (cuena del Xallas). Tesis Doctoral, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago Compostela, España.
- ALLAWAY, W. H. 1968. Natural, and apparently safe, soil and plant concentrations of elements that have been designated as being toxic. *Advances in Agronomy* 20: 235.
- ALLOWAY, B. J. 1990. *Heavy metals in soils*. John Wiley & Sons, Blackie: Halsted Press, New York.
- ALVAREZ, R.; DÍAZ, R.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.; BLOTTA, L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil & Tillage Research* 33: 17-28.
- AMIR, H.; PINEAU, R. 1998. Effects of metals on the germination and growth of fungal isolates from New Caledonian ultramafic soils. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 2043-2054.

Referencias Bibliográficas

- AMIR, H.; PINEAU, R. 2003. Relationships between extractable Ni, Co and other metals and some microbiological characteristics of different ultramafic soils from New Caledonia. *Australian Journal of Soil Research* 41: 215-228.
- ANDERSON, J. P.; DOMSCH, K. H. 1975. Measurement of bacterial and fungal contribution to respiration of selected agricultural and forest soils. *Canadian Journal of Microbiology* 21: 314-322.
- ANDERSON, J. P.; DOMSCH, K. H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10: 215-221.
- ANDERSON, J. P.; DOMSCH, K. H. 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science* 130: 211-216.
- ANDERSON, T-H; DOMSCH, K. H. 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils* 1: 81-89.
- ANDERSON, T-H; DOMSCH, K. H. 1986. Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde* 149: 457-468.
- ANDERSON, T-H; DOMSCH, K. H. 1990. Application of eco-physiology quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology & Biochemistry* 22: 251-255.
- ANDERSON, T-H; DOMSCH, K. H. 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Short Communication, Soil Biology and Biochemistry* 25 (3): 393-395.
- ANDRADE COUCE, M. L. 1974. Cinc en suelos naturales y rocas de la provincia de La Coruña. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela. IIAG-CSIC, España. 281 p.
- ANTONOVICS, J.; BRADSHAW, A.D; TURNER, R.G. 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Advance in Ecological Research* 7: 1-85.
- ATLAS, R. M.; BARTHA, R. 1981. *Microbial ecology: fundamentals and applications*. Addison Wesley, London, U. K.

- AUBOUIN, J.; BROUSSE, R.; LEHMAN, J. P. 1981. Tratado de Geología: I. Petrología. Omega, Barcelona.
- AUSMUS, B.S.; DODSON, G.J.; JACKSON, DR. 1978. Behavior of heavy metals in fores microcosms. *Water, Air and Soil Pollution* 10: 19-26.
- BÅÅTH, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air and Soil Pollution* 47: 335-379.
- BÅÅTH, E; ARNEBRANDT, K; NORDGREN, A. 1991. Microbial biomass and ATP in smelter polluted forest humus. *Bulletin Env. Contam. and Toxicol.* 47: 278-282.
- BAKER, D. E.; AMACHER, M. C. 1982. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. *In: A. Page, Miller & Keeney (eds), Methods of soil analysis, Madison.* 323-334 pp.
- BAKER, D. E.; SUHR, N. H. 1982. Atomic absorption and flame emission spectrometry. *In: A. Page, Miller & Keeney (eds.), Methods of soil analysis, Madison, USA,* pp. 13-26.
- BAKER, A. J. M.; WALKER, P. L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *In: A. J. Shaw (ed.), Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects.* CRC Press, Boca Raton. 155-177 pp.
- BAKER, A. J. M.; PROCTOR, J.; REEVES, R. D. 1992. The vegetation of ultramafic (serpentine) soils. *Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology.* Intercept, Hampshire, U. K.
- BARRAL SILVA, M. T. 1987. Estudio de las separaciones de hierro y manganeso en suelos y sedimentos de Galicia. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela. 680 p.
- BARCELÓ, J.; NICOLÁS, G.; SABATER, B.; SÁNCHEZ, R. 1992. Fisiología vegetal. Pirámides ed., Madrid. 662 p.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, Ch. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta* 2 (2): 345-361.
- BARGAGLI, R. 1998. Fungi and higher plants as biomonitors of trace elements in soil (Chap 7). *Trace elements in terrestrial plants: an eco-physiological approach to biomonitoring and biorecovery.* Springer-Verlag, Germany. 153-173 pp.

Referencias Bibliográficas

- BARTH, H; L'HERMITE, P. 1987. Scientific Basis for Soil Protection in the European Community. Commission of the E. C. Elsevier Applied Sci., London, 172-202 pp.
- BECKETT, P. H. T. 1989. The use of extractants in studies on trace metal in soils, sewage sludges and sludge- treated soils. *Advances in Soil Science* 9: 143-176.
- BECQUER, T.; BOURDON, E.; PÉTARD, J.; 1995. Disponibilité du Nickel le long d'une toposéquence de sols développés sur roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. Série Ila, C. R. Academy Science of Paris. 321: 585-592.
- BECQUER, T.; RIGAULT, F.; JAFFRÉ, T. 2002. Nickel bioavailability assessed by ion exchange resin in the field. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33 (3 & 4): 439-450.
- BELLAS, R. M. 2002. Modificación de las propiedades bioquímicas del suelo por contaminación con cromo. Tesina Lic. Química, Universidad de Santiago de Compostela, España, 141 p.
- BELLOT, F.; CASASECA, B. 1966. *En*: Estudio agrobiológico de la provincia de La Coruña. Public. Exma. Dip. Prov. La Coruña – CSIC. 157-165 pp.
- BELLOT, F. 1968. La vegetación de Galicia. *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 24: 3-306.
- BELZILE, N.; LECOMTE, P.; TESSIER, A. 1989. Testing readsorption of trace elements during partial chemical extractions of bottom sediments. *Environ. Sci. Technol.* 23 (8): 1015-1020.
- BERKELEY, R. C. W. 1971. Microbiology of soil. *In*: L. E. Hawler & A. H. Linton (eds), *Microorganisms, functions, form and environment*. Arnold, London.
- BEVERIDGE, J. T.; DOYLE, J. R. (eds). 1989. *Metals ions and bacteria*. John Wiley & Sons, New York. 121-139 pp.
- BISQUERRA, R. 1989. Introducción conceptual al análisis multivariable: un enfoque informático con los paquetes SPSS-X, BMDP, LISREL y SPAD. V-I, Promociones y Publicaciones Universitarias (PPU). Barcelona. 223-238, 287-337 pp.
- BLUM, W. E. 1990. The challenge of soil protection in Europe. *Environmental Conservation* 17: 72-74.

- BLUM, W.E. 1993. Sustainable land management with regard to socioeconomic and environment soil functions. A holistic approach. *In*: R. C. Wood & J Pumanski (eds.), Sustainable land management for the 21th century, Vol 2, University of Lethbridge – Canada. 115-124 pp.
- BLUM, W.E.H 1998. Problems of soil coservation. Council of Europe, Strasbourg. Nature and Environmental. Series 39: 62.
- BOLTON, H.; ELLIOT, L.; POPENDICK, A; BEZDICEK, D. F. 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 297-302.
- BOHN, H. L. 1982. Estimate of organic carbon in world soils. *Soil Science Society American Journal* 40: 468-470.
- BOHN, H. L.; McNEAL, L. B.; O'CONNOR, A. J. 1993. Química del suelo. Limusa, México.
- BOND, H.; LIGHTEART, B.; SHIMABUKU, R.; RUSELL, L. 1976. Some effects of Cd on coniferous forest soil and litter microcosms. *Soil Science* 221: 278-287.
- BONIFACIO, E.; CELI, L.; BARBERIS, E. 2001. Effect of phosphate on the dissolution of serpentine. *Soil Science* 166 (10): 708-716.
- BOYD, R. S.; MARTENS, S. N. 1992. The raison d'être for metal hyperaccumulation by plants. *In*: A. J. M. Baker & R. D. Reeves (eds.), The vegetation of ultramafic (serpentine) soils. Intercept, Andover. 279-289 pp.
- BOYD, R. S.; SHAW, J.; MARTENS, S. N. 1994. Nickel hyperaccumulation defends *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae) against pathogens. *American Journal of Botany* 81: 294-300.
- BOYD, R. S.; MARTENS, S. N. 1998. The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology* 8: 1-7.
- BOYD, R. S. 1998. Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. *In*: R. R. Brooks (ed), Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB Int., Oxford. 181-202 pp.
- BOYD, R. S.; WALL, M. A.; WATKINS, J. E. 2000. Correspondence between Ni tolerance and hyperaccumulation in *Streptanthus* (Brassicaceae). *Madroño* 47 (2): 97-105.

Referencias Bibliográficas

- BOX, E. O. 2002. Vegetation analogs and differences in the Northern and Southern hemispheres: a global comparison. *Plant Ecology* 163: 139-154.
- BRADY, N.C. 1990. The nature and properties of soils. Macmillan Publ. Co. New York. 529, 533 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ed., España. 340-346 pp.
- BROCK, T. D. 1987. The study of microorganisms *in situ*: progress and problems. *In*: M. Fletcher, T.R. Gray & J. G. Jones (eds.), *Ecology of microbial communities*. Cambridge University Press, 1-17 pp.
- BROOKES, P. C.; TATE, K. R.; JENKINSON, D. S. 1983. The adenylate energy charge of the soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 15: 9-16.
- BROOKES, P.C.; McGRATH, S.P. 1984. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *Journal of Soil Science* 35: 341-346.
- BROOKES, P. C. 1985. Microbial biomass and activity measurements in soil. *Journal of Science Food Agricultural* 36: 269-271.
- BROOKES, P.C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19: 269-279.
- BROOKES, P. C. 2000. Changes in soil microbial properties as indicators of adverse effects of heavy metals. *Rendiconti, Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL. Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*, 118 (XXIV): 205-227.
- BROOKS, R. R.; LEE, J.; REEVES, E. D.; JAFFRÉ, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7: 49-57.
- BROOKS, R. R. 1983. *Biological methods of prospecting for minerals*. Wiley, N.Y.
- BROOKS, R. R. ; YANG, X. H. 1984. Elemental levels and relationships in the endemic serpentine flora of the Great Dyke, Zimbabwe, and their significance as controlling factors for this flora. *Taxon* 33: 392-399.
- BROOKS, R. R. 1987. *Serpentine and its vegetations: a multidisciplinary approach*. Dioscorides, Portland, Oregon, USA.

- BROOKS, R. (ed.). 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International, Oxford.
- BRUMMER, G. W.; HERMS, U. 1983. Heavy metal species, mobility and availability in soils. *In* B. Ulrich & J. Pankrath (eds.), Effects of accumulation of air pollutants in pollutants in forest ecosystems, D. Reidel Publishing Co. U. K.
- BURT, R.; MICHAEL, W; DEWAYNE, M; KECK, T; FILLMORE, M; RODMAN, A.W; ALEXANDER, E.B.; HERNANDEZ, L. 2000. Trace and major elemental analysis applications in the U.S. Coop. Soil Survey Program. Communication in Soil Science & Plant Analysis 31(11-14): 1757-1771.
- BURT, R; FILLMORE, M; WILSON, M; GROSS, E.R.; LANGRIDGE, R.W.; LAMMERS, D. 2001. Soil properties of selected pedons on ultramafic rocks in Klamath Mountains, Oregon. Communication in Soil Science & Plant Analysis 32 (13 & 14): 2145-2175.
- BURKHARDT, C.; ISAM, H.; HUTCHINSON, T. C; REBER, H. H. 1993. Impact of heavy metals on the degradative capabilities of soil bacterial communities. *Biology & Fertility of Soils* 16: 154-156.
- BUURMAN, P. 1985. Weathering and soil format in mafic and ultramafic rocks in N Galicia, Spain. Department of Soil Science and Geology. University Wageningen.
- CALVO, R.; DÍAZ-FIERROS, F. 1979. Contribución al estudio de sistemas forestales: actividad biológica en suelos desarrollados bajo *Quercus robur* y *Pinus radiata*. *Trabajos Compostelanos de Biología* 8: 143-154.
- CALVO, R.; TOVAR, C. 1987. Limitaciones a la fertilidad en áreas serpentinizadas de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología* 46: 433-448.
- CALVO, R.; MACÍAS, F.; BUURMAN, P. 1987. Procesos de alteración en rocas serpentinizadas de Galicia. *Cuadernos de Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 11.
- CALVO, R.; FERNÁNDEZ, M; VEIGA, A. 1987. Estabilidad mineral de suelos desarrollados a partir de rocas básicas y ultrabásicas de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología XLVI* (5-6): 521-770.
- CALVO, R.; MACÍAS, F.; RIVEIRO, A. 1992. Aptitud agronómica de la provincia de La Coruña. Editorial Diputación Provincial de La Coruña, España. 88 p.

Referencias Bibliográficas

- CARBALLAS, T. 1963. Níquel en suelos de la provincia de La Coruña. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- CARBALLEIRA, A.; DEVESA, C; RETUERTO, R; SANTILLAN, E; UCIEDA, F. 1983. Bioclimatología de Galicia. Fundación Pedro Barrié de la Maza, A Coruña.
- CENTRO METEREOLÓGICO TERRITORIAL EN GALICIA. 2002. Resumen climatológico mensual de Galicia. Instituto Nacional de Meteorología, Ministerio de Medio Ambiente de España.
- CHAO, T. T. 1972. Selective dissolution of manganese oxides from soils and sediments with acidified hydroxylamine hydrochloride. *Soil Science Society American Processes* 36: 746-768.
- CHANDLER, K; BROOKES, P. C. 1991. "Is the deshydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in Cu contaminated soils?". *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1409-1421.
- CHANDLER, K; BROOKES, P. 1993. Residual effects of zinc, cooper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 1231-1239.
- CHANG, F. H.; BROADBENT, F. E. 1982. Influence of trace metals on some soil nitrogen mineralizations. *Journal of Environmental Quality* 11: 115-119.
- CHESWORTH, J. M; STUCHBURY, T.; SCAIFE, J. R. 1998. An introduction to agricultural biochemistry. Chapman & Hall, London. 76-82, 359-392 pp.
- CHIARUCCI, A. 1996. Species diversity in plant communities on ultramafic soils in relation to pine afforestation. IAVS Sweden, *Journal of Vegetation Sci.* 7: 57-62.
- CHIARUCCI, A.; RICCUCCI, M.; CELESTI, C.; DE DOMINICIS, V. 1998. Vegetation – environment relationships in the ultramafic area of Monte Ferrato, Italy. *Israel Journal of Plant Science* 46: 213-221.
- CHIARUCCI, A.; ROBINSON, B.; BONINI, I.; PETIT, D.; BROOKS, R.; DE DOMINICIS, V. 1998. Vegetation of Tuscan ultramafic soils in relation to edaphic and physical factors. *Folia Geobotanica* 33: 113-131.

- CHUMBLEY, C. G. 1971. Permissible levels of toxic metals in sewage used on agriculture land. Soils. ADAS Advisor paper N° 10. Ministry Agriculture, Fish. & Food, England.
- COLE, C. V.; INNIS, G. S.; STEWART, J. W. B. 1977. Simulation of phosphorus cycling in a semi-arid grassland. *Ecology* 58: 1-15.
- COLEMAN, R. G. 1971. Petrologic and geophysical nature of serpentinites. *Bulletin Geology Society American* 82: 897-917.
- COLLINS, Y. E.; STOTZKY, G. 1989. Factors affecting the toxicity of heavy metals to microbes. *In: J. T. Beveridge & J. Doyle (eds.). Metals ions and bacteria.* J. Wiley & Sons, New York. 31-90 pp.
- CORTI, G.; UGOLINI, F. C.; AGNELLI, A. 1998. Classing the soil skeleton (greater than two millimeters): proposed approach and procedure. *SSS American Journal* 62 (6): 1620-1629.
- CORTI, G.; UGOLINI, F. C.; AGNELLI, A.; CERTINI, G.; CUNICLIO, R., BERNA, F.; FERNÁNDEZ, M. J. 2002. The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. *European Journal of Soil Science* 53: 283-298.
- COTTENIE, A.; CAMERLYNCK, R.; VERLOO, M.; DHAESE, A. 1979. Fractionation and speciation of trace elements in plants, soils and sediments. *Pure and Applied Chemistry* 52: 45-53.
- CROOKE, V.M.; INKSON, R.H. 1954. The relationship nickel toxicity and iron supply. *Annales of Applied Biology* 41: 311-324.
- DeLAUNE, R. D.; REDDY, C. N.; PATRICK, Jr; W. H. 1981. Organic matter decomposition in soil as influenced by pH and redox conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 13: 533-534.
- DIAMANT, B. Z. 1979. Environmental health impact of heavy metals in wastewater sludge applied to cropland. International Conference "Heavy metals in the environment", U.K.
- DÍAZ-FIERROS, F. 1971. Contribución a la climatología agrícola de Galicia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela.

Referencias Bibliográficas

- DÍAZ-FIERROS, F. 1985. La acidez del suelo en Galicia y su corrección. *En: La Caliza en Galicia*, Convención Fund. CALFENSA, Lugo. 13-35 pp.
- DÍAZ-FIERROS, F (coord.). 1996. *As augas de Galicia*. Consello da cultura galega, Santiago de Compostela, España
- DÍAZ-RAVIÑA, M. 1990. Biomasa y actividad microbiana en ecosistemas edáficos. Tesis Doctoral, C.S.I.C - Universidad de Santiago de Compostela, España. 294 p.
- DICK, R. P.; RASMUSSEN, P. E.; KERLE, E. A. 1988. Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biology and Fertility of Soils* 6: 159-164.
- DOELMAN, P. 1986. Resistance of soil microbial communities to heavy metals. *Citado en: L. Kabata-Pendias (1992), Trace elements in soils and plants*. 2nd ed. CRC.
- DOMSCH, K.H. 1984. Effects of pesticides and heavy metals on biological processes in soil. *Plant and Soil* 76: 367-378.
- DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M; JANKE, R. 1994. Strategies to promote soil quality and health. *Citado en: Pankhurst et al (1997), Soil Biota*. CSIRO Information, Melbourne. U. K.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. 1994. Defining and assessing soil quality. *In: J. Doran, D. Coleman, D. Bezdicek & B Stewart, SSA Sp. Pub. 35, Madison*.
- DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. *SSA Sp. Pub. 35, Madison*. 244 p.
- DORAN J. W; JONES, A. J. (eds.).1996. *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, Inc. Madison, USA. Pub. 49, 410 p.
- DOYLE, R. J. 1989. How cells walls of Gram-positive bacteria interact with metal ions. *In: J. T. Beveridge & R. Doyle (eds.), Metals ions and bacteria*, John Wiley & Sons, New York, 275-293 pp.
- DUCHAFOUR, Ph. 1984. *Edafología: I: Edafogénesis y clasificación*. Versión española por T. Carballas (CSIC). T-Masson ed., Barcelona.
- DURALL, D. M; PARKINSON, D. 1987. Mineralization potential in surface minespoils of the labile and recalcitrant fractions of ¹⁴C-labelled timothy (*Phleum pratense*) litter. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 43-48.

- ELLIOT, H. A.; LIBERATI, M.R; HUANG, C.P. 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality* 15 (3): 214-219.
- ELIAS, TH; NELSON, J. 1987. Conservation and management of rare and endangered plants. *Proceedings of a California Conference on the conservation and management of rare and endangered plants*, Sacramento. California Native Plant Society Publication, Sacramento, pp. 121-128.
- FAO. 1998. Keys to soil taxonomy around of the world. FAO-UNESCO. Roma.
- FAO. 1984. Land evaluation for forestry. *Biology* 48, 123 pp.
- FASSBENDER, H. W.; BORNEMISZA, E. 1987. Química de suelos. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas IICA, Costa Rica.
- FEIJÓO, M. C.; IGLESIAS, I.; RODRÍGUEZ-OUBIÑA, J. 2000. Contribución a los estudios de conservación de *Leucanthemum gallaecicum* Rodr.-Oubiña & S. Ortiz. *Portugaliae Acta Biol.* 19: 113-119.
- FERGUSON, E. J. 1990. The heavy metals: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford.
- FERNÁNDEZ, J.; ÑIGUEZ, J; AGUILAR, J. 1974a. Estudio de los suelos desarrollados sobre rocas cristalinas. I Zona de Ojen-Mijas. *Anales de Edafología y Agrobiología* 33: 1089-1107.
- FERNÁNDEZ, J.; ÑIGUEZ, J; AGUILAR, J. 1974b. Estudio de los suelos desarrollados sobre rocas cristalinas. II Zona de Antequera. *Anales de Edafología y Agrobiología* 33: 1110-1120.
- FERNÁNDEZ, S.; SEOANE, S.; MERINO, A. 1998. Contenido de metales pesados en cultivos desarrollados en suelos sobre serpentinitas de Melide (A Coruña) y su relación con el manejo. *Nova Acta Compostelana (Biología)* 8: 131-141.
- FERNÁNDEZ, S.; SEOANE, S.; MERINO, A. 1999. Plant heavy metal concentrations and soil biological properties in agricultural serpentine soils. *Communication of Soil Science and Plant Analysis* 30 (13&14): 1867-1884.
- FLIEßBACH, A; MARTENS, R.; REBER H. H. 1994. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology & Biochemistry* 26 (9): 1201-1205.

Referencias Bibliográficas

- FIEDLER, P. L. 1986. Concepts of rarity in vascular plant species. *Taxon* 35 (3): 502-518.
- FREEDMAN, B.; HUTCHINSON, T. C. 1981. Sources of metal and elemental contamination of terrestrial environments. Chap. 2. *In*: N. W. Lepp (ed.), Effect of heavy metal pollution on plants, V2: metals in the environment, Applied Science Publishers, London.
- FOTH, H. D.; ELLIS, B. G. 1997. Soil fertility. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- GABRIELLI, R.; PANDOLFINI, T.; VERGANO, O.; PALANDRI, M. 1990. Comparison of two serpentine species with different nickel tolerance strategies. *Plant and Soil* 122: 271-277.
- GARCÍA, A.; DELGADO, M.; AGUILAR, J. 1976. Tipos de suelos desarrollados sobre las serpentinas de la Sierra de Carratraca (Málaga). *Anales de Edafología y Agrobiología* 35: 581-595.
- GARCÍA PAZ, C. 1982. Estudio de la meteorización de rocas en Galicia. Tesis Doctoral, Universidad de Salamanca, España.
- GARCÍA PAZ, C.; MACÍAS, F. 1983. Evolución geoquímica de las rocas gabroicas de Galicia durante su meteorización. *Cuaderno de Laboratorio Xeológico de Laxe* 5: 255-280.
- GARCÍA-RODEJA, E. 1983. Componentes no cristalinos en suelos de Galicia: distribución, naturaleza y propiedades. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- GARCÍA, J. N.; SUSANA, A. 1993. *Centaurea prolongi* and *C. Crocata* in Portugal: an old confusion. *Nordic Journal of Botany* 14: 31-38.
- GARCÍA, F. 1998. Modificación de las propiedades bioquímicas del suelo por contaminación de Cadmio y Cobre. Tesina Farmacia, Universidad de Santiago, España.
- GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, M. T. 2000. Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. C.S.I.C., Murcia.
- GARCÍA, C.; GIL-SOTRES, F.; HERNÁNDEZ, T.; TRASAR-CEPEDA, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi-Prensa, Madrid. 371 p.

- GARRIDO, J. 1949. Structure cristalline d'une chlorite chromifese de La Capelada, Galice-Espagne. Bull. Soc. Franc. Min et crist. 549-570 pp.
- GASSÓS, D.; MARTÍNEZ, A. 1999. La tierra, geología y mineralogía. CRISOL, Enc. Escolar Universal Carroggio. Numancia, Barcelona.
- GIL-SOTRES, F.; DÍAZ-FIERROS, F. 1981. Estudio de los suelos de la Sierra del Barbanza (Galicia): 4. Condiciones de fertilidad de los suelos. Anales de Edafología y Agrobiología 40: 1968-1981.
- GIL-SOTRES, F.; TRASAR, M. C; CIARDI, C.; CECCANTI, B.; LEIRÓS, M. C. 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. Biology & Fertility of Soils 13: 25-30.
- GIL-SOTRES, F. 1997. El equilibrio bioquímico en los suelos. Implicaciones en el diagnóstico de la calidad del suelo. Trabajo de Investigación Cátedra del Dpto. Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, España. 351 p.
- GÓMEZ, P.; SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ CELA, J. 1996. As precipitacións. *En*: F. Díaz-Fierros (coordinador), As augas de Galicia. Consello da cultura galega, A Coruña, pp. 41-105.
- GRAHM, R.; HANNAM, R.; UREN, N. C. 1988. Manganese in soil and plants. Kluwer Academic Publishers, London.
- GRAÑA, M. J. 1989. Contribución al estudio geoquímico del cobalto en suelos y plantas de la provincia de Lugo. Tesis Doctoral en Química, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- GRAY, T. R. G.; WILLIAMS, S.T. 1971. Soil microorganisms. Longman, London.
- GROOMBRIDGE, B. (ed.) 1992. Global biodiversity: Status of the earth's living resources. World Conservation Monitoring Center. Ed. Chapman & Hall, London. 585 p.
- GUITIÁN-OJEA, F. 1966. *En*: Estudio agrobiológico de la provincia de La Coruña. Publicaciones de la Exma. Diputación Provincial de A Coruña – CSIC, España.
- GUITIÁN-OJEA, F.; CARBALLAS, T. 1968. Suelos de la zona húmeda española. III Ránker Atlántico. Anales de Edafología y Agrobiología 27: 57-73.

Referencias Bibliográficas

- GUITIÁN, F.; CARBALLAS, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. 2ª ed. Editorial Pico Sacro, Santiago de Compostela, España.
- GUITIÁN-OJEA, F.; LÓPEZ, M. I. 1980. Suelos de la zona húmeda. X. Suelos sobre serpentinitas. 1. Morfología y características generales. Anales de Edafología y Agrobiología 3-4: 403-415.
- GUITIÁN-OJEA, F. (coord.) y otros. 1992. Atlas geoquímico de Galicia. Consellería de Industria y Comercio, Minas y Montes. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- GUPTA, S. K. 1989. Effect of anthropogenic contaminated soils on the metal concentration in plant and soil solution. *In*: J. P. Vernet (ed.), *Int. Com. Heavy Metals in the Environment*, Vol. 2.
- HARRISON, S. 1999. Local and regional diversity in a patchy landscape: native, alien and endemic herbs on serpentine. *Ecology* 80 (1): 70-80.
- HARRISON, S; RICE, K; MARON, J. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* 100: 45-53.
- HATTORI, T. 1973. *Microbial life in the soil: an introduction*. Edit. Marcel Dekker Inc., New York.
- HATTORI, H. 1992. Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Science and Plant Nutrition* 38: 93-100.
- HÉRY, M.; NAZARET, S.; JAFFRÉ, T.; NORMAND, P.; NAVARRO, E. 2003. Adaptation to nickel spiking of bacterial communities in neocaledonian soils. *Environmental Microbiology* 5 (1): 3-12.
- HESS, T. F.; SCHMIDT, S. 1995. Improved procedure for obtaining statistically valid parameter estimates from soil respiration data. *Soil Biol. & Biochem.* 27(1): 1-7.
- HORIE, K.; MIZUNO, N.; NOSAKA, S. 2000. Characteristics of nickel accumulation in native plants growing in ultramafic rock area in Hokkaido. *Soil Science and Plant Nutrition* 46: 853-862.
- HORTAS, A. 1997. Contribución al estudio de las reacciones de metales pesados (cobre y cadmio) con suelos naturales de Galicia. Tesina de Licenciatura Ingeniero Agrónomo, Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela, España.

- HUANG, P. M.; BERTHELIN, J.; BOLLAG, J. M.; MCGILL, W. B.; PAGE, A. L. 1995. Environmental impact of soil component interactions. Volume II: Metals, other inorganics, and microbial activities. C.R.C. Lewis Publishing, U. K. 283 p.
- HUNNEKE, L.; HANBURG, S.; KOIDE, R.; MOONEY, H.; VITOUSEK, P. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in California serpentine grassland. *Ecology* 71: 478-491.
- HUNGATE, B. A.; JAEGER, C. H.; GAMARA, G.; CHAPIN, F. S.; FIELD, C. B. 2000. Soil microbial in two annual grasslands: responses to elevated atmospheric CO₂. *Oecologia* 124: 589-598.
- HUNTER, J.G.; VERGNANO, O. 1953. Trace elements toxicities in oat plants. *Ann.ales of Applied Boilogy* 40: 761-777.
- IGLESIAS, I.; FEIJOO, M. C; ORTIZ, S. 2000. El cultivo “*In vitro*” como herramienta para la protección y conservación de plantas. Su empleo en especies endémicas, raras y amenazadas de Galicia. *Conservación Vegetal* 5: 8-9.
- INSTITUTO NACIONAL DE EDAFOLOGÍA, CSIC. 1966. Estudios agrobiológicos de la provincia de La Coruña. Santiago de Compostela.
- INSAM, H.; DOMSCH, K. H. 1988. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbiology & Ecology* 15: 177-188.
- INSAM, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime?. *Soil Biology & Biochemistry* 22 (4): 525-532.
- IZCO, J. 1989. Flora vascular. *In*: F. Díaz-Fierros, F. Río y E. Vieitez (eds), A natureza ameazada, xea flora e fauna de Galicia en perigo. Consello da Cultura Galega, Colec. Patrimonio Eco. Santiago de Compostela, pp. 141-202
- IZCO, J; SÁNCHEZ, J. M. 1995. Revisión crítica del listado de flora endémica gallega. *Botánica Macaronésica* 21: 75-84.
- IZCO, J.; RODRÍGUEZ-OUBIÑA, J.; ROMERO, M.; AMIGO, J.; PULGAR, I.; GÓMEZ, M. 2003. Flora endémica de A Coruña (España): *Centaurea borjae* y *Centaurea ultreiae*. Editorial Diputación Provincial de A Coruña, A Coruña. 69 p.

Referencias Bibliográficas

- JACKSON, T. A. 1995. Effects of clays minerals, oxyhydroxides, and humic matter on microbial communities of soil, sediment and water. *In*: P. M. Huang *et al* (eds), Environmental impact of soil component interactions, Vol II. ISSS-UNEP, U. K. Ch. 14, 165-200 pp.
- JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. 1981. Microbial biomass in soils: measurement and turnover. *In*: E. A. Paul & J. N. Ladd (eds.), Soil Biochemistry Vol. 5. Marcel Dekker, New York, pp. 415-417.
- JENKINSON, D. S.; ADAMS, D. E.; WILD, A. 1991. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature* 351: 304-306.
- JENNY, H. 1941. Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York.
- JENNY, H. 1980. The soil resource: origin and behavior. Springer-Verlag, New York. 377
- JOERGENSEN, R. G.; BROOKES, P. C. 1990. Nynhidrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5 M K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biology & Biochemistry* 22: 1023-1027.
- JOERGENSEN, R.G.; ANDERSON, T. H.; WOLTERS, V. 1995. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Biology and Fertility of Soils* 19: 141-147.
- KABATA-PENDIAS, A; PENDIAS, H. 1992. Trace elements in soil and plants. 2nd ed. CRC Press, USA.
- KABATA-PENDIAS, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. Institute of Soil Sci. & Cultivation of plants, Poland. *In*: W. Salomons, U. Förstner & P. Mader (eds.), Heavy metals. Springer, pp. 3-17.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, C. D. 1995. Trace metals. *In*: E. J. Rechcigl (ed.), Soils amendments and environmental quality, Lewis Publ., Boca Raton, USA. 139-167 pp.
- KARLRA, Y. P.; MAYNARD, D. G. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Information report NOR-X-319 Forestry Canada: 97-115.
- KANDELER, E.; EDER, G. 1993. Effect of cattle slurry in grassland on microbial biomass and on activities of various enzymes. *Biology and Fertility of Soils* 16: 249-254.

- KANDELER, E.; KAMPICHER, C.; HORAK, O. 1996. Influence of heavy metals on functional diversity of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 23: 299-306.
- KESSLER, E.; RUNDGREN, S. 1998. Integrate soil analysis. *Citado en: Stenberg* (1999), Monitoring soil quality of arable land. *Soil & Plant* 49: 1-24.
- KING, J. A; HARRISON, R. 1995. An automated chamber system to measure soil respiration. *Aspects of Applied Biology* 43: 87-94.
- KNOWLES, L.; WITKOWSKI, E. T. F. 2000. Conservation biology of the succulent shrub, *Euphorbia barnardii*, a serpentine endemic of the Northern Province, South Africa. *Austral Ecology* 25: 241-252.
- KOK, R. 2002. Are plant adaptations to growing on serpentine soil rare or common? A few case studies from New Caledonia. *Paris, Andansonia* 24 (2): 229-238.
- KRÄMER, U.; COTTER-HOWELLS, J; CHARNOCK, J; BAKER, A; SMITH, J. 1996. Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. *Nature* 379: 635-638.
- KRUCKEBERG, A. R ; MORRISON, J. L. 1983. New *Streptanthus* taxa (Cruciferae) from California. *Madroño* 30: 230-244.
- KRUCKEBERG, A. R. 1984. California serpentines: flora, vegetation, geology, soils and management problems. University of California Press. Berkeley, USA.
- KRUCKEBERG, A. R. 1984a. California's serpentine. I. *Fremontia* 11 (4): 3-10.
- KRUCKEBERG, A. R. 1984b. California's serpentine. II. *Fremontia* 11 (5): 11-17.
- KRUCKEBERG, A. R. 1986. An essay: The stimulus of unusual geologies for plant speciation. *Systematic Botany* 11 (3): 455-463.
- KRUCKEBERG, A. K. 1987. Serpentine endemism and rarity. *In: T. S. Elias y J. Nelson, Conservation and management of rare and endangered plants. California Natural Plant Society, California*, pp. 121-128.
- KRUCKEBERG, A. 1992. The serpentinized areas of New Zealand, their structure and ecology. *In: B. Roberts & J. Proctor (eds.), The ecology of areas with serpentinized rocks, A world view, Kluwer, Dordrecht.* 375-417 pp.

Referencias Bibliográficas

- KUO, S.; MIKKELSEN, D. S. 1979. Effect of magnesium on phosphate adsorption by calcium carbonate. *Soil Sci.* 127: 65-69.
- LACOSTE, A.; SALANON. 1973. *Biogeografía: elementos de geografía*. Oikos-tau, Barcelona. 15-57 pp.
- LADD, J. N.; BUTLER, H. A. 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology & Biochemistry* 4: 19-30.
- LADD, J. N.; PAUL, E. A. 1973. Changes in enzymatic activity and distribution of acid-soluble amino acid-nitrogen in soil during nitrogen immobilization and mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 5: 825-840.
- LAÍNIZ, 1971. Aportaciones al conocimiento de la flora gallega, VII. Publicaciones del Instituto Forestal y de Investigaciones, Madrid, España.
- LEBEDEVA, E. V.; LYALIKOVA, N. N.; BUGEL'SKII, Y. 1978. Participation of nitrifying bacteria in the weathering of serpentized ultrabasic rocks (in Russ.). *Mikrobiologiya* 47: 1101-1107.
- LEE, B. D.; GRAHAM, R. C.; LAURENT, T. E; AMRHEIN, C.; CREASY, R. M. 2001. Spatial distribution of soil chemical condition in a Serpentinic wetland and surrounding landscape. *Soil Science Society America Journal* 65 (4): 1183-1196.
- LEIRÓS, M. C., TRASAR; SEOANE, S; GIL SOTRES, F. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 327-335.
- LEIRÓS, M. C., TRASAR; SEOANE, S; GIL, F. 1999. Defining the validity of biochemical index of soil quality. *Biology & Fertility of Soils* 30: 140-146.
- LEIRÓS, M. C., TRASAR; SEOANE, S; GIL, F. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic Oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 733-745.
- LEITA, L.; DE NOBILI, L.; MUHLBACHOVA, G.; MONDICINI, M.; MARCHIOL, L.; ZERBI, G. 1995. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. & Fert. Soils* 19: 103-108.

- LEITA, L.; DE NOBILI, L.; MONDICINI, M.; MUHLBACHOVA, G.; MARCHIOL, L.; BRAGATO, G.; CONTIN, M. 1999. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biology & Fertility of Soils* 28: 371-376.
- LEHNINGER, A. L. 1978. *Bioquímica*. Ediciones Omega, Barcelona. España.
- LI, Z.; McLAREN, R.G; METHERELL, A.K. 2001. Fractionation of cobalt and manganese in New Zealand soils. *Australia Journal Soil Res.* 39: 951-967.
- LIN, Q.; BROOKES, PC. 1999. An evaluation of the substrate-induced respiration method. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 1969-1983.
- LINDSAY, W. L. 1973. Role of chelation in micronutrient availability. Chap 17. *In*: E. W. Carson (ed.). *The plant root and its environment*. University of Virginia, Press. Charlottesville.
- LINDSAY, W. L; NORWELL, W. A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society America Journal* 42: 421-428.
- LINDSAY, W. L. 1979. *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & Sons, New York.
- LOBO, M. C.; SASTRE, I.; VICENTE, M. A. 2000. Las enzimas como medida del impacto ambiental en los suelos. *En*: C. García y M. T. Hernández (eds.), *Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España*. CSIC, Murcia. 297-323 pp.
- LOBO, M. C.; IBÁÑEZ, J. J. 2003. Preserving soil quality and soil biodiversity: the role of surrogate indicators. IMIA-CSIC, España. 274 p.
- LÓPEZ, M. I. 1971. Contenido en Níquel de algunas especies de la vegetación de suelos sobre serpentinas. Tesina de Biología, Universidad de Santiago de Compostela.
- LÓPEZ, M. I. 1978. Contribución al estudio de los suelos sobre serpentinas. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España. 262 p.
- LÓPEZ, M. I.; GUITIÁN OJEA, F. 1981. Suelos de la zona húmeda española. X. Suelos sobre serpentinitas. *Anales de Edafología y Agrobiología* 40: 1-10.
- LUGO DE LA FUENTE, J. A. 2002. Dinámica de metales pesados en el sistema suelo-sedimento-fracción húmica y arcillosa en la cuenca alta y media del río Lerma. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de México (UNAM), D. F. México.

Referencias Bibliográficas

- LYNCH, J. M. 1979. The terrestrial environment. *In*: J. M. Lynch & N. J. Poole (eds.), Microbial ecology: a conceptual approach. Blackwell Sci. Publ. Oxford, pp. 67-91.
- LYNCH, J. M.; 1983. Soil biotechnology microbial factors in crop productivity. Blackwell Sci. Publ. Oxford, U. K.
- MACÍAS, F.; VEIGA, A; CALVO, R. 1993. Influencia del material geológico y detección de anomalías en el contenido de metales pesados en horizontes superficiales de suelos de la provincia de A Coruña. *Cadernos de Lab. Xeolóxico de Laxe* 18: 317-323.
- MACÍAS, F; CALVO, R. 2001. Atlas de Galicia: los suelos. Consellería de Presidencia, Xunta de Galicia, Universidade de Santiago de Compostela. España.
- MACNICOL, R. D.; BECKETT, P. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 107-129.
- McBRIDE, M. B. 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York, pp. 308-318.
- McGRATH, S.P; BROOKES, PC; GILLER, KE. 1988. Effects of potentially toxic metals in soil derived from past applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens* L. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 415-424.
- McKENZIE, R. M. 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Australia J. Soil Res.* 18: 61. *In*: R. D. Graham *et al*, 1988.
- MALPAS, J. 1992. Serpentine and the geology of serpentinized rocks. *In*: B. A. Roberts & J. Proctor (eds.), The ecology of areas with serpentinized rocks: a world view. Kluwer Academic Publishers, London, pp 7-30.
- M.A.P.A. 1995. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riego. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp. 205-285.
- MARIÑO, F; LIGERO, A; DÍAZ, D. J. 1994. Metales pesados en varias especies de lombrices de tierra de suelos desarrollados sobre serpentinitas. *Nova Acta Científica Compostelana* 5: 245-250.
- MARKERT, B. 1994. Plants as biomonitors potential advantages and problems. *In*: D. C. Adriano, Z. Chen & S. Yang (eds.), Biogeochemistry of trace elements. Science & Technology Letters, New York, pp. 601-613.

- MARSHALL, K. C. 1975. Clay mineralogy in relation to survival of soil bacterial. *Ann. Rev. Phytopathology* 13: 357-373.
- MARTÍNEZ FERNÁNDEZ, E. 1965. Cobre en los suelos de la provincia de La Coruña. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- MASTERTON, W.; SLOWINSKI, E.; STANITSKI, C. 1989. Química general superior. 6ª ed. Interamericana McGraw-Hill, México.
- MENEZES DE SEQUEIRA, E. 1969. Toxicity and movement of heavy metals in serpentinic soils (northeasters Portugal). *Agron. Lusitana* 30: 115-154.
- MENEZES DE SEQUEIRA, E.; PINTO DA SILVA, A. R. 1992. Ecology of serpentized areas of north-east Portugal. *In*: B. A. Roberts y J. Proctor (eds.), *The ecology of areas with serpentized areas: a world view*, Kluwer Acad. Publ. London, 169-197.
- MERINO, B. 1909. Flora descriptiva e ilustrada de Galicia, III. Tipografía Galaica, Santiago de Compostela, España.
- MILLER, R. W.; GARDINER, D. T. 1998. Soils: in our environment. 8nd ed. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- MITCHEL, R. L. 1971. Trace elements in soils. *Trace elements in soils and Crops*: 8-20.
- MINGUZZI, C.; VERGANO, O. 1948. Il contenuto di nichel nelle ceneri di *Alyssum bertolonii* Dev. Mem. Soc. Tosc. Sci. Nat. Ser. A. 55: 49-74.
- MIZUNO, N. 1968. Interaction between Iron and Nickel, and Copper and Nickel in various plants species. *Nature* 219: 1271-1272.
- MIZUNO, N.; TAKAHASHI, A.; WAGATSUMA, T.; MIZUNO, T.; OBATA, H. 2002. Chemical composition of guttation fluid and leaves of *Petasites japonicus* v *giganteus* and *Polygonum cuspidatum* growing on ultramafic soil. *Short paper, Soil Science and Plant Nutrition* 48 (3): 451-453.
- MIZUNO, N.; NOSAKA, S.; MIZUNO, T.; HORIE, K.; OBATA, H. 2003. Distribution of Ni and Zn in the leaves of *Thlaspi japonicum* growing on ultramafic soil. *Soil Science and Plant Nutrition* 49 (1): 93-97.
- MOPT. 1990. Plano topográfico nacional 1:25.000, N° 96: Hojas III-IV. Ministerio de Obras Públicas y Transporte, Instituto Geológico y Minas de España.

Referencias Bibliográficas

- MONTERROSO, C.; ALVAREZ, E.; MACÍAS, F. 1993. Caracterización de los suelos de la escombrera de la mina As Pontes (A Coruña) en proceso de restauración ambiental. *Cadernos Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 18: 307-316.
- MONTGOMERY, R.; CONWAY, T. W.; SPECTOR, A. A.; CHAPPEL, A. 1996. *Biochemistry: a case oriented approach*. 6nd ed. Msby. St. Louis, USA. 634 p.
- MOODY, J. B. 1976. Serpentinization: a review. *Lithos* 9: 125-138.
- MOORES, E. 1973. Geotectonic significance of ultramafic rocks. *Earth Science Review* 9: 241-258.
- MOSCOSO, F. 2003. Calidad bioquímica de los suelos abonados con lodo de depuradora. Tesina de Licenciatura en Químicas, Dpto. Edafología y Q. Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- MOURE, M. 2002. Efecto de la luz sobre la germinación de semillas de cinco taxones endémicos de Galicia. Diploma de Estudios Avanzados, Biología Vexetal, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- MUNSELL. 1988. Soil colour charts. Munsell color, Baltimore, USA.
- MUÑOZ TABOADELA, M; GUITIÁN OJEA, F. 1966. Suelos naturales y mapa de los suelos de la provincia de La Coruña. *En: Estudio agrobiológico de la provincia de La Coruña*, Publ. Exma. Diputación provincial de La Coruña. CSIC. 174-260 pp.
- NAKAS, J. P.; KLEIN, D. A. 1979. Decomposition of microbial cell components in a semi-arid grassland soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 38: 454-460.
- NAKAYAMA, F. S. 1990. Soil respiration. *Remote Sensing Reviews* 51:311-321.
- NANNIPIERI, P. C.; JONSON, R. L.; PAUL, E. A. 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 10: 223-229.
- NANNIPIERI, P. C.; CECCANTI, B.; CERVELLI, S.; MATARESE, E. 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Science America Journal* 44: 1011-1016.
- NANNIPIERI, P. C. 1984. Microbial biomass and activity measurements in soil: ecological significance. *Curr. Persp. Microb. Ecol.*, Washington, D. C. 515-521 pp.

- NANNIPIERI, P. C.; GREGO, S.; CECCANTI, B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. *In*: J. M. Bollag & G. Stozsky (eds.). Soil Biochemistry, Vol 6, Marcel Dekker, New York. 293-355 pp.
- NANNIPIERI, P. C. 1994. The potencial use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. *In*: C. E. Pankhurst, B. M. Doube, VVSR. Grupa & P. R. Grace (eds.). Soil Biota: Management in sustainable farming systems. Commonwealth Scientific Investigation Research Organization, Adelaide. *CSIRO*, Aust. 238-244 pp.
- NANNIPIERI, P. C.; LANDI, L; BADALUCCO, L. 1995. La capacità metabólica e la qualità del suolo. *Agronomia* 29: 312-316.
- NANNIPIERI, P. C.; KANDELER, E.; RUGGIERO, P. 2002. Enzyme activities and microbiological and biochemical proceses in soil. *In*: R. Burns & R. Dick (eds.), Enzymes in the environment: activity, ecology and applications. Marcel Dekker, New York. 1-32 pp.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF USA. 1993. Soil and water quality: an agenda for agriculture. Committee on Long-Range soil and water conservation board on agriculture. National Acad. of Sci. Nat. Ac. Press, Washington D. C.
- NORDAL, I.; BORSE-HARALDSEN, K; ERGON, A; ERIKSEN, A. B. 1999. Cooper resistance and genetic diversity in *Lychnis alpina* (caryophyllaceae) populations on mining sites. *Folia Geobotanica* 34: 471-481.
- NÚÑEZ, J. 1998. Fundamentos de edafología. 2ª ed., EUNED, San José, Costa Rica 188 p.
- ODUM, E. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 35: 419-422.
- O'HANLEY, D. S. 1996. Serpentinites: records of tectonic and petrological history. Oxford monographs on geology and geophysics N° 34. Oxford University Press, New York, USA.
- OKAZAKI, R.; SMITH., H. W.; MOODIE, C. D. 1963. Hydrolysis and salt retention errors in conventional cation-exchange capacity procedures. *Soil Sci.* 96: 107-118.
- OLSEN, S. R. 1952. Measurement of surface phosphate on hydroxylapatite and phosphate rock with radiophosphorus. *J. Physica & Chemistry* 56: 630-632.

Referencias Bibliográficas

- OLSEN, S. R.; WATANABE, F. S. 1957. A method to determine a phosphorous adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. SSS American Process 21: 144-149
- OLSEN, S. R.; SOMMERS, L. E. 1982. Phosphorus. *In*: A. L. Page, R. Miller & D. Keeney (eds.), Methods of soil analysis, ASA-SSA, Madison. 403-427 pp.
- OLSON, R. V.; ELLIS, R. 1982. Iron. *In*: A. L. Page, R. Miller & D. Keeney (eds.), Methods of soil analysis, ASA-SSA, Madison. 301-312 pp.
- ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J. P. 1993. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. Geomicrobiology Journal 11: 333-340.
- PALMER, C. E.; WARWICK, S; SELLER, W. 2001. Brassicaceae (*Cruciferae*) family, plant biotechnology and phytoremediation. Intern. J. of Phytorem. 3 (3): 245-287.
- PAGE, A. L.; MILLER, R. H; KEENEY, D. R. 1982. Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and microbiological properties. 2nd ed. n° 9 series Agronomy II. American Society of Agronomy, ASA-SSA. Madison, USA.
- PAIS, I.; JONES, J. 1997. The handbook of trace elements. St. Louis Press. Florida, USA, pp. 223.
- PANDOLFINI, T.; GABRIELLI, R; CISCATO, M. 1996. Nickel toxicity in two durum wheat cultivars differing in drought sensitivity. J. Plant Nutrition 19 (12): 1611-1627.
- PANDOLFINI, T.; PANCARO, L. 1992. Biogeochemical survey of some ophiolitic outcrops in Tuscany. Flora 187: 341-351.
- PANKHURST, C. E. 1997. Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. *In*: C. E. Pankhurst & B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta (eds.), Biological indicators of soil health. Chap. 12. CAB Int., U. K., pp. 297-324.
- PARGA-PONDAL, I. 1958. El conocimiento geológico de Galicia. CITANIA, Buenos Aires, Argentina.
- PARKINSON, K. J. 1981. An improved method for measuring soil respiration in the field. Journal of Applied Ecology 18: 221-228.
- PARISI, V. 1979. Biología y ecología del suelo. Blume, Barcelona. 169 p.
- PAUL, E. A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. Plant and Soil 76: 275-285.

- PAYET, C.; SCHOLLES, M. C.; BALKWILL, K. 2001. Some effects of the cultivation of pine on the chemistry of ultramafic soils. *South African Journal of Science* 97: 603-608.
- PAZ, A.; TABOADA, M. T.; GÓMEZ, M. J. 1997. Relación entre textura, pH, materia orgánica y complejo de cambio en el horizonte superior de un suelo sobre serpentinas. *Cadernos de Lab. Xeolóxico de Laxe* 22: 5-14.
- PAZ, A.; TABOADA, M.T.; VIEIRA, S.R. 2001. Geostatistical analysis of heavy metals in a one-hectare plot under natural vegetation in a serpentine area. *Canadian Journal of Soil Science* 81 (4): 469-479.
- PELCZAR, M. J.; REID, R. D.; CHAN, E. C. S. 1981. *Microbiología*. 4ª ed. McGraw-Hill, México. 633-650 pp.
- PICHI SERMOLLI, R. 1948. Flora e vegetazione delle serpentine e delle altre ofioliti dell'Alta valle del Tevere (Toscana). *Webbia* 6: 380.
- PRIHA, O.; SMOLANDER, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. *Biology and Fertility of Soils* 17: 301-308.
- PRINCE, A. L. 1945. Organic matter: N method. *Soil Science* 59: 47-52.
- PROCTOR, J.; WOODDELL, S. R. J. 1971. The plant ecology of serpentine. I. Serpentine vegetation of England and Scotland. II Plant response to serpentine soils. III The influence of a high Mg/Ca ratio and high Ni/Cr levels in some British and Swedish serpentine soils. *J. Ecol.* 59: 375-410, 827-842.
- PROCTOR, J.; WOODDELL, S. R. J. 1975. The ecology of serpentine soils. *Advance in Ecological Research* 9: 255-366.
- PROCTOR, J.; NAGY, L. 1992. Ultramafic rocks and their vegetation: an overview. *In*: A. J. Baker, J. Proctor & R. D. Reeves (eds.), *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*, Intercept, Andover. 469-494 pp.
- PORTA, J.; LÓPEZ, M.; ROQUERO, C. 1999. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 2ª edición, Mundi-Prensa. Madrid, España. 849 p.

Referencias Bibliográficas

- POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. 1981. A comparison of the organic matter biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *J. Agri. Sci. Camb.* 97: 713-721.
- POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 159-164.
- PUGA, M.; MACÍAS, F.; GUITIÁN, F. 1978. Pedogenetical and geomorphological cycles in a catena of Galicia, NW Spain. *Catena* 5: 375-387.
- PUGA, M. 1982. Estudio de los suelos sobre gabros. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- RAICH, J.; TUFEKCIOGLU, A. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48: 71-90.
- RAIMAM, C.; CARITAT, P. 1998. Chemical elements in the environment. Springer, Germany. 397 p.
- RAJAKARUNA, N.; HARRIS, C. S.; TOWERS, G. H. N. 2002. Antimicrobial activity of plants collected from serpentine outcrops in Sri Lanka. *Pharmacology & Biology* 40 (3): 235-244.
- RAJAKARUNA, N.; BOHM, B. A. 2002. Serpentine and its vegetation: a preliminary study from Sri Lanka. *Journal of Applied Botany* 76: 20-28.
- REAL ACADEMIA ESPAÑOLA. 2001. Diccionario de la lengua española. 22nd ed., tomo II. *Espasa*, Madrid. 1496, 2054 pp.
- REEVES, R. D.; BROOKS, R.; MACFARLANE, R. 1981. Nickel uptake by Californian *Streptanthus* and *Caulanthus* with particular reference to the hyperaccumulator *S. polygaloides* Gray (Cruciferae). *American Journal of Botany* 68: 708-712.
- REEVES, R. D. 1992. The hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. *In*: A. Baker, J. Proctor & R. D. Reeves (eds.), *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*. Intercept, Andover, pp. 253-277.
- REEVES, R. D.; BAKER, A.; BORHIDI, A.; BERAZAÍN, R. 1999. Nickel hyperaccumulation in the Serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany* 83: 29-38.

- REEVES, R. D.; KRUCKEBERG, A. R.; ADIGUZEL, N.; KRAMER, U. 2001. Studies on the flora of serpentine and other metalliferous areas of western Turkey. *South African Journal of Science (Serpentine ecology)* 97: 513-519.
- RENELLA, G.; CHAUDRI, A. M.; BROOKES, P. C. 2002. Fresh additions of heavy metals do not model long-term effects on microbial biomass and activity. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 121-124.
- REY, M. 2001. Desarrollo de una metodología analítica para la determinación de gases invernadero: aplicación al estudio de la influencia del cambio climático global sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo. Tesis Doctoral, Fac. Farmacia. Universidad de Santiago de Compostela, España.
- RICE, E. L. 1984. *Allelopathy*. Academic Press, Florida, USA.
- RICHARDS, B. N. 1987. *The microbiology of terrestrial ecosystems*. Wiley, New York.
- RÍOS, S. 1976. *Análisis estadístico aplicado*. Editorial Paraninfo, Madrid. 411 p.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. Mapa de las series de vegetación de España 1:400.000. Publicaciones ICONA, Serie Técnica. Madrid. 268 p.
- RIVAS, S.; PENAS, A.; DÍAZ, T. E. 2002. Bioclimatic map of Portugal and Spain – Bioclimates. Maps 1:7.000.000, University of León, Spain.
- ROBERTS, B. A.; PROCTOR, J (eds.). 1992. *The ecology of areas with serpentinized rocks: a world view*. Kluwer Academic Publishers, London.
- ROBINSON, G. W. 1967. *Los suelos, su origen, constitución y clasificación*. Omega, Barcelona. 515 p.
- ROBINSON, B. H.; BROOKS, R.; GREGG, P.; KIRKMAN, J. H. 1999. The nickel phytoextraction potential of some ultramafic soils as determined by sequential extraction. *Geoderma* 87: 293-304.
- RODRÍGUEZ, J.; ORTIZ, S. 1991. Los pastizales pioneros vivaces de los suelos serpentínicos del NO ibérico. *Lazaroa* 12: 333-344.
- RODRÍGUEZ, J.; ORTIZ, S. 1993. A new subspecies of *Santolina rosmarinifolia* L (Asteraceae) from serpentine soils in Central Galicia (NW Iberian Peninsula). *Botanical Journal of the Linnean Society* 111: 457-462.

Referencias Bibliográficas

- RODRÍGUEZ, J.; ORTÍZ, S. 1998. Unha nova combinación en *Santolina* L (Compositae). Nova Acta Científica Compostelana (Biología), 8: 299-300.
- RODRÍGUEZ, J.; ORTIZ, S.; PULGAR, I. 1998. Flora endémica de Galicia. Guía y Vídeo, Ed. GrafiNova. Universidad de Santiago de Compostela. 57 p.
- RODRÍGUEZ, J.; REINOSO, J.; GÓMEZ, M. 2001. *Pleurodictyon acuminati-Ophioglossatum lusitanici*, una nueva asociación del afloramiento de rocas ultrabásicas del centro de Galicia (N.O. de España). Nova Acta Científica Compostelana (Biología) 11: 167-175.
- ROSS, D. J.; SPEIR T. W.; COWLING J. C.; WHALE, K. N. 1984. Temporal fluctuations in biochemical properties of soil under pasture II Nitrogen Mineralization and Enzyme activities. Australia Journal Soil Res. 22:319-330.
- ROSS, S. 1989. Soil processes: a systematic approach. Chapman & Hall, London. 39-45, 62-80 pp.
- ROSS, S. 1994. Toxic metals in soil-plant systems. J. Wiley, U.K. 218-231, 417-429 pp.
- ROVIRA, A. D. 1964. Interactions between plant roots and soil microorganisms. C.S.I.R.O., Division of Soil, Adelaide, South Australia, pp. 241-260.
- RUSSELL, E. J. W. 1973. Soil conditions and plant growth. Longman, London.
- RUNE, O. 1953. Plant life on serpentines and related rocks in the North of Sweden. Acta Phytogeog., Sweden 31: 1-169.
- SAÁ, A.; TRASAR-CEPEDA, C.; GIL-SOTRES, F.; CARBALLAS, T. 1993. Changes in soil phosphorus and acid phosphate activity immediately following forest fire. Soil Biology & Biochemistry 22: 511-515.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. 1995. Heavy metals: problems and solutions. Springer, Germany, pp. 4-27.
- SAUERLANDT, W.; BERWECHE, H. Z. 1952. Organic matter method. Z. Pflanz. Düng. Bodenk 56: 204-226.
- SCHAFER, W. M. 1979. Variability of mineral soils and natural soils in southeastern Montana. Soil Science of Society American Journal 43: 1.207-1.212.

- SEOÁNEZ, M. 1999. Contaminación del suelo: estudios, tratamiento y gestión. Colección Ingeniería del Medio Ambiente. Editorial Mundi-Prensa, Madrid.
- SHALLARI, S.; SCHWARTZ, C; HASKO, A; MOREL, J.L. 1998. Heavy metals in soils and plants serpentine and industrial sites of Albania. *The Science of the Total Environment* 209: 133-142.
- SHARPLEY, A. 2000. Phosphorus availability. *In: Handbook of Soil Science*. CRC, Boca Ratón, Florida.
- SHELLEY, D. 1993. Igneous and metamorphic rocks under the microscope: clasification, textures, microstructures and mineral preferred orientations. Chapman & Hall, London, pp. 58-110.
- SHUMAN, L.. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Science* 140: 11-22.
- SICILIANO, S. D.; GERMIDA, J. J. 1998. Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environ. Rev.* 6: 65-79.
- SILVA PANDO, J. 1987. *Centaurea ultreiae* Silva Pando, Sp. Nov. (Compositae) del noroeste de España. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 44 (2): 421-427.
- SILVA PANDO, J.; RODRÍGUEZ OUBIÑA, J. 1986. Los tojales y brezales desarrollados sobre rocas ultrabásicas del noroeste de Galicia. Comunicación VII Jornadas de Fitosociología. Salamanca, España.
- SILVA PANDO, J. 1989. Aproximación al esquema fitosociológico de Galicia. *In: F. J. Silva-Pando (ed.), Sobre flora y vegetación de Galicia*. Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, pp. 133-150.
- SITGA. 2001. Mapa litológico Galicia 1:250.000. Sistema de Información Tecnológica de Galicia, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- SMITH, S. R AND GUILLER, K. E. 1992. Effective Rhizobium leguminosarum present in five soils contaminated with heavy metals from long-term applications of sewage sludge or metal mine spoil. *Soil Biology & Biochemistry* 24: 781-788.
- SOANE, B. D.; SUNDER, D. H. 1959. Nickel and chromium toxicity of serpentine soils in Southern Rhodesia. *Soil Science* 88: 322-330.

Referencias Bibliográficas

- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (SSA). 1973. Glossary of soil science terms. Wisconsin, USA. 33 p.
- SOIL SURVEY STAFF. 1975. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA.
- SOIL SURVEY STAFF. 1998. Keys to soil taxonomy. 8nd ed. USDA, NRCS. Washington, D.C. USA.
- SOLTANPOUR, P.; JONES, B.; WORKMAN, S. M. 1982. Optical emission spectrometry. *In*: A. L. Page, R. Miller & D. Keeney (eds), Methods of soil analysis, ASA-SSA, Madison. 429-63 pp.
- SPARLING, G. P. 1985. The soil biomass. *In*: M. Nijhoff, W. Junk, D. Vaughan & R. E. Malcolm (eds), Soil organic matter and biological activity. Dordrecht, 223-262 pp.
- SPARKS, D. L. 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical methods. SSA-ASA. Madison, USA. 1390 pp.
- SPENCE, D. H. N. 1957. Studies on the vegetation of Shetland. I. The serpentine debris in Unst. *J. Ecol.* 45: 917-945.
- SPIEGEL, M. R. 1970. Estadística: teoría y problemas. Serie de compendios Schaum. McGraw-Hill, México, pp. 27-64.
- SPOSITO, G. 1981. Cation exchange in soils: an historical and theoretical perspective. ASA, Madison. Special Publ. N 40, pp. 13-30.
- SPOSITO, G. 1983. Applied environmental geochemistry. Academic Press, New York.
- SPOSITO, G.; PAGE, A. 1984. Cycling of metal ions in the soil environment in metal ion in biological systems. Sigel H. Editorial Marcel Dekker, New York. 287 p.
- SPOSITO, G.; PAGE, 1985. Metal ions in biological systems. Vol. 18. Circulation of metal in the environment. Singel H. ed. Mercel Dekker, New York, pp. 287-332.
- SPOSITO, G.; COVES, J. 1988. The Kearney Foundation of soil Science. University of California, USA.
- SPOSITO, G. 1989. The chemistry of soils. Oxford University Press, New York, 277 p.
- STANFORD, G.; SMITH, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society Amer. Proc.* 36: 465-472.

- STENBERG, B. 1999. Monitoring soil quality of arable land. Microbiological indicators. *Acta Agri. Scand., Sect. Biology Soil & Plant Science* 49: 1-24.
- STEPHENSON, M. 1966. Bacterial metabolism. M.I.T. Press; Massachusetts, USA.
- STEVENSON, F. J. 1982. Humus chemistry: genesis, compositions and reactions. John Wiley & Sons, New York.
- STEVENSON, F. J.; FITCH, A. 1986. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. *In*: P. M. Huang & M. Schnitzer (eds.), Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. ASA Spec. Pub. 17. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. 29-58 pp.
- STEVENSON, F. J. 1991. Organic matter-micronutrient reactions in soil. *In*: Micronutrients in agriculture, 2nd edition, SSSA Book series, N° 4. Ch. 6. USA. 145-186 pp.
- STILES, W. 1961. Trace elements in plants. Cambridge University Press. 249 p.
- SUBBA, N. S. 1999. Soil microbiology: soil microorganisms and plant growth. 4th edition, Science Publishers, USA. 292-323 pp.
- SUZUKI, S.; MIZUNO, N.; KIMURA, K. 1971. Distribution of heavy metals in serpentine soils. *Soil Sci. & Plant Nutrition* 17 (5): 195-198.
- TABATABAI, M. A.; BREMMER, J. M. 1969. Use of *p*-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 747-755.
- TABATABAI, M. A.; BREMMER, J. M. 1972. Assay of urease activity of soils. *Citado en*: J. W. Doran & J. Jones (1996), Methods for assessing soil quality. SSSA, Madison. 410p.
- TABATABAI, M. A. 1997. Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 9: 9-13.
- TABATABAI, M. A. 1997. Soil Enzymes. *In*: A. L. Page, R.H. Miller D.R. & Keeney (eds.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy 9, ASA-SSA, Madison. 903-947 pp
- TABOADA, M. T.; AIRA, M. J; DIAZ-FIERROS, F. 1993. Formación de turberas en la Sierra de O Bocelo: relación con las condiciones paleoambientales del holoceno. *Cad. Lab. Xeol. Laxe* 18: 365-377.

Referencias Bibliográficas

- TANJI, K. K.; GUPTA, S. K. 1978. Computer simulation modelling for nitrogen in irrigated croplands. *In*: D. R. Nielsen & R. M. McDonald (eds.), Nitrogen in the environment Vol. 1. Academic Press, New York, pp. 79-130.
- TATE, R. L. 1985. Microorganism, ecosystem disturbance and soil-formation processes. *In*: R. L. Tate III & D. A. Klein (eds.), Soil reclamation process: microbiological analysis and applications. Marcel Dekker, New York. 1-33 pp.
- TATE, R. L. 2000. Soil microbiology. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, USA.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSOM, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements. *Analytical Chemistry* 51 (7): 844-846.
- THENG, B. K. G.; ORCHARD, V. A. 1995. Interactions of clays with microorganisms and bacterial survival in soil: a physicochemical perspective. *In*: P. M. Huang *et al* (eds.), Environmental impact of soil component interactions (II), ISSS-UNEP, pp. 123-143.
- THOMAS, G. W. 1975. The relationship between organic matter content and exchangeable aluminium in acid soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39: 591-592.
- THOMPSON, L. M. 1984. El suelo y su fertilidad. 3^a ed. Reverté, Barcelona. 409 p.
- TRASAR, M. C.; GIL, F.; GUITIÁN, F. 1987. Cantidades y formas de fósforo en suelos naturales. *Anales de Edafología y Agrobiología* 46: 1361-1373.
- TRASAR, M. C.; GIL, F. 1987. Phosphatase activity in acid high organic matter soil in Galicia (NW Spain). *Soil Biology and Biochemistry* 19: 281-287.
- TRASAR, M. C.; LEIRÓS, M. C.; GIL SOTRES, F.; SEOANE, S.; 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 26: 100-106.
- TRASAR, M. C.; LEIRÓS, M. C.; GARCÍA, F.; GIL, F. 2000a. Propiedades Bioquímicas de los suelos gallegos: su utilización como indicadores de la calidad del suelo. *En*: C. García y M. T. Hernández (eds.), Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. CSIC, Murcia, pp. 147-273.

- TRASAR, M. C.; LEIRÓS, M. C.; GIL, F. 2000b. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 747-755.
- TRASAR, M. C.; LEIRÓS, M. C.; GARCÍA, F.; GIL, F. 2003. Soil biochemical properties as indicators of soil quality. *In*: M. C. Lobo & J. J. Ibáñez (eds.), *Preserving Soil Quality and Soil Biodiversity*, IMIA-CSIC, Madrid. 119-140 pp.
- THENG, B. K. G.; ORCHARD, V. A. 1995. Interactions of clays with microorganisms and bacterial survival in soil: a physicochemical perspective. *In*: P. M. Huang *et al* (eds.), *Environmental impact of soil component interactions*, Vol II. ISSS-UNEP, U. K. Chap. 12, 123-144 pp.
- TURNER, F. J.; VERHOOGEN, J. 1963. *Petrología ígnea y metamórfica*. Omega, Barcelona.
- TYLER, G. 1974. Heavy metal pollution and soil enzymatic activity. *Plant and Soil* 41: 303-311.
- TYLER, G. 1980. Metals in sporophores of basidiomycetes. *Trans. Br. Mycology Society* 74 (1): 41-49.
- TYLER, G. 1981. Heavy metals in soil biology and biochemistry. *In*: E. A. Paul & J. H. Slater (eds.), *Soil Biochemistry Vol 5*, Marcel Dekker, New York. 371-414 pp.
- TYLER, G.; BALSBERG, AM; BENGTSOON, G; BÅÅTH, E; TRANVIK, L. 1989. Heavy metal ecology of territorial plants, microorganisms and invertebrates. *Water, Air and Soil Pollution* 47: 189-215.
- UICN. 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Cambridge, U. K.
- USDA. 1991. *Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. U.S. Deptment of Agriculture, SCS-USDA, AH. N° 436. Washington, D. C. USA.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. 1987a. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 159-164, 703-707.

Referencias Bibliográficas

- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. 1987b. Microbial biomass measurements in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 697-702.
- VANHALA, P.; KAPANEN, A.; FRITZE, H.; MAARIT NIEMI, R. 1998. Microbial activity and biomass in four Finnish coniferous forest soils – spatial variability and effect of heavy metals. *Boreal Environment Research* 3: 287-295.
- VAN VEEN, J. A.; LADD, J. N.; FRISSEL, M. J. 1984. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. *Plant and Soil* 76: 257-274.
- VAN VEEN, J. A.; LADD, J. N.; AMATO, M. 1985. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with (^{14}C (U)) glucose and (^{15}N) $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 747-756.
- VÁSQUEZ, L.; ROMERO, M.; LEÓN, R.; CONTRERAS, M. 1998. Introducción a la bioestadística y a la epidemiología. McGraw-Hill Interamer., Venezuela. 8-35 pp.
- VILLÓN, M. 2001. Hidrología estadística. Serie Ingeniería Agrícola. *MaxSof*, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 61-105 pp.
- VICÉN, M.; VICÉN, C. 1996. Diccionario de términos ecológicos. Editorial Paraninfo, Madrid. 173 p.
- VISSER, S.; PARKINSON, D. 1992. Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganism. *American Journal of Alternative Agriculture* 7: 33-36.
- VV. AA. 2000. Lista Roja de Flora Vasculares Española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal* 6: 11-38.
- WALKER, R. 1954. Factors affecting plant growth on serpentine soils. *Ecology* 35: 259-266.
- WALL, M.; BOYD, R. S. 2002. Nickel accumulation in serpentine arthropods from the Red Hills, California. *Pan-Pacific Entomologist* 78 (3): 168-176.
- WALTER, I y otros. 2002. Extractable soil heavy metal, following the cessation of biosolids application to agricultural soil. *DTPA. Env. Poll.* 117: 315-321.

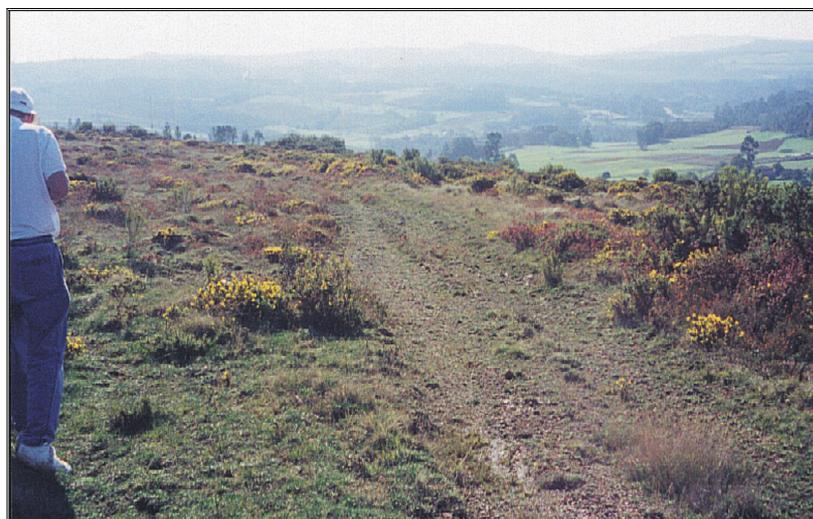
- WARDLE, D. A.; GHANI, A. 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1601-1610.
- WENZEL, W. W.; POLLAK, M. A.; RIEDLER, Ch.; ZISCHKA, R. R.; BLUM, W. 1995. Influence of site conditions and heavy metals on enzyme activities of forest topsoils. *In: P. M. Huang et al (eds.), Environmental impact of soil component interactions, Vol II. ISSS-UNEP, U. K. Ch. 16, pp. 211-225.*
- WEST, AW; ROSS, DJ; COWLING, JC. 1986. Change in microbial C, N, P and ATP contents, numbers and respiration on storage of soil. *Soil Biology & Biochemistry* 18 (2): 141-148.
- WHITE, R. E. 1997. Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource. 3rd ed. Blackwell Science, U. K., pp. 126-221.
- WHITTAKER, R. H.; WALKER, R.B. KRUCKEBERG, A. R. 1954. The ecology of serpentine soil a symposium. *Ecology* 35 (2): 258-288.
- WILD, A. 1993. Soils and the environment: an introduction. Cambridge University Press, U.K., 189 p.
- WOOD, M. 2002. Focus on rarities endemism in the California flora. Part II. CNPS. <http://www.cnps-yerbabuena.org>
- WOLF, A. 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. *Biological Conservation* 100 (1): 35-44.
- XING, G. X.; XU, L. Y.; HOU, W. H. 1995. Role of amorphous Fe oxides in controlling retention of heavy metal elements in soils. CRC, Chinese Academy of Sci. Nanjing, Rep. China. *In: P. M. Huang et al (eds.), Environmental impact of soil component interactions, Vol II. ISSS-UNEP, U. K. Ch. 6, pp. 63-74.*
- XUNTA DE GALICIA. 2000. Red Natura 2000. <http://www.xunta.es/consell/medioambiente>.
- XUNTA DE GALICIA. 2002. Sistema de información ambiental de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. <http://www.siam-cma.org/metereologia/estacions.htm>

ANEXOS

A. FOTOGRAFÍAS DE ALGUNAS DE LAS PARCELAS
CON PRESENCIA DE ENDEMISMOS



Parcelas con presencia de *Santolina melidensis* y asociación *Sagino merinoi-Plantaginetum radicatae* nova Rodríguez & Ortiz (1991) subass. *asteretosum aragonensis*.



Parcelas con presencia de *Santolina melidensis*, *Armeria merinoi*, *Sagina merinoi*, *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*, pastizales vivaces de la asociación *Sagina merinoi-Plantaginietum radicatae* nova Rodríguez & Ortiz (1991) y vegetación común, como *Ullici europaei-Ericetum cinereae* Bellot subass. *ericetosum scopariae* c.f. Silva Pando y Rodríguez-Oubiña, 1986.



(a)



(b)



(c)



(d)

(a) Aspecto general que muestra un avanzado estado de degradación, proximidades del Caserío de Barazón-Santiso; (b) Ladera con apreciables claros, próximo al río Seco; (c y d) Presencia de *Santolina melidensis*, *Leucanthemum gallaecicum* y otros endemismos exclusivos del afloramiento serpentínico de la zona de Melide.

B. FOTOGRAFÍA AÉREA DE UNA PARTE DE LA ZONA ESTUDIADA



Alrededores del Caserío de Barazón, Ayuntamiento de Santiso (Melide, A Coruña)